UNIVERSIDAD ESTATAL AMAZÓNICA

NOMBRE DE LA CARRERA:

INGENIERÍA AMBIENTAL

DENOMINACIÓN DEL TÍTULO A OBTENER:

INGENIERA AMBIENTAL

TÍTULO DEL PROYECTO DE INVESTIGACIÓN:

BIOSORCIÓN DE CARBOPLATINO DE MATRICES ACUOSAS SOBRE CENIZAS DE CÁSCARAS DE ARROZ.

AUTORA:

GUEVARA SÁNCHEZ JENNY ESTEFANÍA

DIRECTOR DEL PROYECTO:

ING. KAREL DIÉGUEZ SANTANA. MsC

CO-DIRECTOR DEL PROYECTO:

DR. LUIS RAMÓN BRAVO SÁNCHEZ. PHD

PUYO – ECUADOR

2019

DECLARACIÓN DE AUTORÍA Y CESIÓN DE DERECHOS

Yo, Guevara Sánchez Jenny Estefanía con cédula de identidad 1805385760, declaro ante las autoridades educativas de la Universidad Estatal Amazónica, que el contenido del Proyecto de Innovación titulado: **"Biosorción De Carboplatino De Matrices Acuosas Sobre Cenizas De Cáscaras De Arroz",** es absolutamente original, auténtico y personal.

En tal virtud y según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normativa institucional vigente, certifico libremente que los criterios y opiniones que constan en el Proyecto de Investigación y Desarrollo son de exclusiva responsabilidad del autor;

_____

Jenny Estefanía Guevara Sánchez

C.I. 1805385760

AUTORA

AGRADECIMIENTO

Quiero empezar agradeciendo a Dios por la vida que me concedió, por haberme guiado a lo largo de mi formación académica, por ser el apoyo y fortaleza en los momentos de dificultad y debilidad, por brindarme una vida llena de aprendizaje y experiencias.

Agradezco a la Universidad Estatal Amazónica quien me abrió las puertas para formarme y ser una profesional con valores éticos y morales.
A todos los docentes que compartieron sus conocimientos y fueron participes de este proceso con la finalidad de formarnos como verdaderos profesionales para que logre ser una persona preparada para los retos que se me presenten día a día.

Mi más amplio agradecimiento a mi director de proyecto, Ing. Karel Diéguez Santana MSc por la confianza y el apoyo incondicional brindado durante el desarrollo de mi proyecto.
A mi cotutor, Dr. Luis Ramón Bravo Sánchez PhD por el apoyo y orientación en mi formación académica.
A mi madre por apoyarme en todo momento, por los valores que me ha inculcado, y por haberme dado la oportunidad de tener una excelente educación en el transcurso de mi vida.

Y final mente agradezco a mis tías Elena Sánchez, Clélia Guevara y María Chuquimarca, a mi prima Silvia Guevara que siempre han estado pendiente y apoyándome en el transcurso de mi formación académica.

Jenny Estefanía Guevara Sánchez.

DEDICATORIA

Dedico este trabajo al creador de todas las cosas, por haberme dado la vida y permitirme haber llegado hasta este momento tan importante de mi formación profesional.

A mi madre Senaida Sánchez, no me equivoco si le digo que es la mejor mamá del mundo, gracias por todo su esfuerzo, su apoyo y por la confianza que deposito en mí. Gracias porque siempre tuve una palabra de aliento y esos ánimos de seguir adelante ese apoyo incondicional en los buenos, malos y peores momentos, por no dejarme sola en el transcurso de toda mi vida y por ser el pilar fundamental en mi vida.

A mis abuelitos Adán Sánchez y Luzmila Castro, a pesar de nuestra distancia física, siento que están conmigo siempre y aunque nos faltaron muchas cosas por vivir juntos, sé que se sentirían muy orgullosos de verme culminar una etapa más de mi vida, este momento hubiera sido tan especial para ustedes, así como lo es para mí.

A mi esposo por su sacrificio y esfuerzo que durante estos años de carrera me ha sabido brindar su apoyo para continuar y nunca renunciar, gracias por su amor incondicional.

Jenny Estefanía Guevara Sánchez

RESUMEN

El incremento en las últimas décadas de la utilización de los compuestos citostáticos como por ejemplo cisplatino, carboplatino y oxaliplatino, debido a su relevancia en la quimioterapia anti-cáncer, ha devenido en un problema ambiental porque poseen un elevado impacto toxicológico. Para el estudio de eliminación de carboplatino de matrices acuosas, se realizó una técnica analítica espectrofotométrica ultravioleta directa para la cuantificación de carboplatino en matrices acuosas. Para el proceso de biosorción, se realizó un estudio de dosis de adsorbente y resultó que la cantidad mínima ceniza de cáscara de arroz, necesaria para lograr una adecuada remoción de carboplatino del medio acuoso, sobre la base de la capacidad de adsorción, fue de 1 gramos para un volumen de disolución de 100 mL. El valor de pH al que se alcanzó la máxima remoción de carboplatino de disoluciones acuosas fue de 10; en ese medio básico el adsorbente se encontraba cargado y el fármaco en su forma disociada, por lo que el tipo de interacción fue electrostática. El proceso de eliminación de carboplatino siguió una cinética de pseudo segundo orden con un coeficiente de correlación de 0,9915 y la concentración de equilibrio se alcanzó a los 60 minutos. La difusión intrapartícula jugó un rol importante en el proceso de adsorción. Se determinó que los modelos de isotermas de Dubinin-Radushkevich y Langmuir fueron los de mejor ajuste no lineal para el citostático carboplatino y representaron de forma eficiente el proceso de equilibrio ceniza/fármaco.

PALABRAS CLAVE

Espectrofotometría, carboplatino biosorción, cinética, isotermas.

ABSTRACT

The increase in the last decades of the use of cytostatic compounds such as cisplatin, carboplatin and oxaliplatin, due to its relevance in anti-cancer chemotherapy, it has become an environmental problem because they have a high toxicological impact. For the carboplatin removal study of aqueous matrices, an analytical direct ultraviolet spectrophotometry technique was performed for the quantification of carboplatin in aqueous matrices. For the biosorption process, an adsorbent dose study was conducted and it turned out that the minimum amount of rice husk ash, necessary to achieve an adequate removal of carboplatin from the aqueous medium, based on the adsorption capacity, was 1 gram for a volume of 100 mL solution. The pH value at which the maximum removal of carboplatin from aqueous solutions was reached was 10; in that basic medium the adsorbent was charged and the drug in its dissociated form, so the type of interaction was electrostatic. The carboplatin elimination process follows a pseudo second order kinetics with a correlation coefficient of 0.9915 and the equilibrium concentration was reached at 60 minutes. Intraparticle diffusion played an important role in the adsorption process. It was determined that the isothermal models of Dubinin-Radushkevich and Langmuir were the best non-linear fit for the cytostatic carboplatin and efficiently represented the ash / drug equilibrium process.

KEY WORDS

Spectrophotometry, Carboplatin Biosorption, Kinetics, Isotherms.

ÍNDICE

CAPÍTULO I. 1
1. INTRODUCCIÓN 1
1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN Y SU JUSTIFICACIÓN 1
1.2. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA 3
1.3. OBJETIVOS 3
1.3.1. OBJETIVO GENERAL 3
1.3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS 3
CAPÍTULO II. 4
2. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA DE LA INVESTIGACIÓN 4
2.1. CONTAMINANTES CITOSTÁTICOS EN MATRICES ACUOSAS. TECNOLOGÍAS NO CONVENCIONALES PARA SU ELIMINACIÓN. 4
2.1.1. CITOSTÁTICO COMO CONTAMINANTES EMERGENTES 4
2.2. BIOSORCIÓN 6
2.2.1. ADSORCIÓN 6
2.3. ADSORBENTES 7
2.3.1. CARACTERÍSTICAS DEL ADSORBENTE 8
2.4. CENIZA DE CÁSCARA DE ARROZ 9
2.5. CINÉTICA DE ADSORCIÓN 10
2.6. EQUILIBRIO Y MODELOS DE ISOTERMAS DE ADSORCIÓN 15
2.7. DETERMINACIÓN CUANTITATIVA DE CARBOPLATINO 19
2.8. LA ESPECTROFOTOMETRÍA UV-VISIBLE EN EL ANÁLISIS DE CONTAMINANTES EMERGENTES 19
CAPÍTULO III. 20
3. METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN 20
3.1. LOCALIZACIÓN 20
3.2. TIPO DE INVESTIGACIÓN 20
3.3. MÉTODOS DE INVESTIGACIÓN 20
3.4. DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN 20
3.4.1. EQUIPOS, MATERIALES Y REACTIVOS UTILIZADOS 20
3.4.2. TÉCNICA ANALÍTICA PARA LA DETERMINACIÓN CUANTITATIVA DE CARBOPLATINO EN MATRIZ ACUOSO POR ESPECTROFOTOMETRÍA ULTRAVIOLETA DIRECTA 21

3.4.3. ESTUDIO DEL PROCESO DE ADSORCIÓN DE CARBOPLATINO SOBRE CENIZA DE CÁSCARA DE ARROZ 22
3.4.3.1. ESTUDIO DE DOSIS DE ADSORBENTE 22
3.4.3.2. ESTUDIO DE pH 23
3.4.4. ESTUDIO CINÉTICO Y DE EQUILIBRIO DEL PROCESO DE ADSORCIÓN DE CARBOPLATINO SOBRE CENIZA DE CÁSCARA DE ARROZ EN CONDICIONES ESTÁTICAS. 23
3.4.4.1. ESTUDIO CINÉTICO 23
3.4.4.2. ESTUDIO DE EQUILIBRIO 24
CAPÍTULO IV. 25
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 25
4.1. DESARROLLO DE LA TÉCNICA ESPECTROFOTOMÉTRICA PARA LA CUANTIFICACIÓN ESPECÍFICA DE CARBOPLATINO EN MATRICES ACUOSAS 25
Donde: 27
C (variable independiente: x) = concentración de Carboplatino, mg L^{-1} 27
4.2. ESTUDIO DEL PROCESO DE ADSORCIÓN DE CARBOPLATINO SOBRE CENIZA DE CÁSCARA DE ARROZ 27
4.2.1. ESTUDIO DE DOSIS DE ADSORBENTE DE CARBOPLATINO 27
4.3. ESTUDIO CINÉTICO Y DE EQUILIBRIO DEL PROCESO DE ADSORCIÓN DE CARBOPLATINO SOBRE LA CENIZA DE CÁSCARA DE ARROZ EN CONDICIONES ESTÁTICAS. 31
4.3.1. ESTUDIO CINÉTICO DE ADSORCIÓN. 31
4.3.2. ESTUDIO DE EQUILIBRIO 35
CAPÍTULO V. 39
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 39
5.1. CONCLUSIONES 39
5.2. RECOMENDACIONES 39
6. BIBLIOGRAFÍA 40
7. ANEXOS 47

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Propiedades físico-químicas de carboplatino 5
Tabla 2. Propiedades químicas de la cáscara y ceniza de arroz 9
Tabla 3. Propiedades físicas de la ceniza de cáscara de arroz 10
Tabla 4 Listado de materiales y reactivos 20
Tabla 5. Experimentos de dosis de adsorbente (ceniza de cáscara de arroz) en el proceso de adsorción de carboplatino 22
Tabla 6. Valores de pH seleccionados para el experimento de adsorción de carboplatino sobre el adsorbente (cenizas de cáscara de arroz). 23
Tabla 7. Condiciones de trabajo de carboplatino en el espectrofotómetro 25
Tabla 8. Estudio de dosis de adsorbente de carboplatino sobre ceniza de cáscara de arroz 27
Tabla 9. Comportamiento de adsorción en función del pH de carboplatino 30
Tabla 10. Transición de la capacidad de adsorción respecto al tiempo. 31
Tabla 11. Parámetros cinéticos de sorción de carboplatino sobre ceniza de cáscara de arroz 34
Tabla 12. Datos del estudio de equilibrio para la adsorción de carboplatino, sobre cenizas de cáscara de arroz, a las condiciones prefijadas. 36
Tabla 13. Valores de estudio de equilibrio en el proceso de sorción de carboplatino sobre cenizas de cáscara de arroz. 37
Tabla 14. Estudios desarrollados de la capacidad de adsorción de diferentes fármacos con cenizas de cáscara de arroz. 38
Tabla 15. Comparación de los mejores modelos de isotermas de adsorción obtenidos en estudios con cenizas de cáscara de arroz. 38

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Estructura química de carboplatino 5
Figura 2. Curva de calibración de carboplatino. 26
Figura 3. Comportamiento de la capacidad de adsorción respecto a la dosis del adsorbente de carboplatino 28
Figura 4. Comportamiento del porcentaje de remoción de carboplatino respecto a la masa del adsorbente. 29
Figura 5. Influencia del pH de carboplatino en el proceso de adsorción. 30
Figura 6. Comportamiento de la capacidad de adsorción respecto al tiempo del adsorbente (100mg. L-1). 32
Figura 7. Estudio de Difusión Intrapartícula 35

CAPÍTULO I.

1. INTRODUCCIÓN

1.1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN Y SU JUSTIFICACIÓN

El incremento en las últimas décadas de la utilización de los compuestos citostáticos como por ejemplo cisplatino, carboplatino y oxaliplatino, debido a su relevancia en la quimioterapia anti-cáncer, ha devenido en un problema ambiental porque poseen un elevado impacto toxicológico. Los residuos de carboplatino se eliminan por la orina, producto del uso en la quimioterapia; otras fuentes de generación son las industrias farmacéuticas. Estos fármacos son considerados citotóxicos y mutagénicos y pueden a afectar a los ecosistemas acuáticos y a los seres vivos. Estos residuos biológicamente activos se clasifican como contaminantes emergentes y la mayoría de las veces pasan inadvertidos y no están reconocidos como tales, ni regulados por las entidades nacionales o internacionales (Gil, Soto, Usma, y Gutiérrez, 2013).

Los citostáticos se encuentran en muy bajas concentraciones en muestras de aguas residuales generadas en hospitales vinculados al tratamiento quimioterapéutico y sus plantas de tratamiento, en ocasiones, no están diseñadas para eliminar este tipo de sustancias. Para la depuración de las aguas residuales, se requiere de tratamientos avanzados (tratamiento terciario), que permitan eliminar estos compuestos, esencialmente orgánicos (Folens y Du Laing, 2013).

Existen estudios de diferentes biosorbentes utilizados para la biosorción de los citostáticos cisplatino, carboplatino y oxaliplatino como, por ejemplo: ceniza de madera, biochar y carbón activado, con buenos resultados (Folens y Du Laing, 2013). Además, están las investigaciones referentes a adsorción de colorantes (Zambrano, 2016) y fármacos como ibuprofeno, y diclofenaco (Andi, 2018) y ketorolaco sobre ceniza de cáscara de arroz a partir de disoluciones acuosas modelo. Sin embargo, no hay estudios publicados de adsorción de citostáticos, específicamente carboplatino, utilizando como material adsorbente la ceniza de cáscara de arroz.

El uso de tecnologías no convencionales mediante procesos basados en la biosorción y la tecnología de membranas son hoy sistemas prometedores para su eliminación eficiente y también permiten desarrollar procedimientos analíticos para el control de estos contaminantes

emergentes (Kümmerer, 2010). La solución a esta problemática puede estar en la implementación de un sistema para su eliminación mediante el empleo de alguna tecnología no convencional como la biosorción (Andi, 2018).

Para la cuantificación de carboplatino se puede realizarse través de la espectrofotometría ultravioleta visible, debido a que se trata de un solo fármaco (Patil et al., 2014). Por último, es importante analizar diferentes parámetros para el estudio de biosorción como: pH de la disolución, tiempo de contacto, concentración del fármaco, y dosis de biosorbente, también realizar estudios de equilibrio y cinéticos (Rodríguez-Díaz et al., 2015).

Recientemente se han estudiado residuos agroindustriales como la ceniza de cáscara de arroz como biosorbente de contaminantes orgánicos, debido a su base silícea (Azogue y Cedeño, 2019; Lakshmi, Srivastava, Mall, y Lataye, 2009). Se ha logrado evaluar su capacidad de adsorción para la retención del colorante orgánico: azul 19 en medio acuoso (Zambrano Mendoza, 2018) y de fármacos antiinflamatorios no esteroideos como ibuprofeno, diclofenaco (Andi 2018) y ketorolaco (Azogue y Cedeño, 2019).

Ecuador es un importante productor de arroz, en el 2013, según datos reportados por Sistema de Información Nacional de Agricultura, Acuacultura y Pesca (SINAGAP, 2015), la superficie sembrada con arroz fue de 414.096 hectáreas con una producción de 1515,836 toneladas, teniendo un aumento del 5% de la superficie para el año 2016. Este producto después de su procesamiento genera grandes cantidades de cáscara de arroz, cuyo subproducto no presenta tratamiento ni usos posteriores. Este panorama, incidió a la evaluación de la cáscara de arroz como material adsorbente, haciendo uso de las características del residuo agrícola y la disponibilidad en el medio.

1.2. FORMULACIÓN DEL PROBLEMA

¿Cómo eliminar los residuos de carboplatino de matrices acuosas mediante biosorción sobre cenizas de cáscara de arroz?

1.3. OBJETIVOS

1.3.1. OBJETIVO GENERAL

Proponer las condiciones más adecuadas de biosorción de carboplatino a partir de matrices acuosas, sobre cenizas de cáscara de arroz.

1.3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Valorar los parámetros dosis de adsorbente y capacidad de adsorción en sistemas estáticos, para la biosorción de carboplatino empleando cenizas de cáscara de arroz.
2. Evaluar desde el punto de vista cinético y de equilibrio, el proceso de adsorción del contaminante carboplatino en condiciones estáticas.

CAPÍTULO II.

2. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA DE LA INVESTIGACIÓN

2.1. CONTAMINANTES CITOSTÁTICOS EN MATRICES ACUOSAS. TECNOLOGÍAS NO CONVENCIONALES PARA SU ELIMINACIÓN.

En los centros hospitalarios relacionados al tratamiento de cáncer se hace el uso constante de medicamentos citostáticos como cisplatino, oxaliplatino y carboplatino. Estos productos farmacéuticos generan residuos biológicamente activos, que en la actualidad se los ha caracterizado como contaminantes emergentes en las aguas de vertido.

El carboplatino es considerado como contaminante citostático, estos son compuestos citotóxicos y mutagénicos, cuya presencia en el ambiente, o las posibles consecuencias de los mismos, han pasado en gran medida inadvertidas, causando problemas ambientales y de riesgo para la salud (Vyas, Turner, y Sewell, 2014).

En la mayoría de los casos son contaminantes no regulados, que pueden ser candidatos a regulación futura, dependiendo de investigaciones sobre sus efectos potenciales en la salud y los datos de monitoreo con respecto a su incidencia (Gil et al., 2013).

Por otra parte, en estudios precedentes de adsorción de carboplatino sobre quitosano se han encontrado porcentajes de retención de alrededor de 45 %. Sobre biochar se han informado porcentajes de eliminación de dicho citostáticos en el orden de 46% y sobre carbón activado el 60% de retención. Además se ha reportado la capacidad de adsorción en base platino de biosorbentes como: biochar: 0.664 mg. g^{-1}; quitosano: 0.974 mg. g^{-1} y ceniza de madera: 0.225 mg. g^{-1} (Folens, Abebe, Tang, Ronsse, y Laing, 2018).

2.1.1. CITOSTÁTICO COMO CONTAMINANTES EMERGENTES

Los contaminantes emergentes son componentes de diferente origen y naturaleza química cuya presencia en el ambiente, y las posibles consecuencias del mismo, en gran parte han pasado inadvertidas, y la mayoría de estos contaminantes no son reconocidos como tales, aún no están incluidos en la legislación, implican riesgo a la salud por ser tóxicos, bioacumulables y persistentes (Aguilar, 2013).

Pueden encontrarse en diferentes matrices ambientales, como: agua potable y residual, sedimentos y lodos. Las fuentes principales de contaminación son hospitales oncológicos, industrias farmacéuticas, hogares y plantas de tratamiento de aguas residuales (Ortega, 2017).

Los compuestos citostáticos son una clase de fármaco utilizados para el tratamiento de diferentes tipos de cáncer (inhiben la reproducción celular), sin embargo, estos compuestos tienen el potencial de afectar negativamente al ambiente debido a su persistencia y toxicidad, los fármacos más comunes son Cisplatino, Carboplatino y Oxaliplatino (Edwards, 2017).

Carboplatino es un fármaco de segunda generación cuyo nombre comercial es *Paraplatino*. Utilizado para el tratamiento del cáncer, su actividad antitumoral es inferior a la del cisplatino, es un compuesto considerado citotóxicos debido a que su actividad es a nivel celular (Di Pasqua, Wallner, Kerwood, y Dabrowiak, 2009).

Su nombre químico es (diamino (1,1-ciclobutanodicarboxilato) platino (II)), su estructura química se representa en la figura 1, sus propiedades físico-químicas se presentan en la Tabla 1 (Lenz et al., 2007).

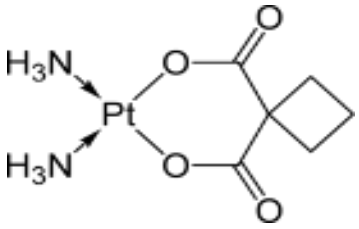


Figura 1. Estructura química de carboplatino

Tabla 1. Propiedades físico-químicas de carboplatino

Características físico-químicas de carboplatino	
Forma	Polvo cristalino, color: blanco
Punto de fusión	220°C – 245°C
Masa molecular	371.249 $g.mol^{-1}$
Fórmula Molecular	$C_6H_{12}N_2O_4Pt$
Solubilidad	11.7 gL^{-1}
Máxima absorbancia UV (destilada)	230 nm
pKa	6.6

Fuente: (Vyas et al., 2014).

2.2. BIOSORCIÓN

El término biosorción se refiere a la eliminación de contaminantes de matrices acuosas, a partir de una adhesión pasiva a biomasa inerte. Esto implica que dicho mecanismo de eliminación no está controlado metabólicamente, sino por la adsorción superficial. La biosorción involucra diferentes fases, una fase sólida (sorbente) y una fase líquida (solvente comúnmente agua) el cual contiene especies disueltas que serán sorbidas. Entre las ventajas que presenta este proceso, en comparación con las técnicas convencionales se tiene: bajo costo, alta eficiencia, minimización de productos químicos y lodos biológicos, no se requieren nutrientes adicionales, mientras como desventajas tenemos que algunas biomasas necesitan un tratamiento previo, ciertas biomasas están limitadas por su inestabilidad química y se debe establecer los intervalos óptimos para su utilización (Tejada, Herrera, y Ruiz, 2016) Factores que pueden afectar el proceso de estudio de biosorción son: Temperatura, pH, dosis de adsorbente, tiempo, concentración del adsorbato (Muñoz, 2007).

2.2.1. ADSORCIÓN

La adsorción es la remoción, por adherencia, de las impurezas (líquidos, gases, materia suspendida, coloides, moléculas, átomos e iones disueltos) de la sustancia en la superficie (que incluye los poros o superficie interna) del sorbente (Ponce, 2013).

Existen dos tipos de adsorción: fisisorción (adsorción física) y quimisorción (adsorción química), la primera es inespecífica y se debe a fuerzas de atracción entre las moléculas o fuerzas de Van der Waals; aquí la molécula adsorbida no se fija a un sitio en particular de la superficie sólida, sino que se mueve libremente sobre ésta, mientras que la quimisorción es el resultado de fuerzas más intensas, comparables con las que llevan a la formación de compuestos químicos (Martínez de la Cuesta y Rus Martínez, 2004).

Los mecanismos de sorción, son:

- **Fuerzas intermoleculares:** Fuerzas de Van Der Waals son atracciones que se mantienen unidas a moléculas eléctricamente neutras; sin embargo, en algún momento estas moléculas presentan lo que se denomina un dipolo inducido, es decir, la molécula adquiere una carga parcialmente positiva y otra parcialmente negativa, de manera momentánea (Martínez de la Cuesta y Rus Martínez, 2004).

- **Fuerzas electrostáticas** son fuerzas de atracción de Coulomb entre iones y grupos funcionales con carga, se suele denominar intercambio iónico (Martínez de la Cuesta y Rus Martínez, 2004).

Un sistema estático es el modo de operación en el cual se puede evaluar el comportamiento de varios parámetros como la dosis del adsorbente, pH, tiempo de adsorción y el volumen, debido a que el control de los mismos es más simple, por lo tanto, permite optimizar el proceso de adsorción (Zhu, Tsang, Chen, Li, y Yang, 2015). La cinética de adsorción se relaciona de manera directa con la eficiencia de la adsorción, para lo cual los modelos más utilizados son: pseudo-primer orden y pseudo-segundo orden (Zhang, Qiao, Zhao, y Wang, 2011).

El proceso de adsorción es uno de los métodos más eficaces para eliminar contaminantes de aguas residuales, esta tecnología resulta sumamente atractiva por su bajo costo, facilidad, simplicidad, alta eficiencia y sobre todo por la degradabilidad de los materiales naturales (Valladares-Cisneros, Cárdenas, de la Cruz Burelo, y Alemán, 2017). Los parámetros que influyen sobre la absorción son el pH de la disolución, la dosificación del biosorbente y el tiempo de contacto, cada etapa requiere del contacto íntimo entre las dos fases involucradas durante el tiempo suficiente para tener una aproximación considerable hacia el equilibrio, contacto que va seguido de la separación físicas de las fases (Cruz, Da Costa, Henriques, y Luna, 2004).

2.3. ADSORBENTES

Los adsorbentes se pueden definir como materiales abundantes de origen natural, que se obtienen como producto o desecho de la agro-industria, y que generalmente no necesitan de procesos elaborados para su preparación como adsorbentes. Se caracterizan por su estructura química y los grupos funcionales presentes en estos, tales como amino, amido, sulfhidrilo, sulfato y carboxilo, entre otros, los cuales podrían atrapar iones metálicos, con lo que se tendría un proceso de recuperación metálica amigable con el ambiente (Tejada et al., 2016).

Los materiales adsorbentes se pueden clasificar de muchas maneras, una de las más recientes es la que considera los materiales según su origen en dos grandes grupos: de origen microbiano como algas, hongos, bacterias, y de origen lignocelulósico, principalmente residuos o subproductos agrícolas, provenientes de diferentes partes de los materiales vegetales, como son

los tallos, cortezas, hojas, raíces, cáscara de frutas, los cuales están formados por celulosa, hemicelulosa y lignina (Salman, Athar, y Farooq, 2015).

La capacidad de adsorción (Q_e) se calcula a través de la Ecuación (1):

$$Q_e = \frac{(C_0 - C_f)V}{m} \quad (1)$$

Donde:

C_o – concentración inicial del fármaco (mg. L^{-1})

C_f – concentración final del fármaco (mg. L^{-1})

V – volumen de disolución (L)

m – masa de ceniza (g)

2.3.1. CARACTERÍSTICAS DEL ADSORBENTE

Existe gran variedad de biosorbentes, de diferentes orígenes y composiciones, por tanto, la capacidad que tiene un material para bio-adsorber un determinado contaminante, depende principalmente tanto de la composición y la reactividad química de su superficie (que determina y condiciona los mecanismos de retención de los sorbatos), como de las propiedades físicas del biosorbente, como la densidad, la porosidad, la resistencia mecánica o el tamaño, la forma de partícula, etc. (Ronda Gálvez, 2016).

También es muy importante la caracterización de los centros activos del biosorbente, atendiendo a los grupos funcionales presentes, ya que facilitan la identificación de los mecanismos de interacción entre biosorbente y contaminante, pues la importancia de cada grupo funcional en el proceso de biosorción depende tanto de la cantidad de centros activos con dicho grupo presentes en el material, como de su accesibilidad, así como de su estado químico y de la afinidad con el sorbato (Ríos Elizalde, 2014).

En general, la presencia de grupos funcionales con oxígeno favorece el proceso de biosorción, estos pueden ser diferentes según el biosorbente, siendo los más comunes los grupos carboxílicos, fenólicos, fosfatos, sulfatos, amino, amida e hidroxilo (Machado Alvarez, 2017).

Por todo ello, la caracterización del material biosorbente utilizado es muy importante, ya que cada material presentará unas propiedades diferentes, y por tanto, tendrá una capacidad diferente para biosorber un determinado metal (Ronda Gálvez, 2016).

2.4. CENIZA DE CÁSCARA DE ARROZ

La cascarilla de arroz es un tejido vegetal constituido por Celulosa y Sílice (Tabla 2), estos componentes determinan su potencial como biosorbente, el uso de la cascarilla como biosorbente, representa un aporte al desarrollo de tecnologías limpias a través de la aplicación de tecnología no convencional para tratar aguas residuales y de esa manera preservar los recursos naturales, pues una acumulación de este residuo agroindustrial afectaría negativamente al ambiente (Varón Cemargo, 2005).

Tabla 2. Propiedades químicas de la cáscara y ceniza de arroz

Cáscara de arroz		Ceniza de cáscara de arroz	
Componente	%	Componente	%
Carbono	39.1	Dióxido de Silicio (SiO_2)	94.1
Hidrógeno	5.2	Óxido de Calcio (CaO)	0.55
Nitrógeno	0.6	Óxido de Magnesio (MgO)	0.95
Oxígeno	37.2	Óxido de Potasio (K_2O)	2.10
Azufre	0.1	Óxido de Sodio (Na_2O)	0.11
Cenizas	17.8	Sulfato	0.06
		Cloro	0.05
		Óxido de Titanio (TiO_2)	0.05
		Óxido de Aluminio (Al_2O_3)	0.12
		Otros componentes (P_2O_5 F_2O_3)	1.82
Total	100	Total	100

Fuente: (Varón Cemargo, 2005).

La cascarilla de arroz presenta sus propiedades físicas (Tabla 3) es importante considerar a la previo a los estudios de biosorción entre los porcentajes más relevantes de la composición química de la cascarilla de arroz se encuentran las cenizas, siendo la sílice la principal composición que no sufre disociación al quemarse, esto hace que se presente una difícil combustión continua y completa (Valverde, Sarria, y Monteagudo, 2007).

Tabla 3. Propiedades físicas de la ceniza de cáscara de arroz

Propiedad Física	Ceniza de cascarilla de arroz
Humedad (%)	0.65
Densidad (kg/m^3)	1684
Masa unitaria suelta (kg/m^3)	205
Masa unitaria compacta (kg/m^3)	272
% vacíos en agregado suelto	0.88
% vacíos en agregado compacto	0.84

Fuente: (Novoa Galeano, Becerra León, y Vásquez Piñeros, 2016)

El 75% es calcinada dentro de plantas de pilado, en bordes de las carreteras y en terrenos fuera de la planta de pilado 20% es arrojada en los bordes de las carreteras, en esteros y ríos, el 5% se pierde por efectos del viento (Lakshmi et al., 2009). Una acumulación de estos desechos representa un problema ambiental (Valladares-Cisneros et al., 2017).

En estudios preliminares se han utilizado la ceniza de cáscara de arroz para adsorber colorantes (Zambrano, 2016), fármacos antiinflamatorios no esteroideos como diclofenaco, ibuprofeno (Andi, 2018) y ketorolaco (Azogue y Cedeño, 2018) de matrices acuosos a nivel de laboratorio con buenos porcentaje de eliminación.

2.5. CINÉTICA DE ADSORCIÓN

Durante el proceso de adsorción, las moléculas de adsorbato se transportan desde la fase líquida hacia la superficie del adsorbente y se difunden hasta ocupar los sitios de adsorción (Andi, 2018). La velocidad con que las moléculas son adsorbidas hasta alcanzar el equilibrio se denomina cinética de adsorción. El estudio de la cinética de adsorción constituye un elemento indispensable para el adecuado diseño de un sistema de tratamiento mediante adsorción, pues permite determinar la velocidad con la cual el contaminante será removido del efluente y evaluar la eficiencia del proceso, a la vez que otorga información sobre el posible mecanismo que favorece o limita la adsorción (Pereira dos Santos, 2013). Se han desarrollado varios modelos ampliamente utilizados para describir el mecanismo del proceso de adsorción líquido-sólido, para los cuales se ajustan los resultados experimentales en el tiempo. Los modelos más destacados, por su facilidad de aplicación e interpretación, y que se utilizaron en este trabajo son los modelos cinéticos de pseudo-primer orden, pseudo-segundo orden, Elovich, Bangham y

difusión intrapartícula (Zambrano, 2018). El término pseudo indica que simultáneamente pueden acontecer diferentes reacciones, pero para efectos de estudio se considera el proceso de forma aislada. Los modelos cinéticos mencionados, consideran que la etapa limitante del proceso es la ligación del adsorbato en el sitio activo en la superficie del adsorbente (Zhang et al., 2011).

Modelo cinético de pseudo-primer orden

Es un modelo cinético de primer orden desarrollado para procesos de sorción en sistemas líquido-sólido. Identifica la adsorción con un proceso de reacción química de primer orden, donde la constante de velocidad k_1 (min^{-1}) es independiente de la concentración (Yuh-Shan, 2004). La ecuación de la cinética de adsorción de pseudo-primer orden, no lineal, según Andrade Díaz (2018), es la siguiente:

$$q_t = q_e\left(1 - e^{-(klxt)}\right) \quad (2)$$

Donde q_e y q_t ($mg.\ g^{-1}$) son las cantidades de adsorbato adsorbido en el equilibrio y en cualquier tiempo t (min) respectivamente. Generalmente, la ecuación cinética de pseudo primer-orden no se ajusta a todo el intervalo del tiempo de contacto, siendo apropiada solo en los primeros 20-30 minutos del proceso (Ho y McKay, 1999).

Modelo cinético de pseudo-segundo orden

Este modelo identifica la adsorción como un proceso de reacción química de segundo orden, y supone que la capacidad de adsorción es independiente de la concentración (Ho, 2006). Este modelo asume que la capacidad de sorción es proporcional al número de sitios activos ocupados en el adsorbente y relaciona el mecanismo de remoción con la quimisorción. La ecuación de cinética de adsorción de pseudo-segundo orden (Ho y McKay, 1999) es la siguiente:

$$q_t = k_2 q^2 e^t (1 - k_2 q e^t) \quad (3)$$

Donde q_e y q_t ($mg.\ g^{-1}$) son las cantidades de adsorbato adsorbidas en el equilibrio y en cualquier tiempo t (min) respectivamente y k_2 ($g.mg^{-1}.min^{-1}$) es la constante de velocidad de adsorción de pseudo segundo orden.

Una ventaja importante de este modelo frente a la cinética de pseudo-primer orden es que permite determinar h y k_2 sin conocer ningún parámetro de antemano. Además, la cinética de pseudo-segundo orden permite prever con confianza el comportamiento de la sorción durante todo el tiempo en que ocurre dicho proceso. Han sido publicados varios trabajos de investigación, que concluyen que este modelo es aplicable satisfactoriamente para la adsorción de compuestos orgánicos (colorantes, pesticidas, aceites, fármacos y citostáticos) presentes en matrices acuosas (Ho, 2006).

Modelo cinético de Elovich

El modelo cinético de Elovich, originalmente propuesto para los procesos de quimisorción heterogénea de gases en sólidos (Roginsky y Zeldovich, 1934). Recientemente, ha sido aplicado exitosamente en procesos de adsorción de contaminantes en matriz acuosa (Andrade Díaz, 2018; Deokar y Mandavgane, 2015; Largitte y Pasquier, 2016)

La ecuación de Elovich no considera los procesos de desorción y predice capacidades de adsorción infinita para largos periodos de tiempo. Por lo tanto, su uso es adecuado para cinéticas que no han alcanzado el equilibrio y en procesos de quimisorción que presentan baja o nula desorción; en estos casos la velocidad de retención disminuye con el tiempo de operación debido a un incremento en la cobertura del adsorbente y logran ser adecuadamente descritos mediante la ecuación de Elovich (Tan y Hameed, 2017; Wu, Tseng, y Juang, 2009).

Este modelo supone que los sitios activos del sorbente son heterogéneos y por lo tanto existen diferentes energías de activación; se basa en un mecanismo de reacción de segunda orden para un proceso de reacción heterogénea (Parab, Sudersanan, Shenoy, Pathare, y Vaze, 2009; Pinzón-Bedoya y Villamizar, 2009).

$$q_t = \left(\frac{1}{\beta^E}\right) \ln(1 + \alpha_E \beta_E t) \quad (4)$$

Donde q_t ($mg.g^{-1}$) es la cantidad adsorbida por masa de adsorbente en cualquier tiempo t (min), αE ($g.mg^{-1}.min^{-1}$) es la velocidad inicial de adsorción y β_E ($mg.g^{-1}$) es la constante que indica el número de sitios activos adecuados para la adsorción en cada sistema adsorbato-adsorbente, se relaciona con la extensión de cobertura de la superficie del adsorbente y con la energía de

activación para la quimisorción, generalmente es considerada como la constante de desorción del sistema (Georgieva, Tavlieva, Genieva, y Vlaev, 2015; Yaneva, Koumanova, y Allen, 2013).

Modelo cinético de Bangham

La cinética de Bangham es un modelo empírico que asume que la adsorción es un proceso activado mediante una energía de activación E que varía logarítmicamente con la cantidad adsorbida; siguiendo este concepto la ecuación de Bangham corresponde a una expresión cinética de la ecuación de Freundlich (Aharoni, Sideman, y Hoffer, 1979; Largitte y Pasquier, 2016).

El modelo cinético de Bangham es usado para determinar si la difusión en los posos es la única etapa limitante en la cinética de adsorción del sistema (Naiya, Bhattacharya, Mandal, y Das, 2009). El ajuste de los datos experimentales a este modelo indica que la cinética de adsorción se encuentra limitada por la adsorción en los poros. Sin embargo, si este modelo no representa un buen ajuste de los datos experimentales, se indica que la difusión en los poros no es la única etapa limitante. El efecto de la difusión en el proceso global de adsorción puede ser ignorado con el incremento del tiempo de contacto (Aharoni et al., 1979; Srivastava, Swamy, Mall, Prasad, y Mishra, 2006). El modelo cinético de Bangham es expresado como sigue (Aharoni et al., 1979).

$$q_t = k_b t^{\alpha B} \quad (5)$$

Donde k_b (mg.g^{-1}.min-α) es la constante de velocidad de adsorción, αB (<1) es un indicador de la intensidad de adsorción y qt (mg. g^{-1}) es la cantidad de adsorbato adsorbida en el tiempo t (min) (Largitte y Pasquier, 2016; Mateos, 2012).

Modelo de difusión intrapartícula

Este modelo, asume que tanto el transporte externo del adsorbato en el líquido como la difusión en la película son despreciables, lo que es válido para sistemas bien agitados. Por lo tanto, según este modelo existe una sola limitante que es la difusión intrapartícula. Este modelo es útil para identificar el mecanismo de adsorción y predecir la etapa limitante del proceso (Tavlieva, Genieva, Georgieva, y Vlaev, 2015). La expresión matemática del modelo es:

$$q_t = k_{in} t^{0.5} + I \quad (6)$$

Donde q_t (mg. g^{-1}) es la cantidad adsorbida por masa de adsorbente en cualquier tiempo t (min), k_{in} es la constante de velocidad de difusión intrapartícula ($mg.g^{-1}.min^{-0,5}$) e I es una constante asociada al espesor de la película de fluido que envuelve el adsorbente, un mayor valor de I corresponde a un mayor efecto en la película (Srivastava et al., 2006). Por lo tanto, frente a valores elevados de I, la resistencia a la difusión en la película será mayor y existirá menor difusión del adsorbato a través de la película (Pereira dos Santos, 2013).

Si la gráfica de Weber-Morris (q_t versus $t_{0,5}$) muestra una relación lineal y cruza el origen, el proceso es controlado únicamente por la difusión intrapartícula. En contraste, si los datos experimentales presentan multilinealidad, el proceso de adsorción es controlado por dos o más etapas o la combinación de ellas. De acuerdo a (Wu et al., 2009), el no pasar por el origen puede ser relacionado a la amplia distribución de los tamaños de poro (Srivastava et al., 2006).

Usualmente, la primera porción de los datos, es más marcada que las demás y en ocasiones muestra curvatura, características atribuidas a efectos de la transferencia de masa externa o de la difusión en la película (McKay, Otterburn, y Sweeney, 1980; Vijayakumar, Tamilarasan, y Dharmendirakumar, 2012). La segunda zona está asociada a la difusión del adsorbato en el líquido del poro (difusión en el poro) y presenta una adsorción gradual del adsorbato, esta región se considera como la etapa controlada por la difusión intrapartícula. La tercera zona se asocia al fenómeno de difusión en los sitios activos en la superficie del poro (difusión superficial), donde las moléculas de adsorbato se mueven lentamente hacia los microporos, generando una baja velocidad de adsorción (Arenas, Vasco, Betancur, y Martínez, 2017). La tercera zona generalmente muestra una recta paralela al eje de las x, en este caso I alcanza su máximo valor, indicando una elevada resistencia en la película que envuelve al adsorbente, impidiendo la difusión de nuevas moléculas, señalando el equilibrio del proceso de adsorción (Arenas et al., 2017; Pereira dos Santos, 2013).

Si la constante kin disminuye de una etapa a otra, indica la menor participación de la difusión intrapartícula, señalando el rol de otros mecanismos (Tan y Hameed, 2017). Un valor negativo de I se puede atribuir a una combinación de los efectos de la difusión en la película y/o

reacciones en la superficie (Nazari, Abolghasemi, Esmaieli, y Pouya, 2016; Zhu, Moggridge, y D'Agostino, 2016).

2.6. EQUILIBRIO Y MODELOS DE ISOTERMAS DE ADSORCIÓN

Durante el proceso de adsorción el soluto de la fase líquida se acumula en la superficie del material adsorbente, disminuyendo la concentración del adsorbato en la disolución. La adsorción ocurre gracias al gradiente de concentración entre ambas fases, por ello, a medida que el gradiente disminuye, disminuye también la velocidad del proceso y aumenta la velocidad de desorción, hasta que ambas velocidades se igualen y no sea posible acumular más soluto en la superficie del adsorbente, momento en el que se alcanza el equilibrio del sistema (García Asenjo, 2014). La distribución del soluto entre la fase líquida y el adsorbente en el equilibrio se describe mediante la capacidad de adsorción q_e (mg. g^{-1}).

La representación gráfica de la distribución del adsorbato entre la superficie del adsorbente y la fase líquida, a temperatura constante, se denomina isoterma de adsorción. El estudio de las isotermas de adsorción permite evaluar cuantitativamente la capacidad del adsorbente para predecir la eficiencia de un adsorbente en la remoción de un determinado contaminante, conduciendo al adecuado diseño del sistema de adsorción (García Asenjo, 2014).

Langmuir

Este modelo teórico desarrollado por Langmuir, más aplicada en los estudios de sorción (Ho, Porter, y McKay, 2002). Se basa en las siguientes suposiciones (Arami, Limaee, y Mahmoodi, 2008; Králik, 2014) Langmuir: el adsorbente es estructuralmente homogéneo, la sorción ocurre en sitios específicos finitos localizados en la superficie del adsorbente, solo es posible adsorber una única molécula de adsorbato en cada sitio de sorción (monocapa), la interacción adsorbato-adsorbato es despreciable, todos los sitios de sorción en la superficie del adsorbente son energéticamente equivalentes. La ecuación no lineal de Langmuir se expresa como (Ho et al., 2002):

$$q = \frac{K_L q_m C_e}{1+K_L C_e} \quad (7)$$

q_{max} (mg g^{-1}): es la máxima capacidad de adsorción en monocapa del adsorbente, Ce (mg. L^{-1}) es la concentración de adsorbato en el equilibrio, q_e (mg. g^{-1}) es la cantidad de adsorbato adsorbido en el equilibrio y K_L ($L.mg^{-1}$) es una constante relacionada con la energía de adsorción y la afinidad entre el adsorbente y el adsorbato.

Los parámetros del modelo de Langmuir se pueden expresar en términos de un factor de separación R_L expresado por la Ecuación 8:

$$R_L = \frac{1}{(1 + K_L C_o)} \quad (8)$$

Donde:

K_L ($L.mg^{-1}$) es la constante de Langmuir y Co (mg. L^{-1}) es la concentración inicial. El valor de R_L refleja si el proceso es favorable o no de acuerdo con las siguientes relaciones: R_L >1 desfavorable, R_L = 1 lineal, 0 < R_L <1 favorable o R_L= 0 irreversible (Foo y Hameed, 2010).

Freundlich

Asume que la energía de adsorción disminuye exponencialmente con la extensión del proceso y predice una distribución exponencial de varios sitios de adsorción con energías no uniformes (Arami et al., 2008). Comúnmente es criticada por su falta de fundamentos termodinámicos ya que frente a bajas concentraciones no se reduce a la ley de Henry (Ho et al., 2002). Es aplicable en procesos de adsorción no ideales en superficies heterogéneas, así como en adsorción en multicapa (interacciones sorbato-sorbato) y se expresa según la siguiente ecuación (Freundlich, 1906):

$$q = K_{F.} C_e^{\frac{1}{n}} \quad (9)$$

Donde qe (mg. g^{-1}) es la cantidad de adsorbato adsorbida en el equilibrio, Ce (mg. L^{-1}) es la concentración de adsorbato en el equilibrio, K_F (mg. g^{-1}) (L. $mg^{-1})^{1/n}$ es la constante de Freundlich que es una medida de la capacidad de adsorción y n (adimensional) es el parámetro de intensidad de Freundlich, el cual indica la magnitud de la fuerza conductora de adsorción o la heterogeneidad de la superficie del adsorbente.

Si el parámetro 1/n < 1 el proceso es favorable y presenta una isoterma de tipo L, mientras más se acerque 1/n a cero la superficie se considera más heterogénea. Si 1/n = 1 la isoterma es lineal (isoterma tipo C) y si 1/n > 1 el proceso es desfavorable (isoterma tipo S) (Arenas et al., 2017; Pereira dos Santos, 2013; Tran, You, Hosseini-Bandegharaei, y Chao, 2017).

Temkin

El modelo de Temkin toma en cuenta las interacciones adsorbato-adsorbente y considera una distribución uniforme de la energía de enlace (Temkin, 1940). Este modelo asume que, ignorando las concentraciones extremadamente bajas o altas, el calor de adsorción de todas las moléculas en la superficie disminuye linealmente y no logarítmicamente con la cobertura (Aharoni y Ungarish, 1977). El modelo de (Temkin, 1940) está representado por la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{RT}{b_T} ln\ (K_{Te} C_e) \quad (10)$$

Donde qe (mg. g^{-1}) es la cantidad de adsorbato adsorbido en el equilibrio, Ce (mg. L^{-1}) es la concentración de adsorbato en el equilibrio, K_{Te} ($L.g^{-1}$) es la constante de Temkin que considera las interacciones adsorbato-adsorbente y corresponde a la máxima energía de enlace, b_T (J.mol-1) es una constante relacionada con el calor de adsorción, R es la constante universal de los gases (8,314 $J.mol^{-1}K^{-1}$) y T (K) es la temperatura absoluta (Temkin, 1940).

La forma lineal de la ecuación anterior se manifiesta de la siguiente manera:

$$q_e = \frac{RT}{b_T} lnA_T + \left(\frac{RT}{b_T}\right) lnC_e \quad (11)$$

A través de ajustes no lineales se puede determinar las constantes A_T y b_T a través de coeficientes lineales y angulares, respectivamente. La constante A_T ($L.g^{-1}$) está relacionada con el calor de adsorción, es una constante de la isoterma de Temkin, b_T ($J.mol^{-1}$) es la constante de energía de isoterma de Temkin, R (8.314 J mol^{-1} K^{-1}) es la constante universal de los gases y T (K) es la temperatura.

Dubinin – Radushkevich (D-R)

La isoterma de Dubinin and Radushkevich (1947) es un modelo empírico desarrollado para la adsorción de vapores subcríticos en sólidos microporosos que siguen un mecanismo de llenado de poros (adsorción en los poros) (Günay, Arslankaya, & Tosun, 2007). Este modelo supone que el proceso de adsorción ocurre solo en los microporos (isoterma tipo I) (Králik, 2014) y presenta una distribución Gaussiana de energía sobre superficies heterogéneas. Su aplicación permite deducir la heterogeneidad de las energías de sorción en la superficie, la porosidad característica del adsorbente y la energía de sorción aparente (Igwe y Abia, 2007). Está representado por:

$$q_e = \mathrm{Q}_{max}{}^{\mathrm{e}-\mathrm{B}_{DR}\,\varepsilon^2} \quad (12)$$

Donde B_{DR} ($mol^2.J^{-2}$) es la constante de equilibrio del modelo de Dubinin–Radushkevich, considerado también como el factor de porosidad relacionado con la energía media de sorción por mol de sorbato cuando este migra a la superficie del adsorbente desde una distancia infinita en la solución, Q_{max} (mg. g^{-1}) es la capacidad de saturación teórica y ε es el potencial de Polanyi. R es la constante universal de los gases (8.314 $J.mol^{-1}K^{-1}$), T (K) es la temperatura absoluta y E ($J.mol^{-1}$) es la energía libre media de sorción por molécula de sorbato (Israel y Eduok, 2012); (Thompson, Emmanuel, George, y Adamu, 2015). La magnitud E provee información acerca del mecanismo de acción, determina si la adsorción es física (E <8 $kJ.mol^{-1}$), intercambio iónico (8 $kJ.mol^{-1}$ < E < 16 $kJ.mol^{-1}$) o química (E > 16 $kJ.mol^{-1}$) (Podder y Majumder, 2015; Tran, You, y Chao, 2016).

2.7. DETERMINACIÓN CUANTITATIVA DE CARBOPLATINO

Para el análisis cuantitativo se construye una curva de calibración que se refiere a la representación gráfica de una señal medida en función de la concentración del analito (carboplatino) (Dosal y Villanueva, 2008).

Para la calibración analítica, es importante realizarlo con la construcción de un modelo lineal, se basa en hallar la recta de calibrado que mejor se ajuste a una serie de puntos experimentales; cada uno de los puntos está determinado por una variable "x", para este estudio corresponde a la concentración de carboplatino y una variable "y" que representa a la respuesta instrumental. La recta de calibrado se encuentra definida por una ordenada al origen (b) y una pendiente (m), basada en la ecuación $y = mx + b$ (Wu et al., 2009).

2.8. LA ESPECTROFOTOMETRÍA UV-VISIBLE EN EL ANÁLISIS DE CONTAMINANTES EMERGENTES

El espectrofotómetro UV-VIS es un instrumento de laboratorio utilizado para el análisis cualitativos y cuantitativos de compuestos químicos y son de mucha importancia para análisis de contaminantes emergentes. La espectrofotometría UV-Visible es una técnica de medición de concentración de masa de elementos y compuestos químicos, se fundamenta en medir la radiación monocromática absorbida por un elemento o molécula, la ley fundamental en que se basa este método es la ley de Lambert-Beer en la cual establece que existe una relación lineal entre la absorbancia y la concentración y el camino óptico. Debido a su fácil acceso en los laboratorios de análisis, la espectrofotometría UV-VIS es una técnica que ha sido muy utilizados para la identificación y cuantificación de productos farmacéuticos, debido a la versatilidad y la fiabilidad de la técnica, permite detectar compuestos en la zona UV(<400nm) y VISIBLE (>400nm) (Prías Barragán, Rojas González, Echeverry Montoya, Fonthal, y Ariza Calderón, 2011).

CAPÍTULO III.

3. METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

3.1. LOCALIZACIÓN

La investigación se realizó en el laboratorio de química en las instalaciones de la Universidad Estatal Amazónica, ubicada en el kilómetro 2 ½ de la vía Puyo a Tena (Paso Lateral) de la ciudad de Puyo, Pastaza, Ecuador.

3.2. TIPO DE INVESTIGACIÓN

La investigación fue de tipo aplicada, basada en la experimentación.

3.3. MÉTODOS DE INVESTIGACIÓN

Se emplearon métodos cuantitativos que permitieron controlar las variables independientes; se realizaron cálculos numéricos para establecer modelos de comportamiento tanto en los estudios cinéticos como de equilibrio y análisis estadísticos.

3.4. DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN

3.4.1. EQUIPOS, MATERIALES Y REACTIVOS UTILIZADOS

En la tabla 4, aparecen los principales equipos, materiales y reactivos empleados para la realización de la investigación.

Tabla 4 Listado de materiales y reactivos

Equipos
Balanza analítica OHAUS Pioneer PA- 214. Estados Unidos.
Agitador recíproco, Barnstead International. Estados Unidos.
Espectrofotómetro Thermo Scientific, Estados Unidos.
Micropipeta Eppendorf Research Plus 100 – 1000 µL.

Agitador magnético CORNING PC-420D. Estados Unidos.
pH-metro ACCUMET AB 150. Estados Unidos.
Materiales
Papel de filtro Whatman de filtración rápida
Cristalería común de laboratorio, incluido material volumétrico
Tubos de ensayos
Cubetas de vidrio y cuarzo
Frascos de vidrio ámbar 100 mL
Pastillas magnéticas
Lámpara de luz UV λ =190-385 nm.
Ceniza de cáscara de arroz
Reactivos
Hidróxido de sodio 0,1 M
Ácido clorhídrico al 1 y 0.5 M
Agua Ultrapura (Milli-Q)
Fármaco de referencia de Carboplatino 10mg/mL. EMPRESA LABORATORIOS AICA, La Habana, Cuba

Fuente: El autor

3.4.2. TÉCNICA ANALÍTICA PARA LA DETERMINACIÓN CUANTITATIVA DE CARBOPLATINO EN MATRIZ ACUOSO POR ESPECTROFOTOMETRÍA ULTRAVIOLETA DIRECTA

Se preparó una disolución patrón de carboplatino a una concentración de 10 mg. L^{-1} y luego se realizó un espectro en el intervalo de UV de 210 a 240 nm para establecer la longitud de onda de máxima absorción de carboplatino.

Se realizó una curva de calibración de varias concentraciones en el intervalo de 1.5 a 146 mg. L^{-1} en diferentes matraces de 10 mL que fueron aforados con agua destilada y se leyó la absorbancia en el espectrofotómetro en cubetas de cuarzo.

3.4.3. ESTUDIO DEL PROCESO DE ADSORCIÓN DE CARBOPLATINO SOBRE CENIZA DE CÁSCARA DE ARROZ

Se realizaron dos estudios, el primero encaminado a determinar la dosis de máxima adsorbente necesaria para retener de manera eficaz el fármaco en estudio y el segundo para implantar su eliminación de las aguas residuales.

3.4.3.1. ESTUDIO DE DOSIS DE ADSORBENTE

Se estableció la dosis efectiva del absorbente luego de interpretar gráficamente la masa del mismo, comprendido desde 0,0 hasta 3.0 g, (Ver tabla 5) y el límite de adsorción deducida, teniendo una concentración inicial de carboplatino a 100 mg. L^{-1}.

Este proceso se ejecutó mediante un sistema estático con agitación mecánica con una temperatura ambiente alrededor de 25 ºC, y con la disolución del contaminante de carboplatino a 100 mL, durante 3h, luego se filtraron cada una de las muestras a través de papel filtro, para posteriormente cuantificarlos en el espectrofotómetro.

Tabla 5. Experimentos de dosis de adsorbente (ceniza de cáscara de arroz) en el proceso de adsorción de carboplatino

Experimento	Masa de Adsorbente (g)
1	0.0
2	0.2
3	0.4
4	0.6
5	0.8
6	1.0
7	1.2
8	1.4
9	1.8
10	2.0
11	2.2
12	2.4
13	2.6

14	2.8
15	3.0

Fuente: El autor

3.4.3.2. ESTUDIO DE pH

Considerando la dosis determinada de ceniza de cáscara de arroz a diferentes ajustes de pH se determinó el comportamiento de adsorción de la disolución del contaminante, para establecer el valor de pH de máxima adsorción.

Tabla 6. Valores de pH seleccionados para el experimento de adsorción de carboplatino sobre el adsorbente (cenizas de cáscara de arroz).

Experimento	pH carboplatino
1	2
2	4
3	6
4	8
5	10

Fuente: El autor

La ceniza de cáscara de arroz y la disolución de carboplatino fueron puestos en contacto, en un matraz aforado de 250 mL, utilizando 1 g de adsorbente a una concentración de 100 mg. L^{-1} en un volumen de 100 mL (Ver tabla 7), y fueron expuestos a agitación mecánica por 3h. Finalizado la agitación cada muestra se filtraron a través de papel filtro, y se cuantificaron en el espectrofotómetro.

3.4.4. ESTUDIO CINÉTICO Y DE EQUILIBRIO DEL PROCESO DE ADSORCIÓN DE CARBOPLATINO SOBRE CENIZA DE CÁSCARA DE ARROZ EN CONDICIONES ESTÁTICAS.

3.4.4.1. ESTUDIO CINÉTICO

Establecido el pH y la masa de máxima adsorción para el contaminante citostático, se evaluó el comportamiento de adsorción a diferente tiempo y conservando una temperatura ambiente (25 ^{o}C).

Se preparó una disolución patrón a una concentración de 100 mg. L^{-1} de carboplatino y se pusieron en contacto 100 mL con 1 g de ceniza de cáscara de arroz, fijado a pH 10, con agitación mecánica constante para mantener la relación adsorbente y contaminante.

Se aplicó el método estático mediante la agitación mecánica a diferentes tiempos: 5, 10, 20, 30, 40, 60, 90, 120, 180, 240, 300 y 360 minutos, luego se filtró cada una de las muestras a través de papel filtro, para después cuantificarlos en el espectrofotómetro. Adicional a estas muestras se analizó una solución testigo.

Los datos obtenidos del estudio cinético se procesaron a través de Microsoft Excel mediante el cual se determinó el modelo de mejor ajuste entre los posibles: pseudo primer orden, pseudo segundo orden, Bangham, Elovich y Weber-Morris.

3.4.4.2. ESTUDIO DE EQUILIBRIO

Establecidas las condiciones preliminares de ceniza de cáscara de arroz, pH y tiempo, se realizó un proceso más de comportamiento de adsorción a diferentes concentraciones: 2, 4, 6, 8, 12, 14, 16, 18 y 20 mg. L^{-1} por 60 minutos. Después se filtraron cada una de las muestras mediante un papel filtro y se determinó la concentración final del contaminante, en el espectrofotómetro.

Partiendo de los resultados obtenidos anteriormente de los gráficos de concentración contra el tiempo, se realizaron los análisis de regresión con modelos cinéticos lineales. Luego se establecieron las concentraciones y el tiempo de equilibrio. Se determinó el modelo matemático de las isotermas de Langmuir, Freundlich, Toth y Sips, entre otras mediante Microsoft Excel.

CAPÍTULO IV.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. DESARROLLO DE LA TÉCNICA ESPECTROFOTOMÉTRICA PARA LA CUANTIFICACIÓN ESPECÍFICA DE CARBOPLATINO EN MATRICES ACUOSAS

Se determinó la longitud de onda de máxima absorción de carboplatino y las condiciones de trabajo. La tabla 7 muestra los criterios para la determinación en el espectrofotómetro.

Tabla 7. Condiciones de trabajo de carboplatino en el espectrofotómetro

Equipo	Marca	Haz	λ (nm)	Lámpara	Cubeta	Blanco reactivo
Espectrofotómetro UV-Vis	Thermo Scientific	Doble	230	Deuterio	Cuarzo	Agua destilada

Fuente: El autor

Para la evaluación de la linealidad se construyó dos curvas de calibración, a bajas concentraciones y a altas concentraciones respectivamente, con un intervalo que varió de 1.5 a 146 mg. L^{-1}. Además, se evaluaron los parámetros estadísticos correspondientes a un análisis de regresión lineal que demuestran una buena correlación y un modelo lineal adecuado (figura 2). La ecuación de la recta para bajas concentraciones en el intervalo de 1.5 a 15 mg fue: $y = 0.014x - 0.0082$, mientras para altas concentraciones en el intervalo de 20.4 a 146 mg. L^{-1} $y = 0.0088x + 0.0126$. La figura 2 muestra la curva de calibración elaborada.

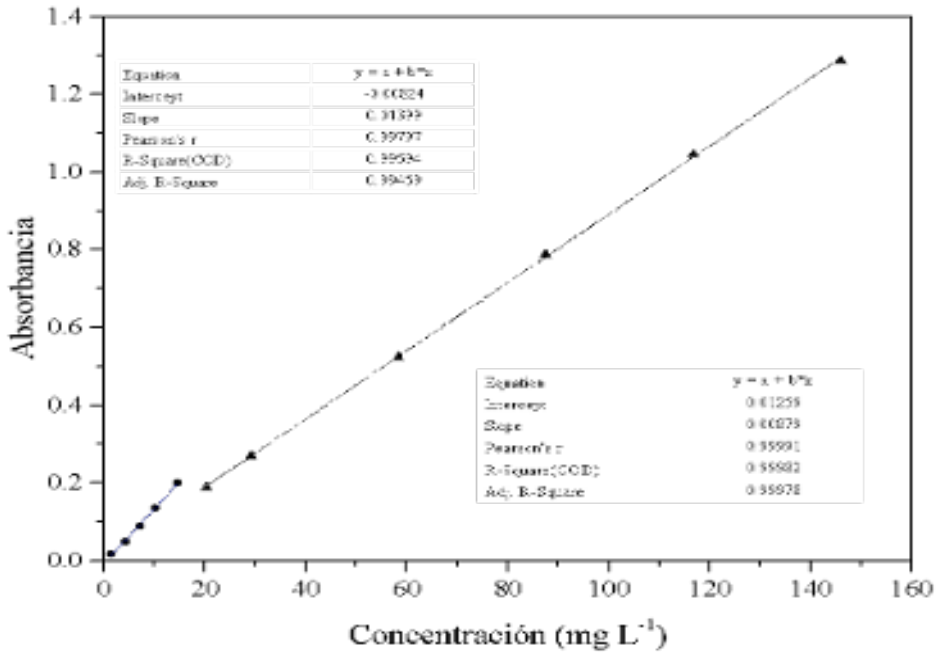


Figura 2. Curva de calibración de carboplatino

Fuente: El autor

Los coeficientes de determinación R^2 obtenidos fueron 0.996 para bajas concentraciones y 0.9998 para altas concentraciones, por lo que cumple con el criterio de aceptación (mayor a 0.98) propuesto por Ortega (2017), por tal razón el coeficiente de correlación permite afirmar que existe un buen vinculo de relación entre la variable independiente (concentración) y la dependiente (absorbancia). Para los cálculos, se empleó el método de la curva de calibración, sustituyendo los modelos matemáticos obtenido para la recta de regresión. Ver Ecuación 10 y 11.

Carboplatino

$$C = \frac{A + 0.0082}{0.014} \quad (10)$$

Bajas concentraciones

Carboplatino

$$C = \frac{A - 0.0126}{0.0088} \quad (11)$$

Altas concentraciones

Donde:

C (variable independiente: x) = concentración de Carboplatino, mg L^{-1}

A (variable dependiente: y) = absorbancia

4.2. ESTUDIO DEL PROCESO DE ADSORCIÓN DE CARBOPLATINO SOBRE CENIZA DE CÁSCARA DE ARROZ

4.2.1. ESTUDIO DE DOSIS DE ADSORBENTE DE CARBOPLATINO

Los resultados de la dosis necesaria de cenizas de cáscara de arroz para carboplatino se detallan en la tabla 8, partiendo de 100 mL. La capacidad de adsorción (Qe) se calculó mediante la Ecuación 1 (Capítulo II).

Tabla 8. Estudio de dosis de adsorbente de carboplatino sobre ceniza de cáscara de arroz

Dosis adsorbente (g)	Capacidad de adsorción Q_e (mg. g^{-1})	Concentración final (mg. L^{-1})
0.2	17.57	64.86
0.4	8.68	65.29
0.6	6.06	63.64
0.8	4.37	65.07
1	3.51	64.86
1.2	2.68	67.86
1.4	2.39	66.57
1.6	2.25	64.00
1.8	1.94	65.14
2	1.73	65.36
2.2	1.42	68.86
2.4	1.56	62.57
2.6	1.40	63.50
2.8	1.29	63.93
3	1.02	69.36

Fuente: El autor

A partir de los datos de la tabla 8 se elaboró la figura 3 para observar la dinámica entre capacidad de adsorción y dosis de ceniza de cáscara de arroz. Se pudo evidenciar, mediante las barras de error correspondientes a la desviación estándar, que, a partir de 1 g de adsorbente, no existe una diferencia significativa relativa a la capacidad de adsorción.

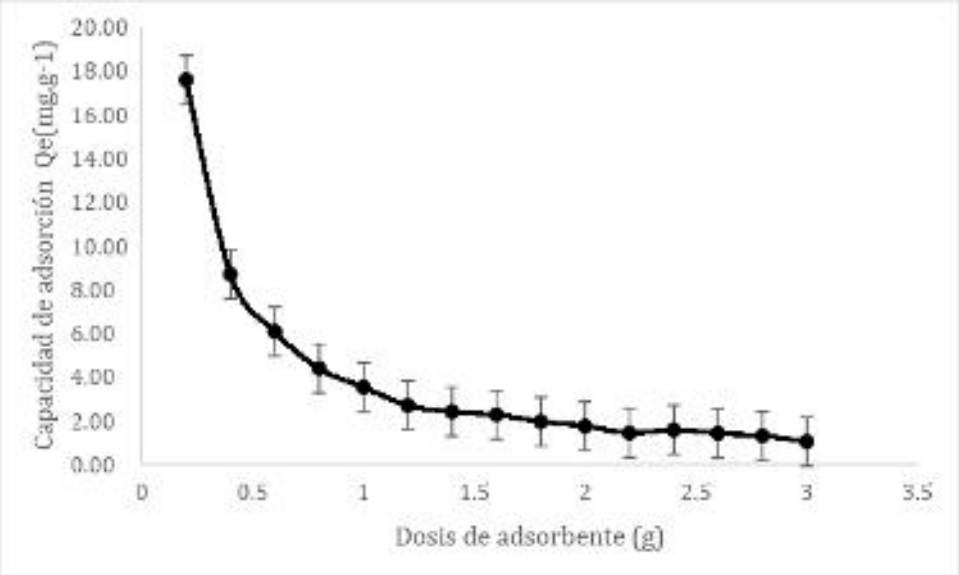


Figura 3. Comportamiento de la capacidad de adsorción respecto a la dosis del adsorbente de carboplatino.

Fuente: El autor

La eficiencia de adsorción se ve fuertemente afectada por la dosis de adsorbente, debido a la disponibilidad del área de superficie y al gran número de sitios de adsorción libres. Con el aumento de la dosis de adsorbente, a partir de 0.2 mg a 3g, (0.04 - 4 g/L), la cantidad de carboplatino adsorbido disminuye de 17.57 a 1.02 mg/g. Esto puede deberse a que la cantidad de adsorbente aumenta y el área de superficie total disponible para la adsorción de productos farmacéuticos se reduce como resultado de la superposición o agregación de los sitios de adsorción (Jodeh, Abdelwahab, Jaradat, Warad, y Jodeh, 2016; Reza, Ahmaruzzaman, Sil, y Gupta, 2014). En dosis superiores a 1 g no hubo cambios significativos en la eficacia de eliminación. Esta dosis se adoptó para estudios adicionales, ya que proporcionaría una eficiencia de eliminación óptima y al mismo tiempo retendría los costos operativos mínimos, para la aplicación económica de la planta de tratamiento de aguas residuales.

Adicionalmente, existe una relación directa entre la masa del adsorbente y remoción de carboplatino, pues al incrementar la dosis de adsorbente, aumenta el porcentaje de eliminación (figura 4), esto se debe al incremento de número de sitios de adsorción debido a que la ceniza de cáscara de arroz tiene un área superficial adecuada que permite una mayor adsorción (Andrade Díaz, 2018).

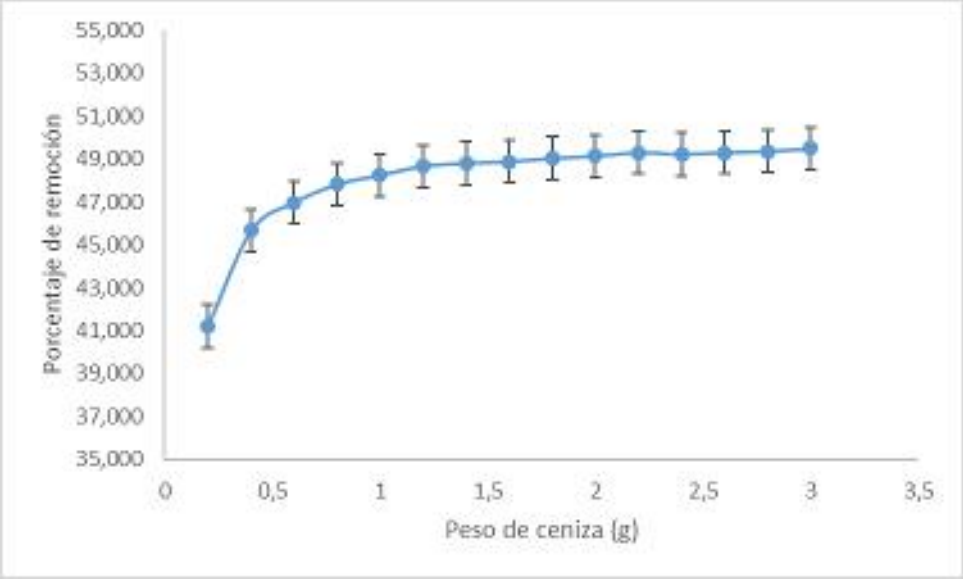


Figura 4. Comportamiento del porcentaje de remoción de carboplatino respecto a la masa del adsorbente.

Fuente: El autor

Para retener con eficacia el citostático sin disminuir en exceso la capacidad de adsorción, se determinó que el porcentaje de remoción y la capacidad de adsorción, mostraron un comportamiento constante a partir de 1g de ceniza de cáscara de arroz para una disolución de 100mL, y por tanto se decidió trabajar con 1g de adsorbente en los estudios posteriores del citostático carboplatino, pues es la cantidad necesaria de adsorbente que permite una mayor remoción del citostático. Por el contrario, una mayor dosis de adsorbente aumentaría los costos, disminuyendo la capacidad de adsorción. Estos mismos valores de 1g de ceniza de cáscara de arroz, han sido también los empleados para otros procesos de remoción, como en el caso de Zambrano (2018) para la remoción de Azul Brillante FCF y Tartrazina.

4.2.2. ESTUDIO DE pH

Establecida la dosis efectiva de adsorbente (1g), se procedió a valorar el comportamiento de adsorción en dependencia de diferentes ajustes de pH y la concentración inicial empleada fue de 100 mg. L^{-1}. A continuación se detalla los resultados en la tabla 9.

Tabla 9. Comportamiento de adsorción en función del pH de carboplatino

pH Inicial	Capacidad de Adsorción Q_e (mg. g^{-1})	Concentración Final (mg. L^{-1})
2	1.03	89.70
4	3.63	63.68
6	2.84	71.64
8	3.59	64.14
10	4.74	52.60

Fuente: El autor

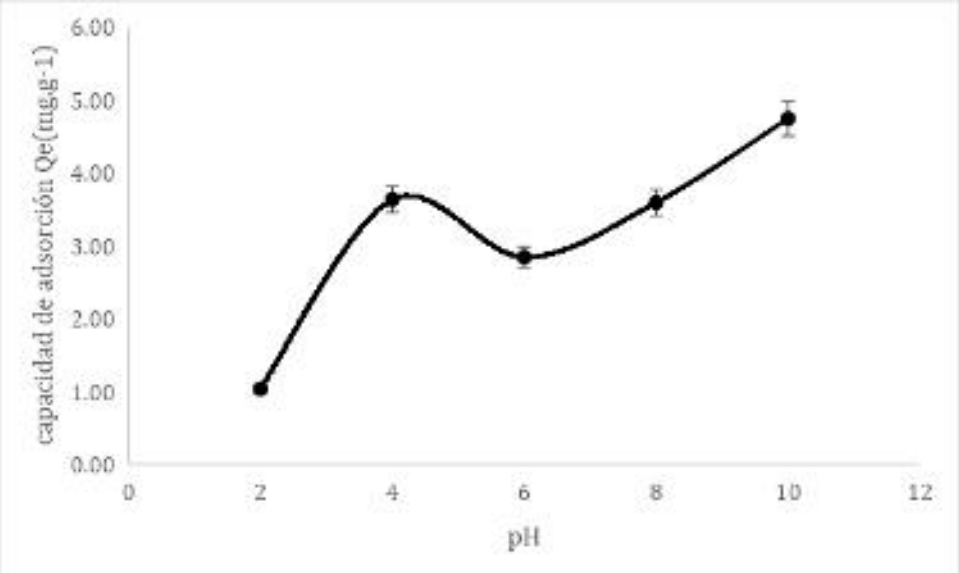


Figura 5. Influencia del pH de carboplatino en el proceso de adsorción.

Fuente: El autor

Como se observa en la figura (5), de pH 2 al pH 4 hay un aumento en la capacidad de adsorción, sin embargo, a pH 6 disminuye la capacidad de adsorción, a partir del cual aumenta y se vuelve constante la capacidad de adsorción a un pH máximo de 10.

El pH de carga cero ($pHpc_0$) de las cenizas empleadas ha sido obtenido anteriormente, en el estudio de Andi (2018), donde el valor fue de 8,15. Es importante resaltar que el pH de la disolución de estudio va ejercer influencia sobre la carga superficial del adsorbente y en el grado de disociación del citostático carboplatino, ya que el valor de pKa es 6.3 (Tanley et al., 2014), por lo que al comparar con el pH inicial de la experimentación (10), y considerar el equilibrio de disociación del fármaco, existe mayor cantidad de moléculas en forma disociada y el adsorbente se encuentra cargado como también el citostático carboplatino, siendo este tipo de interacción electrostática. A partir de, los resultados de la mayor capacidad de adsorción en función del pH, se seleccionó el valor de pH 10 como el más adecuado debido al comportamiento reflejado en la figura 3.

4.3. ESTUDIO CINÉTICO Y DE EQUILIBRIO DEL PROCESO DE ADSORCIÓN DE CARBOPLATINO SOBRE LA CENIZA DE CÁSCARA DE ARROZ EN CONDICIONES ESTÁTICAS.

4.3.1.ESTUDIO CINÉTICO DE ADSORCIÓN.

El presente estudio analizó el comportamiento cinético de la adsorción. Para ello, se intentó determinar el tiempo óptimo para la eficaz eliminación del contaminante del medio acuoso. Inicialmente, se llevó a cabo el comportamiento cinético de adsorción de carboplatino en presencia de las cenizas de cáscara de arroz en 100 mL de una disolución de concentración inicial de 100 mg. L^{-1} del fármaco. La tabla 10 y la figura 6 muestran la capacidad de adsorción respecto al tiempo del adsorbente.

Tabla 10. Transición de la capacidad de adsorción respecto al tiempo.

Tiempo (min.)	Conc. (mg. L^{-1})	Q (mg. g^{-1})
0	100	-
5	95.95	0.40
10	85.95	1.40
20	74.82	2.52

30	66.52	3.35
40	64.25	3.58
60	62.89	3.71
90	61.86	3.81
120	61.07	3.89
180	59.93	4.01
240	59.70	4.03
300	59.48	4.05
360	59.02	4.10

Fuente: El autor

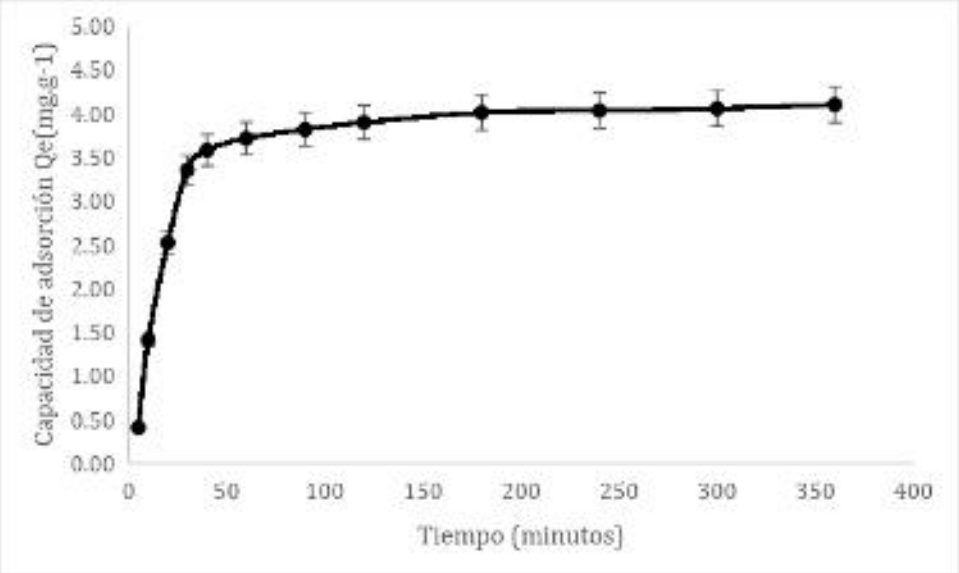


Figura 6. Comportamiento de la capacidad de adsorción respecto al tiempo del adsorbente (100mg. L^{-1}).

Fuente: El autor

Se pudo verificar que, hasta los 60 minutos, la adsorción del contaminante ocurrió de forma rápida y a partir de los 90 minutos el proceso comenzó a tener estabilidad, es decir que no existía diferencia significativa con los demás tiempos. Sobre la base de estos resultados se estableció este tiempo para el siguiente estudio de equilibrio. Este sección es importante, pues como plantea Zhang et al. (2011) ayuda a explicar el mecanismo controlador del proceso, y permite al final establecer las condiciones recomendables para posteriores tratamientos de los efluentes.

En cuanto a la cinética de adsorción, muestra comportamiento se explica porque inicialmente abundan los sitios activos libres y con el tiempo se cubren por el fármaco, por lo que puede haber fuerzas de repulsión por parte de las moléculas del fármaco ya retenido.

Para evaluar el mecanismo de control que rige el proceso de adsorción, fueron evaluados diferentes modelos cinéticos como Pseudo Primer Orden (Ecuación de Lagergren), Pseudo Segundo Orden (ecuación de Ho y McKay), ecuación de Elovich, Bangham y modelo de difusión intra-partícula (ecuación Weber y Morris). Mediante el ajuste de los datos experimentales a dichas ecuaciones cinéticas se pudo identificar si el proceso es de superficie de adsorción, mecanismo de difusión o reacción química. La Tabla 11, muestra las constantes cinéticas de adsorción de carboplatino en cáscara de arroz.

De acuerdo a los parámetros cinéticos expuestos en la Tabla 11, el modelo de pseudo segundo orden fue quien mejor representó los datos experimentales para la adsorción cinética del carboplatino con un coeficiente de determinación de 0.9915 para la concentración de 100mg/L. Por lo tanto, el proceso de remoción del carboplatino es provocado por el intercambio de electrones de los grupos funcionales del adsorbente y las moléculas del fármaco. Esta evidencia experimental fue descrita por Azizian (2004), que demuestra que, al aumentar la concentración inicial del adsorbato, el modelo de pseudo segundo orden tiene una menor representatividad de los datos experimentales, lo que coincide con los resultados expuestos en este estudio.

Para confirmar la aplicabilidad de los modelos cinéticos de Pseudo segundo orden y Elovich, los valores de (q_{calc}=4.291845 mg.g^{-1}) calculados fueron consistentes con los datos experimentales (q_{exp}=4.0977 mg.g^{-1}) reforzando la aplicabilidad del modelo cinético.

La Difusión Intrapartícula (Weber-Morris) es otro modelo cinético estudiado para conocer la velocidad de adsorción de la cáscara de arroz. Las Figuras 6 muestra la cantidad de carboplatino adsorbido frente a t1/2 para el transporte intra-partícula del fármaco a través de la cáscara de arroz, dividida por segmentos o regiones. En la proyección de las regiones hacia el origen del plano cartesiano existe una posible proyección en la Región 1, con R^2=0.9966, esto puede considerarse como que la difusión intrapartícula es un mecanismo del proceso de adsorción. Adicionalmente, como se puede observar en los resultados de la tabla 11, la región 1 presentó una mejor velocidad (K_1= 0.8992) que la región 2 y 3 (K_2= 0.0674 y K_3= 0.1158, respectivamente) existiendo una mayor adsorción en la superficie externa del adsorbente. De

acuerdo a los resultados, la difusión intra-partícula puede predecir el proceso cinético en las dos primeras etapas, sin embargo, las constantes de C (Tabla 11) no fueron igual a cero, por lo cual, las líneas no pasan por el origen, lo que implica que la difusión de poro no es el único mecanismo que controla el proceso de adsorción.

Tabla 11. Parámetros cinéticos de sorción de carboplatino sobre ceniza de cáscara de arroz

Sistema	**Ceniza/Carboplatino**
Pseudo Primer Orden	
q_e, exp (mg.g $^{-1}$)	4.0977
q_e, cal (mg.g $^{-1}$)	0.2022
K_1 (min^{-1})	-0.0061
R^2	0.9133
Pseudo Segundo Orden	
q_e, exp (mg.g $^{-1}$)	4.0977
q_e, cal (mg.g $^{-1}$)	4.291845
K_2 ($g.mg^{-1}.min^{-1}$)	0.015510
R^2	0.9915
Bangham	
K ($mg.g^{-1}.min^{-\alpha}$)	0,000499
α_B	0,5223
R^2	0.7179
Elovich	
β_E (g.mg $^{-1}$)	1.268874
α_E (mg.g $^{-1}$.min^{-1})	0.737958
R^2	0.8257
Difusión Intrapartícula (Weber-Morris)	
Región 1	
K_1 ($mg.g^{-1}.min^{-0.5}$)	0.8992
C	-1.5313
R^2	0.9966
Región 2	

K_2 ($mg.g^{-1}.min^{-0.5}$)	0.0674
C	3.1665
R^2	0.9818
Región 3	
K_3 ($mg.g^{-1}.min^{-0.5}$)	0.1158
C	3.7891
R^2	0.9469

Fuente: El autor

En el estudio de Difusión Intrapartícula (Weber-Morris), el análisis se lo realiza gráficamente (figura 7), donde una de las regiones debe proyectarse hacia el origen del plano cartesiano (en este caso existe una posible proyección en la Región 1, con R^2=0.9966), por lo que se considera que la difusión intrapartícula es un mecanismo del proceso de adsorción.

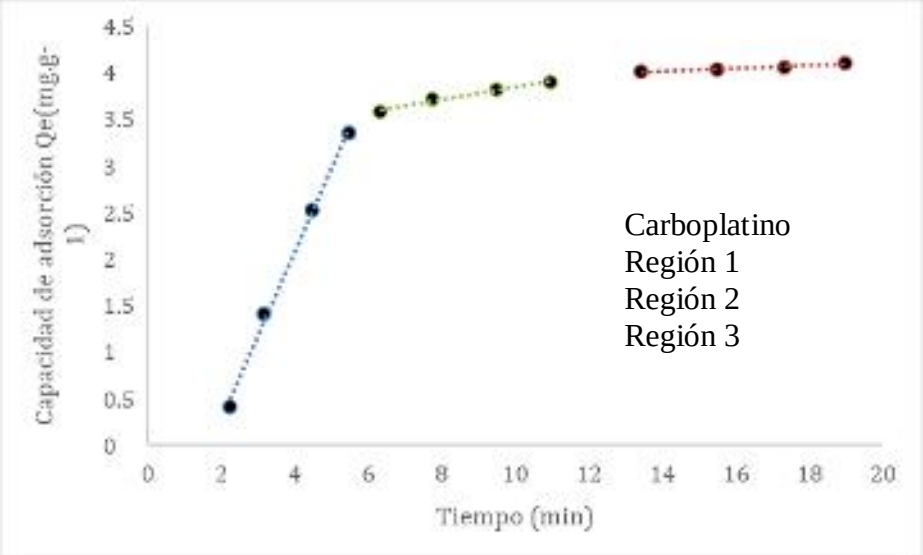


Figura 7. Estudio de Difusión Intrapartícula

Fuente: El autor

4.3.2. ESTUDIO DE EQUILIBRIO

Para implementar un tratamiento adecuado de adsorción, donde se puedan remover contaminantes citostáticos de aguas residuales hospitalarias, es imprescindible considerar parámetros estándares que aporten a una máxima retención de contaminantes orgánicos, por lo

cual es indispensable el uso de modelos matemáticos exactos como las isotermas que figuran los sistemas de equilibrio que ocurren.

Mediante el estudio cinético se determinó el tiempo al cual alcanzó su máxima adsorción: 60 minutos. A este tiempo se hallaron los datos de equilibrio para cada concentración y se representaron las isotermas de adsorción (Ver tabla 12).

Tabla 12. Datos del estudio de equilibrio para la adsorción de carboplatino, sobre cenizas de cáscara de arroz, a las condiciones prefijadas.

Concentración Inicial (mg. L^{-1})	**Concentración de Equilibrio (mg. L^{-1})**	**Capacidad adsorción Q_e (mg. g^{-1})**	**% eliminación**
2	1.44	0.557	27.86
4	2.44	1.557	38.93
6	3.23	2.771	46.19
8	3.94	4.057	50.71
10	5.16	4.843	48.43
12	6.59	5.414	45.12
14	8.30	5.700	40.71
16	10.16	5.843	36.52
18	12.09	5.914	32.86
20	14.01	5.986	29.93

Fuente: El autor

El porcentaje de remoción de carboplatino a las condiciones seleccionadas es (39.73 % como promedio) y no varía de manera drástica en el intervalo de concentraciones ensayado.

En el estudio de equilibrio, el modelo de Dubinin-Radushkevich describe mejor el comportamiento experimental pues presenta un mejor ajuste ($R^2 = 0.987$) (tabla 13).

Para el modelo de Langmuir el valor $R_L = 0.332$ (tabla 13) se encuentra en el intervalo $0<R_L<1$, lo cual indica que el proceso de adsorción es favorable (Kassab, Singh, Kedor-Hackmam, y Santoro, 2005).

Tabla 13. Valores de estudio de equilibrio en el proceso de sorción de carboplatino sobre cenizas de cáscara de arroz.

Sistema	**Cenizas/Carboplatino**
Langmuir	
Q_{max} ($mg.g^{-1}$)	8.123
K_L ($L.mg^{-1}$)	0.236
R_L	0.332
R^2	0.941
Freundlich	
K_F [$(mg.g^{-1}).(L.\ mg^{-1})^{1/n}$]	10
1/n	-0.0267
R^2	0.927
Temkin	
Q_{max}	6.7109
K_T	0.968
N	-0.0847
R^2	0.9248
Dubinin-Radushkevich	
Q_{max} ($mg.g^{-1}$)	6.763
K_s ($L.mg^{-1}$)	1.9683
n	1.9115
R^2	0.9865

Fuente: El autor

La tabla 14 refleja los resultados de capacidad de adsorción y las condiciones estudiadas en otros trabajos de biosorción de contaminantes con cenizas de cascara de arroz. Los estudios mostrados presentan menores valores de capacidad de adsorción, el más cercano es el estudio de Zambrano, (2016) que presenta un valor de 3.625 mg g^{-1} frente a 3.71 mg g^{-1}, del estudio del carboplatino. En el caso de los valores de pH, la mayoría de estudios han sido realizados en condiciones ácidas, mientras nuestro trabajo el pH fue de 10, esto está asociado al tipo de contaminante analizado, que en el estudio mostro que la adsorción se favorecía en condiciones

básicas. Las dosis de adsorbente en todos los estudios es de 1 g, excepto en Azogue y Cedeño (2018) que fue de 2.6 g.

Tabla 14. Estudios desarrollados de la capacidad de adsorción de diferentes fármacos con cenizas de cáscara de arroz.

Fármaco	**pH**	**Dosis, g**	**Tiempo, min**	**Q,** mg. g^{-1}	**Referencia**
Diclofenaco	5	1	240	2.316	(Andi, 2018)
Ibuprofeno	2	1	240	2.321	(Andi, 2018)
Ketorolaco	2	2.6	90	2.766	(Azogue y Cedeño, 2018)
Colorante reactivo azul 19	2	1	120	3.265	(Zambrano, 2016)
Carboplatino	10	1	60	3.710	Este estudio

Fuente: El autor.

La dosis óptima de adsorción fue de 1g para un tiempo de 60minutos con una capacidad de adsorción de 3.71mg. g^{-1}, que representa una mayor capacidad de adsorción respecto a las de otros fármacos.

Mientras, la tabla 15 agrupa algunos de los diferentes tipos de fármacos y productos químicos estudiados en la biosorción con cenizas de cascara de arroz. Los diferentes estudios analizados reflejan una diversidad de modelos de isotermas de adsorción, donde predomina la isoterma de Toth. En el análisis de los valores de R^2, todos los resultados presentan ajustes superiores a 0.95, que en nuestro estudio fue de 0.987.

Tabla 15. Comparación de los mejores modelos de isotermas de adsorción obtenidos en estudios con cenizas de cáscara de arroz.

Fármaco	**Isoterma**	**R^2**	**Autor**
Diclofenaco	Toth	0.994	(Andi, 2018)
Ibuprofeno	Toth	0.997	(Andi, 2018)
Ketorolaco	Sips	0.956	(Azogue y Cedeño, 2018)
Colorante reactivo azul 19	Langmuir & Toth	0.968	(Zambrano, 2016)
Carboplatino	Dubinin-Radushkevich	0.987	Este estudio

Fuente: El autor

CAPÍTULO V.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. CONCLUSIONES

1. Se determinó que las condiciones más adecuadas para la biosorción de carboplatino en matrices acuosas son: pH 10, dosis de ceniza de cáscara de arroz de 1g, a temperatura ambiente, con un tiempo de agitación de 60 minutos, para una capacidad de adsorción de 3.51 mg. g^{-1}.
2. El proceso de eliminación de carboplatino siguió una cinética de pseudo segundo orden con un coeficiente de correlación de 0.991 y la concentración de equilibrio se alcanzó a los 60 minutos.
3. Los modelos de isotermas de Dubinin-Radushkevich y Langmuir fueron los de mejor ajuste no lineal para el citostático carboplatino y representaron de forma eficiente el proceso de equilibrio ceniza/fármaco.

5.2. RECOMENDACIONES

1. Aplicar estos resultados a la eliminación del contaminante citostático carboplatino desde matrices acuosas, mediante la biosorción (tratamiento no convencional) en condiciones dinámicas.
2. Realizar el estudio de procesos dinámicos en columnas a diferentes temperaturas y a diferente pH del contaminante.
3. Realizar un análisis de microscopía electrónica de barrido para la caracterización de la morfología y propiedades físicas del adsorbente, ya que a través de este método se puede ayudar a la determinación de la forma de la partícula, su porosidad y distribución de su tamaño.

CAPÍTULO VI

6. BIBLIOGRAFÍA

Aguilar, F. (2013). *Contaminantes emergentes: efectos a la salud y medio ambiente, así como los tratamientos para su remoción de las aguas residuales domesticas.* (Proyecto de Investigación y Desarrollo Previo a la Optencion del Titulo de Ingeniero Ambiental.), Instituto Politecnico Nacional " Unidad Profesional Interdiciplinaria de Biotecnología., México D.F.

Aharoni, C., Sideman, S., y Hoffer, E. (1979). Adsorption of phosphate ions by collodion-coated alumina. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 29*(7), 404-412.

Aharoni, C., y Ungarish, M. (1977). Kinetics of activated chemisorption. Part 2.—Theoretical models. *Journal of the Chemical Society, Faraday Transactions 1: Physical Chemistry in Condensed Phases, 73*, 456-464.

Andi, D. (2018). *Eliminación de contaminantes emergentes de aguas residuales hospitalarias mediante la utilización de biomasa residual.* (Proyecto de investigación y desarrollo previo a la obtención del título de Ingeniero Ambiental), Universidad Estatal Amazónica, Puyo, Pastaza, Ecuador.

Andrade Díaz, C. A. (2018). *Remoción de Oxitetraciclina presente en soluciones acuosas usando cenizas de cáscara de arroz.* (Mestrado em Engenharia da Energia e do Ambiente), Instituto Politécnico de Leiria Leiria, Portugal.

Arami, M., Limaee, N. Y., y Mahmoodi, N. M. (2008). Evaluation of the adsorption kinetics and equilibrium for the potential removal of acid dyes using a biosorbent. *Chemical Engineering Journal, 139*(1), 2-10.

Arenas, C. N., Vasco, A., Betancur, M., y Martínez, J. D. (2017). Removal of indigo carmine (IC) from aqueous solution by adsorption through abrasive spherical materials made of rice husk ash (RHA). *Process Safety and Environmental Protection, 106*, 224-238.

Azizian, S. (2004). Kinetic models of sorption: a theoretical analysis. *Journal of Colloid and Interface Science, 276*(1), 47-52. doi: https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.03.048

Azogue, L., y Cedeño, W. (2018). *Eliminación Del Contaminante De Interés Emergente: Ketorolaco A Partir De Disoluciones Acuosas, Mediante Procesos De Biosorción Y Oxidación Avanzada.* (Proyecto de einvestigacion y desarrollo previo a la optencion del titulo de Ingenieros Ambientales), Universidad Estatal Amazonica, Puyo, Pastaza, Ecuador.

Cruz, C. C., Da Costa, A. C. A., Henriques, C. A., y Luna, A. S. (2004). Kinetic modeling and equilibrium studies during cadmium biosorption by dead Sargassum sp. biomass. *Bioresource technology, 91*(3), 249-257.

Deokar, S. K., y Mandavgane, S. A. (2015). Rice husk ash for fast removal of 2, 4-dichlorophenoxyacetic acid from aqueous solution. *Adsorption Science & Technology, 33*(5), 429-440.

Di Pasqua, A. J., Wallner, S., Kerwood, D. J., y Dabrowiak, J. C. (2009). Adsorption of the PtII anticancer drug carboplatin by mesoporous silica. *Chemistry and Biodiversity, 6*(9), 1343-1349. doi: 10.1002/cbdv.200900021

Dosal, M., y Villanueva, M. (2008). Introducción a la metrología química: Curvas de calibración en los métodos analíticos. *Antología De Química Analítica Experimental*, 18-25.

Edwards, M. (2017). *Riesgos de salud a los que se expone el personal de farmacia que prepara citotóxicos en una institución pública que brinda atención a pacientes con cáncer.* (Maestría en Salud Ocupacional y Seguridad Industrial), Universidad Metropolitana de Educacion, Ciencia y Tecnología, Panamá.

Folens, K., Abebe, A., Tang, J., Ronsse, F., y Laing, G. D. (2018). Biosorption of residual cisplatin, carboplatin and oxaliplatin antineoplastic drugs in urine after chemotherapy treatment. *Environmental Chemistry, 15*(8), 506-512. doi: 10.1071/EN18115

Folens, K., y Du Laing, G. (2013). *Removal of cytostatic platinum compounds and recovery of precious metal from aqueous wastestream.* Paper presented at the AOG RENEW meeting.

Foo, K. Y., y Hameed, B. H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal, 156*(1), 2-10.

Freundlich, H. (1906). Over the adsorption in solution. *J. Phys. Chem, 57*(385471), 1100-1107.

García Asenjo, N. (2014). *Una nueva generación de carbones activados de altas prestaciones para aplicaciones medioambientales.* (Doctor), Universidad de Oviedo, Oviedo, España.

Georgieva, V. G., Tavlieva, M. P., Genieva, S. D., y Vlaev, L. T. (2015). Adsorption kinetics of Cr (VI) ions from aqueous solutions onto black rice husk ash. *Journal of Molecular Liquids, 208*, 219-226.

Gil, M. J., Soto, A. M., Usma, J. I., y Gutiérrez, O. D. (2013). Contaminantes emergentes en aguas, efectos y posibles tratamientos. *Producción+ limpia, 7*(2).

Ho, Y.-S. (2006). Review of second-order models for adsorption systems. *Journal of hazardous materials, 136*(3), 681-689.

Ho, Y.-S., y McKay, G. (1999). Pseudo-second order model for sorption processes. *Process biochemistry, 34*(5), 451-465.

Ho, Y., Porter, J., y McKay, G. (2002). Equilibrium isotherm studies for the sorption of divalent metal ions onto peat: copper, nickel and lead single component systems. *Water, air, and soil pollution, 141*(1-4), 1-33.

Igwe, J. C., y Abia, A. A. (2007). Adsorption isotherm studies of Cd (II), Pb (II) and Zn (II) ions bioremediation from aqueous solution using unmodified and EDTA-modified maize cob. *Eclética Química, 32*(1), 33-42.

Israel, U., y Eduok, U. (2012). Biosorption of zinc from aqueous solution using coconut (Cocos nucifera L) coir dust. *Archives of Applied Science Research, 4*(2), 809-819.

Jodeh, S., Abdelwahab, F., Jaradat, N., Warad, I., y Jodeh, W. (2016). Adsorption of diclofenac from aqueous solution using Cyclamen persicum tubers based activated carbon (CTAC). *Journal of the Association of Arab Universities for Basic and Applied Sciences, 20*(1), 32-38. doi: 10.1016/j.jaubas.2014.11.002

Kassab, N. M., Singh, A. K., Kedor-Hackmam, E. R. M., y Santoro, M. I. R. M. (2005). Quantitative determination of ciprofloxacin and norfloxacin in pharmaceutical preparations by high performance liquid chromatography. *Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas, 41*(4), 507-513.

Králik, M. (2014). Adsorption, chemisorption, and catalysis. *Chemical Papers, 68*(12), 1625-1638.

Kümmerer, K. (2010). Pharmaceuticals in the environment. *Annual review of environment and resources, 35*, 57-75.

Lakshmi, U. R., Srivastava, V. C., Mall, I. D., y Lataye, D. H. (2009). Rice husk ash as an effective adsorbent: Evaluation of adsorptive characteristics for Indigo Carmine dye. *Journal of Environmental Management, 90*(2), 710-720.

Largitte, L., y Pasquier, R. (2016). A review of the kinetics adsorption models and their application to the adsorption of lead by an activated carbon. *Chemical Engineering Research and Design, 109*, 495-504.

Lenz, K., Koellensperger, G., Hann, S., Weissenbacher, N., Mahnik, S. N., y Fuerhacker, M. (2007). Fate of cancerostatic platinum compounds in biological wastewater treatment of hospital effluents. *Chemosphere, 69*(11), 1765-1774. doi: 10.1016/j.chemosphere.2007.05.062

Machado Alvarez, S. X. (2017). *Análisis del proceso de biosorción de cobre presente en efluentes líquidos utilizando bagazo de caña de azúcar y cascara de cacao.*

Martínez de la Cuesta, P. J., y Rus Martínez, E. (2004). Operaciones de separación en ingeniería química. *Madrid [etc.]*.

Mateos, M. M. (2012). *Estudio de materiales adsorbentes para el tratamiento de aguas contaminadas con colorantes.* (Grado de Doctor), Universidad Complutense de Madrid, Madrid, España.

McKay, G., Otterburn, M., y Sweeney, A. (1980). The removal of colour from effluent using various adsorbents—III. Silica: Rate processes. *Water Research, 14*(1), 15-20.

Muñoz, M. (2007). *Remoción de metales pesados en aguas residuales utilizando una macrófita acúatica (eleocharis acicularis) muerta.* (Que como parte de los requisitos para obtener el grado de Maestro en Ciencias Ambientales), Universidad Autónoma de Querétaro Querétaro, México.

Naiya, T. K., Bhattacharya, A. K., Mandal, S., y Das, S. K. (2009). The sorption of lead (II) ions on rice husk ash. *Journal of hazardous materials, 163*(2-3), 1254-1264.

Nazari, G., Abolghasemi, H., Esmaieli, M., y Pouya, E. S. (2016). Aqueous phase adsorption of cephalexin by walnut shell-based activated carbon: a fixed-bed column study. *Applied Surface Science, 375*, 144-153.

Novoa Galeano, M. A., Becerra León, L. D., y Vásquez Piñeros, M. P. (2016). La ceniza de cascarilla de arroz y su efecto en adhesivos tipo mortero. *AVANCES: Investigación en Ingeniería, 13*(2), 98-107.

Ortega, H. (2017). *Contaminantes emergentes: efectos a la salud y medio ambiente, así como los tratamientos para su remoción de las aguas residuales domesticas.* (Proyecto de Investigación y Desarrollo Previo a la Optención del Titulo de Ingeniero Ambiental.), Universidad Autónoma del Estado de México, México, Toluca.

Parab, H., Sudersanan, M., Shenoy, N., Pathare, T., y Vaze, B. (2009). Use of agro-industrial wastes for removal of basic dyes from aqueous solutions. *CLEAN–Soil, Air, Water, 37*(12), 963-969.

Patil, V. P., Devdhe, S. J., Angadi, S. S., Kale, S. H., Phalke, S. D., Shelke, S. D., y Patil, R. H. (2014). Validated Spectrophotometric Method for the Estimation of Ketorolac Tromithamine in Bulk and Tablets Using Ninhydrin: A Modified Approach. *Asian Journal of Research in Chemistry, 7*(1), 2.

Pereira dos Santos, L. S. (2013). *Estudo de sorventes para remoção de corante reativo das águas residuais da Indústria de Curtumes.* (Mestrado em Engenharia da Energia e do Ambiente), Instituto Politécnico de Leiria, Leiria, Portugal.

Pinzón-Bedoya, M. L., y Villamizar, L. E. V. (2009). Modelamiento de la cinética de bioadsorción de Cr (III) usando cáscara de naranja. *Dyna, 76*(160), 95-106.

Podder, M., y Majumder, C. (2015). Removal of arsenic by a Bacillus arsenicus biofilm supported on GAC/MnFe2O4 composite. *Groundwater for Sustainable Development, 1*(1-2), 105-128.

Ponce, E. (2013). *Diseño de un tren de potabilización para una planta generadora de agua embotellada.* (Proyecto de Investigación y Desarrollo Previo a la Optención al Titulo de Ingeniero Ambiental), Universidad de las Américas Puebla, Puebla, México.

Prías Barragán, J. J., Rojas González, C. A., Echeverry Montoya, N. A., Fonthal, G., y Ariza Calderón, H. (2011). Identificación de las variables óptimas para la obtención de carbón activado a partir

del precursor guadua angustifolia kunth. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, 35*(135), 157-166.

Reza, R. A., Ahmaruzzaman, M., Sil, A. K., y Gupta, V. K. (2014). Comparative Adsorption Behavior of Ibuprofen and Clofibric Acid onto Microwave Assisted Activated Bamboo Waste. *Industrial & Engineering Chemistry Research, 53*(22), 9331-9339. doi: 10.1021/ie404162p

Ríos Elizalde, P. E. (2014). *Cinética de bioadsorción de arsénico utilizando cáscara de banano maduro en polvo.* (Grado), Universidad Técnica de Machala, Machala, Ecuador.

Rodríguez-Díaz, J. M., García, J. O. P., Sánchez, L. R. B., da Silva, M. G. C., da Silva, V. L., y Arteaga-Pérez, L. E. (2015). Comprehensive characterization of sugarcane bagasse ash for its use as an adsorbent. *Bioenergy Research, 8*(4), 1885-1895.

Roginsky, S., y Zeldovich, Y. B. (1934). The catalytic oxidation of carbon monoxide on manganese dioxide. *Acta Phys. Chem. USSR, 1*, 554.

Ronda Gálvez, A. (2016). *Preparación y aplicación de biosorbentes activados químicamente para la eliminación de plomo de medios acuosos.* (Doctoral), Universidad de Granada, Granada, España.

Salman, M., Athar, M., y Farooq, U. (2015). Biosorption of heavy metals from aqueous solutions using indigenous and modified lignocellulosic materials. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 14*(2), 211-228.

SINAGAP. (2015). Sector Agropecuario Sistema de Información Nacional de Agricultura, Acuacultura y Pesca.

Srivastava, V. C., Swamy, M. M., Mall, I. D., Prasad, B., y Mishra, I. M. (2006). Adsorptive removal of phenol by bagasse fly ash and activated carbon: equilibrium, kinetics and thermodynamics. *Colloids and surfaces a: physicochemical and engineering aspects, 272*(1-2), 89-104.

Tan, K., y Hameed, B. (2017). Insight into the adsorption kinetics models for the removal of contaminants from aqueous solutions. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers, 74*, 25-48.

Tanley, S. W. M., Diederichs, K., Kroon-Batenburg, L. M. J., Levy, C., Schreurs, A. M. M., y Helliwell, J. R. (2014). Carboplatin binding to histidine. *Acta Crystallographica Section F, 70*(9), 1135-1142. doi: doi:10.1107/S2053230X14016161

Tavlieva, M. P., Genieva, S. D., Georgieva, V. G., y Vlaev, L. T. (2015). Thermodynamics and kinetics of the removal of manganese (II) ions from aqueous solutions by white rice husk ash. *Journal of Molecular Liquids, 211*, 938-947.

Tejada, C., Herrera, A., y Ruiz, E. (2016). Utilización de biosorbentes para la remoción de níquel y plomo en sistemas binarios. *Ciencia en Desarrollo, 7*(1), 31-36.

Temkin, M. (1940). Kinetics of ammonia synthesis on promoted iron catalysts. *Acta physiochim. URSS, 12*, 327-356.

Thompson, N. E., Emmanuel, G. C., George, N. I., y Adamu, I. K. (2015). Modelling of the kinetic and equilibrium sorption behaviour of crude oil on HDTMAB modified nigerian nanoclays. *International Journal of Scientific & Technology Research, 4*(2), 106-114.

Tran, H. N., You, S.-J., y Chao, H.-P. (2016). Thermodynamic parameters of cadmium adsorption onto orange peel calculated from various methods: a comparison study. *Journal of Environmental Chemical Engineering, 4*(3), 2671-2682.

Tran, H. N., You, S.-J., Hosseini-Bandegharaei, A., y Chao, H.-P. (2017). Mistakes and inconsistencies regarding adsorption of contaminants from aqueous solutions: a critical review. *Water Research, 120*, 88-116.

Valverde, A., Sarria, B., y Monteagudo, J. P. (2007). Análisis comparativo de las características fisicoquímicas de la cascarilla de arroz. *Scientia et technica, 1*(37).

Valladares-Cisneros, M. G., Cárdenas, C. V., de la Cruz Burelo, P., y Alemán, R. M. M. (2017). Adsorbentes no-convencionales, alternativas sustentables para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín, 16*(31), 55-73.

Varón Cemargo, J. (2005). Diseño, construcción y puesta a punto de un prototipo de quemador para la combustión continua y eficiente de la cascarilla de arroz. *El Hombre y la Máquina*(25).

Vijayakumar, G., Tamilarasan, R., y Dharmendirakumar, M. (2012). Adsorption, Kinetic, Equilibrium and Thermodynamic studies on the removal of basic dye Rhodamine-B from aqueous solution by the use of natural adsorbent perlite. *J. Mater. Environ. Sci, 3*(1), 157-170.

Vyas, N., Turner, A., y Sewell, G. (2014). Platinum-based anticancer drugs in waste waters of a major UK hospital and predicted concentrations in recipient surface waters. *Science of the Total Environment, 493*, 324-329. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.05.127

Wu, F.-C., Tseng, R.-L., y Juang, R.-S. (2009). Characteristics of Elovich equation used for the analysis of adsorption kinetics in dye-chitosan systems. *Chemical Engineering Journal, 150*(2-3), 366-373.

Yaneva, Z., Koumanova, B., y Allen, S. (2013). Applicability comparison of different kinetic/diffusion models for 4-nitrophenol sorption on Rhizopus oryzae dead biomass. *Bulgarian Chemical Communications, 45*(2), 161-168.

Yuh-Shan, H. (2004). Citation review of Lagergren kinetic rate equation on adsorption reactions. *Scientometrics, 59*(1), 171-177. doi: 10.1023/B:SCIE.0000013305.99473.cf

Zambrano, L. (2016). *Evaluación del uso de residuos agroindustriales como material adsorbente de colorantes sintéticos en medio acuoso.* (Proyecto de titulación de pregrado), Universidad Técnica de Manabí, Portoviejo, Manabí, Ecuador.

Zambrano, L. A. (2018). *Remoción de colorantes sintéticos de las aguas residuales de la industria alimentaria usando como material adsorbente biomasa de arroz.* (Maestría en Gestión de la Calidad y Seguridad Alimentaria), Instituto Politécnico de Leiria, Leiria, Portugal.

Zambrano Mendoza, L. A. (2018). Remoción de colorantes sintéticos de las aguas residuales de la industria alimentaria usando como material adsorbente biomasa de arroz. Manabi.

Zhang, C.-L., Qiao, G.-L., Zhao, F., y Wang, Y. (2011). Thermodynamic and kinetic parameters of ciprofloxacin adsorption onto modified coal fly ash from aqueous solution. *Journal of Molecular Liquids, 163*(1), 53-56.

Zhu, Q., Moggridge, G. D., y D'Agostino, C. (2016). Adsorption of pyridine from aqueous solutions by polymeric adsorbents MN 200 and MN 500. Part 2: Kinetics and diffusion analysis. *Chemical Engineering Journal, 306*, 1223-1233.

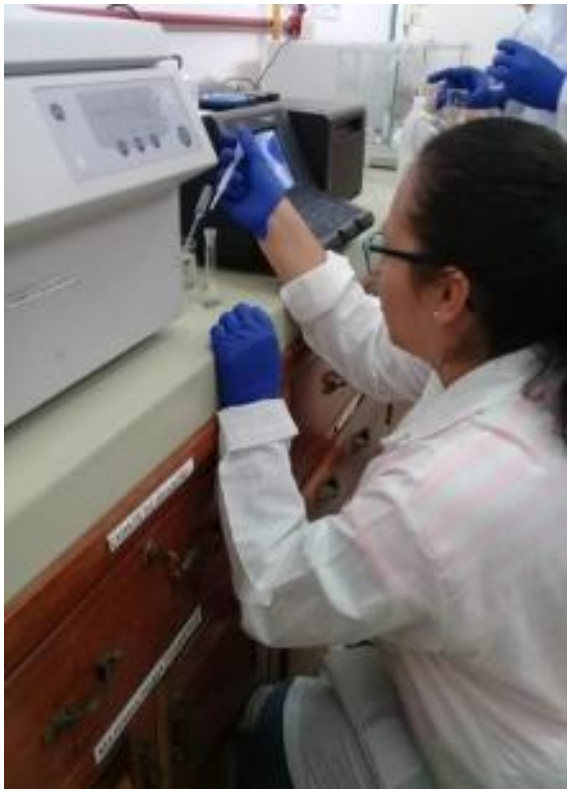
Zhu, X., Tsang, D. C., Chen, F., Li, S., y Yang, X. (2015). Ciprofloxacin adsorption on graphene and granular activated carbon: kinetics, isotherms, and effects of solution chemistry. *Environmental technology, 36*(24), 3094-3102.

CAPÍTULO VII

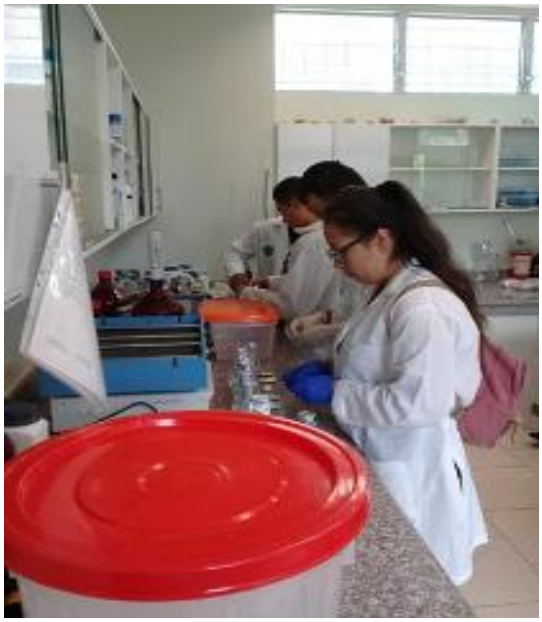
7. ANEXOS

Preparación de muestras de carboplatino









Etiquetado de muestras de carboplatino









Agitación de muestras de carboplatino





Filtración de muestras de carboplatino







Lectura de muestras de carboplatino en el espectrofotómetro

