

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE COSTA RICA  
ESCUELA DE QUÍMICA  
CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

Proyecto Final de Graduación para optar por el grado de Licenciatura en Ingeniería  
Ambiental

**“Uso de biocarbón para la remoción del herbicida bromacil”**

Realizado por:

Kiara Melissa Rodríguez Chacón

Profesor Tutor:

Lic. Ricardo Enrique Ulate Molina

PhD. Federico Masis Meléndez

CARTAGO, Febrero, 2024

## **“Uso de biocarbón para la remoción del herbicida bromacil”**

Informe presentado a la Escuela de Química del Instituto Tecnológico de Costa Rica como requisito parcial para optar por el título de Ingeniero Ambiental con el grado de licenciatura.

### **Miembros del tribunal**

---

**Lic. Ricardo Enrique Ulate Molina**

**Director(a)**

---

**Dr. Johnny Valverde Cerdas**

**Lector 1**

---

**MSc. José Ricardo González Rodríguez**

**Lector 2**

---

**M.Sc.David Hernández Parra**

**Coordinador(a) COTRAFIG**

---

**Dr. Guillermo Calvo Brenes**

**Director Escuela de Química**

---

**M.Sc.Diana Zambrano Piamba**

**Coordinadora Carrera de Ingeniería Ambiental**

## **Dedicatoria**

A mi madre y mi padre, cuyo amor incondicional, fortaleza y sacrificio han sido el pilar en cada paso de mi vida. Gracias por darme las herramientas materiales y emocionales para enfrentar cada reto y por enseñarme el valor de la resiliencia. Su apoyo incondicional ha sido la base de este logro.

A mi Familia y seres queridos por estar siempre presente con palabras de aliento y ánimo, especialmente en los días más difíciles. Su apoyo constante ha sido una fuente de motivación y esperanza, recordándome que no estoy sola en este camino e impulsándome en cada paso que doy.

## **Agradecimientos**

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a mi profesor tutor, Ricardo Ulate Molina, por todo lo que me ha brindado a lo largo de este proyecto. Aprecio profundamente su infinita paciencia y su disposición para escucharme en cada paso de mi aprendizaje. Le agradezco también por su vocación y dedicación; Me siento verdaderamente afortunada de haber tenido la oportunidad de aprender de usted.

Mi gratitud se extiende a la Escuela de Química y a sus docentes, quienes me proporcionaron la educación y las herramientas necesarias para formarme como profesional y enfrentarme al mundo laboral con sólidos conocimientos.

Asimismo, quiero reconocer al CEQUATEC y al CIPA por ofrecerme un espacio de trabajo y los materiales necesarios para llevar a cabo mi investigación en sus laboratorios. De igual forma, expreso mi agradecimiento a Alejandra Mata y al resto del personal por la valiosa ayuda que me brindaron.

## Tabla de contenido

<b>Resumen</b> .....	10
<b>Abstract</b> .....	11
<b>1 Introducción</b> .....	12
<b>1.1 OBJETIVOS</b> .....	13
<b>1.1.1 Objetivo General</b> .....	13
<b>1.1.2 Objetivos específicos</b> .....	13
<b>2. Marco Teórico</b> .....	14
<b>2.1 Plaguicidas en los sistemas lógicos</b> .....	14
<b>2.1.1 Efectos de los plaguicidas en la salud</b> .....	15
<b>2.1.2 Bromacil</b> .....	16
<b>2.2 Residuos de rastrojos de piña</b> .....	17
<b>2.3 Tecnologías alternativas a la remoción de plaguicidas</b> .....	18
<b>2.4 Adsorción de plaguicidas</b> .....	19
<b>2.4.1 Mecanismos de adsorción de plaguicidas con biocarbón</b> .....	20
<b>2.4.2 Equilibrios de adsorción</b> .....	23
<b>2.5 Biocarbón</b> .....	24
<b>2.5.1 Pirólisis</b> .....	26
<b>3. Metodología</b> .....	27
<b>3.1 Muestreo de las materias primas</b> .....	27
<b>3.2 Producción del biocarbón</b> .....	29
<b>3.3 Caracterización del biocarbón</b> .....	32
<b>3.3.1 pH, Conductividad Eléctrica</b> .....	32
<b>3.3.2 Análisis elemental</b> .....	32
<b>3.3.3 Análisis proximal y contenido de humedad</b> .....	32
<b>3.3.4 Capacidad de intercambio catiónico y aniónico</b> .....	33
<b>3.3.5 Área Superficial</b> .....	33
<b>3.3.6 Hidrofobicidad</b> .....	34
<b>3.3.7 Microscopio electrónico de barrido (SEM)</b> .....	34
<b>3.4 Adsorción y remoción del Bromacil</b> .....	35
<b>4. Resultados y discusión</b> .....	37

4.1	Producción del biocarbón.....	37
4.2	Análisis fisicoquímico del biocarbón.....	38
4.3	Adsorción del Bromacil.....	48
<b>5</b>	<b>Conclusiones y recomendaciones.....</b>	<b>55</b>
5.1	Conclusiones.....	55
5.2	Recomendaciones.....	56
<b>6</b>	<b>Referencias.....</b>	<b>58</b>
<b>7.</b>	<b>Apéndices.....</b>	<b>68</b>

## Lista de figuras

Fig. 2.1.2.1 Estructura Química del bromacil. ....	16
Fig. 2.4.1.1. Modelo conceptual de los procesos de transporte asociados a la adsorción sobre un material poroso [30].....	20
Fig. 2.4.1.2. Mecanismo de adsorción de contaminantes en la superficie del biocarbón diseñado [31]. ....	21
Fig. 3.1. Muestreo rastrojos de piña en punto 1 Finca Rojas-Chacón.....	28
Fig. 3.2. Muestreo rastrojos de piña en punto 2 Finca La Paz. ....	28
Fig. 3.3. Rastrojos de piña secados a 60 °C en horno. ....	30
Fig. 3.4. Rastrojos de piña secos triturados. ....	30
Fig. 3.5. Biocarbón obtenido a partir de los rastrojos de piña a una temperatura de 700°C en mufla de laboratorio.....	31
Fig. 3.6. Biocarbón triturado a 250 µm. ....	31
Fig. 4.2.1. Espectro de absorción FTIR de los rastrojos de piña a una temperatura de carbonización de 700 °C.....	43
Fig. 4.2.2. Ángulos promedio de contacto de la réplica BRP R2.....	44
Fig. 4.2.3. Imágenes del microscopio electrónico de barrido (SEM) del biocarbón estudiado a una resolución de (A) x500 y 50 µm, (B) x1,000 y 10 µm, (C) x100 y 100 µm.....	47
Fig. 4.3.1. Curva de adsorción de bromacil, donde $C_e$ representa el promedio de la concentración de bromacil en la disolución (mg/L) y $q_e$ representa el promedio de la cantidad adsorbida (mg/g).....	49
Fig. 4.3.2. Isotherma de adsorción de bromacil en agua buffer (pH 7.8) en PAC SA-UF. Alto: $C_0 = 5-482 \text{ g L}^{-1}$ y $m_s = 0.1-5 \text{ mg L}^{-1}$ . Bajo: $C_0 = 5-66 \text{ g L}^{-1}$ y $m_s = 0.1-3 \text{ mg L}^{-1}$ . [62]. ....	51

## Lista de cuadros

CUADRO I RENDIMIENTO EXPERIMENTAL DEL BIOCARBÓN EN RELACIÓN CON VALORES TEÓRICOS DE LA LITERATURA [31],[48]. .....	37
CUADRO II PROPIEDADES DE LOS RASTROJOS DE PIÑA REPORTADOS EN LA LITERATURA [40]. .....	38
CUADRO III PROPIEDADES FISICOQUÍMICAS DEL BIOCARBÓN OBTENIDO A PARTIR DE RASTROJOS DE PIÑA. ....	39
CUADRO IV ANÁLISIS ELEMENTAL Y PROXIMAL DEL BIOCARBÓN OBTENIDO A PARTIR DE RASTROJOS DE PIÑA. ....	41
CUADRO V. RESULTADOS DE ÁREA SUPERFICIAL Y POROSIDAD OBTENIDOS PARA EL BIOCARBÓN ELABORADO, MEDIANTE LA TÉCNICA BET Y BJH. ....	45
CUADRO VI PARÁMETROS DE AJUSTE DE MODELOS DE ADSORCIÓN PARA EL BIOCARBÓN RASTROJOS DE PIÑA. ....	50
CUADRO VII PARÁMETROS EXPERIMENTALES EN LA ADSORCIÓN DE BROMACIL PARA EL BIOCARBÓN RASTROJOS DE PIÑA. ....	50
CUADRO VIII MODELOS DE ADSORCIÓN PARA BROMACIL EN BIOCARBÓN DE RASTROJOS DE PIÑA. ....	51
CUADRO IX COMPARACIÓN DATOS OBTENIDOS PARA EL BIOCARBÓN RASTROJOS DE PIÑA SEGÚN LITERATURA REPORTADA PARA BIOMASAS SIMILARES. ....	53



## **LISTA DE SIGLAS Y ACRÓNIMO**

EPA: Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos

OCDE: Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico

CANAPEP: Cámara Nacional de Productores y Exportadores de Piña de Costa Rica

ODS: Objetivos de Desarrollo Sostenible

TGA: Análisis termogravimétrico

MV: Materia volátil

SEM: Microscopio electrónico de barrido

FTIR: Espectrometría infrarroja por transformada de Fourier

CIC: Capacidad de Intercambio Catiónico

SSA: Área superficial específica

RMS: Root Mean Squared Error

## Resumen

El crecimiento desmedido poblacional ha llevado al uso intensivo de compuestos químicos para aumentar la productividad y rendimiento de los sistemas agropecuarios, esto con el propósito de garantizar alimentos a la sociedad. Sin embargo, estos compuestos tienen la capacidad de transferirse a otras matrices, como a los sistemas lóticos. El consumo de agua contaminada con estos productos puede tener efectos adversos sobre la salud humana. En este contexto, Costa Rica se destaca como uno de los principales exportadores de piña, un monocultivo que se caracteriza por el uso intensivo de plaguicidas, entre los cuales se encontraba el bromacil. Este estudio evalúa la capacidad de adsorción del bromacil en agua artificial utilizando biocarbón producido a partir de rastrojos de piña, recolectados en Río Cuarto de San Carlos y tratados mediante pirólisis a 700 °C. Posteriormente, fue caracterizado mediante análisis de pH, conductividad eléctrica, análisis elemental, área superficial específica (BET), capacidad de intercambio catiónico (CIC), hidrofobicidad, y microscopía electrónica de barrido (SEM). El biocarbón presentó un rendimiento de carbonización del 29,5%, 19,75% de cenizas y 52,96% de carbono fijo, indicando una estructura estable y adecuada para adsorción. La caracterización mostró un pH alcalino (10,39), alta superficie específica (104,32 m<sup>2</sup>/g) y notable porosidad (42,01 m<sup>2</sup>/g). Las pruebas de adsorción se realizaron en soluciones de bromacil a una concentración inicial de 220,3 µg/L, donde los datos de equilibrio se ajustaron adecuadamente al modelo de la isoterma de Henry, obteniendo una constante K de 16,77 L/mg y un coeficiente de correlación de 0,9971. Se logró una capacidad máxima de adsorción de 104,413 mg/g para la menor masa de biocarbón utilizada, la cual es superior a la obtenida en estudios similares. Se evidencia que los rastrojos de piña pueden ser utilizados como adsorbente en la remoción de bromacil, demostrando ser una opción viable de tratamiento de agua.

**Palabras clave:** biocarbón, pirólisis, rastrojos de piña, adsorción, bromacil.

## Abstract

Uncontrolled population growth has led to the intensive use of chemical compounds to increase the productivity and yield of agricultural systems, with the aim of ensuring food for society. However, these compounds have the capacity to be transferred to other matrices, such as lotic systems, and the consumption of water contaminated with the metabolites of these products can have adverse effects on human health. In this context, Costa Rica stands out as one of the main exporters of pineapple, a monoculture characterized by the intensive use of pesticides, including bromacil. This study evaluates the adsorption capacity of bromacil in artificial water using biochar produced from pineapple residues collected in Río Cuarto, San Carlos, and treated by pyrolysis at 700°C. It was subsequently characterized by pH, electrical conductivity, elemental analysis, specific surface area (BET), cation exchange capacity (CEC), hydrophobicity, and scanning electron microscopy (SEM). The biochar showed a carbonization yield of 29,5%, 19,75% ash, and 52,96% fixed carbon, indicating a stable structure suitable for adsorption. The characterization showed an alkaline pH (10,39), high specific surface area (104,32 m<sup>2</sup>/g), and notable porosity (42,01 m<sup>2</sup>/g). Adsorption tests were performed on bromacil solutions at an initial concentration of 220,3 µg/L, where the equilibrium data were adequately fitted to the Henry isotherm model, obtaining a K constant of 16,77 L/mg and a correlation coefficient of 0,9971. A maximum adsorption capacity of 104,413 mg/g was achieved for the lowest mass of biochar used, which is higher than that obtained in similar studies. It is evident that pineapple residues can be used as an adsorbent in the removal of bromacil, proving to be a viable water treatment option.

**Keywords:** biochar, pyrolysis, pineapple stubble, adsorption, bromacil.

# 1 Introducción

Los plaguicidas son los productos químicos más utilizados para el control de plagas en la agricultura mundial, esto a pesar de tener efectos adversos sobre los humanos y el ambiente. En los últimos años, el creciente número de productos químicos y su toxicidad han generado un aumento en la preocupación e investigación sobre este tema, entre los cuales destaca el bromacil [1].

La aplicación de compuestos químicos tiene como objetivo aumentar la productividad y el rendimiento de los sistemas agropecuarios y que así se pueda garantizar la seguridad alimentaria a la población [2]. Sin embargo, la alta movilidad de estas sustancias en los suelos, facilitan la transferencia de partículas del suelo a otras matrices, como a los sistemas lóticos [3], sitio que algunas poblaciones utilizan para obtener agua potable. En este contexto, el consumo humano de agua contaminada con residuos de plaguicidas y sus metabolitos representa un riesgo en la salud humana de las poblaciones expuestas, por los efectos neurotóxicos que poseen y su comportamiento como disruptores endocrinos [2].

Costa Rica es el mayor consumidor de plaguicidas de los países que forman parte de la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE) [4]. El uso de plaguicidas en la agricultura, ronda en promedio los 34,45 kg de ingrediente activo por hectárea por año y en donde se ha reportado que del 2012 al 2020, el bromacil registró un total de 42,38 kg anuales de compuesto químico aplicado [4]. Este sistema actual de producción agrícola y su aumento en la adquisición de estos productos ha llevado a provocar la degradación de la calidad de agua en las zonas cercanas a los sitios donde se aplican.

Asimismo, Costa Rica es un país en donde su economía se caracteriza en parte por la exportación de productos agrícolas, donde la piña ocupa un lugar muy importante ya que es el principal exportador de este producto a nivel mundial [5].

Cabe destacar que el cultivo de la piña, al tratarse de un monocultivo, se caracteriza por un uso intensivo de agroquímicos [6]. En el año 2020, se reportó la aplicación aproximada de 1 000 000 kg de sustancia activa en este cultivo [4].

El cantón de San Carlos posee la mayor área dedicada al cultivo de piña en el país, con un total de 10 448 hectáreas [7] y según lo reportado en [4], se detectaron metabolitos del plaguicida bromacil en diversas fuentes de agua ubicadas en los distritos de Pital, Aguas Zarcas y Venecia, así como en el cantón de Río Cuarto. En el año 2017, se registraron concentraciones de aproximadamente 15  $\mu\text{g/L}$  en una muestra del Río Toro–Quebrada Gavilán, y de 13  $\mu\text{g/L}$  en el Río Tres Amigos–Quebrada Sahíno [4].

Adicionalmente, uno de los principales problemas de la producción de piña, es la generación de altas cantidades de residuos sólidos. Según [6], la estimación de biomasa que se genera de rastrojo de piña en el país para 43 000 hectáreas actuales de cultivo es de 640 000 toneladas por año en base seca.

A pesar de los esfuerzos por disminuir o gestionar de manera sostenible estos residuos, su cantidad sigue siendo muy elevada. Además, los distintos métodos de eliminación actuales pueden no ser opciones ambientalmente sostenibles, lo que ha llevado a la búsqueda de alternativas, entre las que destaca el uso de los rastrojos de piña para la generación de biocarbón. Estos materiales se pueden utilizar para diversos procesos ambientales, sin embargo, uno de los usos más importantes es la remoción de plaguicidas en matrices como suelo y agua.

Esta investigación tiene como objetivo evaluar la capacidad de adsorción del bromacil en agua artificial mediante biocarbón elaborado a partir de residuos de rastrojos de piña.

## **1.1 OBJETIVOS**

### **1.1.1 Objetivo General**

Evaluar la capacidad de adsorción del bromacil en agua artificial mediante biocarbón elaborado a partir de residuos de rastrojos de piña para su uso en agua potable.

### **1.1.2 Objetivos específicos**

- Desarrollar un biocarbón a partir de residuos de rastrojos de piña a una temperatura de pirólisis de 700 °C.
- Caracterizar las propiedades físicas y químicas del biocarbón elaborado.

- Determinar la capacidad de adsorción de bromacil utilizando el biocarbón producido.

## 2. Marco Teórico

### 2.1 Plaguicidas en los sistemas lóticos

Los plaguicidas se definen como productos químicos que se aplican en instalaciones o sistemas agrícolas, para mantener una producción efectiva de los cultivos y, asimismo, para eliminar las plagas de insectos que afectan negativamente el rendimiento de estos. Generalmente se clasifican en insecticidas, herbicidas, fungicidas, bactericidas, acaricidas, rodenticidas, molusquicidas, nematocidas, entre otros [8]. Estos productos pueden generar residuos, término que hace referencia a una sustancia específica presente en sistemas agrícolas, así como en el medio ambiente, en particular en el suelo, el aire y el agua, como consecuencia de su uso. Este término incluye cualquier derivado de un plaguicida, como productos de conversión, descomposición, reacción, así como impurezas y metabolitos considerados de importancia toxicológica o ecotoxicológica [9].

Los ambientes lóticos son sistemas acuáticos que se caracterizan por tener un flujo de agua unidireccional, es decir, aguas que llevan corriente. Estos forman redes hidrológicas que capturan el agua y la concentran en un cauce principal [10]. Es de importancia mencionar que estos sistemas tienden a recibir distintos tipos de contaminación antropogénica, entre los cuales destacan los desechos provenientes de la agricultura y de la mano a esto, los residuos de plaguicidas. Algunas de las diferentes formas en la que estos pueden llegar a los cuerpos de agua son por medio de su aplicación aérea en cultivos, directamente en suelos erosionados, transportado por viento en las partículas de polvo, por la presencia de fuertes lluvias o escorrentías, sistemas de infiltración de aguas pluviales que deterioran la calidad del agua subterránea, entre otros [11].

La contaminación de los cuerpos de agua ha incrementado en diversas regiones del mundo, especialmente en zonas agrícolas e industrializadas. Al mismo tiempo, se han fortalecido las medidas de protección de estos ecosistemas. En algunos países, las iniciativas de conservación han tenido éxito; sin embargo, en otros, el crecimiento demográfico desmedido y la alta demanda de alimentos han dificultado su efectividad [2]. Para satisfacer esta demanda,

ha sido necesario recurrir al uso intensivo de plaguicidas en los sistemas agrícolas, con el objetivo de controlar insectos, malezas, hongos y otras plagas. No obstante, a pesar de los beneficios que implica su aplicación en términos de seguridad alimentaria, tiene como resultado adverso la contaminación de los ambientes lóticos con diversos residuos [3].

Una vez que los residuos de los plaguicidas llegan a los ambientes lóticos, la vida acuática puede llegarse a ver afectada y alterada. Estos compuestos tóxicos tienen el potencial de provocar fallas reproductivas, adelgazamiento de la cáscara de los huevos, supresión del sistema inmunológico y diversas complicaciones para la salud, como exceso de baba en escamas y branquias, aparición de tumores, lesiones y cánceres. Además, pueden alterar funciones fisiológicas esenciales al inhibir enzimas clave, reducir el crecimiento, modificar patrones de comportamiento y aumentar la susceptibilidad a enfermedades, lo que con el tiempo se traduce en una disminución significativa de las poblaciones acuáticas [2],[11].

### **2.1.1 Efectos de los plaguicidas en la salud**

La exposición a plaguicidas tiene un impacto significativo en la salud humana, especialmente en agricultores y residentes cercanos a zonas agrícolas o industrias manufactureras. El contacto con estos compuestos puede ocurrir a través de la piel, la inhalación, la ingestión o el contacto directo [12]. Por lo tanto, el efecto directo que pueden generar estos productos sobre la salud es la intoxicación o envenenamiento ocupacional, causando hasta la muerte al individuo [12]. Por otra parte, de acuerdo con [2]- [12], se determinó que la exposición a restos de plaguicidas está asociada con trastornos neurológicos (14%) como la enfermedad de Parkinson, enfermedad renal crónica (6%), cánceres (13%), de los cuales destaca el cáncer de mama y próstata y el envenenamiento (8%), así como problemas respiratorios (7%) y genotoxicidad (6%). Otros efectos significativos son la alteración del sistema endocrino y la toxicidad cardiovascular [2].

## 2.1.2 Bromacil

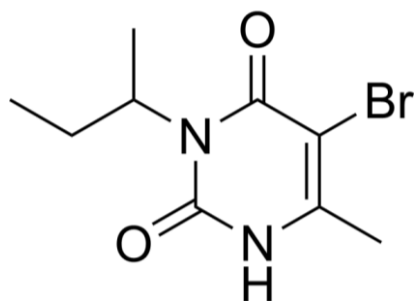


Fig. 2.1.2.1 Estructura Química del bromacil.

El bromacil, Figura 2.1.2.1, se clasifica como un herbicida que se caracteriza por su alta solubilidad en agua y una bioacumulación ligera [13]. Además, posee una alta movilidad ambiental, persistencia y una vida media entre 4 529 a 46 200 días [13]-[14], característica que es importante debido a la transferencia de sus metabolitos a los sistemas lóticos. La Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) lo considera como una sustancia ligeramente tóxica y se han evidenciado que en una muestra de animales de laboratorio sus efectos fueron daño en los testículos, hígado y tiroides [13].

Este herbicida, fue un producto altamente consumido en Costa Rica en la producción de piña y del cual se han encontrado trazas en fuentes de agua potable en el país [4]. Debido a la gran cantidad de denuncias por contaminación de acuíferos, particularmente en las zonas de Limón y San Carlos, su uso fue prohibido en 2017 [15]. Es importante señalar que, de acuerdo con el reglamento de agua potable vigente en Costa Rica, el límite máximo permitido para este compuesto es de 0,1 µg/L [16], no obstante, se reportó la presencia de metabolitos de bromacil en los distritos de Pital, Aguas Zarcas y Venecia, así como en el cantón de Río Cuarto. Las muestras tomadas en el Río Toro - Quebrada Gavilán y en el Río Tres Amigos - Quebrada Sahíno mostraron concentraciones de aproximadamente 15 µg/L y 13 µg/L, respectivamente [4]. Estas concentraciones sobrepasan el límite establecido en la normativa, lo que evidencia una situación de contaminación y representa un riesgo significativo para la salud pública y el ambiente.

En el país, la contaminación por bromacil ha afectado a aproximadamente 6 000 personas en la región caribeña [13] y otras 2 000 en la comunidad de Los Llanos de Aguas Zarcas, según reportes de marzo de 2020 [17].



Por otro lado, en sistemas acuáticos, los plaguicidas se absorben a través de la materia orgánica particulada debido a sus altos valores de  $K_{ow}$ , lo que favorece su bioacumulación y magnificación a lo largo de las cadenas alimentarias. Para el caso específico del bromacil, este valor es de 1,88 [18], lo que indica una baja afinidad relativa [14].

Cabe mencionar que el coeficiente de adsorción  $K_{oc}$  [14] para el plaguicida estudiado es de 12 a 126 lo que describe la tendencia de este a unirse a las partículas del suelo.

## 2.2 Residuos de rastrojos de piña

En la actualidad, en Costa Rica se observa un elevado consumo de plaguicidas en diversos cultivos. La producción de piña, en particular, ha ganado importancia debido a su acelerado crecimiento. La Cámara Nacional de Productores y Exportadores de Piña de Costa Rica (CANAPEP) indican que actualmente existen cerca de 43 000 Ha dedicadas al cultivo de piña en el país, en 16 cantones, concentrándose en 4 regiones, siendo la zona Norte la que cuenta con mayor siembra de este producto, con 20 210 ha, lo que equivale al 47% del área cultivada [6].

Este incremento en la producción también ha generado una gran cantidad de residuos orgánicos, conocidos como rastrojos de piña, los cuales están compuestos por la totalidad de la planta, incluyendo la raíz, tallo, hijos secundarios y hojas [6]. Estos residuos se obtienen al finalizar el ciclo productivo de las plantaciones, es decir, después de un periodo aproximado de dos años y seis meses [7].

En la actualidad, en Costa Rica la estimación de biomasa que se genera para toda el área de cultivo es de 4 280 000 toneladas por año en base húmeda y 640 000 toneladas por año en base seca. A esta cantidad de residuos agrícolas se les da tres tipos de tratamientos, en seco, en verde [6] y enterrado [7], donde los costos asociados rondan entre los \$1000 y \$1500 por hectárea y \$1600 para el método en seco y en verde respectivamente [6]. Por otra parte, enterrarlos es el método más costoso en relación con los otros dos, donde los costos por hectárea pueden rondar los \$2000 [7].

El manejo en seco consiste en aplicar herbicida con ingrediente activo (Dicloruro de 1,1'-dimetil-4,4'-bipiridilo) como medio de secado químico; posteriormente se realiza una quema

y los residuos que quedan (hojas, tallos y raíz) se incorporan al terreno por medio de rastras. Mientras que, para el manejo en verde, se da una aplicación previa de microorganismos degradadores y posteriormente la aplicación de rastras para la molienda e incorporación al terreno [6]. Sin embargo, según el estudio realizado por [6], el principal problema que enfrentan los trabajadores cuando realizan este tipo de procedimientos, a nivel productivo, es que el ciclo del uso del terreno se puede retrasar de tres a cuatro semanas según las condiciones climáticas.

Otra forma de manejo es enterrarlo, pero es compleja revisarla o verla en campo, debido a que se cavan fosas de 2 metros de profundidad, se coloca el rastrojo ya sea en plantas enteras o trituradas y posteriormente se rellena con al menos 1 metro de tierra [6],[7]. A pesar de que es una práctica que no se realiza regularmente, aumenta el fenómeno de lixiviación de sustancias y su incorporación a fuentes subterráneas de agua, como parte de la descomposición de la materia orgánica [6].

La falta de un manejo integral de los rastrojos o bien una cantidad muy elevada de residuos que, sin un debido tratamiento, son abandonados en el campo provocan un foco de contaminación para la propagación de la mosca del establo (*Stomoxys calcitrans*), ya que es un excelente medio para la incubación de sus huevos [6]. En [6] explican la problemática que existe entre los vecinos y los productores de piña, ya que los catalogan como los responsables por las infestaciones de la mosca y la afectación del ganado vacuno predominante en la zona y las molestias de la salud pública.

En consecuencia, la falta de un buen manejo del rastrojo es un problema real dentro del sector productivo [6], por lo que su uso para la producción de biocarbón es una alternativa prometedora para valorizar este tipo de residuos y minimizar su impacto ambiental.

### **2.3 Tecnologías alternativas a la remoción de plaguicidas**

Existen diversas opciones tecnológicas disponibles para eliminar residuos de plaguicidas presentes en agua. Estas incluyen métodos físicos, químicos y biológicos como los procesos de oxidación avanzada, biodegradación, filtración por membranas, intercambio iónico y adsorción. Cada una de estas tecnologías presenta ventajas y limitaciones en función del tipo de plaguicida, su concentración y las características del agua. Dentro de estas alternativas, la

adsorción destaca como una de las más prometedoras debido a su simplicidad, bajo costo, alta eficiencia y la posibilidad de emplear materiales diversos [2].

## 2.4 Adsorción de plaguicidas

La adsorción es el método más empleado para la remoción de plaguicidas de distintas matrices y es un proceso importante para determinar el destino de estos compuestos en el suelo o en los sistemas lóticos. Se define como un proceso fisicoquímico mediante el cual las moléculas de plaguicidas son retenidas en la superficie de las partículas sólidas [19]. En este proceso, el compuesto retenido se denomina adsorbato, mientras que adsorbente se refiere al material en estado condensado que tiene el potencial de ser adsorbido [20].

Diversos tipos de adsorbatos han sido investigados para la remoción de bromacil en agua, los cuales varían en origen, estructura y eficiencia. Entre los más utilizados se encuentra el carbón activado, ampliamente reconocido por su alta área superficial y eficacia en la adsorción de plaguicidas orgánicos [20]. Además, se han estudiado las zeolitas naturales y sintéticas, especialmente aquellas con alta capacidad de intercambio catiónico (CIC), por su potencial en la purificación de agua [21], otras se caracterizan por la eliminación de plaguicidas del agua gracias a su rápida adsorción y regeneración eficaz sin perder capacidad de adsorción [22]. Por otro lado, las arcillas activadas han sido empleadas por su amplia disponibilidad y bajo costo [23].

En años recientes, los materiales nanocompuestos también han adquirido importancia, debido a sus diversas vías de producción, facilidad para modificar su superficie, bajo costo y disponibilidad. Dentro de esta categoría se incluyen los nanomateriales de óxidos metálicos [24] y los nanotubos de carbono [25].

De manera más reciente, destaca el uso de biocarbón (biochar), especialmente aquellos derivados de residuos agrícolas como cáscara de cacahuete [26], cáscaras de coco [27], tallos de arroz [27] y bagazo de caña de azúcar [28], estos materiales han ganado atención por ser sostenibles, económicos y por su alta capacidad adsorbente. A continuación, se detallan los principales mecanismos mediante los cuales este material interactúa con los plaguicidas presentes en soluciones acuosas.

## 2.4.1 Mecanismos de transferencia de masa

Resulta fundamental comprender los mecanismos de transferencia de masa que controlan la eficiencia del proceso. El avance de la adsorción en medios líquidos se describe comúnmente a través de una secuencia de etapas. Primero, el adsorbato se desplaza desde la fase líquida hacia la capa límite hidrodinámica que rodea la partícula del adsorbente. Luego, ocurre el transporte a través de esta capa hasta la superficie externa del material, etapa conocida como difusión externa. Posteriormente, el adsorbato penetra al interior de la partícula adsorbente mediante difusión interna o intrapartícula, la cual puede darse a través de los poros llenos de disolución (difusión por poros) y/o por desplazamiento a lo largo de las superficies internas del adsorbente (difusión superficial) [29].

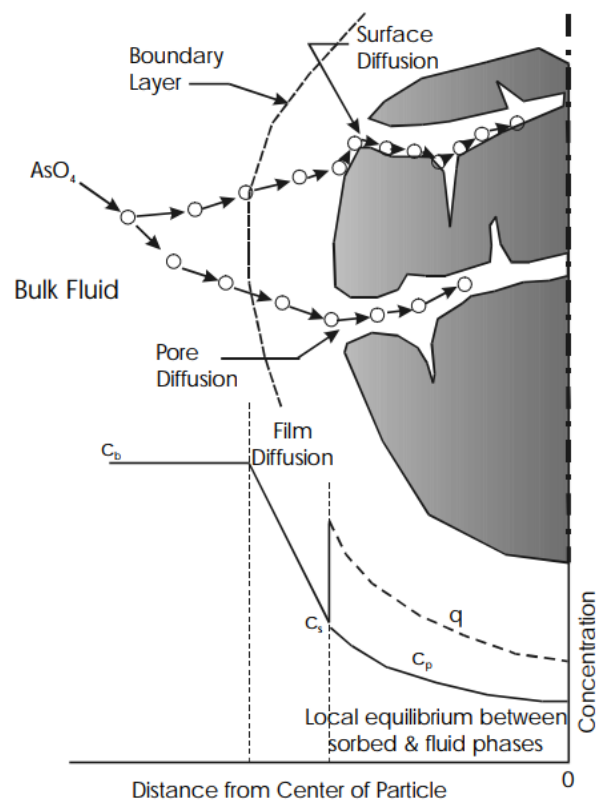


Fig. 2.4.1.1. Modelo conceptual de los procesos de transporte asociados a la adsorción sobre un material poroso [30]

En la figura 2.4.1.1 se muestra un esquema de los procesos de transferencia de masa involucrados en la adsorción.

Entre estos mecanismos, los más relevantes desde el punto de vista cinético son la difusión externa y la difusión intrapartícula, ya que suelen determinar la velocidad global del proceso. La difusión intrapartícula cobra especial importancia cuando se utilizan adsorbentes con diámetros de poro muy reducidos. En este caso, la difusión superficial ocurre cuando las moléculas adsorbidas que poseen suficiente energía migran a lo largo de la superficie del poro, desplazándose de un sitio activo a otro conforme son reemplazadas por moléculas vecinas. En cambio, en la difusión por poros, las moléculas se adentran más profundamente en la estructura del adsorbente hasta fijarse en sitios disponibles dentro del material. Ambos mecanismos, aunque difíciles de separar experimentalmente, actúan de manera conjunta y son clave para comprender las limitaciones y optimizar el rendimiento de los sistemas de adsorción [30].

#### 2.4.2 Mecanismos de adsorción de plaguicidas con biocarbón.



Fig. 2.4.1.2. Mecanismo de adsorción de contaminantes en la superficie del biocarbón diseñado [31].

La adsorción de plaguicidas en agua mediante biocarbón suele clasificarse según la naturaleza de las interacciones que se establecen entre el plaguicida y el material adsorbente. En general, se pueden diferenciar dos tipos principales: adsorción física (fisisorción) y adsorción química (quimisorción) [20].

Por un lado, en la adsorción química, los grupos funcionales cargados en la superficie del biocarbón interactúan con las moléculas cargadas del plaguicida mediante atracción electrostática. Por otro lado, en la adsorción física, las moléculas del plaguicida pueden quedar retenidas dentro de los poros del biocarbón por exclusión de tamaño. Debido a que los poros de este material suelen ser de tamaño reducido, no todas las moléculas logran ingresar, lo que limita su retención. Ambos mecanismos pueden actuar simultáneamente, reforzando el proceso de remoción [19].

Además, los mecanismos mediante los cuales se produce la adsorción pueden involucrar una variedad de interacciones fisicoquímicas (Fig. 2.4.1.2), tales como enlaces químicos, atracción, electrostática, enlaces de hidrógeno, interacciones hidrofóbicas y de Van Der Waals [20].

La adsorción física de plaguicidas en biocarbón está determinada principalmente por su estructura porosa y la gran superficie específica. Factores como el volumen de poro, la distribución del tamaño de poro y la morfología del material influyen directamente en esta capacidad adsorbente. Durante el proceso de producción del biocarbón, se forma una red de poros que incluye microporos (<1 nm), mesoporos (1–25 nm) y macroporos (>25 nm), los cuales proporcionan múltiples sitios de adsorción [29].

En este contexto, las fuerzas de Van der Waals, particularmente las fuerzas de dispersión desempeñan un papel clave en la adsorción física. Estas interacciones se originan por fluctuaciones temporales en la distribución electrónica, que generan dipolos momentáneos entre las moléculas del plaguicida y la superficie del biocarbón. Además, si el material posee carga superficial, pueden establecerse atracciones electrostáticas adicionales con el contaminante, contribuyendo así al proceso global de retención [19]. Por otro lado, la adsorción química implica interacciones más específicas, como las interacciones  $\pi$ - $\pi$  y la formación de enlaces de hidrógeno. Estas últimas ocurren cuando átomos electronegativos del plaguicida, especialmente oxígenos, interactúan con grupos funcionales del biocarbón

como hidroxilos, carboxilos o amidas. En estos casos, la molécula del plaguicida puede actuar como donante o aceptor de enlaces de hidrógeno, lo que facilita una adsorción multipunto y mejora la estabilidad del compuesto adsorbido. En conjunto, estos mecanismos permiten una alta eficiencia de remoción y una fuerte retención de plaguicidas en la superficie del biocarbón [19].

Se debe resaltar que la eficiencia o calidad del biocarbón que se produce depende de la temperatura de pirólisis a utilizar, así como por la calidad de la materia prima. De la misma manera, la capacidad del material para interactuar con el plaguicida en el suelo se va a ver influenciada por su naturaleza, pH de la disolución a utilizar, naturaleza y características del suelo, entre otros factores [12], puntos importantes que se deben tener presente a la hora de realizar su producción, esto con la finalidad de producir un material de calidad alta y con beneficios que sean aplicables en los ecosistemas.

### 2.4.3 Equilibrios de adsorción

El equilibrio de adsorción se describe mediante la relación entre la cantidad de sustancia adsorbida por unidad de masa del material adsorbente, comúnmente representada como  $q_e$  o capacidad máxima de adsorción, y la concentración del soluto que permanece en la disolución [20].

En este contexto, el estudio de las isotermas de adsorción, en conjunto con el análisis de los factores externos que afectan el proceso, facilita la comprensión de las interacciones entre el adsorbato y el adsorbente. La información relacionada con el equilibrio de adsorción resulta esencial para interpretar el comportamiento del sistema [20].

La capacidad de adsorción de un material se puede expresar a partir de la ecuación 1:

$$q_e = \frac{(C_o - C_e)V}{m} \quad \text{Ec. (1)}$$

Donde  $C_o$  es la concentración inicial puesta en contacto con el material adsorbente,  $C_e$  es la concentración en equilibrio o remanente,  $V$  es el volumen de la disolución y  $m$  es la masa de adsorbente utilizada para cada punto de una isoterma [20]. La isoterma obtenida al graficar  $q_e$  vs  $C_e$  puede adoptar distintas formas, según las condiciones que afectan el proceso de

adsorción. La forma de la isoterma proporciona información cualitativa sobre el mecanismo de adsorción y sobre las características de la superficie ocupada por el adsorbato [20].

## 2.5 Biocarbón

El biocarbón se produce por medio de la pirólisis de materiales orgánicos como residuos agroindustriales, teniendo como resultado un material poroso y con un alto contenido de carbono [18]. Debido al creciente interés que ha surgido sobre este material, se han realizado varios estudios con el fin de conocer sus diversas aplicaciones y ventajas, entre estas destaca en el rendimiento de cultivos [32], mitigación de las emisiones de CO<sub>2</sub> y CH<sub>4</sub> [32], aumento de la disponibilidad de nutrientes en los suelos [33], fertilizantes [34], producción de biocombustibles [6], tratamiento de aguas residuales [35], y numerosas opciones más en diversos campos.

El tratamiento mediante pirólisis produce un biocarbón de naturaleza alcalina, ya que los grupos funcionales en su superficie pueden contener compuestos inorgánicos y elementos alcalinos, por lo tanto, estos pueden usarse para mejorar la fertilidad de los suelos estériles, incluidos los suelos ácidos y ampliamente lixiviados [12],[18]. Adicionalmente, en [18] se afirman que, cuando este proceso se lleva a cabo en condiciones controladas, la emisión de contaminantes a la atmósfera se disminuye en comparación con otros métodos de producción, el cual es un punto importante tomar en cuenta a la hora de su producción, esto con el fin de ofrecer el método con el menor impacto al ambiente y con mayores beneficios.

Asimismo, las propiedades particulares que presenta este material y sus aplicaciones podrían ser una gran opción como enmienda del suelo, ya que ofrece numerosas ventajas tales como la retención de humedad, aflojamiento del suelo y aumento de la materia orgánica. Así como mejora las propiedades y la textura del suelo, la germinación de las semillas, su calidad nutricional y estimula la absorción de micronutrientes por parte de las plantas [18].

El biocarbón tiene la ventaja de presentar una alta porosidad. Esto conlleva beneficios como una mejor aireación del suelo y una mayor capacidad de retención de agua. Según la mayoría de las investigaciones, este material puede unirse a las partículas del suelo sin obstruir los poros disponibles. Como resultado, se facilita una mayor respiración de las raíces y una mejor asimilación de agua, lo que contribuye a mejorar los rendimientos de los cultivos [18].



Además, [36] menciona que, debido a su porosidad, el biocarbón facilita una distribución más eficiente del agua en la raíz de las plantas, favoreciendo la absorción de nutrientes. También contribuye a mejorar el hábitat de los microorganismos del suelo, lo que influye directamente en su diversidad, morfología y comportamiento.

Es importante mencionar que, asociado a la ventaja de tener una alta porosidad, este material resalta también por su efecto de adsorción de contaminantes orgánicos [37]. De acuerdo con [12] el biocarbón muestra una alta capacidad de intercambio catiónico, estabilidad química y biológica, gran superficie específica y una alta micromorfología porosa que puede inmovilizar contaminantes y minimizar el riesgo de contaminación del suelo. Esto debido a que se facilitan más sitios de adsorción, reteniendo moléculas del contaminante y disminuyendo la posibilidad de que estos sean absorbidos por las plantas en crecimiento. Por lo tanto, esta característica se podría deber a la presencia de macro y microporos, que pueden proporcionar sitios adecuados para la sorción de estos residuos [12].

Como se ha comentado anteriormente, la lixiviación de plaguicidas a las aguas subterráneas que finalmente terminan en los sistemas lóticos es motivo de preocupación sanitaria y ambiental, por lo tanto, el uso de biocarbón como enmienda del suelo podría ser una posible solución de gestión para reducir el movimiento de estos compuestos. Asimismo, este método es relevante y cuenta con la ventaja sobre los demás existentes de ser un material carbonoso renovable, económico y de disponibilidad ilimitada, proporcionando una solución natural que finalmente mejora la salud del suelo [38] y que, al mismo tiempo, son biomasas que se les debe proporcionar una solución para su tratamiento, para evitar que se conviertan en residuos que desencadenan otras problemáticas sanitarias.

Por lo tanto, estas sustancias en el suelo pueden interactuar con el biocarbón a través de procesos de adsorción, desorción, degradación y lixiviación que influyen en su destino, disponibilidad y movilidad [12].

Sin embargo, se debe mencionar que su impacto en suelos agrícolas contaminados se rige por varios factores, como las propiedades fisicoquímicas del biocarbón, el tipo de pirólisis, las condiciones del suelo y el método de aplicación, lo que puede generar condiciones importantes en la eliminación o mitigación de sustancias tóxicas [39].

### 2.5.1 Pirólisis

El proceso utilizado para la producción del biocarbón es la pirólisis, esta consiste en la descomposición térmica de una materia prima en ausencia de oxígeno [40], llevando a la formación de líquidos, gases y productos sólidos [41]. Es importante señalar que el rendimiento de la pirólisis, es decir, la relación entre la cantidad de biocarbón producido y la cantidad de materia prima utilizada, está estrechamente influenciado por la temperatura de pirólisis. A medida que la temperatura aumenta, el proceso tiende a favorecer la producción de gases y líquidos volátiles, lo que, a su vez, reduce el porcentaje de rendimiento (relación biocarbón/materia prima) [42].

Se deben considerar ciertas condiciones de pirólisis para una correcta producción de biocarbón, los factores del proceso que determinan la estabilidad del material se dividen en cuatro. En primer lugar, se encuentra la temperatura, en esta el rendimiento porcentual de masa de biocarbón disminuye conforme se incrementa la temperatura, también se incrementa la estabilidad, dado que se favorece una mayor volatilización de los compuestos ligeros y la complejidad de la estructura [40]. En segundo lugar, lo ocupa el tiempo de residencia, aumentar el tiempo en el proceso produce que el vapor y la parte sólida permanezcan juntas, permitiendo una mayor proliferación de la estructura. En tercer lugar, se encuentra la velocidad de calentamiento, puesto que un incremento abrupto de temperatura genera una estructura en donde no se ha dado la proliferación aromática. Finalmente, y, en cuarto lugar, está la presión, a mayor presión se genera más contacto entre el vapor separado y la estructura sólida, el cual es reabsorbido y forma una estructura más compleja y estable [40].

Asimismo, un factor diferente al proceso, pero también determinante, es la materia prima, en este caso la biomasa. Su composición, que incluye celulosa, hemicelulosa y lignina, varía en complejidad estructural según el tipo de biomasa. Durante el proceso de pirólisis, la pared celular es la primera en degradarse. Luego, se inicia la descomposición de la celulosa y la hemicelulosa, lo que da como resultado la formación de un carbono amorfo y no estable. En este punto de descomposición la degradación de la lignina aromatiza la estructura permitiendo la formación de una estructura estable. Si bien el biocarbón puede realizarse de restos forestales como materia prima o excrementos de animales, se ha demostrado que el

más estable sería el producido a partir de residuos forestales o lignocelulósicos; esto se debe a su contenido proporcional de celulosa, hemicelulosa y lignina, dado que esta se descompone en función de la complejidad de su estructura y formará una estructura de anillos aromáticos [40]. Es por esta razón, que utilizar como biomasa los rastrojos de piña significa una gran alternativa, al cumplir con las condiciones mencionadas y un correcto funcionamiento como material en la producción de biocarbón, para posteriormente ser usado en diversos campos como la remoción de plaguicidas.

### **3. Metodología**

#### **3.1 Muestreo de las materias primas**

La recolección de los rastrojos de piña se realizó en una visita de campo a la zona de Río Cuarto de San Carlos, específicamente a las fincas Chacón-Rojas y Finca la Paz, donde se recolectaron aproximadamente 2 kg de rastrojos de piña, en cada uno de los sitios. Las muestras se tomaron de una forma aleatoria, en dos puntos de muestreo localizados en terrenos diferentes (-84,23331104, 10,4320993706452) ( -84,2339985, 10,40465745), observados en las Figuras 3.1 y 3.2.

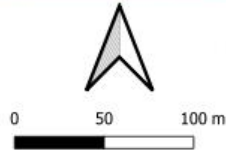


**LEYENDA**

Polígono rojo: Área de muestreo

● puntos san carlos muestreo

Google Hybrid



Mapa muestreo 1 rastrojos de piña en Finca Chacón-Rojas, Pital, San Carlos, Costa Rica.

Fig. 3.1. Muestreo rastrojos de piña en punto 1 Finca Rojas-Chacón.

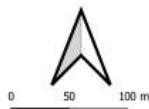


**LEYENDA**

Polígono rojo: Área de muestreo

● puntos san carlos muestreo

Google Hybrid



Mapa muestreo 2 rastrojos de piña en Finca La Paz, Pital, San Carlos, Costa Rica.

Fig. 3.2. Muestreo rastrojos de piña en punto 2 Finca La Paz.

Se retiró toda parte comestible de la planta en estas muestras. Una vez recolectadas, se trasladaron al laboratorio de hidrología de suelos de la Escuela de Química del Instituto Tecnológico de Cartago para su procesamiento. Estas muestras fueron necesarias para la producción posterior del material propuesto.

Se elaboro el biocarbón por cuadruplicado. Los biocarbones resultantes se denotaron como BRP Rx, donde BRP representa la biomasa utilizada, es decir, biocarbón rastrojos de piña y x representa el número de repetición (1, 2, 3 o 4).

### **3.2 Producción del biocarbón**

Para la producción del biocarbón se siguió el procedimiento establecido por Chin-Pampillo et al.[42], con las siguientes modificaciones. Se lavaron y secaron las muestras de rastrojos de piña al aire libre y posteriormente se cortaron en piezas más pequeñas para colocarlas en el horno a 60 °C durante 1 semana. Posteriormente, se colocaron dentro de un recipiente de metal previamente pesado, este recipiente se introdujo en una mufla de laboratorio a una temperatura de trabajo de 700 °C, con un tiempo de residencia de 2 horas. Una vez finalizado el tiempo de residencia en la mufla, se apagó y se dejó enfriar la muestra a temperatura ambiente, para después retirar y pesar el recipiente con el biocarbón. Los materiales carbonizados que se obtuvieron se trituraron ligeramente a un tamaño menor a 8 mm para pasarlo a través de un tamiz de 250 µm y se almacenaron en bolsas de plástico herméticas debidamente rotuladas para su posterior uso.



Fig. 3.3. Rastrojos de piña secados a 60 °C en horno.



Fig. 3.4. Rastrojos de piña secos triturados.



Fig. 3.5. Biocarbón obtenido a partir de los rastrojos de piña a una temperatura de 700°C en mufla de laboratorio.



Fig. 3.6. Biocarbón triturado a 250  $\mu\text{m}$ .

El rendimiento de carbonización del biocarbón se calculó utilizando la Ec. (2)

$$\% \text{ Rendimiento del biocarbón} = \frac{\text{Peso de los materiales de pirólisis (g)}}{\text{Masa de la materia prima de entrada (g)}} \times 100 \quad \text{Ec. (2)}$$

### 3.3 Caracterización del biocarbón

#### 3.3.1 pH, Conductividad Eléctrica

Se pesaron 0,5 g de biocarbón en tubos de ensayo de plástico, a cada muestra se le agregan 10 mL de agua ultrapura grado N1 con una pipeta, y se agitaron en un agitador orbital (FACA B0DBG5YM5K), durante 1 h a  $30 \pm 1$  rpm y  $25,0 \pm 0,5$  °C. Posteriormente, se dejaron reposar durante 30 minutos para que se asienten y se mide el pH. Para la conductividad, se siguió el procedimiento establecido por Sarfaraz *et al.* [43], en el cual, se agregan 10 mL adicionales de agua tipo N1 a las soluciones, se agitan nuevamente durante 10 minutos y se dejan reposar por 30 minutos, para posteriormente realizar la medición con un conductímetro (EcoSense EC300A, SERIAL JC00888). El análisis se realizó por duplicado, para cada repetición.

#### 3.3.2 Análisis elemental

El análisis de C, H, N y S del material se determinaron mediante un analizador CHNS (Vario MACRO, Elementar Americas Inc, NY, USA) [44] y el contenido de O (%) en peso se calculó mediante balance de masa, es decir,  $O = 100 - (C + H + N + S + cenizas)$ , siguiendo el método planteado por Li *et al.* [45]. Se realizaron triplicados para cada muestra.

#### 3.3.3 Análisis proximal y contenido de humedad

El análisis proximal del biocarbón incluyó la determinación de materia volátil (MV), contenido de cenizas y carbono fijo ( $C_{fijo}$ ), propiedades fundamentales para caracterizar el material y que influyen directamente en la capacidad de adsorción del plaguicida.

El contenido de carbono fijo ( $C_{fijo}$ ) y cenizas se determinó según la norma ASTM D1762 – 84, mediante análisis termogravimétrico (TGA) [46]. La materia volátil (MV) se determinó



midiendo la pérdida de peso del biocarbón (masa seca) colocado en un crisol de porcelana y calentado a 150 °C. Posteriormente, el biocarbón residual se incineró a 575 °C durante 3 horas para cuantificar el contenido de cenizas, el cual se calculó a partir de la masa del residuo quemado. El carbono fijo ( $C_{\text{fijo}}$ ) se obtuvo restando el contenido de materia volátil y cenizas de la masa inicial (masa seca) del biocarbón ( $C_{\text{fijo}} = \text{masa inicial} - \text{MV} - \text{cenizas}$ ).

Para determinar el porcentaje de humedad de las muestras de rastrojo de piña seco, se trituraron en un molino y se depositaron en recipientes de aluminio. Posteriormente, los recipientes fueron colocados en una balanza de humedad modelo MB90 OHAUS CORPORATION.USA. Las mediciones se realizaron en cuadruplicado.

### 3.3.4 Capacidad de intercambio catiónico y aniónico (CIC)

Finalmente, para la capacidad de intercambio catiónico (CIC) del biocarbón se seguirá el método planteado por Munera *et al.* [47]. Las muestras se saturaron con una disolución de cloruro de amonio ( $\text{NH}_4\text{Cl}$ ) 1 M, y luego se lavaron con etanol absoluto para eliminar el exceso de amonio no retenido por intercambio. Posteriormente, los cationes intercambiables se desplazaron utilizando una disolución de cloruro de potasio (KCl) 1 M. La cantidad de amonio liberado fue determinada mediante espectrofotometría visible, y a partir de estos datos se calculó la CIC del material. Las mediciones se realizaron en cuadruplicado.

### 3.3.5 Área Superficial

El procedimiento se llevó a cabo conforme a las metodologías descritas por Masís *et al.* [44] y Munera *et al.* [47]. Para la caracterización textural del biocarbón, se realizaron análisis de adsorción-desorción de  $\text{N}_2$  empleando un equipo ASAP 2000 (Micromeritics Inc., Norcross, GA, EE. UU.). Previo al análisis, el biocarbón fue sometido a un proceso de desgasificación bajo vacío ( $<1 \text{ mPa}$ ) a 70 °C durante 24 horas. La superficie específica se determinó mediante el método de Brunauer-Emmett-Teller (BET), mientras que el volumen específico de poro y

el diámetro promedio de poro ( $D_p$ , BJH-D) se calcularon a partir de los datos de la isoterma de desorción utilizando el método de Barrett-Joyner-Halenda (BJH).

### 3.3.6 Hidrofobicidad

En cuanto a la hidrofobicidad, [44] señalan que este método es un enfoque para medir la persistencia de la repelencia de una superficie ante una pequeña gota de agua. Para esto, se analiza el ángulo de contacto en función del tiempo en superficies planas lisas recubiertas con polvo fino de biocarbones. De esta manera, a mayor persistencia en el tiempo, mayor es la hidrofobicidad del material. El valor de  $90^\circ$  establece una magnitud de repelencia crítica al agua: un material es considerado hidrófilo si los ángulos son inferiores a  $90^\circ$ , mientras que se clasifica como hidrofóbico cuando superan este valor (por ejemplo,  $110^\circ$ ). Una superficie completamente humectada presenta un ángulo de contacto de 0 grados.

Se empleó el método de Bachmann et al. [48], se esparcieron partículas de biocarbón (con un tamaño de partícula inferior a  $63 \mu\text{m}$ ) sobre una cinta adhesiva de doble cara fijada en el extremo esmerilado de un portaobjetos de vidrio para microscopio. Se utilizó un peso de 100 g para presionar las partículas de biocarbón sobre la cinta durante 2 minutos, luego se eliminó el exceso con una ligera vibración. La repelencia al agua del biocarbón se midió colocando una pequeña gota de agua ( $2 \mu\text{L}$ ) en la superficie y registrando el ángulo de contacto cada segundo durante 1800 segundos (30 minutos) utilizando un goniómetro automatizado raméhart Modelo 590, raméhart instruments co, NJ, USA, con el software DROPImage 2.5.02 de Finn Knut Hansen, OS, Noruega, 2006.

### 3.3.7 Microscopio electrónico de barrido (SEM)

La estructura del biocarbón y la topografía de la superficie se analizaron mediante microscopía electrónica de barrido (SEM), utilizando un microscopio electrónico, TM 3000, Hitachi Tabletop Microscope, TYO, Japón. El procedimiento se llevó a cabo siguiendo la metodología descrita por Masís *et al.* [44]. Las muestras se secaron previamente y se montaron

sobre soportes de aluminio utilizando cinta de carbono de doble cara. Posteriormente, se recubrieron con una fina capa de oro mediante pulverización catódica (sputtering) para mejorar la conductividad eléctrica. Las imágenes se obtuvieron bajo vacío, con un voltaje de aceleración de 15 kV, permitiendo observar la morfología y la distribución de poros del material. Las micrografías se capturaron a diferentes aumentos: 50x, 100x, 500x y 1000x, con el fin de analizar la estructura en distintos niveles de detalle.

Los grupos funcionales de biocarbones se identificaron mediante análisis de espectrometría infrarroja por transformada de Fourier (FTIR), utilizando un espectrómetro NICOLET 380 FT-IR Thermo Fisher Scientific [44]. Este se realizó desde los 400 a los 4000  $\text{cm}^{-1}$ .

### 3.4 Adsorción y remoción del Bromacil

Una vez que se produce el biocarbón y se preparan las muestras con una dosis de 220,3  $\mu\text{g/L}$  de bromacil, se realizan las pruebas de adsorción utilizando el método ASTM D3860 – 98 [49]. Para ello, se elaboraron soluciones acuosas del contaminante utilizando agua ultrapura con un pH inicial de 7 (sin buffer), las cuales se mezclaron con cantidades conocidas de biocarbón (0,050 g, 0,025 g, 0,010 g, 0,0075 g, 0,005 g, 0,0025 g y 0,001 g). Las mezclas se colocaron en matraces agitados a temperatura ambiente, utilizando un agitador orbital (modelo FACA B0DBG5YM5K). Posteriormente, las mezclas se dejaron en equilibrio durante 2 horas, tras lo cual se separaron los sólidos por filtración. Las concentraciones residuales de bromacil en las soluciones fueron determinadas mediante cromatografía líquida de alta eficiencia (HPLC) utilizando un equipo XEVO G2-XS QToF. Los datos obtenidos permitieron construir isothermas de adsorción y calcular la capacidad adsorptiva del material, los cuales fueron utilizados en distintos modelos de adsorción, utilizando el programa R-Studio.

Es importante señalar que la isoterma óptima corresponde al modelo que mejor se ajusta a los datos experimentales, evaluado mediante un alto valor del coeficiente de determinación ( $R^2$ ) y/o valores bajos de parámetros estadísticos como la suma de los cuadrados de los errores (SSE) y la raíz del error cuadrático medio (RMSE) [50]. Por ello, se utilizaron los indicadores

R<sup>2</sup> y RMSE como criterios principales para comparar y seleccionar el modelo de adsorción más representativo.

Entre los modelos evaluados, se utilizó una isoterma basada en la ley de Henry para estimar la capacidad de adsorción y la cantidad de compuesto removido. Su forma linealizada se presenta en la ecuación 3:

$$q_e = KC_e \quad \text{Ec. (3)}$$

Donde:

- $q_e$ : Cantidad adsorbida por unidad de masa de adsorbente (mg/g)
- $C_e$ : Concentración de adsorbato en equilibrio (mg/L).
- $K$ : Constante proporcionalidad de adsorción o magnitud de adsorción (L/g)

Se realizó la representación gráfica de  $q_e$  versus  $\log C_e$  para evaluar el ajuste de los datos experimentales a la isoterma de Henry y posteriormente se determinó el valor de la constante ( $K$ ) mediante regresión lineal.

Por otro lado, para estimar el porcentaje de remoción de la biomasa seleccionada se calculó por medio de la siguiente fórmula

$$\% \text{ Remoción} = (C^\circ - CV) \times \frac{100}{C^\circ} \quad \text{Ec. (4)}$$

Donde:

- CV: Promedio de  $C_e$
- $C_e$ : Concentración de bromacil en la muestra (ppm)
- $C^\circ$ : Concentración inicial en la disolución (ppm)

## 4. Resultados y discusión

### 4.1 Producción del biocarbón

CUADRO I  
RENDIMIENTO EXPERIMENTAL DEL BIOCARBÓN EN RELACIÓN CON VALORES TEÓRICOS DE LA  
LITERATURA [33],[51].

Fuente	Rendimiento de carbonización (%)
Esta investigación	29,56 ± 0,83
Escalante <i>et al.</i> [33]	30-40
Muñoz <i>et al.</i> [51]	20-50

El rendimiento de carbonización promedio obtenido en esta investigación (29,56%), es ligeramente inferior al rango reportado por [33] para tecnologías de alta eficiencia (30–40% en base húmeda), sin embargo, se considera aceptable (Cuadro I). Esta diferencia puede atribuirse al secado previo de la biomasa antes del proceso de pirólisis, como se indicó en la metodología, lo que reduce el peso inicial y, por ende, el rendimiento relativo.

Asimismo, es importante mencionar que el rendimiento de biocarbón obtenido depende del tipo de residuo utilizado. Factores como la composición química, el contenido de humedad y la estructura de la biomasa influyen significativamente en la cantidad de biocarbón producido. Además, el valor obtenido se encuentra dentro del rango general de sólidos (20–50%) reportado por [51] para procesos de pirólisis lenta entre 300 y 700 °C. Esto indica que el rendimiento está en línea con lo observado en la literatura para este tipo de procesos y materiales.

CUADRO II  
PROPIEDADES DE LOS RASTROJOS DE PIÑA REPORTADOS EN LA LITERATURA [42].

<b>Composición biomasa</b>	<b>Valor literatura</b>
Lignina (%)	6,34
Celulosa (%)	32,68
Hemicelulosa (%)	20,46

Es importante destacar que el tipo de biomasa empleada influye considerablemente en la eficiencia del proceso, y uno de los factores determinantes es la composición química del residuo. Según el Cuadro II, los rastrojos de piña presentan un contenido relativamente alto de celulosa (32,68%), moderado de hemicelulosa (20,46%), y bajo de lignina (6,34%). Esta composición afecta negativamente el rendimiento del biocarbón, ya que, como indican [51], la lignina es el componente que más favorece la generación de sólidos durante la pirólisis, debido a su mayor estabilidad térmica y resistencia a la descomposición. Por tanto, el bajo contenido de lignina en los rastrojos de piña puede explicar en gran medida el menor rendimiento observado en comparación con otras biomásas con composiciones más lignificadas.

Además, si se comparan los resultados de este estudio con los obtenidos por [42], quienes reportaron un rendimiento del 56% a 300 °C y del 34% a 600 °C usando la misma materia prima, se observa que el rendimiento sigue disminuyendo con el incremento de la temperatura, como es esperado en procesos de pirólisis térmica. El valor de 29,56% a 700 °C obtenido en esta investigación refleja esta tendencia, indicando que, aunque la temperatura más alta favorece la desvolatilización y la carbonización, también reduce la cantidad de biocarbón sólido recuperado.

#### 4.2 Análisis fisicoquímico del biocarbón

## CUADRO III

## PROPIEDADES FÍSICOQUÍMICAS DEL BIOCARBÓN OBTENIDO A PARTIR DE RASTROJOS DE PIÑA.

Parámetro	Valor
pH	10,39 ± 0,32
CE (mS cm <sup>-1</sup> )	4,51 ± 1,11
H/C	0,29 ± 0,02
O/C	0,41 ± 0,03
% Humedad	6,97 ± 1,09
CIC (cmol(+)/kg)	23,12 ± 2,08

Nota: Los resultados se expresan como base seca ± desviación estándar.

En cuanto a la caracterización química del biocarbón, en el Cuadro III se puede observar que el material presenta un pH elevado, con un promedio de 10,39. Estos resultados coinciden con lo reportado en otros estudios similares, donde [33] menciona que diversos estudios de caracterización de biocarbones han consignado reacciones donde el pH varía de ácido a alcalino, con un intervalo de pH entre 6,20 y 13,00. De la misma manera, [12] explican que en general, las muestras de este material carbonoso son alcalinas como resultado de grupos funcionales básicos que contienen minerales inorgánicos y componentes alcalinos, después del proceso de pirólisis. Con el aumento de la temperatura, el contenido de cenizas incrementa, mientras que el contenido de oxígeno e hidrógeno disminuye; además, se presenta un incremento tanto en la estructura aromática como en el pH del producto final [12]. La mayoría de los sólidos carbonizados derivados de residuos agrícolas tiene un pH entre 7,00 y 10,40 debido a la descomposición de los grupos funcionales ácidos y a la volatilización de los ácidos orgánicos durante la pirólisis [12].

Según [42], un biocarbón producido a partir de rastrojos de piña a 600 °C presentó un pH de 9,44. Este hallazgo es consistente con los resultados obtenidos en el presente estudio, donde la misma biomasa sometida a una temperatura de 700 °C mostró un pH de 10,39. Estos resultados están alineados con la literatura mencionada anteriormente, donde se menciona que al aumentar la temperatura durante el proceso de pirólisis tiende a incrementarse el pH [12].

Asimismo, con respecto a la conductividad, el promedio ronda los 4,51 mS/cm. De acuerdo con [40] esta propiedad se sustenta en la disponibilidad de las sales en los biocarbones que han sido procesados de la materia prima elegida. En ese contexto, se ha observado que especies con mayor conductividad suelen presentar un alto contenido de cenizas y una menor

presencia de azufre [40], como ocurre con el presente estudio, donde los rastrojos de piña alcanzan un 19,75 % de cenizas y un contenido reducido de azufre (0,33 %).

Por otro lado, según estudios previos, el contenido de humedad en biocarbones de residuos agrícolas generalmente son inferiores al 10%, dependiendo de las condiciones de producción y si se dio un secado previo de la biomasa [52], de acuerdo con el Cuadro III, el valor obtenido para los rastrojos de piña corresponde a 6,97%. En particular, se reportan contenidos de humedad de 6,08% y 4,14% para biocarbones producidos a partir de cascarillas de *Theobroma cacao* y piña respectivamente [53]-[54].

Según el Manual de Biocarbón para una Agricultura Sostenible [55], las condiciones óptimas de pirólisis deben promover una relación hidrógeno/carbón (H/C) inferior a 0,4 y una relación oxígeno/carbón (O/C) menor a 0,6, con la finalidad de no afectar la estabilidad del producto final [51]. En este estudio, ambas relaciones molares, H/C (0,29) y O/C (0,13), se encuentran por debajo de los valores recomendados en la literatura (Cuadro III), lo que sugiere una pirólisis eficiente y un biocarbón con propiedades favorables, para su uso en suelos. El porcentaje de la relación molar H/C para los rastrojos de piña, reportado a una temperatura de 300 °C, fue de 0,91, disminuyendo a 0,34 a 600 °C, según lo informado por [42]. Esta relación molar es un indicador del grado de aromaticidad de los compuestos, el cual disminuye conforme incrementa la temperatura [42]. De este modo, se observa que, al elevar la temperatura a 700 °C, el valor de la relación H/C continúa reduciéndose hasta alcanzar 0,29. Es relevante señalar que, según los estudios de [56], tanto el contenido de carbono como la estructura aromática del biocarbón son factores determinantes que pueden influir en su capacidad de adsorción de plaguicidas. La relación H/C, además, está asociada con el tamaño de poro y el área superficial de estos. Además, la temperatura de pirólisis se reconoce como uno de los parámetros fundamentales que influye en las propiedades finales de este [56].

Se ha demostrado previamente que existe una fuerte correlación entre la relación O/C de una muestra de biocarbón y su Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC), debido a la presencia de grupos funcionales oxigenados en la superficie del material. Sin embargo, un aumento en esta relación también puede resultar en una vida media más corta del material. En general, cuanto mayor sea la relación, menor será la estabilidad a largo plazo del biocarbón [55].



CUADRO IV

ANÁLISIS ELEMENTAL Y PROXIMAL DEL BIOCARBÓN OBTENIDO A PARTIR DE RASTROJOS DE PIÑA.

Parámetro	Valor
%C	62,32 ± 1,13
%H	1,53 ± 0,15
%N	1,44 ± 0,060
%S	0,33 ± 0,035
%O	14,64 ± 1,20
% Cenizas	19,75 ± 1,77
% Carbón fijo	52,96 ± 3,52
% Materia Volátil	72,71 ± 1,90

Nota: Los resultados se expresan como base seca ± desviación estándar.

En el Cuadro IV se presentan los resultados del análisis elemental y proximal del biocarbón obtenido a partir de rastrojos de piña. A una temperatura de 700 °C, se obtuvo un contenido de nitrógeno de 1,44% y un contenido de hidrógeno de 1,53%.

Estos valores indican una composición química coherente con las características esperadas del biocarbón producido a altas temperaturas, donde generalmente se observa una disminución de elementos volátiles y una concentración relativa de compuestos nitrogenados y de hidrógeno [42]. Al comparar estos resultados con los reportados por [42], se observa que el contenido de nitrógeno (1,20%) y de hidrógeno (1,60%) en biocarbón de rastrojos de piña tratado a 600 °C es similar, aunque con ligeras variaciones.

Estas diferencias pueden atribuirse tanto al aumento de temperatura en la presente investigación como a los distintos procedimientos utilizados en la determinación de cada parámetro, lo que puede influir en los valores obtenidos, sin alterar su tendencia general.

De acuerdo con el cuadro IV, el contenido de carbono obtenido en el presente estudio es de 62,32%. Este valor refleja una composición rica en carbono, característica deseable en materiales carbonosos destinados a aplicaciones como adsorbentes, ya que un mayor contenido de carbono suele estar asociado con una mayor estabilidad del biocarbón y mayor capacidad de retención de contaminantes [56]. Este valor se compara con el reportado por [44], quienes llevaron a cabo una investigación similar enfocada en la producción de biocarbón a partir de bambú, y en este se registró un contenido de carbono del 61,50%. De la misma

manera, en el estudio de [57] un biocarbón producido a partir de cáscara de piña a una temperatura de 650 °C arrojó un valor de 74,53%.

En el presente estudio, el análisis proximal del biocarbón obtenido mostró un contenido de azufre (S) de 0,33% y de oxígeno (O) de 14,64%. Al comparar estos resultados con los reportados por [58], donde se evaluó biocarbón producido a partir de residuos alimentarios, se observa que el contenido de azufre fue de 0,31%, y el de oxígeno fue ligeramente superior, con un 31,80%.

Según los datos del Cuadro IV, para el análisis proximal, se observó un contenido de cenizas del 19,75% y un contenido de carbono fijo (CF) del 52,96%. Estos valores reflejan una composición típica del biocarbón obtenido a partir de residuos vegetales, donde el carbono fijo representa la fracción sólida no volátil y las cenizas corresponden a los residuos inorgánicos.

Según los resultados de [42], reportan un contenido de CF del 58,60% al someter la misma biomasa a una temperatura de 600 °C, mientras que el estudio de [57] indica un porcentaje de cenizas de 13,23% para biocarbón producido a partir de cáscara de piña a 650 °C. Adicionalmente, [42] sugieren que existe una correlación entre el aumento de la temperatura de pirólisis y la concentración de carbono fijo y cenizas. En sus resultados, se observa que a medida que la temperatura aumenta, también lo hacen ambos parámetros. Este comportamiento puede explicarse por los cambios que ocurren durante la pirólisis a altas temperaturas. Por un lado, el incremento del carbono fijo se asocia a la conversión de estructuras orgánicas alifáticas en estructuras aromáticas más estables y resistentes a la descomposición térmica [42]. Al mismo tiempo, la pérdida de carbono en forma de gases, como CO y CH<sub>4</sub>, reduce la masa total del material, lo que provoca un aumento relativo en el contenido de cenizas, compuestas principalmente por elementos alcalinos no volátiles. Además, en el mismo estudio se menciona que, a temperaturas elevadas, se producen mayores pérdidas de material volátil (MV), ya que la mayoría de la MV se libera entre 300 y 500 °C.

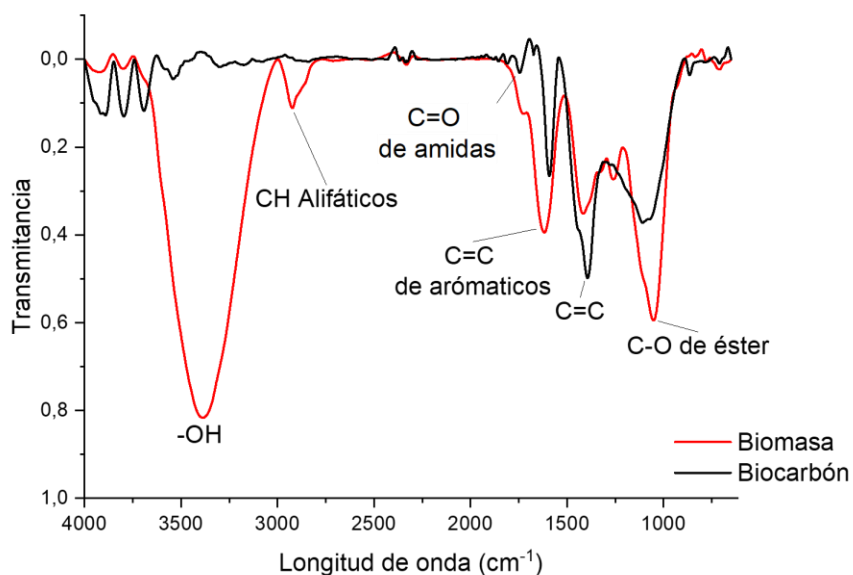


Fig. 4.2.1. Espectro de absorción FTIR de los rastrojos de piña a una temperatura de carbonización de 700 °C

Por su parte, el espectro de absorción infrarroja se emplea para monitorear y analizar las variaciones en la composición química de un material producido a distintas temperaturas de pirólisis [59], permitiendo identificar los grupos funcionales presentes en la muestra. La figura 4.2.1 muestra los espectros de los rastrojos de piña carbonizados.

Las intensidades de banda que aparecieron alrededor de  $2\ 900\ \text{cm}^{-1}$  se asociaron con fuertes vibraciones de estiramiento C-H alifático [57]. Las vibraciones C=O de amidas y las vibraciones C=C aromáticas, corresponden a los picos de aproximadamente  $1\ 800$  y  $1\ 630\ \text{cm}^{-1}$  respectivamente [57]. Asimismo, las bandas anchas cercanas a  $1\ 275$  y  $1\ 050\ \text{cm}^{-1}$  se debieron al estiramiento asimétrico C-O de los alcoholes y/o fenólicos [57]. Sin embargo, la desaparición de algunos picos distintivos con el aumento de la temperatura de pirólisis, como las vibraciones O-H entre  $3\ 400\ \text{cm}^{-1}$  y C-H en  $2\ 920\ \text{cm}^{-1}$ , sugirió que se presentó una descomposición de la celulosa y la lignina, así como la eliminación de hidrógeno y oxígeno en el proceso de carbonización [57].

De acuerdo con los estudios de [56] los grupos funcionales de superficie de un biocarbón, tales como los carboxílicos (-COOH), hidroxilo(-OH), los grupos carbonilo (-C = O), los grupos éster (-COOR), amidas y aminas, son determinantes para su capacidad de adsorción, lo que

le permite retener contaminantes y moléculas de plaguicidas de manera eficiente, ya que determinan la química superficial del adsorbente, permitiendo que se establezcan interacciones específicas con las moléculas del contaminante, como enlaces de hidrógeno, atracción electrostática u otros mecanismo de adsorción.

Además, la estructura de carbonización y el alto grado de aromatización del biocarbón contribuyen significativamente a su estabilidad, ya que disminuyen su susceptibilidad a la descomposición y a la mineralización, lo cual le confiere una prolongada vida media en el ambiente [56]. Esta estabilidad estructural sugiere que el material tiene el potencial de actuar como un agente remediador en la mitigación de la contaminación de suelos a largo plazo, favoreciendo la inmovilización de contaminantes y minimizando su disponibilidad para la biota [56].

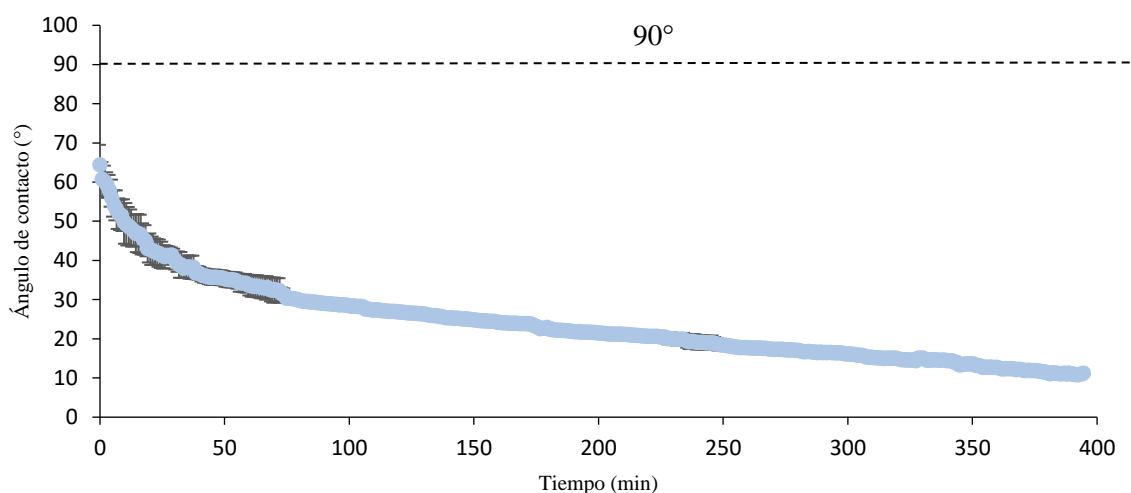


Fig. 4.2.2. Ángulos promedio de contacto de la réplica BRP R2.

Los resultados de la determinación de la hidrofobicidad del biocarbón, mediante el método del ángulo de contacto de gota sésil, se presentan en la Figura 4.2.2 Se observa que los ángulos promedios obtenidos para todos los biocarbones de la réplica 2, son inferiores a 80 grados, lo que indica claramente que estos materiales poseen características hidrofílicas. Esta propiedad implica una alta afinidad por el agua y una rápida adsorción de esta en la superficie del biocarbón, lo cual está relacionado con la estructura interna del mismo [44].

CUADRO V.  
 RESULTADOS DE ÁREA SUPERFICIAL Y POROSIDAD OBTENIDOS PARA EL BIOCARBÓN ELABORADO,  
 MEDIANTE LA TÉCNICA BET Y BJH.

Parámetro	Resultado
Área Superficial (m <sup>2</sup> /g) (BET)	104,32
Área de poro (BJH)	42,01
Volumen total de poro(cm <sup>3</sup> /g)	0,23
Diámetro promedio del poro (BJH) (nm)	4,00

En cuanto al área superficial específica (SSA) de los biocarbones obtenida mediante análisis BET, se registró un valor de 104,32 m<sup>2</sup>/g a una temperatura de pirólisis de 700 °C (Cuadro V). Este valor refleja un desarrollo significativo de la estructura porosa del material.

Se ha documentado que el aumento de la temperatura de pirólisis produce un incremento significativo en la SSA [44]. Según [42], al comparar los datos obtenidos a 300 °C y 600 °C, se reportaron áreas superficiales de 1,23 m<sup>2</sup>/g y 66,00 m<sup>2</sup>/g, respectivamente, lo que evidencia el punto mencionado. Esto sugiere que el incremento en la temperatura de pirólisis favorece la formación y el desarrollo de poros en la estructura del biocarbón, lo que resulta en una mayor área superficial específica disponible [42] y de acuerdo con [12] una mayor superficie y estructura porosa puede contribuir a mejorar la adsorción de plaguicidas y otros contaminantes orgánicos.

Por otra parte, en [45], se observó que para biocarbones obtenidos de pasto varilla, roble de agua y biosólidos, el aumento en la temperatura de pirólisis incrementó el volumen total de sus poros, aunque redujo el tamaño promedio de estos. De manera similar, para producidos a partir de cáscara de piña a 650 °C [57], se observó un aumento en el área superficial y el volumen de poros con temperaturas de carbonización más altas. Se sugiere que este comportamiento se atribuye a la eliminación de componentes alifáticos y volátiles durante la pirólisis. No obstante, el tamaño de los poros tiende a disminuir debido a la formación y

liberación de microporos adicionales en estas estructuras [45]. En el cuadro V se observan los valores de área superficial, volumen de poros y tamaño de poro para las muestras de biocarbón de rastrojos de piña a 700 °C.

La porosidad constituye un factor determinante en el área superficial específica del material, lo cual influye directamente en su capacidad de adsorción de plaguicidas. En función de su tamaño, los poros del biocarbón se clasifican en microporos (<2 nm), mesoporos (2-50 nm) y macroporos (>50 nm) [56].

Es posible inferir la presencia de micro y mesoporosidad en el biocarbón elaborado. Ya que según lo indicado por [60], los datos obtenidos por el método BJH corresponden a sitios asociados a la mesoporosidad del material. Tomando en cuenta que el volumen total de poro y el volumen de poro obtenido para los mesoporos, es posible indicar esta representa el 40% del volumen total, por lo que el 60% puede atribuirse a la presencia de microporos de diámetros pequeños, en el material.

Esto se encuentra dentro de los valores obtenidos para materiales similares, los cuales andan en un 50-70% de microporosidad [61].

En lo que respecta a la microscopía electrónica de barrido (SEM, por sus siglas en inglés) se ha utilizado ampliamente para analizar la morfología superficial y caracterizar los diferentes tipos de poros presentes en este tipo de materiales [56]. En el caso del material desarrollado en esta investigación, con un tamaño de diámetro promedio de poro en el rango de 0,97 nm a 5,00 nm, lo que se relaciona con la presencia de micro y mesoporos. También es posible identificar la presencia de macroporosidad en las imágenes SEM, aunque no es posible cuantificar el volumen, ya que no se cuenta con el equipamiento respectivo.

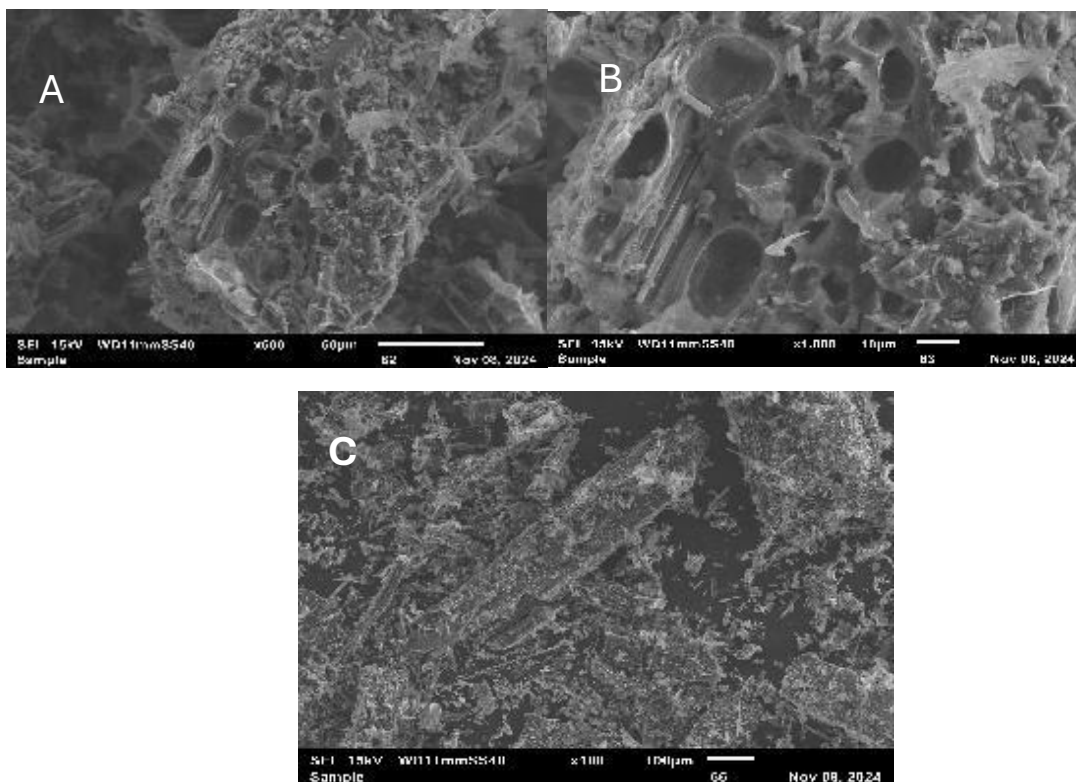


Fig. 4.2.3. Imágenes del microscopio electrónico de barrido (SEM) del biocarbón estudiado a una resolución de (A) x500 y 50 µm, (B) x1,000 y 10 µm, (C) x100 y 100 µm.

Las imágenes SEM muestran las características microestructurales del material producido en este estudio. En la imagen de magnificación 500 y 1000x (imágenes A y B) se puede apreciar la porosidad con formas y tamaños diversos que están localizados en la superficie del biocarbón. De acuerdo con [57] al analizar la morfología superficial de muestras de residuos de pinya a distintas temperaturas, las imágenes SEM demostraron que la superficie se vuelve más rugosa a medida que aumenta la temperatura de pirólisis, lo cual incrementa el área superficial del material.

De acuerdo con el Manual de Biocarbón para una agricultura sostenible, los microporos en la superficie del biocarbón pueden ser creados por la pérdida de elementos volátiles como el  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$  y  $\text{CO}$  durante el proceso de pirólisis [51].

En concordancia con lo mencionado, la rica estructura de poros y la gran superficie del biocarbón podrían contribuir potencialmente a una variedad de respuestas de adsorción de contaminantes en matrices acuosas [12].

En otro aspecto, [44] mencionan que la capacidad de intercambio catiónico (CIC) de los biocarbones reportada en la literatura presenta una gran variabilidad, con valores que suelen oscilar entre 5 y 50 cmolc/kg. En nuestro caso, el material producido presentó una CIC de 23,12 cmol(+)/kg. Es importante destacar que los que son producidos a baja temperatura suelen presentar una CIC más elevada, de modo que esta capacidad varía inversamente con la temperatura de carbonización [33]. Asimismo, se observa que la CIC también se ve influenciada por el pH del biocarbón, dado que tiende a incrementarse a medida que el pH se vuelve más alcalino [33].

Como se ha mencionado previamente, la composición elemental y los grupos funcionales constituyen la base de la estructura química de estos productos, lo cual confiere a los mismos una notable elevada capacidad de intercambio catiónico, lo que resulta fundamental en el proceso de sorción de plaguicidas en el suelo [44].

Las características fisicoquímicas identificadas para el biocarbón elaborado indican que este tiene propiedades que propician la capacidad de adsorción de sustancias, lo cual es muy importante a la hora de analizar su empleabilidad como material para remoción de plaguicidas.

### 4.3 Adsorción del Bromacil

La Figura 4.3.1 muestra la curva de adsorción del bromacil obtenida experimentalmente, la cual representa la relación entre la cantidad adsorbida y la concentración en equilibrio. En ella se observa un comportamiento lineal, en el cual la capacidad de adsorción aumenta al aumentar la concentración en equilibrio.



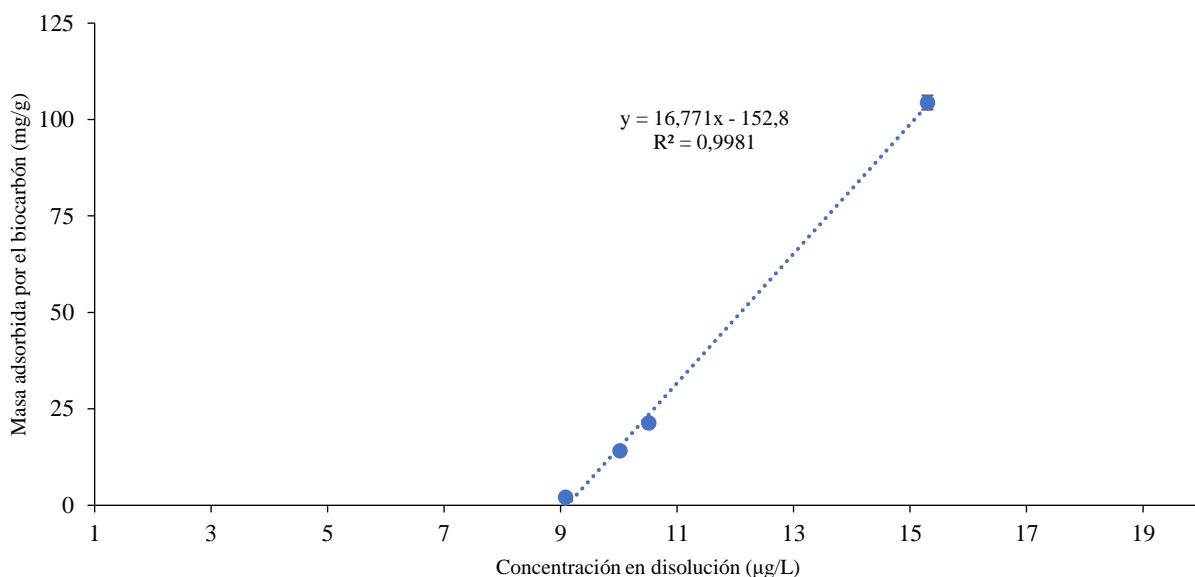


Fig. 4.3.1. Curva de adsorción de bromacil, donde  $C_e$  representa el promedio de la concentración de bromacil en la disolución (mg/L) y  $q_e$  representa el promedio de la cantidad adsorbida (mg/g).

Se observa un comportamiento lineal, lo que indica una buena correlación entre ambas variables. El valor de la constante de adsorción ( $K$ ) fue de 16,77 L/mg, lo que significa que, por cada 1 mg/L de bromacil en disolución, el biocarbón puede adsorber aproximadamente 16,77 mg de plaguicida por gramo de material. Esto también puede estar relacionado con lo mencionado acerca de la hidrofobicidad del material. Debido a sus propiedades hidrofílicas, el material tiene una alta capacidad para adsorber agua, lo cual implica que también puede integrar rápidamente disoluciones con distintos metabolitos. El valor de  $K$  refleja que existe una gran afinidad entre la disolución y el biocarbón, lo que hace que esta se integre rápidamente en la estructura interna del material.

En el Cuadro VI se presentan los datos de mejor ajuste de Henry, Freundlich y Langmuir. Tal como se observa, el modelo de adsorción lineal resulta ser el más adecuado para describir el comportamiento de adsorción del biocarbón a partir de rastrojos de piña, dentro del rango utilizado, para la capacidad de adsorción de bromacil (menores RMSE y mayor  $R^2$ ).

CUADRO VI  
PARÁMETROS DE AJUSTE DE MODELOS DE ADSORCIÓN PARA EL BIOCARBÓN RASTROJOS DE PIÑA.

<b>Modelo</b>	<b>RMSE</b>	<b>SSE</b>	<b>R<sup>2</sup></b>
<b>Henry</b>	1,76	6,24	0,9971
<b>Freundlich</b>	14,76	436,30	0,9976
<b>Langmuir</b>	32,06	2056,68	0,9971

Este modelo presenta el menor error cuadrático medio (RMSE = 1,76) y el error residual más bajo (SSE = 6,24), lo que indica una mejor precisión en los ajustes realizados en comparación con los modelos de Freundlich y Langmuir. Aunque todos los modelos presentan valores elevados de coeficiente de determinación ( $R^2 > 0,997$ ), lo cual indica un buen ajuste general, la menor dispersión de los residuos en el modelo lineal sugiere una mejor capacidad para representar los datos experimentales. En contraste, el modelo de Langmuir muestra un RMSE y un SSE considerablemente mayores (32,06 y 2056,68 respectivamente), lo que indica una menor precisión. Por lo tanto, los resultados cuantitativos respaldan la elección del modelo de Henry como el más apropiado en esta investigación.

CUADRO VII  
PARÁMETROS EXPERIMENTALES EN LA ADSORCIÓN DE BROMACIL PARA EL BIOCARBÓN RASTROJOS DE PIÑA.

<b>Masa de biocarbón</b>	<b>Concentración remanente (C<sub>e</sub>) (mg/L)</b>	<b>Bromacil adsorbido (q<sub>e</sub>) (mg/g)</b>
0,001	0,015	104,413 ± 0,004
0,005	0,010	21,399 ± 0,003
0,0075	0,010	14,152 ± 0,007
0,05	0,009	2,112 ± 0,006

CUADRO VIII

MODELOS DE ADSORCIÓN PARA BROMACIL EN BIOCARBÓN DE RASTROJOS DE PIÑA.

Parámetro	Freundlich	Parámetro	Langmuir
${}^1K_f$	${}^1218,00$	$K_L$	9,70
${}^1n$	${}^10,49$	$q_m$	154,50
	0,04		0,02
$q_{teórico} (mg/g)$	0,02	$q_{teórico} (mg/g)$	0,01
	0,02		0,01
	0,01		0,02

<sup>1</sup> Datos tomados del estudio realizado por [62].

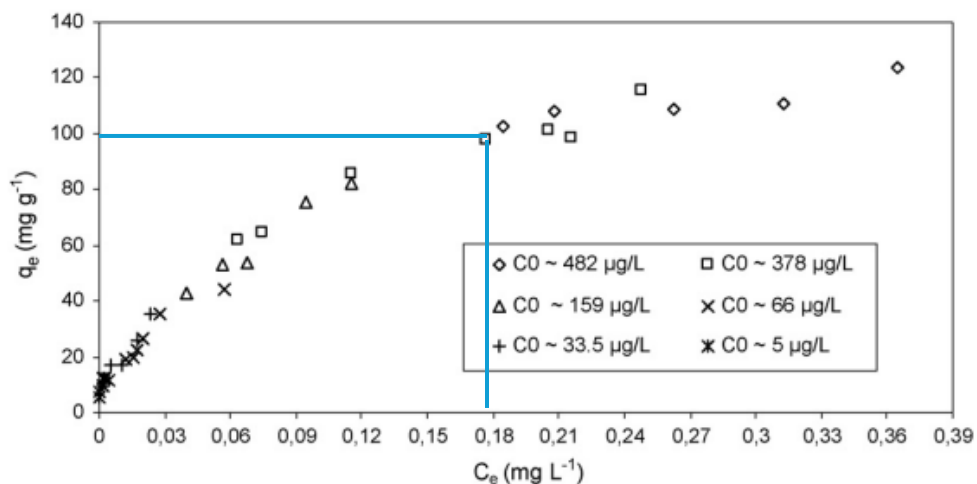


Fig. 4.3.2. Isoterma de adsorción de bromacil en agua buffer (pH 7.8) en PAC SA-UF. Alto:  $C_0 = 5-482 \text{ g L}^{-1}$  y  $m_s = 0.1-5 \text{ mg L}^{-1}$ . Bajo:  $C_0 = 5-66 \text{ g L}^{-1}$  y  $m_s = 0.1-3 \text{ mg L}^{-1}$ . [62].

A partir de las ecuaciones de los modelos de Freundlich y Langmuir presentadas en el estudio de Mardini y Legube [62], se realizó el cálculo de  $q_e$  para estimar la capacidad teórica máxima de adsorción del biocarbón, cuyos resultados se resumen en el Cuadro VIII.

Es importante señalar que, en nuestro estudio, para la menor masa de biocarbón utilizada, se obtuvo una capacidad de adsorción máxima de 104,413 mg/g. Por otro lado, en el artículo de referencia, los valores teóricos derivados de los modelos mencionados indican que, en el punto más alto de la isoterma, la capacidad de adsorción es aproximadamente tres veces menor.

Esta diferencia destaca una mayor eficiencia del biocarbón desarrollado en esta investigación. Por ejemplo, en la Figura 4.3.2 se puede observar que, se alcanza un  $q_e$  de 100,000 mg/g a partir de una concentración en equilibrio  $C_e$  de aproximadamente 0,180 mg/L. En contraste, en nuestro caso, para obtener un  $q_e$  de 104,413 mg/g, se requiere una concentración en equilibrio significativamente menor, de tan solo 0,015 mg/L (Cuadro VII). Este resultado indica que, con cantidades más pequeñas de biocarbón, es posible alcanzar niveles de adsorción comparables o superiores, lo que evidencia la mayor capacidad de remoción del material propuesto en esta investigación frente al carbón activado en polvo utilizado en el estudio de referencia.

Por otra parte, el porcentaje de remoción obtenido es superior al 95%, alcanzando una concentración remanente de bromacil en disolución de 9,09  $\mu\text{g/L}$  para una dosis de adsorbente de 220,3  $\mu\text{g/L}$ . En comparación, de acuerdo con los estudios realizados por [63] y [14], se obtuvo una eficiencia de remoción aproximada del 60% para glifosato utilizando como adsorbente el endocarpio del coco babasú, y del 78,3% para bentazon empleando carbón activado de madera de *Lawsonia inermis*. Asimismo, en el estudio de Quirós y Valverde [64], se utilizaron nanotubos de carbono para la remoción de bromacil, logrando porcentajes de remoción entre 83 y 92%, con concentraciones finales de 3  $\mu\text{g/L}$ .

CUADRO IX  
COMPARACIÓN DATOS OBTENIDOS PARA EL BIOCARBÓN RASTROJOS DE PIÑA SEGÚN LITERATURA  
REPORTADA PARA BIOMASAS SIMILARES.

Propiedad	Datos obtenidos investigación BRP	Datos literatura
<b>Área superficial (m<sup>2</sup>/g)</b>	104,32	66 y 6,64
<b>Diámetro de poro (nm)</b>	4,00	1,12
<b>Grupos funcionales</b>	C-H alifático, C=O amidas, C=C aromáticas, C-O alcoholes y/o fenólicos, O-H.	Grupos O-H, C-H alifáticos, C=O amidas, C=C compuestos aromáticos y anillos de benzeno, C-O alcoholes y/o fenólicos.
<b>Contenido de carbono fijo</b>	52,96 %	58,60%
<b>Contenido de cenizas</b>	19,75%	29,63% y 13,23%

Como se mencionó previamente, diversas propiedades fisicoquímicas del biocarbón están asociadas con su capacidad de adsorción. Según la bibliografía consultada, los valores obtenidos en esta investigación para el área superficial específica, la porosidad, contenido de carbono fijo y cenizas son significativamente elevados o similares en comparación con los reportados en otros estudios (Cuadro VIII). Asimismo, los grupos funcionales presentes en la superficie del biocarbón analizado son congruentes con los identificados en materiales similares.

Con respecto a estas propiedades, un área superficial elevada, proporciona más sitios activos para la adsorción [12], la porosidad es clave para adsorber moléculas de plaguicidas de distintos tamaños [12]. Un contenido elevado de carbono fijo contribuye a mejorar tanto la estabilidad del material como su capacidad adsorbente y un bajo contenido de cenizas evita la obstrucción de los poros [65]. Además, la presencia de grupos funcionales (por ejemplo, grupos aromáticos) en la superficie del material puede favorecer las interacciones químicas

con el plaguicida [53], mediante enlaces de hidrógeno, fuerzas de Van der Waals o interacciones  $\pi$ - $\pi$  [12].

En consecuencia, se puede mencionar que tanto los grupos funcionales identificados como otras propiedades fisicoquímicas contribuyen al mecanismo de adsorción. Así, se puede inferir que existe una relación directa entre las propiedades fisicoquímicas del biocarbón producido y su valor de desempeño como material de remoción de plaguicidas [12].

Por lo tanto, considerando los datos obtenidos en la literatura, el material propuesto demuestra un alto porcentaje de remoción, lo que resalta su potencial como una alternativa efectiva para la remoción de bromacil en muestras de agua, incluso en concentraciones bajas. Esto sugiere que el biocarbón de rastrojos de piña puede ser una opción viable y eficiente en aplicaciones de tratamiento de aguas contaminadas con plaguicidas, contribuyendo a la mejora de la calidad del agua.

No obstante, es importante resaltar que esto no llevó a disminuir el contenido de bromacil en la muestra de agua, por debajo de los límites máximos que se indica en el reglamento nacional de agua potable ( $<0,10 \mu\text{g/L}$ ), por lo cual se hace necesario aumentar la dosis de biocarbón con el fin de identificar con cuánto es posible llegar a estos valores [16].

## 5 Conclusiones y recomendaciones

### 5.1 Conclusiones

Se seleccionaron los rastrojos de piña como biomasa debido a su origen sostenible y renovable, alineándose con los criterios de la Guía para la Caracterización de Biocarbón de la Unión Europea y el Manual de Biocarbón para una Agricultura Sostenible, considerando que estos residuos agrícolas requieren un tratamiento adecuado para optimizar su disposición o reducir su acumulación en campo.

El porcentaje de rendimiento de producción de biocarbón, hace que se reduzca considerablemente el volumen de material, y genera un material de mayor valor agregado, lo cual puede ser una alternativa importante para el sector, como nueva opción de tratamiento de residuos sólidos.

Los análisis de las propiedades fisicoquímicas del material elaborado, entre las que destacan el pH, la capacidad de intercambio catiónico (CIC), la relación H/C, el contenido de carbono fijo, el contenido de cenizas, grupos funcionales, la porosidad y la superficie específica, indican que los rastrojos de piña presentan características adecuadas para su transformación en biocarbón. Además, los rastrojos de piña tienen valor como agente de remoción de contaminantes.

En este sentido, los valores obtenidos en los diversos análisis (elemental, proximal, hidrofobicidad) son congruentes con los parámetros reportados en la literatura, lo que demuestra su idoneidad como materia prima para la producción del material mencionado.

La capacidad máxima de adsorción del biocarbón producido para el plaguicida bromacil fue de 104,413 mg/g. En comparación con los valores y modelos reportados en otros estudios, se evidencia que el biocarbón derivado de rastrojos de piña posee una elevada eficiencia de adsorción, posicionándose como un material altamente competitivo en aplicaciones de remediación ambiental. De la misma manera al evaluar, en condiciones de laboratorio, el porcentaje de remoción del plaguicida se obtuvo valores superiores al 95%, lo que indica que el material propuesto demuestra ser una alternativa viable para la remoción de bromacil en

muestras de agua, incluso en concentraciones bajas, aunque no se llegue a lo estipulado en el reglamento de agua potable.

## 5.2 Recomendaciones

Ampliar esta investigación hacia la aplicación del biocarbón propuesto en suelos contaminados con plaguicidas permitiría evaluar su eficacia en la adsorción y retención de dichos contaminantes. Este estudio profundizaría en su capacidad para inmovilizar compuestos tóxicos, limitando su desplazamiento a través del perfil del suelo y reduciendo significativamente el riesgo de infiltración en cuerpos de agua subterráneos o superficiales, incluidos los destinados al consumo humano.

Además, examinar la efectividad del material en diferentes condiciones de pH, humedad y temperatura, así como la cinética del proceso de adsorción podría proporcionar datos fundamentales para desarrollar estrategias de biorremediación ambiental, así como pautas para su aplicación segura en la mitigación de contaminantes en áreas agrícolas.

Es importante realizar la determinación de la cinética del proceso de adsorción de bromacil, con miras a realizar un posible escalamiento de la utilización de este biocarbón como material de remoción. Adicionalmente, hay que buscar la cantidad donde se lleve la concentración de bromacil a valores de concentración que se encuentren por debajo de lo indicado en el reglamento de agua potable, así como revisar la relación del adsorbato y adsorbente, con el fin de determinar la capacidad máxima de adsorción del biocarbón, en distintas concentraciones de adsorbato.

Realizar un análisis de viabilidad para la producción masiva es fundamental, ya que permitirá evaluar no solo la factibilidad técnica y económica, sino también el impacto ambiental asociado a su manufactura a gran escala. Este estudio debería considerar el balance energético del proceso, las emisiones de gases de efecto invernadero y otros contaminantes generados durante la pirólisis del rastrojo de piña, así como la capacidad de abastecimiento del residuo en función de las demandas proyectadas de biocarbón.



Asimismo, se requiere un análisis exhaustivo sobre la disponibilidad del rastrojo de piña en campo, considerando su producción estacional y los costos logísticos asociados a su recolección y transporte. Sería necesario determinar si la biomasa generada es suficiente para cubrir la demanda necesaria en la remediación de áreas contaminadas. Esto permitiría establecer estrategias para una cadena de suministro optimizada que minimice tanto el impacto ambiental como los costos asociados, garantizando así la eficacia del material como agente de biorremediación en una escala comercial.

Por otro lado, se sugiere llevar a cabo una investigación exhaustiva sobre los métodos de disposición final del biocarbón una vez que ha adsorbido contaminantes, dado que en esta fase se convierte en un material potencialmente peligroso. Este estudio permitiría identificar cuál es la estrategia de gestión más sostenible y ambientalmente segura, que proteja los recursos naturales.

## 6 Referencias

- [1] B.A. Rodríguez, L.M. Martínez, A.A. Peregrina, C.I. Ortiz y O.G. Cárdenas, "Análisis de residuos de plaguicidas en el agua superficial de la cuenca del río Ayuquila-Armería, México", *Terra Latinoamericana*, vol. 37, no. 2, pp. 151-161, 2019. doi: <https://doi.org/10.28940/terra.v37i2.462>.
- [2] I. El-Nahhal y Y. El-Nahhal, "Pesticide residues in drinking water, their potential risk to human health and removal options", *Journal of Environmental Management*, vol. 299, pp. 09-06, 2021. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.11361>.
- [3] R. Kaur, D. Singh, A. Kumari, G. Sharma, S. Rajput, S. Arora y R. Kaur, "Pesticide residues degradation strategies in soil and water: a review", *International Journal of Environmental Science and Technology*, vol. 20, pp. 3537-3560, 2023. doi: <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03696-2>.
- [4] E. Vargas, "Uso aparente de plaguicidas en la agricultura de Costa Rica", presentado en Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Costa Rica, may, 2022.
- [5] J. Valenciano, V. Tassile y M.A. Battistuzzi, "Cambios en el modelo del comercio internacional de piña en Costa Rica", *Agroalimentaria*, vol. 23, no.44, pp. 45-60, 2017. doi: <http://dx.doi.org/10.22458/urj.v10i2.2059>.
- [6] R.A. Hernández y L. A. Prado, "Impacto y oportunidades de biorrefinería de los desechos agrícolas del cultivo de piña (Ananas comosus) en Costa Rica", *UNED, Research Journal*, vol. 10, no. 2, pp. 455-468, 2018. [En línea]. Disponible: <https://www.scielo.sa.cr/pdf/cinn/v10n2/1659-4266-cinn-10-02-455.pdf>.
- [7] Á.J. Vargas, "Optimización de la descomposición anaeróbica del rastrojo del cultivo de piña (Ananas comosus var. comosus cv. MD2) para el manejo de la mosca del establo (Stomoxys calcitrans L.)(Dip.: Muscidae) en río cuarto, Costa Rica", Tesis de licenciatura, Esc. Agr., Inst. Tec. de Costa Rica, San Carlos, Costa Rica, 2019. [En línea]. Disponible: [https://repositoriotec.tec.ac.cr/bitstream/handle/2238/11149/optimizaci%c3%b3n\\_de\\_la\\_de](https://repositoriotec.tec.ac.cr/bitstream/handle/2238/11149/optimizaci%c3%b3n_de_la_de)

[scomposici%3%b3n\\_anaer%3%b3bica\\_del\\_rastrojo\\_del\\_cultivo\\_de\\_pi%3%b1a\\_%28a\\_nanas%20comusus%20var.%20comusus%20cv.%20md2%29\\_para\\_el\\_manejo\\_de\\_la\\_mosca\\_del\\_establo\\_%28stomoxys%20calcitrans%20l.%29%28dip.%20muscidae%29\\_en\\_R%3%ado\\_Cuarto\\_Costa\\_Rica.pdf?sequence=1&isAllowed=y.](#)

[8] S. Arun Dev, K. Jaspreet, D. Shalini, D. Kamini, S. Neerja, K. Pardeep, A. Mohd, Parkirti, O. Puja, S. Amrit Pal y B. Renu, "Chapter 2 - Pesticide types and mechanism of their action in nontarget organisms", *Pesticides in the Environment: Impact, Assessment, and Remediation*, S. Anket, K. Vinod y Z. Bingsong, Eds. India: Elsevier, 2023, cap.2, pp. 15-48. [En línea]. doi: <https://doi.org/10.1016/C2021-0-01578-9>.

[9] Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. *Código Internacional de Conducta para la Gestión de Plaguicidas*, 2014. Consultado: 21 may 2024. Disponible: <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/b0a755ea-5c79-4b90-a8a6-65223234ef8a/content>

[10] M.G. Bojorge y E.A. Cantoral, "La importancia ecológica de las algas en los ríos", *Hidrobiológica*, vol. 26, no. 1, pp. 1-8, 2016. doi: <https://doi.org/10.24275/uam/izt/dcbs/hidro/2016v26n1/Cantoral>.

[11] K. Arrova y J. Moreira, "Effects of Pesticides on Aquatic Fauna: A Literature Review", *ESPOCH Congresses: The Ecuadorian Journal of S.T.E.A.M*, vol. 2, no. 5, pp. 09-01, pp. 1282–1300, 2022. doi: 10.18502/epoch.v2i5.11733.

[12] I.G. Cara, D. Țopa, I. Puiu y G. Jităreanu, "Biochar a Promising Strategy for Pesticide-Contaminated Soils", *Agriculture*, vol. 12, no. 10, pp. 09-30, 2022. doi: <https://doi.org/10.3390/agriculture12101579>.

[13] E. Campos, K. Calvo y V. Montero, "Degradación de bromacil mediante la cepa IT-01 de *Penicillium* spp. y su aplicación en un biofiltro a escala laboratorio", *Tecnología en Marcha*, vol. 29, no. 4, pp. 47-56. 2016. doi: <http://dx.doi.org/10.18845/tm.v29i4.3036>.

[14] A. Mojiri, J. Zhou, B. Robinson, A. Ohashi, N. Ozaki, T. Kindaichi, H. Farraji y M. Vakili, "Pesticides in aquatic environments and their removal by adsorption methods", *Chemosphere*, vol. 253, pp. 04-02. 2020. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126646>.

[15] Poder Ejecutivo de Costa Rica, "Decreto Ejecutivo N.º 40423-MAG-MINAE-S: Prohibición del registro, importación, exportación, fabricación, formulación, almacenamiento, distribución, transporte, reempaque, reenvase, manipulación, venta, mezcla y uso de ingredientes activos grado técnico y plaguicida sintético", *La Gaceta*, N.º105, San José, Costa Rica, 05 de Junio de 2017. [En línea]. Disponible: [http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm\\_norma.aspx?param1=NRM&nValor1=1&nValor2=84181&nValor3=108503&strTipM=FN](http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_norma.aspx?param1=NRM&nValor1=1&nValor2=84181&nValor3=108503&strTipM=FN)

[16] Sistema Costarricense de Información Jurídica. (2015, Sep. 01). *Res. 38924-S, Reglamento para la calidad del Agua Potable* [En línea]. Disponible: [http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm\\_texto\\_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=80047&nValor3=0&strTipM=TC](http://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=80047&nValor3=0&strTipM=TC)

[17] Á. Ávalos Rodríguez, y E. Chinchilla, "Contaminación con bromacil deja sin agua a 2.000 vecinos de Los Llanos de Aguas Zarcas", *La Nación*, Mar. 2020. [Online]. Disponible: <https://www.nacion.com/el-pais/salud/contaminacion-con-bromacil-deja-sin-agua-a-2004KQHXSOM6FBGZCQY6XB4PWKUB4/story/>

[18] J.S. Chin-Pampillo, M. Perez-Villanueva, M. Masis-Mora, T. Mora-Dittel, E. Carazo-Rojas, J.M. Alcañiz, C. Chinchilla-Soto y X. Domene, "Amendments with pyrolyzed agrowastes change bromacil and diuron's sorption and persistence in a tropical soil without modifying their environmental risk", *Science of The Total Environment*, vol. 772, pp. 02-01, 2021. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145515>.

[19] X. Dong, Y. Chu, Z. Tong, M. Sun, D. Meng, X. Yi, T. Gao, M. Wang y J. Duan, "Mechanisms of adsorption and functionalization of biochar for pesticides: A review", *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 272, pp. 01-30, 2024. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.116019>.

- [20] A. Spaltro, “Remoción de pesticidas presentes en agua mediante procesos de adsorción sobre carbón activado y sílica funcionalizada”, Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias Exactas Departamento de Química, Universidad Nacional de la Plata, Buenos Aires, Argentina, 2017. [En línea]. Disponible en: <https://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/64906>.
- [21] M. Andrunik y T. Bajda, “Removal of Pesticides from Waters by Adsorption: Comparison between Synthetic Zeolites and Mesoporous Silica Materials. A Review”, *Materials*, vol. 14, no. 13, 2021. doi: <https://doi.org/10.3390/ma14133532>.
- [22] M. Andrunik, M. Skalny, M. Gajewska, M. Marzec y T. Bajda, “Comparison of pesticide adsorption efficiencies of zeolites and zeolite-carbon composites and their regeneration possibilities”, *Heliyon*, vol. 9, no. 10, 2023. doi: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e20572>.
- [23] E. Durán, Bueno. S, Hermosin. M, Cox. L y Gámiz. B, “Uso de arcillas como material adsorbente para la eliminación de plaguicidas. Use of clay as adsorbent material to remove pesticides”, *Sociedad Española de la Ciencia del Suelo*, 2018. doi: 978-84-09-02936-5.
- [24] H. Shanaah, E. Alzaimoor, S. Rashdan, A. Abdalhafith y A. Kamel, “Photocatalytic Degradation and Adsorptive Removal of Emerging Organic Pesticides Using Metal Oxide and Their Composites: Recent Trends and Future Perspectives”, *Sustainability*, vol. 15, no. 9, 2023. doi: <https://doi.org/10.3390/su15097336>.
- [25] F. Karami y H. Sereshti, “Ultrasonic-induced grafted lanthanum sulfide decorated multi-walled carbon nanotube onto bacterial cellulose applied for adsorption of pesticides in environmental waters”, *Journal of Chromatography*, vol. 1727, 2024. doi: <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2024.464976>.
- [26] R. Zhao, X. Ma, J. Xu y Q. Zhang, “Removal of the pesticide imidacloprid from aqueous solution by biochar derived from peanut shell”, *Bioresources*, vol. 13, no.3, pp. 5656-5669, 2018. doi: 10.15376/biores.13.3.5656-5669.
- [27] G. Zhang, L. Fang, Z. Cheng, T. Shi, X. Ma, Q.X. Li y R. Hua, “Highly Efficient Adsorption Characteristics and Mechanism of Nutshell Biochars for Aromatic

Organophosphorus Insecticides”, *Agronomy*, vol. 13, no. 2, 2023. doi: <https://doi.org/10.3390/agronomy13020543>.

[28] M. Jacob, M. Ponnuchamy, A. Kapoor y P. Sivaraman, “Achieving up to 95% removal efficiency of chlorpyrifos pesticide using sugarcane bagasse-based biochar alginate beads in a continuous fixed-bed adsorption column”, *Environmental Research*, vol. 269, 2025. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.120902>.

[29] E. Worch, “*Adsorption Technology in Water Treatment Fundamentals, Processes, and Modeling*”, 2da ed. Dresden: Walter de Gruyter GmbH, 2021. [En línea]. Disponible en: <https://doi.org/10.1515/9783110715507>

[30] B. Thomson, A. Aragon, J. Anderson, J. Chwirka y P. Brady, “*Rapid Small Scale Column Testing for Evaluating Arsenic Adsorbents*”. Denver, CO: Awwa Research Foundation, 2005.

[31] K. Jeyasubramanian, B. Thangagiri, A. Sakthivel, J. Dhaveethu Raja, S. Seenivasan, P. Vallinayagam, D. Madhavan, S. Malathi Devi y B. Rathika, “A complete review on biochar: Production, property, multifaceted applications, interaction mechanism and computational approach”, *ResearchGate*, vol. 292, no. 1. doi: 10.1016/j.fuel.2021.120243.

[32] S.E. Aguirre, J.A. Villa y N.V. Piraneque, “Biocarbón: Estado del arte, avances y perspectivas en el manejo del suelo”, *Revista EIA*, vol. 20, no. 39, pp. 1-13, 2023. doi: <https://doi.org/10.24050/reia.v20i39.1651>.

[33] A. Escalante, G. Pérez, C.H. Moreno, J.L. Collado, J.C. Alves, E.V. Pacheco, J.D. Etchevers Barra, E. Rebolledo, C. Hidalgo y E. Valtierra, “Biocarbón (biochar) I: Naturaleza, historia, fabricación y uso en el suelo”, *Terra Latinoamericana*, vol. 34, no.3, pp. 367-382, 2016. [En línea]. Disponible: <https://www.terralatinoamericana.org.mx/index.php/terra/article/view/155/134>.

[34] R. García, P. Pizarro, M. Rodríguez, M.J. Sierra, M. Guirado y R. Millán, “Biochar y sus aplicaciones potenciales en el suelo”, *Técnica Industrial*, vol. 328, pp. 44-53, 2021. doi: 10.23800/10503.

- [35] D. Présiga, A. Rubio y J.F. Pérez, "Uso del biocarbón como material alternativo para el tratamiento de aguas residuales contaminadas", *UIS Ingeniería*, vol. 20, no. 1, pp. 121-134, 2020. doi: 10.18273/revuin.v20n1-2021011.
- [36] P. Blanco., "El biocarbón o biochar: una alternativa novedosa al tratamiento de de los desechos de la piña," in *Sociedad Universidad de Costa Rica*, Jun. 2018. [Online]. Disponible:<https://www.ucr.ac.cr/noticias/2018/6/21/el-biocarbon-o-biochar-una-alternativa-novedosa-al-tratamiento-de-los-desechos-de-la-pina.html>
- [37] M. Ahmad, A.U. Rajapaksha, J.E. Lim, M. Zhang, N. Bolan, D. Mohan, M. Vithanage, S.S. Lee y Y.S. Ok, "Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review", *Chemosphere*, vol. 99, no. 09, pp. 19-33, 2014. doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.10.071.
- [38] D. Mohan, A. Sarswat, Y.S. Ok y C.U. Pittman, "Organic and inorganic contaminants removal from water with biochar, a renewable, low cost and sustainable adsorbent – A critical review", *Bioresource Technology*, vol. 160, no. 1-3, pp. 191-202, 2014. doi: 10.1016/j.biortech.2014.01.120.
- [39] M. Holanda, J. Coelho Menezes, H. Coutinho y R. Teixeira, "Effectiveness of biochar as an adsorbent for pesticides: Systematic review and meta-analysis", *Journal of Environmental Management*, vol. 345, 2023. doi: 10.1016/j.jenvman.2023.118719.
- [40] R. Palacios, J. Calle y M.F. Césare, "Análisis de estabilidad de biochar de residuos agroforestales", *Acta Agronómica*, vol. 71, no. 4, pp. 09-12, 2023. doi: <https://doi.org/10.15446/acag.v71n4.94948>.
- [41] W. Ramos, V. Zamudio, E. Villegas, H. Manrique y V. Pretell, "Pyrolysis of Expanded Polystyrene Waste to Obtain Liquid Fuels", presentado en *Education, Research and Leadership in Post-pandemic Engineering: Resilient, Inclusive and Sustainable Actions*, Hybrid Event, Boca Raton, Florida, USA, 18-22 jul., [En línea]. doi: <http://dx.doi.org/10.18687/LACCEI2022.1.1.353>.

[42] J.S. Chin-Pampillo, A. Alfaro-Vargas, R. Rojas, C.E. Giacomelli, M. Perez-Villanueva, C. Chinchilla-Soto, J.M. Alcañiz and X. Domene, “Widespread tropical agrowastes as novel for biochar production: characterization and priority environmental uses”, *Biomass Conversion and Biorefinery*, vol. 11, no. 5, pp. 04-11, 2020. doi: <https://doi.org/10.1007/s13399-020-00714-0>.

[43] Q. Sarfaraz, L.S.D. Silva, G.L. Drescher, M. Zafar, F.F. Severo, A. Kokkonen, G. Dal Molin, M.I. Shafi, Q. Shafique y Z.M. Solaiman, “Characterization and carbon mineralization of biochars produced from different animal manures and plant residues”, *Scientific Report*, vol. 10, no. 1, pp. 01-22, 2020. doi: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-57987-8>.

[44] F. Masís-Meléndez, D. Segura-Chavarría, C.A. García-González, J. Quesada-Kimsey and K. Villagra-Mendoza, “Variability of Physical and Chemical Properties of TLUD Stove Derived Biochars”, *Applied Sciences*, vol. 10, no. 2, pp 01-10, 2020. doi:10.3390/app10020507.

[45] Li, S.; Barreto, V.; Li, R.; Chen, G.; Hsieh, Y.P. “Nitrogen retention of biochar derived from different feedstocks at variable pyrolysis temperatures”, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, vol. 133, pp.136–146. 2018. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2018.04.010>.

[46] *Standard Test Method for Chemical Analysis of Wood Charcoal*, D1762 – 84, ASTM, West Conshohocken, United States, 2021. [En línea]. Disponible: <https://es.scribd.com/document/334272369/ASTM-D1762-84-Chemical-Analysis-of-Wood-Charcoal>

[47] J.L. Munera-Echeverri, V. Martinsen, L.T. Strand, V. Zivanovic, G. Cornelissen and J. Mulder, “Cation exchange capacity of biochar: An urgent method modification”, *Science of The Total Environment*, vol. 642, pp. 190-197. 2018. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.017>.



[48] J. Bachmann, R. Horton, R.R. Van Der Ploeg and S. Woche, "Modified sessile drop method for assessing initial soil-water contact angle of sandy soil." *Soil Science Society of America Journal*, vol. 64, no. 2. 2000. doi: 10.2136/sssaj2000.642564x.

[49] *Standard Practice for Determination of Adsorptive Capacity of Activated Carbon by Aqueous Phase Isotherm Technique*, D3860 – 98, ASTM, West Conshohocken, United States, 2020. [En línea]. Disponible: <https://www.researchgate.net/file.PostFileLoader.html?id=5650b03c5dbbbde8b38b4595&asKey=AS%3A298287006535696%401448128572272>.

[50] J. Wang y X. Guo, "Adsorption isotherm models: Classification, physical meaning, application and solving method", *Chemosphere*, vol. 269, 2025. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2025.120902>.

[51] S. Muñoz, C. Pampillo, J. Salvador, C. Soto, P. Villanueva, C. Rica, G. Soto Muñoz, J.S.C. Pampillo, C.C. Soto and M. Pérez. *Manual de biocarbón para una agricultura sostenible: experiencias en Costa Rica*, 1. (2023). [En línea], Disponible: <https://cica.ucr.ac.cr/wp-content/uploads/2023/12/OP-394-22-Manual-de-biocarbon-FINAL.pdf>

[52] Y. Yusoff, E.S. Tan y F.B. Ismail, "A Comparison of Feedstock from Agricultural Biomass and Face Masks for the Production of Biochar through Co-Pyrolysis", *Sustainability*, vol. 15, no. 22, pp. 11-16, 2023. doi: <https://doi.org/10.3390/su152216000>.

[53] C. Marjorie, S. Guerrero, A.M.S. Ing, M.B. Victor, T. Alvarado y María -Perú, "Efecto del biocarbón obtenido a partir de biomasa residual agrícola en la inmovilización de cadmio en el suelo en fase de laboratorio", Tesis de bachiller, Esc. Ing. Amb., Univ. Nacional Agraria de la Selva., Tingo María, Perú, 2021. [En línea]. Disponible: <https://repositorio.unas.edu.pe/items/f2d87aa4-abda-4029-b2b0-73b23c035481>.

[54] A. Shakya and T. Agarwal, "Removal of Cr(VI) from water using pineapple peel derived biochars: Adsorption potential and re-usability assessment", *Journal of Molecular Liquids*, vol. 293. 2019. doi: <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.111497>.

- [55] M.D. Huff, S. Marshall, H.A. Saeed and J.W. Lee, "Surface oxygenation of biochar through ozonization for dramatically enhancing cation exchange capacity", *Bioresour. Bioprocess*, vol. 5, no. 1, -04-26.
- [56] Y. Liu, L. Lonappan, S.K. Brar y S. Yang, "Impact of biochar amendment in agricultural soils on the sorption, desorption, and degradation of pesticides: A review", *Science of The Total Environment*, vol. 645, pp. 60-70, 2018. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.099>.
- [57] B. Fu, C. Ge, L. Yue, J. Luo, D. Feng, H. Deng, y H. Yu, "Characterization of Biochar Derived from Pineapple Peel Waste and its Application for Sorption of Oxytetracycline from Aqueous Solution", *Bioresources*, vol. 11, no. 4, pp. 9017-9035, 2016. doi: [10.15376/biores.11.4.9017-9035](https://doi.org/10.15376/biores.11.4.9017-9035).
- [58] K. Ahn, D. Shin, Y. Lee, Y. Jeong, J. Jung y I. Kim, "Biochar Production and Demineralization Characteristics of Food Waste for Fuel Conversion", *Molecules*, vol. 28, no. 16, pp 08-17, 2023. doi: <https://doi.org/10.3390/molecules28166114>.
- [59] R. Moya, C. Tenorio, J. Quesada-Kimzey y F. Másis-Meléndez, "Pyrogenic Carbonaceous Materials Production of Four Tropical Wood Produced by Slow Pyrolysis at Different Temperatures: Charcoal and Biochar Properties", *Energies*, vol. 17, no. 8, pp. 1953, 2024. doi: <https://doi.org/10.3390/en17081953>.
- [60] L. Leng, Q. Xiong, L. Yang, H. Li, Y. Zhou, W. Zhang, S. Jiang, H. Li y H. Huang, "An overview on engineering the surface area and porosity of biochar", *Science of The Total Environment*, vol. 763. 2021. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144204>.
- [61] R. Muzyka, E. Misztal, J. Hrabak, S.W. Banks y M. Sajdak, "Various biomass pyrolysis conditions influence the porosity and pore size distribution of biochar", *Energy*, vol. 263. 2023. doi: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2022.126128>.
- [62] Al Mardini y B. Legube, "Effect of the adsorbate (Bromacil) equilibrium concentration in water on its adsorption on powdered activated carbon. Part 1. Equilibrium parameters",

*Journal of Hazardous Materials*, vol. 170, no. 2-3, pp. 744-753. 2009. doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.05.003.

[63] R. Lima De Melo and L. Pena Naval, "Ambiente e Agua - An Interdisciplinary R. Lima De Melo y L. Pena Naval, "Low-cost sorbent for removing glyphosate from aqueous solutions for non-potable reuse", *Revista Ambiente & Água*, vol.18. 2022. doi: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2875>.

[64] N. Quirós Bustos y J. Valverde Cerdas, "*Funcionalización de nanotubos de carbono para la remoción de plaguicidas en agua de consumo humano: el caso del Bromacil*", Proyecto de investigación, Escuela de Química, Tecnológico de Costa Rica, Costa Rica, 2016. [En línea]. Disponible en: <https://repositoriotec.tec.ac.cr/handle/2238/9166>

[65] J. Acero y M. Gil, "Valoración del potencial energético y de adsorción del biochar obtenido de lodos de ptar", Tesis para optar título de Ingeniero Ambiental, Esc. Ing. Amb., Uni. Pedagógica y Tecnológica de Colombia, Tunja, Colombia, 2018. [En línea]. Disponible: <https://repositorio.uptc.edu.co/server/api/core/bitstreams/be5c7d48-0c26-4904-bcfc-5a67009d4546/content>.

## 7. Apéndices

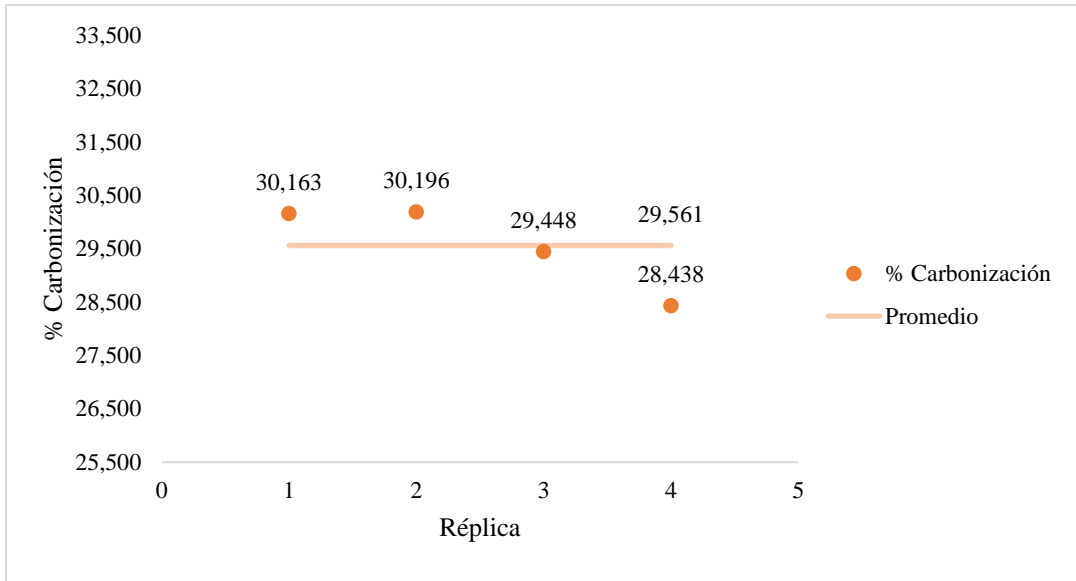


Fig. 5. Porcentaje de rendimiento de carbonización de rastrojos de piña según réplica realizada.

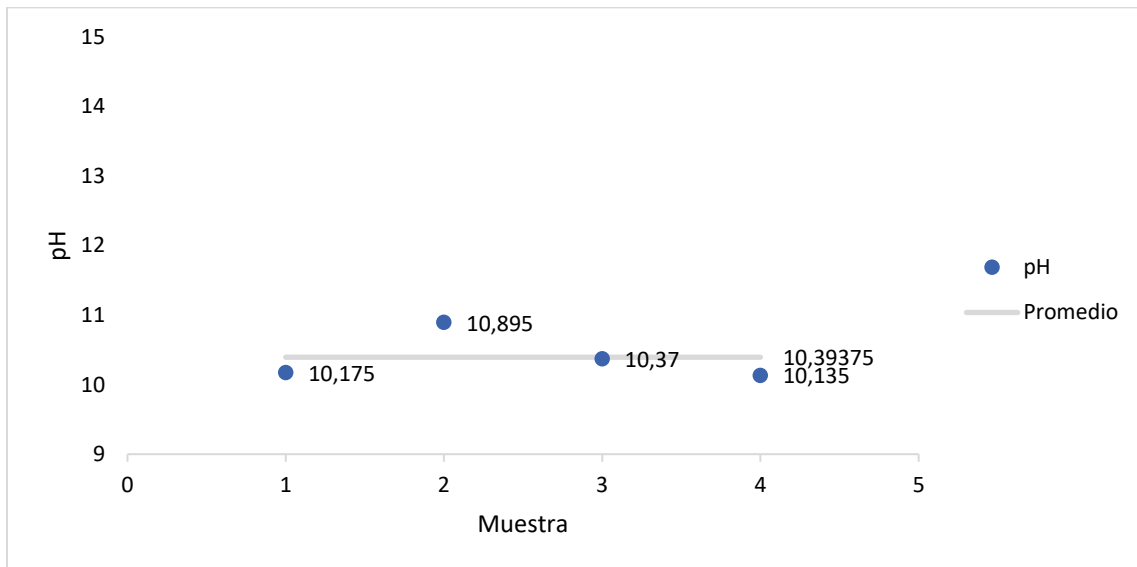


Fig. 6. Datos de pH para cada réplica de biocarbón.

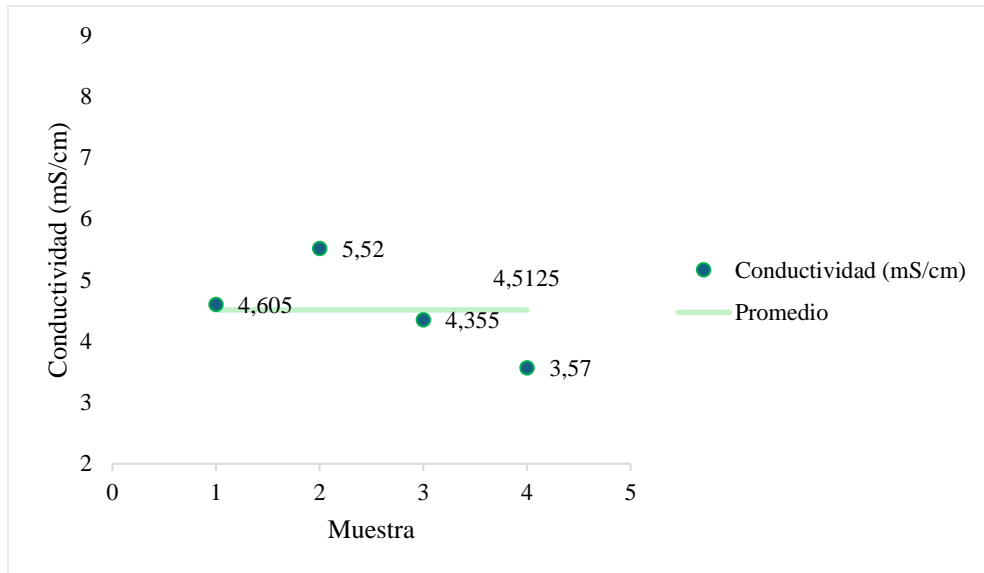


Fig.7. Datos de conductividad para cada réplica de biocarbón.

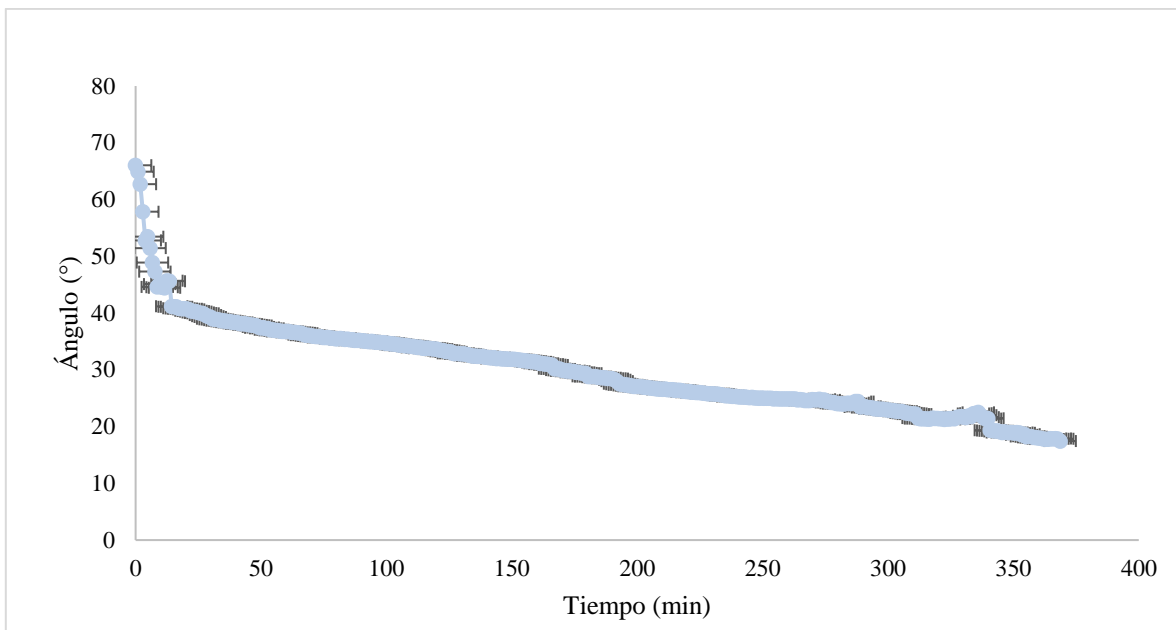


Fig. 8. Ángulos promedio de contacto de la réplica BRP R1.

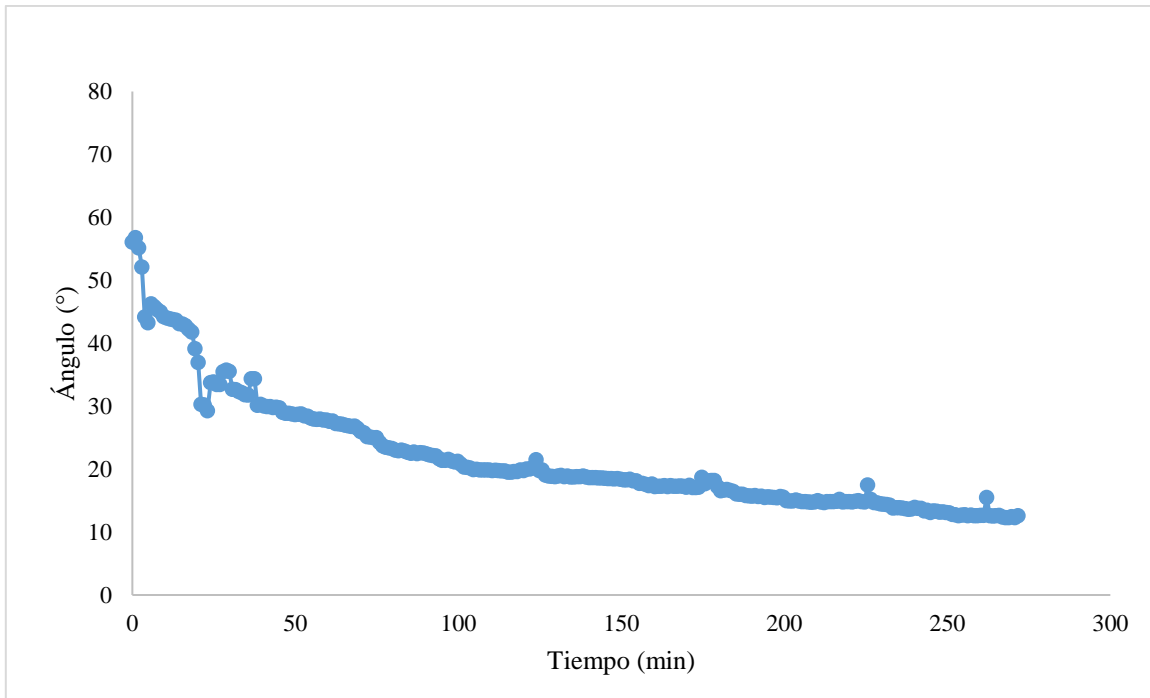


Fig. 9. Ángulos promedio de contacto de la réplica BRP R3.

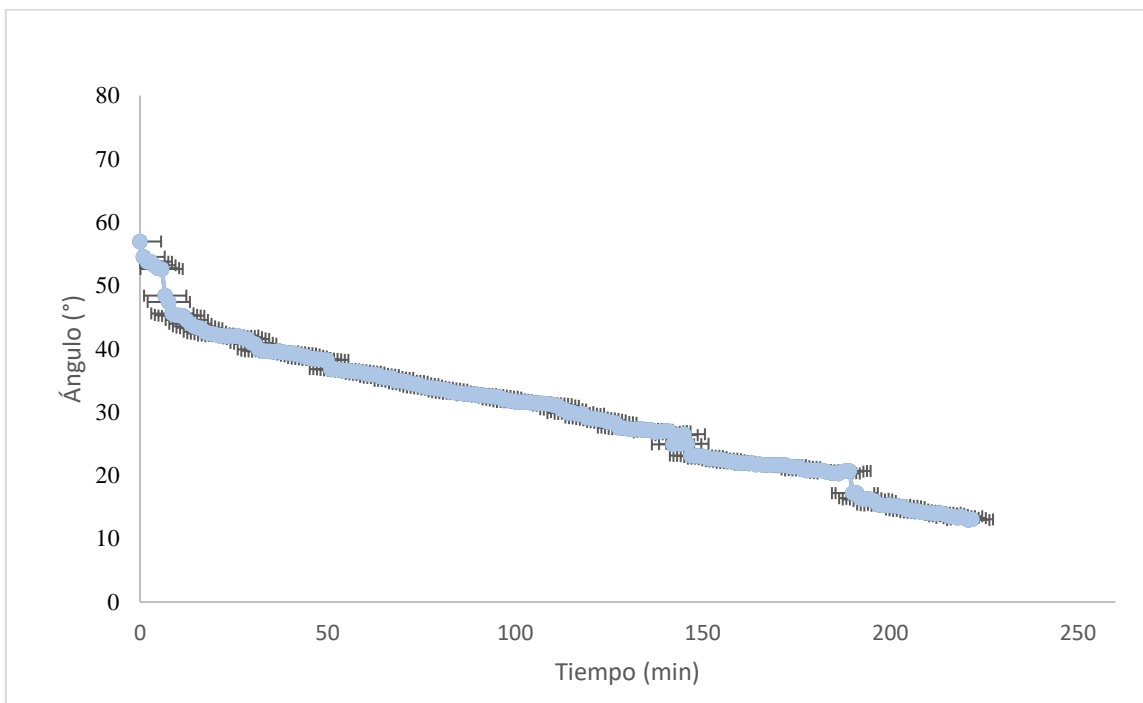


Fig. 10. Ángulos promedio de contacto de la réplica BRP R4.

CUADRO X  
 DATOS DE CATIONES EXTRACTABLES DEL BIOCARBÓN PRODUCIDO.

Propiedad	Promedio	Desviación Estándar	Media
Calcio	11,45	± 3,15	10,33
Magnesio	31,78	± 4,21	32,70
Potasio	1421,52	± 237,39	1436,98
Sodio	12,50	± 20,25	5,46

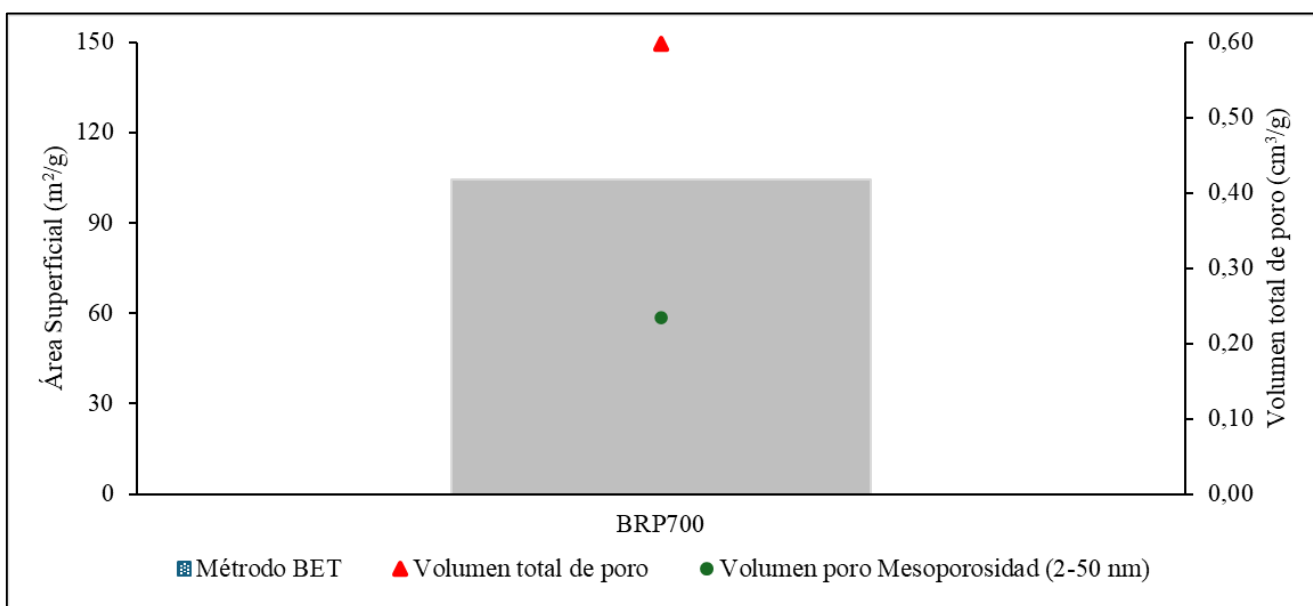


Fig. 11. Datos obtenidos por el método BET y BJH