

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA



**ADSORCIÓN DE METALES PESADOS (Pb y As) CON CARBÓN
ACTIVADO A PARTIR DE SEMILLAS DE EUCALIPTO
(*Eucalyptus globulus*)**

TESIS

PRESENTADA POR:

NATHALI YOLA AGUIRRE ACHAQUIHUI

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO QUÍMICO

PUNO – PERÚ

2017

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA

**ADSORCIÓN DE METALES PESADOS (Pb y As) CON CARBÓN ACTIVADO
A PARTIR DE SEMILLAS DE EUCALIPTO (*Eucalyptus globulus*)**

TESIS PRESENTADA POR:

NATHALI YOLA AGUIRRE ACHAQUIHU

PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE:

INGENIERO QUÍMICO



APROBADA POR:

PRESIDENTE

:


_____ Dr. MOISÉS PÉREZ CAPA

PRIMER MIEMBRO

:


_____ Ing. PERCY ELOY MAMANI LUQUE

SEGUNDO MIEMBRO

:


_____ Ing. RENÉ JUSTO QUISPE FLORES

DIRECTOR / ASESOR

:


_____ Mg. HIGINIO ALBERTO ZUÑIGA SÁNCHEZ

Área: Tecnología ambiental

Tema: Recuperación de metales pesados

Línea: Recursos Naturales y medio ambiente

Fecha sustentación: 28-12-2017

DEDICATORIA

A Dios por derramar sus bendiciones sobre mí, darme fuerzas para seguir adelante y vencer todos los obstáculos desde el principio de mi vida, y por haberme dado salud para lograr mis objetivos, además de su infinita bondad y amor.

A mis padres Félix Aguirre y Agripina Achaquíhuí, por su apoyo, consejos, comprensión, amor, ayuda en los momentos difíciles, y por ayudarme con los recursos necesarios para estudiar. Me han dado todo lo que soy como persona, mis valores, mis principios, mi carácter, mi empeño, mi perseverancia, mi coraje para conseguir mis objetivos.

A mis hermanos; Evelin, Vladimír, Danny, Wilmer, Franck y Rodrigo por estar siempre presentes, acompañándome para poderme realizar.

“La dicha de la vida consiste en tener siempre algo que hacer, alguien a quien amar y alguna cosa que esperar”.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a la Universidad Nacional del Altiplano, Facultad de Ingeniería Química, por ser mi alma mater.

Agradezco a los docentes; Dr. Moisés Pérez Capa y Mg. Higinio Alberto Zúñiga Sánchez por haber dirigido y orientado durante la ejecución de este trabajo.

Al Ing. M.Sc Jorge Aruhuanca Cartagena por su intenso apoyo en el desarrollo de este trabajo.

A mis jurados; Ing. Percy Eloy Mamani Luque e Ing. René Justo Quispe Flores por brindar su tiempo y haber guiado y apoyado en el desarrollo del presente trabajo.

Agradecemos de manera muy especial a mi familia quienes me han brindado su apoyo y cariño en todo momento de mi vida.

ÍNDICE GENERAL

INDICE DE TABLAS	8
INDICE DE FIGURAS	10
RESUMEN	12
ABSTRACT.....	13
I. INTRODUCCIÓN.....	14
1.1 Planteamiento del problema.....	14
1.2 JUSTIFICACION	15
1.3 OBJETIVOS	16
1.3.1 OBJETIVO GENERAL.....	16
1.3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
II. REVISIÓN DE LITERATURA	16
2.1 ANTECEDENTES.....	16
2.2 MARCO TEORICO.....	21
2.1.1. EUCALIPTO (EUCALYPTUS GLOBULUS)	21
2.1.1.1 DESCRIPCION BOTANICA.....	22
2.1.1.2 COMPOSICION QUIMICA.....	24
2.1.1.3 SEMILLAS DE EUCALIPTO.....	25
2.1.1.4 USOS DE LA SEMILLA DE EUCALIPTO:.....	26
2.1.2. CARBON ACTIVADO:.....	28
2.1.2.1 ESTRUCTURA Y PROPIEDADES DEL CARBON ACTIVADO ...	28
2.1.2.2 COMPOSICION QUIMICA DEL CARBON ACTIVO:.....	30
2.1.2.3 COMPOSICION FISICA:	31
2.1.2.4 INFLUENCIA DE LA POROSIDAD EN LA ADSORCION EN FASES GAS Y LIQUIDA	32
2.1.2.5 INFLUENCIA DE LA NATURALEZA QUIMICA EN LA ADSORCION EN FASES GAS Y LIQUIDA	32
2.1.2.6 APLICACIONES DEL CARBON ACTIVADO:	32
2.1.3. METALES PESADOS:	33
2.1.3.1 FUENTES DE GENERACION DE METALES PESADOS:	34
2.1.3.2 PLOMO:.....	35
2.1.3.3 ARSENICO:.....	36
2.1.4. ADSORCION:.....	37
2.1.4.1 FACTORES QUE INFLUYEN EN EL PROCESO DE ADSORCION: 38	
2.1.4.2 INFLUENCIA DEL PH EN EL PROCESO DE ADSORCION	39
2.1.4.3 NATURALEZA DEL ADSORBENTE:.....	39
2.1.5. OBTENCION DE CARBON ACTIVADO:	41
2.1.5.1 PRECURSORES PARA LA OBTENCION DEL CARBON ACTIVADO:	41
2.1.5.2 TIPOS DE CARBONES SEGÚN LA MATERIA PRIMA:	41
2.1.5.3 PROCESO DE ACTIVACION.....	43

2.1.5.4	REMOCION DE PLOMO EN EFLUENTES LIQUIDOS:	45
2.1.5.5	FACTORES QUE INFLUYEN EN LA REMOCION DE PLOMO:	46
2.1.5.6	REMOCION DE ARSENICO CON CARBON ACTIVADO:	50
2.1.5.7	FACTORES QUE INFLUYEN EN LA REMOCION DE ARSENICO:	51
2.1.5.8	CAPACIDAD Y CINETICA DE ADSORCION:	52
2.3	MARCO CONCEPTUAL	53
III.	MATERIALES Y METODOS	55
3.1	MATERIALES, EQUIPOS Y REACTIVOS	55
3.1.1	MATERIALES	55
3.1.2	EQUIPOS	56
3.1.3	REACTIVOS:	56
3.2	METODOLOGIA	56
3.2.1	TRATAMIENTO DE LA MATERIA PRIMA	56
3.2.2	CARACTERIZACION DE LA MATERIA PRIMA	57
3.2.3	ELABORACION DE CARBON ACTIVADO	58
3.2.4	OBTENCION DE CARBON ACTIVADO PARA LA REMOCION DE PLOMO:	59
3.2.5	OBTENCION DE CARBON ACTIVADO PARA REMOCION DE ARSENICO	60
3.2.6	CARACTERISTICAS ACIDO – BASICAS DE LOS CARBONES ACTIVADOS	61
3.2.7	DETERMINACION DEL PUNTO DE CARGA CERO DE LOS CARBONES ACTIVADOS	61
3.2.8	DETERMINACION DE LOS GRUPOS ACIDOS Y BASICOS SUPERFICIALES DE LOS CARBONES PREPARADOS	62
3.2.9	RENDIMIENTO DE CARBON ACTIVADO OBTENIDO	62
3.2.10	CAPACIDAD DE REMOCION DE PLOMO DEL CARBON ACTIVADO CON H ₃ PO ₄	64
3.2.11	CAPACIDAD DE REMOCION DEL ARSENICO CON CARBON ACTIVADO CON CLORURO FERRICO	65
3.2.12	AJUSTE A UN MODELO DE EQUILIBRIO	66
3.2.13	CINETICA DE ADSORCION	67
3.2.14	MODELOS DE CINETICA DE ADSORCION	67
3.2.15	AJUSTE A UN MODELO CINÉTICO	70
3.2.16	DISEÑO EXPERIMENTAL:	71
3.2.17	ASPECTOS GENERALES DEL AGUA DE LA BAHIA DEL LAGO TITICACA:	72
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	74
4.1	TRATAMIENTO DE LA MATERIA PRIMA	74
4.2	CARACTERIZACION DE LAS SEMILLAS DE EUCALIPTO	74
4.1.1	ANALISIS DE MATERIA ORGANICA TOTAL	74
4.1.2	% DE HUMEDAD	76
4.1.3	CARACTERISTICAS DE LA MATERIA PRIMA	77

4.1.4	ELABORACION DE CARBON ACTIVADO	78
4.1.5	CARACTERISTICAS DEL CARBON ACTIVADO.....	80
4.3	ANALISIS DE VARIANZA	81
4.5	CAPACIDAD DE REMOCION DE PLOMO DEL CARBON ACTIVADO CON H_3PO_4	86
4.6	CAPACIDAD DE REMOCION DEL CARBON ACTIVADO CON $FeCl_3$..	87
4.7	ESTUDIO DEL EFECTO DE LAS VARIABLES DE REMOCIÓN DE Pb Y As: 87	
V.	CONCLUSIONES:.....	102
VI.	RECOMENDACIONES:.....	103
VII.	REFERENCIAS:	104
VIII.	ANEXOS:	112

INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Tipos de carbón activado según la materia prima.	42
Tabla 2: Métodos físicos-químicos para remoción de metales pesados.	44
Tabla 3: Propiedades físico químicas	50
Tabla 4: Isotermas de adsorción	66
Tabla 5: Modelos cinéticos de adsorción.....	70
Tabla 6: Diseño completamente al azar.	71
Tabla 7: Análisis de materia orgánica total	75
Tabla 8: Porcentaje de humedad de las semillas de eucalipto con respecto al tiempo de secado.....	76
Tabla 9: Resumen del análisis próximo de las características de la materia prima	77
Tabla 10: condiciones de operación para la elaboración de carbón activado para remoción de plomo.	78
Tabla 11: Condiciones de operación para la elaboración de carbón activado para remoción de arsénico.	79
Tabla 12: Análisis próximo del carbón activado con ácido fosfórico.	80
Tabla 13: Análisis próximo del carbón activado con cloruro férrico.	80
Tabla 14: ANOVA.....	82
Tabla 15: Capacidad y porcentaje de remoción de plomo	87
Tabla 16: Capacidad y porcentaje de remoción de arsénico.....	87
Tabla 17: Remoción de Pb a diferentes tiempos de agitación	89
Tabla 18: Remoción de Pb a diferentes tiempos de agitación.	89
Tabla 19: Remoción de As a diferentes tiempos de agitación	90
Tabla 20: Remoción de As a diferentes tiempos de agitación	91
Tabla 21: Tiempo de equilibrio en la remoción de Pb (II) y As (V) con distintos carbones activados	92
Tabla 22: Remoción de Pb(II) a distintas temperaturas.....	93
Tabla 23: Remoción de Pb(II) a distintas temperaturas.....	94
Tabla 24: Remoción de As(V) a distintas temperaturas	94
Tabla 25: Remoción de As(V) a distintas temperaturas	95
Tabla 26: Valores de K_c y $\ln K_c$	97
Tabla 27: Remoción de Pb(II) a diferentes pH	98
Tabla 28: Remoción de Pb(II) a diferentes pH	98

Tabla 29: Remoción de As(V) a diferentes pH	99
Tabla 30: Remoción de As(V) a diferentes pH	100
Tabla 31: pH óptimos en la remoción de Pb(II) y As(V) con distintos carbones activados	101

INDICE DE FIGURAS

Figura 1: Árbol de eucalipto	22
Figura 2: Lámina de los filodios e inflorescencias de un eucalipto	23
Figura 3: Flor, sin abrir, de <i>Eucalyptus globulus</i>	24
Figura 4: Semillas de eucalipto.....	25
Figura 5: Material lignocelulosico de semillas de eucalipto y su posterior conversión a carbón activado	29
Figura 6: Estructura de los grupos funcionales de oxígeno en la superficie de un carbón.	31
Figura 7: Tabla periódica de los elementos químicos:	34
Figura 8: Procesos de adsorción, absorción e intercambio iónico.....	37
Figura 9: Diferentes formas de adsorbentes de carbon.....	40
Figura 10: Adsorción de las especies de plomo en función al pH.....	47
Figura 11: a) mecanismo de desprotonación, b) mecanismo de adsorción del metal.....	48
Figura 12: Efecto del pH en la remoción de plomo (II).....	48
Figura 13: Efecto del pH, en la remoción de plomo (II).....	49
Figura 14: Las especies de As y su distribución en el agua a una concentración total de 105 mol/L de As.	52
Figura 15 : Mapa batimétrico del lago Titicaca.....	73
Figura 16: Calidad de agua bahía interior de Puno, Temperatura (°C).....	85
Figura 17: Calidad de agua bahía interior de Puno, pH (unidades)	85
Figura 18: Calidad de agua bahía interior de Puno, conductividad (μS/cm).....	86
Figura 19: Efecto del tiempo de contacto en la remoción de Pb.	89
Figura 20: Efecto del tiempo de contacto en la remoción de Pb.	90
Figura 21: Efecto del tiempo de contacto en la remoción de As.	90
Figura 22: Efecto del tiempo de contacto en la remoción de As.	91
Figura 23: Efecto de la temperatura en la remoción de Pb(II).....	93
Figura 24: Efecto de la temperatura en la remoción de Pb(II).....	94
Figura 25: Efecto de la temperatura en la remoción de As(V)	95
figura 26: Efecto de la temperatura en la remoción de As(V)	95
Figura 27: Gráfico de $\ln K_c$ vs. $1/T$ para la remoción de <i>Pb</i> sobre carbón activado.....	97
Figura 28: Efecto del <i>pH</i> en la remoción de Pb(II).....	98
figura 29: Efecto del <i>pH</i> en la remoción de Pb(II)	99



Figura 30: Efecto del pH en la remoción de As(V) 99

Figura 31: Efecto del pH en la remoción de As(V) 100

RESUMEN

El presente trabajo de investigación de adsorción de metales pesados (Pb y As) con carbón activado a partir de semillas de eucalipto utilizado como adsorbente debido a que existe una gran contaminación debido a la descarga inadecuada de contaminantes en la bahía del lago Titicaca lo que se ha convertido en un problema ambiental relevante debido a las características acumulativas, tóxicas y de persistencia de metales pesados en aguas a causa del vertimiento de aguas servidas sin tratamiento. El objetivo de este trabajo es Adsorber metales pesados (Pb (II), As(V)) empleando carbón activado elaborado a partir de semillas de eucalipto (*eucalyptus globulus*). La metodología utilizada fue primero la elaboración de carbón activado por activación química usando como precursor, semillas de eucalipto y como agentes activantes ácido fosfórico (H_3PO_4) para la adsorción de plomo y cloruro férrico ($FeCl_3$) para la adsorción de arsénico y finalmente se estudió la capacidad de adsorción de metales pesados sobre los carbones activados. La activación de las semillas de eucalipto con agentes activantes químicos como el H_3PO_4 y $FeCl_3$ con un tiempo de impregnación de 24 horas, a la temperatura de carbonización de $500\text{ }^\circ\text{C}$ por un tiempo de 60 minutos. Para los ensayos realizados se usó un método experimental al azar o ANOVA, donde el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa con un nivel del 95,0% de confianza. Los ensayos de adsorción se realizaron utilizando 2 g de carbón activado que se pusieron en contacto con 500 ml de solución acuosa de plomo y arsénico en un tiempo de agitación de 2 horas y 300rpm de velocidad, permitiendo obtener carbones activados con capacidad de adsorción de metales pesados como Pb(II) y As(V); removiendo el 98,7 % Pb(II) y el 70,3% de As(V) en soluciones acuosas en un tiempo de agitación de 75 a 120 minutos y a un pH tendiente a ácido de 4,97 y 5,6. Los carbones activados resultantes presentan una alta efectividad en la adsorción de metales pesados en soluciones acuosas.

PALABRAS CLAVE: Adsorción, Carbón Activado, *Eucalyptus Globulus*, Metales Pesados.

ABSTRACT

The present research work on the adsorption of heavy metals (Pb and As) with activated carbon from eucalyptus seeds used as an absorbent due to the high contamination due to the inadequate discharge of pollutants in the bay of Lake Titicaca. It has become a relevant environmental problem due to the accumulative, toxic and persistent characteristics of heavy metals in waters due to the dumping of wastewater without treatment. The objective of this work is to Adsorb heavy metals (Pb (II), As (V)) using activated carbon made from eucalyptus seeds (*eucalyptus globulus*). The methodology used was first the elaboration of activated carbon by chemical activation using eucalyptus seeds and as activating agents phosphoric acid (H_3PO_4) for the adsorption of lead and ferric chloride ($FeCl_3$) for the adsorption of arsenic as a precursor and finally the capacity of adsorption of heavy metals on the activated carbons. The activation of eucalyptus seeds with chemical activating agents such as H_3PO_4 and $FeCl_3$ with an impregnation time of 24 hours, at the carbonization temperature of $500^\circ C$ for a period of 60 minutes. For the tests carried out, a randomized experimental method or ANOVA was used, where the P-value of the F-ratio is greater than or equal to 0.05, there is no statistically significant difference with a level of 95.0% confidence. The adsorption tests were carried out using 2 g of activated carbon which was put in contact with 500 ml of aqueous solution of lead and arsenic in a stirring time of 2 hours and 300 rpm speed, allowing to obtain activated carbons with metal adsorption capacity heavy as Pb (II) and As (V); stirring 98.7% Pb (II) and 70.3% As (V) in aqueous solutions in a stirring time of 75 to 120 minutes and at an acidic pH of 4.97 and 5.6. The resulting activated carbons have a high effectiveness in the adsorption of heavy metals in aqueous solutions.

Key Words: Adsorption, Activated Carbon, Eucalyptus Globulus, Heavy Metals.

I. INTRODUCCIÓN

1.1 Planteamiento del problema

En los últimos años ha ido incrementando fuertemente las actividades en minería, en consecuencia, la emisión de contaminantes líquidos al ambiente ha incrementado sustancialmente. En particular, las fuentes de aguas son objeto de una severa y continua contaminación asociada principalmente a la descarga de diversas sustancias, entre ellas, los metales pesados. La descarga inadecuada de dichos contaminantes en los cuerpos y fuentes de abastecimiento de agua lo que se ha convertido en un problema ambiental relevante debido a las características acumulativas, tóxicas y de persistencia de metales pesados en aguas a causa de la minería informal. En vista a la necesidad de adsorber metales pesados de aguas residuales de la minería informal se elaborara carbón activado a partir de semillas de eucalipto (*eucalyptus globulus*) por activación química con ácido fosfórico H_3PO_4 al 85% a nivel de laboratorio.

Para lo cual nos planteamos la siguiente interrogante:

Interrogante general:

- ¿Cuál será la capacidad de adsorción de metales pesados en aguas contaminadas sobre carbón activado elaborado a partir de semillas de eucalipto por activación química?

Interrogantes específicas:

- ¿Se logrará elaborar carbón activado a partir de semillas de eucalipto por activación química utilizando ácido fosfórico para la remoción de plomo y cloruro férrico para la remoción de arsénico como agentes imprégnates?
- ¿Qué parámetros (pH, temperatura, tiempo), serán óptimos para determinar la capacidad de adsorción de metales pesados?

1.2 JUSTIFICACION

Se entiende por contaminación la introducción en un medio de cualquier sustancia o forma de energía con potencial para provocar daños, irreversibles o no, en el medio. Se dice, pues, que un medio está contaminado cuando presenta unas concentraciones o niveles de energía superiores a los que tendría en forma natural. Los avances científicos y tecnológicos desde la revolución industrial han aumentado de forma considerable la capacidad del ser humano para explotar los recursos naturales, lo cual ha generado una serie de perturbaciones en los ciclos biológicos, geológicos y químicos, superando la capacidad de asimilación de los ecosistemas. En concreto, los metales pesados, aparte de elevada toxicidad, presentan un alto poder de bioacumulación, haciéndolos más peligrosos, sobre todo para el ser humano. Los métodos convencionales para el tratamiento de efluentes con metales pesados, entre los que se incluyen precipitación química, oxidación, reducción, intercambio iónico, filtración, tratamiento electroquímico y tecnologías de membrana, resultan costosos e ineficaces, especialmente cuando la concentración de metales es muy baja. Volesky, (1990); Zinkus, Byers, & Doerr, (1998).

Sin embargo, el empleo de sistemas biológicos para la eliminación de metales pesados a partir de disoluciones diluidas presenta un gran potencial, ya que pueden conseguir una mayor eficacia a un menor coste. Dhir & Kumar, (2010).

Además, los métodos químicos suelen tener asociados elevados costes debido a que los reactivos empleados no son recuperables para su reutilización y a la gran cantidad de lodos que se generan y que es preciso gestionar como residuos peligrosos. Atkinson, Bux, & Kasan, (1998). La adsorción es una técnica versátil y ampliamente utilizada para la eliminación de iones metálicos.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 OBJETIVO GENERAL

- Adsorber metales pesados (Pb, As), empleando como adsorbente carbón activado elaborado a partir de semillas de eucalipto (eucalyptus globulus).

1.3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Elaborar carbón activado a partir de semillas de eucalipto (eucalyptus globulus) por activación química con ácido fosfórico para la remoción de plomo y cloruro férrico para la remoción de arsénico como agentes imprégnates.
- Determinar los parámetros pH, tiempo, temperatura, que permitan determinar la capacidad de adsorción de metales pesados.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 ANTECEDENTES

Condori, (2011) Analizó la influencia de las variables de activación sobre las propiedades adsorbentes del carbón: razón [agente activante (g)/ precursor (g)], tiempo de contacto y pH. Se estudió la capacidad de remoción de Pb (II) y zinc contenido en un efluente minero-metalúrgico el carbón activado es el que presenta mejores capacidades adsorptivas. La variable de mayor influencia ha sido el pH. Se obtuvieron las máximas remociones a un pH igual a 5,0. y a una temperatura de activación de 700 °C. Los carbones activados preparados presentaron altas áreas superficiales de hasta $650,7 \text{ m}^2/\text{g}$

(K 1.0/700), el pH fue la variable que mayor influencia tuvo en la remoción de plomo y zinc, se logró remover 1.76 mg/L que corresponde al 93,85 % del Pb (II) y 6.69 mg/L que corresponde al 86.11 % de Zn a un pH de 5 y un tiempo de equilibrio de 3 horas, contenido en las aguas residuales de la mina San Genaro.

Mamani, (2016) estudio la capacidad de biosorción del salvado de cebada utilizando como material adsorbente del catión plomo, obteniéndose los siguientes resultados: que el salvado de cebada de granulometría malla 100, activado con HCl 0.1 N y secado a 70°C, adsorbe al catión plomo. Los experimentos sobre el efecto del pH en el proceso de bioadsorción de Pb(II) con salvado de cebada, mostraron que el pH óptimo fue de 5, del estudio del proceso de bioadsorción, se determinó que el tiempo de contacto en que alcanza el equilibrio es a los 60 minutos, trabajando con un volumen de solución por etapa de 25 mL (batch), a una temperatura promedio de 15 oC, del cual se pueden determinar en las gráficas de concentración retenida por gramo de salvado de cebada contra el tiempo de adsorción. Se estudió las isothermas de Langmuir y Freundlich para lo cual se varió la concentración del Pb(NO₃)₂ de 50 - 200 mg/L. Los resultados demostraron que la isoterma de Freundlich represento adecuadamente la bioadsorción del ion Pb (II) con capacidad máxima $q_{max} = 21.8$ mg/g y constante de afinidad del adsorbente por el adsorbato $k = 1.0594$ L/mg; $R^2 = 0,98$. Estos valores son permisibles porque los puntos óptimos determinan un rendimiento óptimo de la adsorción de plomo por el salvado de cebada, la cual se presenta para un tiempo óptimo de adsorción de plomo de una solución acuosa de 59.85 minutos, un pH óptimo de aproximadamente 5.02, para una temperatura de extracción de aproximadamente de 15.45°C, cuyos valores garantizan lo óptimo del trabajo experimental.

Morocho & Vera (2015), indican en su trabajo de tesis universitario de pregrado, que dicho trabajo de investigación consistió en evaluar la adsorción de plomo y mercurio

en carbón activado proveniente de la cascarilla de arroz. Se prepararon carbones activados obtenidos por el método de activación química utilizando ácido fosfórico (H_3PO_4), en una relación de impregnación de 1:5 por un tiempo de una hora; a la temperatura de carbonización de $450^\circ C$ por el lapso de 27 minutos. Los ensayos de adsorción se realizaron utilizando 0.5 g de carbón activado que se pusieron en contacto con 500 ml de solución acuosa de plomo y mercurio a distintas concentraciones (1, 3, 5, 7, 9 ppm y 10, 20, 30, 40, 50 ppb respectivamente) en condiciones de temperatura ambiente, seguidamente se colocó en agitación a 120 rpm durante 4 horas, controlando un pH de 4 - 5. Los análisis de la concentración final de plomo y mercurio se realizaron en un espectrofotómetro de absorción atómica. Se llegó a obtener porcentajes de adsorción de 90,6% y 91,5% de plomo y mercurio respectivamente. Los resultados de las isoterms se correlacionaron mejor con el modelo de Freundlich.

Fernandes & Colpas (2014), indican en su trabajo de investigación, que la combustión del carbón de bajo rango produce impactos ambientales por su bajo calor de combustión y alto contenido de heteroátomos, lo que ha promovido sus usos alternativos, como adsorbente. Un carbón subbituminoso (CS), se oxidó con aire a $150^\circ C$, en un lecho fijo, durante cuatro horas y se xantó con disulfuro de carbono en solución básica, a $30^\circ C$. Este carbón xantado (CX), se evaluó para la adsorción de Hg_2^+ y Cd_2^+ de soluciones acuosas de 0,100, 1,000, 12,48, 124,8 y 998,3mg/L; los metales, se determinaron por espectrometría de absorción atómica. CX se comparó con CS, CS sulfonado y CS activado (CAp), además de un carbón activado comercial (CAC) y una resina sintética comercial (RC), en términos de su capacidad de adsorción de metales. RC mostró la más alta capacidad de adsorción (factor de concentración 98%), seguido por CX (factor de concentración 96%). En general, el Hg_2^+ se adsorbió menos que el Cd_2^+ y las capacidades de adsorción siguieron el orden, de mayor a menor: RC, CX, CAp, CS, y CAC. CX

también mostró una mejor adsorción de Cd_2^+ , 81% vs. 15%, que un carbón xantado no oxidado, lo que muestra que la oxidación previa del carbón aumentó la cantidad de grupos oxigenados que, a su vez, aumentaron la xantación.

Sun-Kou, et al., (2014), emplean la semilla de aguaje como un material precursor para la preparación de carbón activado usando ácido fosfórico como agente activante en dos concentraciones diferentes: 0,75 y 1,0 g /g. Las propiedades físicoquímicas se estudiaron mediante mediciones de adsorción de nitrógeno, titulación Boehm, microscopía electrónica de barrido y espectroscopía de rayos X por energía dispersiva. Los carbones activados se utilizaron en la adsorción de tres metales pesados: plomo, cadmio y cromo. La máxima capacidad de adsorción se logró utilizando el carbón activado AG0,75_600 con soluciones con un pH mayor a 4; los valores obtenidos estaban en el siguiente orden: plomo (74,8 mg g⁻¹) , cadmio (26,5 mg g⁻¹), cromo (18,8 mg g⁻¹). Los factores más importantes que influyen en el proceso de adsorción fueron el pH de la solución, la estructura porosa y la acidez superficial del carbón activado.

Mojica, et al., (2013), sintetizan y caracterizan carbones activados provenientes de cascara de semillas de Eucalipto (*Eucalyptus globulus*), empleando activación química con H_3PO_4 como agente deshidratante y activación física con CO_2 como agente oxidante. Los carbones se caracterizaron texturalmente mediante isoterma de adsorción de nitrógeno a 77K, y mediante el método del área aparente, B.E.T. y el método de Dubinin Radushkevich fue utilizado para calcular el volumen de microporos. También fueron caracterizadas las muestras químicamente realizando titulaciones de Boehm, espectroscopia infrarroja y pH en el punto de carga cero. Se determina que los carbones activados químicamente tienen mayor área superficial aparente (1858 m² g⁻¹) y mayor contenido de sitios ácidos en la superficie (0,135 meq g⁻¹). También fueron

determinadas las entalpías de inmersión en ácido y base por calorimetría de inmersión, encontrando una buena correlación entre los grupos superficiales presentes en cada muestra y la entalpía de inmersión de los carbones activados. Finalmente, se estudió la capacidad de adsorción de fenol sobre los carbones activados. Se encontró que los carbones activados químicamente tienen mayor capacidad de adsorción, con un valor de 128 mg g⁻¹ respecto a las muestras activadas físicamente con un valor de 89,70 mg g⁻¹.

Barreto, (2013), en su trabajo de investigación obtención de carbón activado a partir de la pepa de aceituna para la adsorción de metales pesados (Pb, As) en efluentes líquidos, realizó la obtención de carbón activado con dos agentes activantes químicos diferentes (Ácido fosfórico y Cloruro férrico), el cual se determinó en función a la naturaleza de los contaminantes a tratarse (Plomo y Arsénico); el precursor una vez limpio y seco, se impregnó con el agente activante seleccionado a diferentes relaciones de agente activante/precursor, por un tiempo de 24 horas, secándose en estufa a la temperatura de 110°C por tres horas y calcinándose a las temperaturas de 400, 500 y 600 °C por un tiempo de una hora. Los ensayos de adsorción de plomo se realizaron en un sistema batch en cada caso se utilizó 0,50 g de carbón activado que se pusieron en contacto con 500 mL de solución contaminada con 2mg/L de (plomo y/o arsénico) a temperatura ambiente (20°C), ajustándose la solución a un pH = 4.00, seguidamente se colocó en un agitador múltiple a 300 rpm por un tiempo de tres horas, finalizada la etapa de adsorción las fases fueron separadas por filtración y analizadas. La activación del hueso de la aceituna con agentes activantes químicos como el H₃PO₄ y FeCl₃ permiten obtener carbones activados con capacidad de adsorción de metales pesados como Pb(II) y As(V); lográndose remover el 80 % Pb(II) y el 67,50 % de As(V) en soluciones acuosas.

Lavado, Sunkou, & Bendezu, (2010), en su trabajo de investigación prepararon carbones activados a partir de astillas de eucalipto (eucaliptus globulus

Labill), mediante activación química usando como agente activante al ácido fosfórico. Se estudió la influencia de los siguientes parámetros de activación sobre la adsorción de plomo: razón de impregnación (agente activante(g)/precursor(g)) y temperatura de activación. Los materiales obtenidos se caracterizaron mediante adsorción de N₂ a -196 °C, SEM y FTIR. Se estudiaron los parámetros que afectan el proceso de adsorción de plomo: tiempo de contacto, razón masa de carbono/volumen de la solución, temperatura y pH, lográndose obtener capacidades de adsorción de hasta 142,1 mg Pb/g. Se logró remover el 99,9% del plomo contenido en un efluente industrial.

2.2 MARCO TEORICO

2.1.1. EUCALIPTO (EUCALYPTUS GLOBULUS)

Eucalyptus globulus es una de las primeras especies del género en ser descrita y conocida en el mundo. Se reconocen cuatro subespecies que algunos autores elevan a la categoría de especie: *globulus*, *maidenii*, *bicostata* y *pseudoglobulus*, todas ellas originarias de Tasmania y Australia. DiMarco, (2015). El eucalipto tiene un doble valor:

- Es una especie beneficiosa para el medio ambiente.
- Su aprovechamiento renovable permite el desarrollo de aplicaciones industriales competitivas, con alta capacidad de generación de empleo y riqueza.

Comparado con otras especies, el eucalipto es especialmente eficiente en la captura de CO₂, fijación de carbono y generación de oxígeno. Ello es debido a que tiene una mayor tasa de crecimiento y a que su madera posee una mayor densidad. Grupo empresarial ENCE, (2010)



Figura 1: Árbol de eucalipto

Fuente: Grupo empesarial ENCE, (2010)

La palabra eucalipto procede del griego *εὐκάλυπτος*, compuesto por el prefijo *eu*, que denota perfección, y la desinencia *kalipto*, que significa cubierto, cerrado u oculto. Por ello podría traducirse como “perfectamente cubierto, cerrado u oculto”. El nombre del eucalipto alude al opérculo que cierra el cáliz en la flor, porque una de las características del eucalipto son sus flores, formadas por vistosos y alargados estambres que sobresalen de una especie de cápsulas endurecidas formadas por la unión de los pétalos y los sépalos cerrados por una tapa, que es lo que se denomina opérculo. Luzar, (2011)

2.1.1.1 DESCRIPCION BOTANICA

En general, la especie cultivada *globulus* puede llegar a medir entre 40 y 65 metros de altura o incluso más. Presentan una corteza dura que se desprende fácilmente, dejando a la vista otra corteza interna más fina que la anterior. Aparece dimorfismo foliar (hojas y filodios). Las hojas son cuadrangulares y se encuentran opuestas. Los ejemplares

adultos presentan filodios alternos y lanceoladas (con forma de punta de lanza) con el margen entero, pecioladas y con el nervio central muy marcado, de color verde oscuro y endurecidas; en el caso de las hojas jóvenes, se disponen opuestas y no presentan peciolo (abrazan al tallo). Terron et al, (2015).



Figura 2: Lámina de los filodios e inflorescencias de un eucalipto

Fuente: Terron et al, (2015).

Las flores son leñosas se reúnen en inflorescencias de tipo umbela donde hay 1 (lo más común), 3 o 7. Estas flores se sitúan sobre pedúnculos del mismo tamaño que parten de un mismo punto y presentan numerosos estambres muy visibles, suelen aparecer en racimos. El fruto es leñoso, variable tanto en forma como en tamaño de la cápsula o forma de abrirse. Terron et al, (2015).



Figura 3: Flor, sin abrir, de *Eucalyptus globulus*

Fuente: Terron et al, (2015).

Brota fácilmente por semilla, aunque en condiciones naturales de este modo llegan pocos individuos a la edad adulta.

Puede aparecer en una gran variedad de sustratos, pero abunda en los suelos pobres, desprovistos de arcillas y con escasa retención de agua, ya que es capaz de buscarla, mediante sus raíces, a mucha distancia. Soporta gran variabilidad climática, es capaz de sobrevivir tanto en zonas húmedas y calurosas como en zonas templadas, siendo más abundante en estas últimas. Está presente en presente en zonas de clima mediterráneo, tropical y subtropical. Terron et al, (2015).

2.1.1.2 COMPOSICION QUIMICA

Las hojas contienen aceite volátil (1-3%), ácidos elágico y gálico, tanino, principios amargos, cera y resinas. El aceite de *E. globulus* contiene cineol (70-90%), pineno (24%), aromadendreno, borneol, canfeno, cario-fileno, citral, eudesmol, felandreno, fenchona, mirceno, terpineol, timol, alcoholes sesquiterpénicos, aldehídos (valeriánico, butílico, caproico), a- y b-tuyona, verbenona, fenoles y terpenos; el de *E.*

citriodora contiene citronelal (86-90%), citronelol, pulegol, pinenos, canfeno, mirceno, limoneno, cineol, p-cimeno, geraniol y citriodorol. Caseres, (1996).

2.1.1.3 SEMILLAS DE EUCALIPTO

La semilla de los eucaliptos no es difícil de conservar. La mayoría puede conservarse durante varios años si inicialmente se ha secado al aire y se ha conservado luego en la oscuridad en envases herméticos, a una temperatura de 1 a 4°C. Puede mantenerse una aceptable capacidad germinativa de la semilla durante 1 a 2 años en envases no herméticos a la temperatura ambiente.

La semilla de eucalipto es un alimento apetecido por las ratas, ardillas y diversos insectos. La semilla vendida internacionalmente puede exigir un certificado fitosanitario extendido por la autoridad competente, que atestigüe que ha sido sometida a tratamientos contra plagas y agentes patógenos.



Figura 4: Semillas de eucalipto

Fuente: elaboración propia.

Brota fácilmente por semilla, aunque en condiciones naturales de este modo llegan pocos individuos a la edad adulta. Puede aparecer en una gran variedad de sustratos, pero abunda en los suelos pobres, desprovistos de arcillas y con escasa retención de agua, ya que es capaz de buscarla, mediante sus raíces, a mucha distancia. Soporta gran variabilidad climática, es capaz de sobrevivir tanto en zonas húmedas y calurosas como en zonas templadas, siendo más abundante en estas últimas. Está presente en presente en zonas de clima mediterráneo, tropical y subtropical.

2.1.1.4 USOS DE LA SEMILLA DE EUCALIPTO:

a. USO TERAPEUTICO:

Durante muchos años se ha utilizado con fines medicinales. Se ha demostrado que la infusión de las hojas adultas de esta planta funciona para tratar afecciones respiratorias de diversa índole, como bronquitis, asma, faringitis, amigdalitis, gripes y resfriados; también es útil para el control de la diabetes, cistitis, vaginitis y dermatitis de cualquier origen. En los casos de males respiratorios es común utilizar esta planta en forma de vaporizaciones. Además, tiene propiedades hipoglucemiantes, capaces de reducir la glucosa en la sangre, y cuenta con una facultad inhibitoria de gérmenes patógenos, que justifica su uso como antiséptico de las vías respiratorias y urinarias. Sadlon & Lamson, (2002)

b. APLICACIÓN AMBIENTAL:

Recientemente se ha utilizado la semilla y la madera del eucalipto para obtener carbón activado. Este se conoce como el adsorbente universal. Es un sólido poroso que se prepara mediante la reacción de materiales carbonizados con gases oxidantes

(activación física) o con la carbonización de materiales lignocelulosicos que han sido impregnados con reactivos químicos deshidratantes (activación química). Estructuralmente, este material es desordenado y está constituido fundamentalmente de carbono (figura 03), presenta un elevado grado de porosidad y una elevada área superficial interna, propiedades por las cuales es apropiado para remover sustancias contaminantes en fase gaseosa y acuosa, mediante un proceso denominado adsorción. Ramirez et al, (2014)

c. USO DE SEMILLAS DE EUCALIPTO PARA DESCONTAMINAR AGUAS RESIDUALES:

Durante años se ha tenido una opinión negativa del eucalipto a nivel ambiental. Se dice que este árbol puede extraer minerales de los suelos y subsuelos, como aluminio y hierro, provocando su intoxicación y acidificación; o que para obtener una tonelada de madera de este árbol se requieren 1600 m³ de agua, algo especialmente grave si se tiene en cuenta que de él se producen en el mundo más de 34 toneladas de madera al año. Adicionalmente, algunas investigaciones sugieren que, comparados con otras especies, estos árboles necesitan más agua para llevar a cabo la fotosíntesis. Luzar, (2011)

No obstante, de sus componentes se han obtenido algunos beneficios; por ejemplo, se ha utilizado con fines medicinales para tratar diferentes afecciones. Además, ha surgido una aplicación ambiental en los últimos años, ya que gracias a su alto contenido de hemicelulosa y lignina, de sus semillas se puede obtener carbón activado para tratar aguas contaminadas con metales pesados, colorantes y compuestos fenólicos. Mojica, et al., (2012)

2.1.2. CARBON ACTIVADO:

El carbón activado (CA) es una sustancia de amplio uso en la industria debido a que es un material con excelentes propiedades adsorbentes. Este material se caracteriza por poseer una alta superficie interna, variedad de grupos funcionales y una buena distribución de poros, propiedades que le permiten atrapar una gran diversidad de moléculas. Padron, et al., (2013)

Los carbones activados son materiales porosos con una gran área superficial interna, se usan en variedad de aplicaciones industriales como la separación y purificación de líquidos y gases; así como, la eliminación de sustancias tóxicas, entre otras. Henning & Schafer, (1993).

El carbón activado es un material de carbón que se prepara en la industria para que tenga una elevada superficie interna y así poder adsorber (retener sobre su superficie) una gran cantidad de compuestos muy diversos, tanto en fase gaseosa como en disolución. Rodrigues & Molina, (2012)

2.1.2.1 ESTRUCTURA Y PROPIEDADES DEL CARBON ACTIVADO

El carbón activado es utilizado para remover color, olor y sabor de una infinidad de productos, encontrándose en aplicaciones tan sencillas como peceras o filtros de refrigerador, hasta complejos sistemas industriales, como modelas plantas de tratamiento de aguas residuales o delicados sistemas de elaboración de antibióticos. Barreto, (2013)

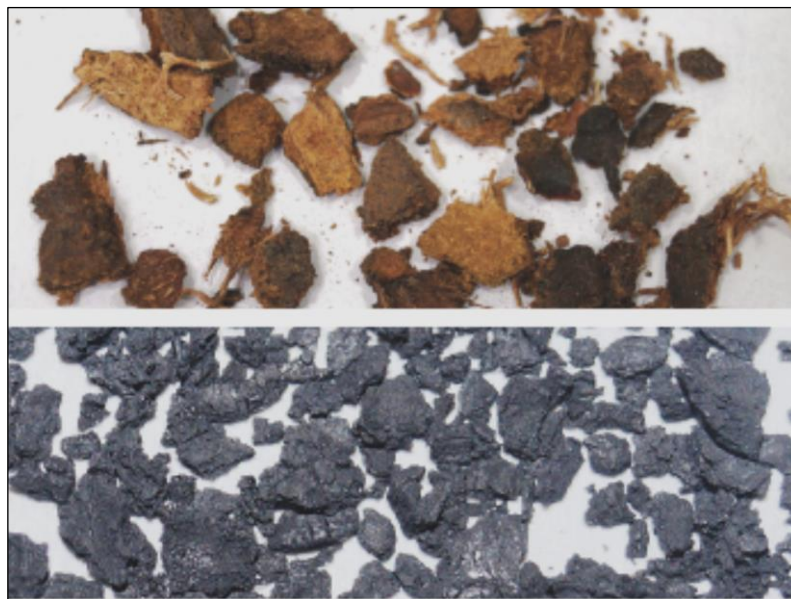


Figura 5: Material lignocelulosico de semillas de eucalipto y su posterior conversión a carbón activado

Fuente: Rincon Silva, et al, (2014)

Son dos las características fundamentales en las que se basan las aplicaciones del carbón activado:

- Elevada capacidad y
- Baja selectividad de retención.

Es un adsorbente “universal” por su naturaleza apolar y por el tipo de fuerzas implicadas en el proceso de adsorción, retiene preferentemente moléculas apolares y de alto volumen molecular. La elevada capacidad de eliminación de sustancias se debe a la alta superficie interna que posee. En general, los microporos le contienen la elevada superficie y capacidad de retención, mientras que los mesoporos y macroporos son necesarios para retener moléculas de gran tamaño, como pueden ser colorantes o coloides, y favorecer el acceso y la rápida difusión de las moléculas a la superficie interna del sólido. Rodrigues & Molina, (2012)

Las propiedades adsorbentes de un carbón activado no dependen únicamente de la superficie y la porosidad. En particular, las sustancias polares se retienen débilmente

sobre la superficie (apolar) del carbón. En estos casos, la fijación del carbono de ``heteroatomos`` principalmente oxígeno e hidrógeno,

formando estructuras o grupos funcionales tipo ácido carboxílico, lactosas, carbonilo, etc., elevan la afinidad de las sustancias polares por la superficie de adsorbente y pueden imprimir un carácter ácido-base al carbón. Rodrigues & Molina, (2012)

Finalmente, cuando la sustancia a eliminar tiene una polaridad apreciable, bajo volumen molecular y está muy diluida en aire, la retención a temperatura ambiente por el carbón solo es efectiva si se impregna con reactivos específicos o se aprovechan las propiedades catalíticas del carbón. Barreto, (2013)

2.1.2.2 COMPOSICION QUIMICA DEL CARBON ACTIVO:

La idea de carbón activado otorga un amplio rango de materiales que se diferencian particularmente en las dimensiones granulométricas y en su estructura interna (poros y superficie específica). La composición química del carbón activado es aproximadamente de un 70-80% de C, del 5 al 10% de cenizas, del 60% de oxígeno y 0,5% en hidrógeno. Dicha composición química del carbón activo es prácticamente pura, al igual que lo es el grafito, el diamante y los diversos carbones minerales o de leña. (Perdomo, 2014) . Todos ellos tienen la propiedad de adsorber, la misma que consiste en un fenómeno fisicoquímico en el que un sólido llamado adsorbente atrapa en sus paredes a cierto tipo de moléculas, llamadas adsorbatos y que se encuentran contenidas en un medio líquido o gaseoso. Los grupos funcionales se forman durante el proceso de activación por interacción entre los radicales libres de la superficie del carbón que hacen que la superficie del carbón se haga químicamente reactiva y es la razón por la que afecta las propiedades adsorbentes, especialmente para moléculas de cierto carácter polar. Así, el carbón activado puede ser considerado en principio como hidrófobo, por su poca

afinidad al agua, lo que es muy importante en aplicaciones de adsorción de gases en presencia de humedad, o de especies en disolución acuosa; pero las presencias de grupos funcionales en su superficie hacen que puedan reaccionar con el agua, haciendo que la superficie sea más hidrófila. Las oxidaciones de un carbón producen la formación de grupos hidroxilo (OH), carbonilo ($RCHO$), carboxilo ($RCOOH$), etc., que le dan al carbón un carácter anfótero, esto es, carácter ácido y básico, a la vez. Esto influye en la adsorción de moléculas. Luna, et al., (2007).

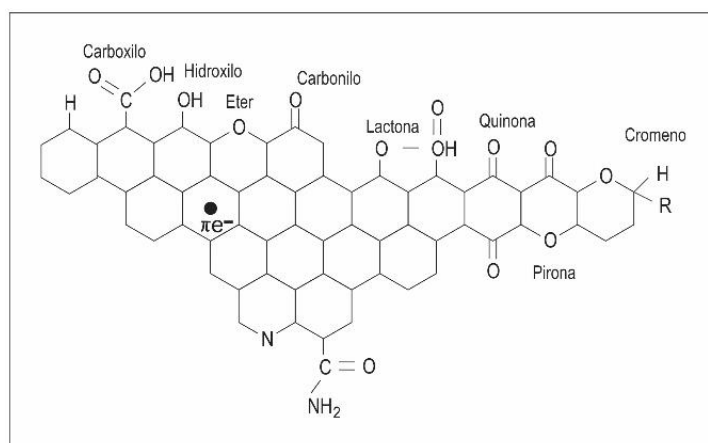


Figura 6: Estructura de los grupos funcionales de oxígeno en la superficie de un carbón.

Fuente: Rodriguez, (2007)

2.1.2.3 COMPOSICION FISICA:

El carbón activado posee una estructura microcristalina que es en gran medida similar a la del grafito. Esta estructura que presenta el carbono activado da razón a una distribución de poros de tamaños bien determinados. Así, se pueden distinguir tres tipos de poros según su radio: macroporos ($r > 25$ nm), mesoporos ($25 > r > 1$ nm) y microporos ($r < 1$ nm). Perdomo, (2014)

2.1.2.4 INFLUENCIA DE LA POROSIDAD EN LA ADSORCION EN FASES GAS Y LIQUIDA

Una forma simple de seleccionar un carbón activado para su uso en procesos de eliminación de gases apolares (p.e. hidrocarburos) o de sustancias disueltas (p.e. fenoles) es cuantificando su superficie. En general, una mayor superficie conlleva mayor capacidad de retención de contaminantes, y la forma de aumentarla es prolongando el nivel o grado de activación (cuantificado a través del porcentaje de carbono perdido durante el proceso o porcentaje de quemado). Rodrigues & Molina, (2012)

2.1.2.5 INFLUENCIA DE LA NATURALEZA QUIMICA EN LA ADSORCION EN FASES GAS Y LIQUIDA

Las propiedades adsorbentes de un carbón activo no dependen únicamente de la porosidad. Puesto que la superficie del carbón es no polar, la capacidad de retención de moléculas polares en fase gas es limitada. Para incrementarla, es necesario introducir grupos superficiales que favorezcan las interacciones específicas con la sustancia a retener. Por ejemplo, con reactivos oxidantes se aumenta el contenido de oxígeno, con amoníaco el contenido en nitrógeno, con sulfuro de carbono el azufre, etc. Rodrigues & Molina, (2012)

2.1.2.6 APLICACIONES DEL CARBON ACTIVADO:

Principales aplicaciones:

- Tratamiento terciario de aguas residuales y tratamiento de aguas servidas.
- Tratamiento de agua en procesos industriales, como por ejemplo en la industria química,

- industria alimentaria y farmacéutica.
- Potabilización de aguas.
- Tratamiento de emisiones atmosféricas.
- Purificación de aire y gases.

La aplicación de carbón activado constituye un tratamiento terciario y tiene por propósito, obtener una calidad de efluente mejor que la conseguida en los tratamientos primarios y secundarios convencionales. Su aplicación se realiza en lechos empacados, tipo columnas, cargados con gránulos del material adsorbente (carbón activado) y se bombea, a través del filtro empacado, el efluente a tratar. A medida que el agua fluye a través de la columna, los químicos se adsorben a la superficie porosa de los gránulos. Cuando la superficie disponible del carbón activado se llena de químicos, se dice que el carbón está gastado. Este carbón gastado debe reemplazarse o limpiarse para permitir que el filtro se reutilice. La limpieza del carbón gastado comprende el calentamiento del carbón y el bombeo de aire limpio a través del mismo. El calor suelta los químicos del carbón, y el aire los expulsa de la columna. Bansal & Goyal, (2005)

2.1.3. METALES PESADOS:

Los metales pesados son sustancias propias de la naturaleza de peso molecular alto, muy difundidos y en muchos casos muy útiles, como, por ejemplo, el plomo que se utiliza mucho para tubería, y el cadmio. Hablando ya de la contaminación, los metales pesados tienen efectos en la salud y afectan diferentes órganos. Erostequi, (2009)

		<div style="display: flex; justify-content: space-between; align-items: flex-start;"> <div style="width: 30%; border: 1px solid black; padding: 2px;"> <p>■ Elementos nutrientes para los seres vivos. Algunos también son tóxicos en cantidades excesivas.</p> <p>■ Elementos tóxicos en pequeñas cantidades, sin funciones biológicas conocidas.</p> <p>■ Otros elementos estudiados por sus implicaciones en el medio edáfico.</p> </div> </div>																
1	H																	He
2	Li	Be											B	C	N	O	F	Ne
3	Na	Mg											Al	Si	P	S	Cl	Ar
4	K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
5	Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
6	Cs	Ba	La	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn
7	Fr	Ra	Lr	Rf	Db	Sg	Bh	Hs										
			La	Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb		
			Ac	Th	Pa	U	No	Pu	Am	Cm	Bk	Cf	Es	Fm	Md	No		

Figura 7: Tabla periódica de los elementos químicos:

Fuente: Diez F. , (2008)

Entre los metales hay elementos esenciales y no esenciales para los seres vivos, aunque el límite entre estos dos grupos no está claramente delimitado y la lista de elementos biológicamente importantes aumenta con el tiempo. Normalmente se reconocen como elementos esenciales al Fe, Mn, Zn, Cu, Co y Mo, como elementos benéficos al Ni y Cr, y se considera que no tienen ninguna función biológica elementos como el Cd, Hg, Pb y As. Los efectos toxicológicos de los metales hacia los humanos, particularmente de Cd, Zn, Hg, Pb y de metaloides como el As, que representan alguno de los más peligrosos, han sido bien documentados y existen referencias donde se puede obtener información al respecto de estos metales. Diez F. , (2008)

2.1.3.1 FUENTES DE GENERACION DE METALES PESADOS:

El más importante por su abundancia es el plomo que está presente en las cañerías de plomo, que actualmente ya no se usan y han sido reemplazadas por el plástico, sin embargo, muchas de las instalaciones de las ciudades tienen todavía cañerías de plomo,

entonces el agua al pasar por la cañería de plomo va desprendiendo partículas y poco a poco va contaminando, esa es una fuente. Otra fuente es la pintura de plomo que se usa en las artesanías, especialmente en utensilios de cocina, entonces, al momento de comer, se desprende el plomo de la pintura y se introduce al organismo. Una tercera fuente es la gasolina que antes se la usaba con plomo ahora ya se lo ha eliminado. ErosteGUI, (2009)

2.1.3.2 PLOMO:

El plomo es un metal abundante y bien distribuido a nivel mundial, es un peligroso químico presente en el medio ambiente. El plomo se ha utilizado desde tiempos antiguos, y algunos de sus efectos tóxicos han sido reconocidos por varios siglos. El plomo se cree que contribuyó a la disminución del imperio romano. El plomo es maravillosamente útil y, en algunos casos indispensables, las propiedades del plomo han hecho difícil, si no imposible la necesidad de abandonarlo. Así pues, los seres humanos han disfrutado de sus ventajas y sus nocivas propiedades, a veces producen efectos devastadores, prácticamente desde los albores de la civilización. Johnson, (1998)

A pesar de la creciente evidencia de efectos adversos para la salud relacionados con el plomo, que todavía se utiliza ampliamente en productos de consumo y liberados en el aire a través de la combustión de carbón y el petróleo, la incineración de residuos, y las emisiones fugitivas en la minería y la fundición. Muchos países han tomado medidas para controlar el uso de plomo. Sin embargo, se debe hacer más para proteger a las personas en todas las naciones. En todo el mundo ya que un gran número de personas están expuestas, en particular los de los países en desarrollo. Meyer, Brow, & Henry, (2008)

2.1.3.3 ARSENICO:

El arsénico (As, número atómico 33, peso atómico 74,922) es un elemento ampliamente distribuido en la atmósfera, en la hidrosfera y en la biosfera (aprox. 5×10^{-4} % de la corteza terrestre). Si bien una gran cantidad de As en el medio ambiente proviene de fuentes naturales (meteorización, actividad biológica, emisiones volcánicas), existe una importante contribución a partir de actividades antropogénicas, tales como procesos industriales como la minería y la fundición de metales, o el uso en biocidas y en conservantes de la madera. Bundschuh, Perez, & Litter, (2008)

Los niveles de As en el ambiente son variables. El As puede sorberse o desorberse de partículas, y puede cambiar de estado de oxidación al reaccionar con oxígeno o con otras moléculas del aire, del agua o del suelo, o por la acción de microorganismos. El arsénico aparece en un amplio rango de concentraciones en aire, agua, suelos, vegetales y animales. La exposición del hombre a este tóxico constituye un problema de salud pública en muchas áreas geográficas de nuestro planeta. Bundschuh, Perez, & Litter, (2008)

Las fuentes más comunes de As en ambientes naturales son las rocas volcánicas, específicamente sus productos de erosión y cenizas, rocas sedimentarias marinas, depósitos minerales hidrotermales y las aguas geotermales asociadas, así como combustibles fósiles, incluyendo carbón y petróleo Del Razo, Arellano, & Cebrian, (1990). Se encuentra en forma natural como mineral de cobalto, aunque por lo general se encuentra en la superficie de las rocas combinado con S o metales como Mn, Fe, Co, Ni, Ag o Sn. Del Razo, Arellano, & Cebrian, (1990)

2.1.4. ADSORCION:

Adsorción es un proceso mediante el cual la materia de una fase se concentra sobre la superficie de otra fase; la sustancia que se concentra en la superficie o se adsorbe se le denomina "adsorbente" y a la molécula atrapada, "adsorbato". La unión entre el adsorbente y el adsorbato se lleva a cabo por medio de fuerzas de London, que son una de las clases de fuerzas de van der Waals. (adsorción física fisisorción) o puede ser resultado de procesos de carácter químico (adsorción química o quimisorción). La diferencia fundamental entre ambas es que en el caso de la fisisorción la especie adsorbida (fisisorbida) conserva su naturaleza química, mientras que durante la quimisorción la especie adsorbida (quimisorbida) sufre una transformación, dando lugar a una especie distinta. Martines, (1990)

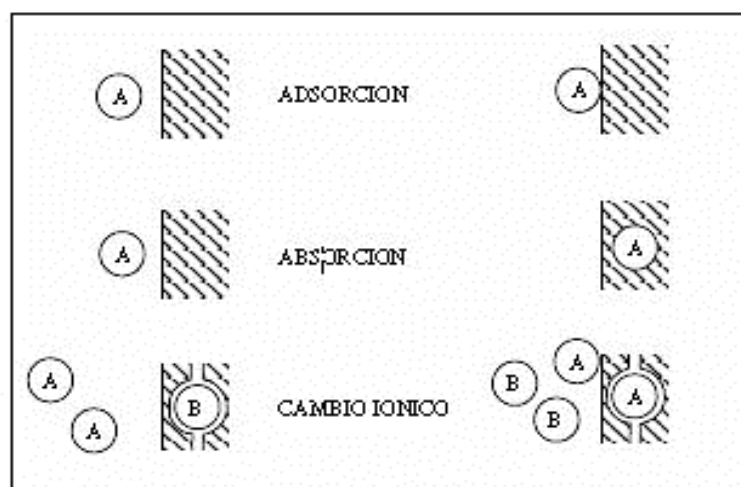


Figura 8: Procesos de adsorción, absorción e intercambio iónico.

Fuente: Agorube, (2008)

La adsorción es determinada experimentalmente midiendo cuanto soluto puede ser adsorbido por un sedimento, suelo, roca u otro material. Las cargas que presentan las arcillas pueden ser: cargas permanentes o variables. Las cargas permanentes dependen de la estructura del mineral, son independientes del medio, se deben a sustituciones

isomórficas y su magnitud dependerá si esta sustitución se encuentra en la capa tetraédrica o en la octaédrica. Las cargas variables son aquellas por roturas en los bordes y en los grupos funcionales y dependen de las condiciones del pH. Sepulveda, et al., (2008)

2.1.4.1 FACTORES QUE INFLUYEN EN EL PROCESO DE ADSORCIÓN:

Los procesos aparentemente pueden ser relativamente simples, pero puede hacerse complicada debido a que el soluto o adsorbente puede cambiar químicamente, dado que su concentración en la solución está en función al pH y tanto la molécula no disociada como el ion disociada pueden ser adsorbidos. La química de la superficie depende esencialmente del contenido de heteroátomos principalmente del contenido de oxígeno, estos determinan la carga de la superficie, su hidrofobicidad y la densidad electrónica de las capas. Cuando el carbón activado se sumerge en una solución acuosa, se desarrolla una carga superficial que proviene de la disociación de los grupos de superficie la que depende del pH y de las características superficiales del carbón.

En el proceso de adsorción intervienen las propiedades de los compuestos que se requiere extraer, las características del adsorbente y las condiciones de contacto entre las fases fluida y sólida. Propiedades del adsorbato tales como peso molecular, concentración, grupos funcionales, solubilidad en el líquido, al igual que las propiedades del sólido adsorbente (tales como distribución de tamaño de poros y los grupos químicos de superficie entre otras) son determinantes en la mayor o menor afinidad del adsorbato por el sólido adsorbente. Colina, (2012)

2.1.4.2 INFLUENCIA DEL PH EN EL PROCESO DE ADSORCION

Los factores que influyen los procesos de adsorción son el pH de la solución y la fuerza iónica. El pH es un factor que controla los procesos de adsorción de electrolitos orgánicos, débiles y poli electrolitos, debido a que controla las interacciones electrostáticas entre el adsorbente y el adsorbato. Por lo tanto, el pH de la solución determina la carga de la superficie del carbón y la disociación o protonación del electrolito.

Asimismo, el pH de la solución controla la disociación o la ionización de los electrolitos a través de su pK. Los electrolitos ácidos se disocian a $\text{pH} > \text{pKa}$. Por lo tanto, el pH de la solución controla interacciones electrostáticas adsorción-adsorbente, que tienen efectos profundos en el proceso de adsorción. Estudios realizados de adsorción de Cu, Pb y Ni en carbon activado en intervalo de pH de 2 a 9 encontraron que el Cu se adsorbe a un pH de 2.5 a 5.0; precipitando a un pH de 6.0; el Pb de 3 a 4 precipitando a un pH de 7.0 a 8.0 y el Ni a un pH amplio de 4 a 9 a partir de este pH empieza a precipitar. proponiendo un mecanismo de adsorción en función al pH basado en el intercambio de protones del carbón activado con iones metálicos. Alami, (2010)

2.1.4.3 NATURALEZA DEL ADSORBENTE:

La adsorción constituye uno de los sistemas más utilizados, dentro del sistema de tratamiento de aguas residuales, se emplea generalmente para retener contaminantes de naturaleza orgánica, (compuestos fenólicos, hidrocarburos aromáticos, derivados clorados, sustancias coloreadas y otros que comunican olor y sabor al agua.

Los adsorbentes más utilizados son: gel de sílice, alúmina, carbón activo y resinas sintéticas; donde el carbón activado es uno de los adsorbentes más utilizado en el tratamiento de efluentes industriales procedentes de la fabricación de pesticidas.

El adsorbente- adsorbato depende de la superficie específica y porosidad del sólido, tamaño de partícula, estructura y distribución de los poros. En general, la etapa de adsorción es muy rápida, siendo determinante el tamaño de partícula del adsorbente y el diámetro del poro. El carbón activado, es un compuesto covalente y por lo tanto, muestra preferencia por moléculas covalentes; es decir, por moléculas que tienden a ser no iónicas y poco polares, por lo que se considera un adsorbente casi universal de moléculas orgánicas. Alami, (2010)



Figura 9: Diferentes formas de adsorbentes de carbon

Fuente: Nyer, (2009)

2.1.5. OBTENCION DE CARBON ACTIVADO:

Para la obtención de carbón activado se debe partir de una materia prima bien definida tales como abundancia, dureza, estructuras inherentes de poros, alto contenido de carbono bajo contenido de cenizas y alto rendimiento de masa durante el proceso de carbonización. La composición química del carbón vegetal depende fundamentalmente de tres factores: Materia prima utilizada; Temperatura de carbonización; Agente activante; Tecnología de carbonización; que a su vez depende de la velocidad de calentamiento. tiempo de residencia en el horno y forma de escape de sustancias volátiles. Marlon, (2009)

2.1.5.1 PRECURSORES PARA LA OBTENCION DEL CARBON ACTIVADO:

Para la producción de carbón activado se debe partir de una materia prima bien definidas tales como, abundancia, dureza, estructuras inherentes de poros, alto contenido de carbono bajo contenido de cenizas y alto rendimiento de masa durante el proceso de carbonización. Las semillas de eucalipto reúnen las propiedades necesarias para la obtención del carbón activado, constituyéndose estos residuos en una alternativa para proporcionarles mayor agregado a residuos indultales. Marlon, (2009)

2.1.5.2 TIPOS DE CARBONES SEGÚN LA MATERIA PRIMA:

Los factores a tener en cuenta para elegir un precursor adecuado son: Una buena disponibilidad, bajo costo, bajo contenido en materia mineral y que el carbón resultante posea unas buenas propiedades mecánicas y capacidad de adsorción. Los residuos de madera, las cascaras de coco y frutos secos, así como las semillas de algunas frutas junto

con los carbones minerales y el coque de petróleo, son los precursores más usados. Los carbones activados obtenidos industrialmente pueden provenir de madera y residuos forestales u otros tipos de biomasa, turba, Lignito y otros carbones minerales como de diferentes polímeros y fibras naturales o sintéticas. Barreto, (2013)

Tabla 1: Tipos de carbón activado según la materia prima.

Propiedad	Coco	Carbon bituminoso	Lignita	Madera
Microporo	Alto	Alto	Mediano	Bajo
Macroporo	Bajos	Mediano	Altos	Altos
Dureza	Alta	Alta	Baja	Mediana
Cenizas	5%	10%	20%	5%
Cenizas solubles en aguas	Altas	Bajas	Altas	Medianas
Densidad aparente	0,48g/ml	0,48g/ml	0.30g/ml	0.35g/ml
Regeneración	Buena	Buena	Pobre	Regular

Fuente: Marlon, (2009)

Los materiales orgánicos con proporciones relativamente altas de carbono son susceptibles de ser transformado en carbón activado. Desde un punto de vista estructura los carbones activados son carbones muy desordenados e isótropos. Por tanto, no serán adecuados para preparar carbones activados aquellos materiales carbonosos que pasen por un estado fluido o pseudo_fluido durante su carbonización; dado que durante la resolidificación de esta fase suelen formarse estructuras ordenadas en los carbones resultantes. Barreto, (2013)

2.1.5.3 PROCESO DE ACTIVACION

La activación del carbón activado está basada en dos etapas fundamentales; la carbonización de la materia prima, y la activación del producto carbonizado, el producto final depende de la naturaleza de la materia prima y de las condiciones del proceso de activación. La carbonización se realiza en ausencia de aire y sin adición de productos químicos, desarrollándose una estructura porosa básica. La activación del material carbonizado consiste en el desarrollo de la estructura porosa, antes generada mediante la adición de agentes oxidantes y pueden ser: Activación Física o Activación Química. Barreto, (2013)

a. ACTIVACION FISICA:

El material es sometido a elevadas temperaturas, la activación se produce por la reacción del agente activante (un oxidante como el aire, vapor de agua, CO₂, etc.) con el carbono del material que está siendo activado formándose poros como resultado de la gasificación del material carbonizado. En el proceso de carbonización la mayoría de los elementos unidos al carbono como el oxígeno e hidrogeno son los primeros que se eliminan en forma gaseosa durante la pirolisis del material de partida, los átomos de carbono liberado se van agrupando en forma de cristalográficas dejando huecos é intersticios entre ellos: remoción de metales pesados, entre los que se encuentran la precipitación química, la filtración por medio de membranas, la reducción electrolítica, la extracción por medio de solventes, el intercambio iónico y la adsorción. Algunas de estas tecnologías no son aplicables en todas las situaciones, debido a una serie de inconvenientes tales como: baja eficiencia y aplicabilidad a una amplia gama de contaminantes y dificultad de encontrar condiciones óptimas de operación cuando se

presentan distintos metales pesados en una. Existen diferentes métodos físicos químicos para la remoción de iones en efluentes líquidos, siendo los que más se utilizan, la precipitación, intercambio iónico; osmosis inversa y adsorción. Reyes, Cerino, & Suares, (2006)

Tabla 2: Métodos físicos-químicos para remoción de metales pesados.

METODO	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Precipitación	-Simplicidad de operación -Bajo costo -Alto nivel de eliminación	-No selectivo -Requiere de coagulantes y floculantes -Genera lodos
Intercambio iónico	-Eliminación de metales a bajas concentraciones -Presentan alta selectividad -Recuperación de metales pesados por electrolisis	-Saturación de resinas por presencia de Ca, Mg, Na. -Materias orgánicas dañan las resinas -Previo tratamiento de sólidos en suspensión
Osmosis inversa	-Altos niveles de remoción -Recuperación de metales posible	-Mediana selectividad -Requiere alta presión -Mantenimiento frecuente, previa separación de sólidos en suspensión
Adsorción	-Alta efectividad -Permite fijación de metales en presencia de otros -Recuperación de metales -Adsorbente puede ser regenerado	-Capacidad de remoción depende del pH. -Eliminación de sólidos suspendidos antes de ser tratados -Costos de adsorbente y regeneración y generación altos

Fuente: Reyes, Cerino, & Suares, (2006)

Las pruebas realizadas para la obtención de carbones activados a partir de astillas de eucalipto, mediante activación química usando como agente activante al ácido fosfórico, reportaron que las condiciones de preparación empleadas en la activación ejercen una marcada influencia sobre la capacidad de adsorción de Pb(II); dichas condiciones fueron: razón agente activante /precursor = 1,0 y temperatura de activación

de 600 °C. La máxima cantidad de plomo adsorbido por gramo de carbón fue de 142,1 mg/g. Lavado, SunKou, & Bendezu, (2010)

2.1.5.4 REMOCION DE PLOMO EN EFLUENTES LIQUIDOS:

La remoción de metales pesados en soluciones acuosas ha sido estudiada por muchos autores, en su empeño de minimizar estos contaminantes presentes en las fuentes de agua o en los diferentes tipos de efluentes que se descargan a los cuerpos receptores.

El plomo es una sustancia tóxica general que se acumula en el esqueleto. Los lactantes, los niños de hasta 6 años y las mujeres embarazadas son las personas más vulnerables a sus efectos adversos para la salud, interfiere en el metabolismo del calcio, tanto directamente como por interferencia con el metabolismo de la vitamina D. La exposición a Pb (II) hace que se presenten edemas y dificultades de comportamiento y aprendizaje en los niños, daños a órganos, como la del hígado, los riñones y el corazón y alteraciones del sistema inmunitario. Una severa exposición al plomo se ha asociado con la esterilidad, el aborto y muertes neonatales.

El valor de referencia basado en efectos sobre la salud es de 0,01 mg/L para lactantes y niños, basándose en que el plomo es una sustancia tóxica acumulativa. (OMS, 2003: *Lead in drinking-water*). Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/9).; Asimismo el valor referencial del Estándar de Calidad Ambiental para la conservación del Ambiente Acuático (categoría 4) es de 0.01 mg/L y para el Marino Costero es de 0,008 mg/L.

Las principales fuentes de contaminación por plomo lo encontramos en los procesos industriales, tales como la fabricación de baterías, municiones, la fabricación del tetraetilo de plomo, las industrias de cerámica, también se utiliza en la soldadura de

tuberías de agua y pinturas. El acetato de plomo, se utiliza para teñir algodón y la impresión en barnices, pigmentos de cromo, la fabricación de plaguicidas, las pinturas anti-incrustantes, reactivos para análisis, tintes para el cabello, y como astringente y repelente al agua. Como mordiente en el teñido, impresión textil, proceso de grabado, oxidante, fotográficos sensibilizador, reactivo químico, raticida, para la recuperación de metales preciosos de soluciones de cianuro, y como producto químico intermedio. El óxido de plomo (rojo) se utiliza en emplastos y ungüentos, en, la fabricación de vidrio incoloro, en el almacenamiento de pilas, la pintura de protección de hierro o de acero, barnices, para colorear el caucho, pigmento en las tintas de impresión, y pinturas. Barreto, (2013)

2.1.5.5 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA REMOCION DE PLOMO:

Los factores que influyen en los procesos de adsorción son el pH de la solución y la fuerza iónica. El pH es un factor que controla los procesos de adsorción de electrolitos orgánicos, débiles y polielectrolitos, debido a que controla las interacciones electrostáticas entre el adsorbente y el adsorbato. Por lo tanto, el pH de la solución determina la carga de la superficie del carbón y la disociación o protonación del electrolito.

Las pruebas realizadas para la remoción de plomo en soluciones acuosas de tetratitanato de potasio dopado con sílice (preparación del adsorbente en forma de gránulos con pastas de polititanato de potasio (45 %), vidrio Pyrex (5 %) y almidón de papa al 50 %), tratada térmicamente a 1100 °C. reportaron que las características estructurales del adsorbente granular, permiten la remoción de plomo en soluciones acuosas acidas y Ligeramente acidas. Aguilar, et al., (2009)

El mecanismo de remoción, de plomo incluye una combinación de los procesos de adsorción, intercambio iónico y coprecipitación, de plomo. Durante el tiempo de contacto continuo, la estructura de gránulos del adsorbente se degrada, disminuyendo la velocidad de elución de solución acuosa; sin embargo, **esto** no influye en la efectividad de remoción de plomo. Aguilar, et al., (2009)

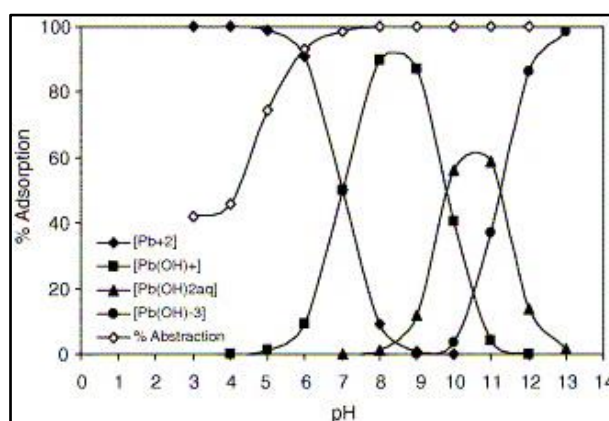


Figura 10: Adsorción de las especies de plomo en función al pH

Fuente: Turan, Baris, & Yuksel, (2005)

En la figura 10 podemos observar que a pH bajos la especie predominante es Pb^{2+} . A valores de pH bajos la concentración de H_3O^+ es más alto con respecto a los de iones metálicos por lo tanto los iones hidronio ocupan primero los sitios activos, dejando iones metálicos libres en solución, cuando se incrementa el pH la concentración de iones H_3O^+ se reduce y los sitios activos en la superficie del adsorbente se convierten en formas disociadas y pueden intercambiar iones H_3O^+ con iones metálicos en solución según la figura 11.

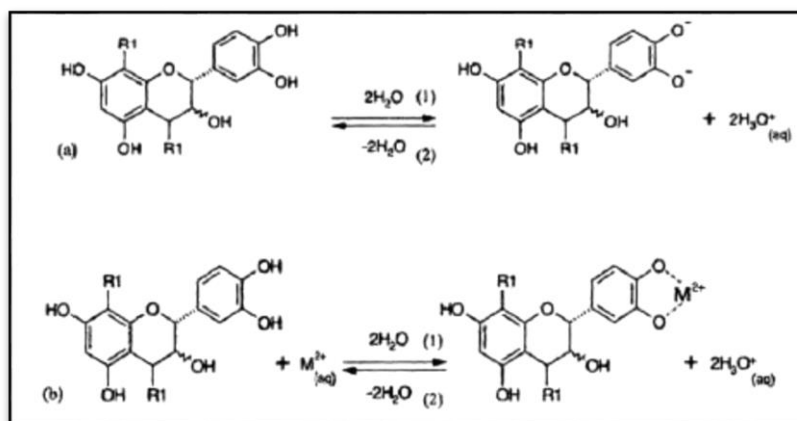


Figura 11: a) mecanismo de deprotonación, b) mecanismo de adsorción del metal

Fuente: Taty, et al, (2003)

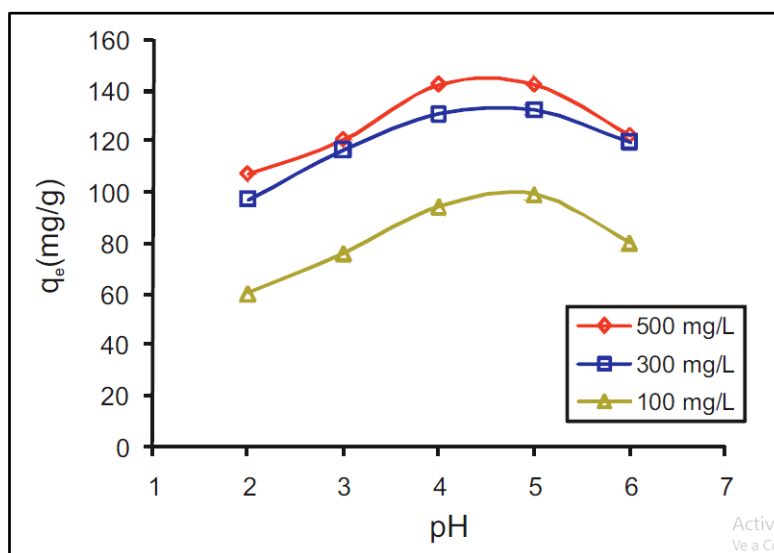


Figura 12: Efecto del pH en la remoción de plomo (II)

Fuente: Lavado, SunKou, & Bendezu, (2010)

Estudios realizados para remoción de plomo (II) en soluciones acuosas con carbón activado, encontrando que la remoción de plomo (II) depende en gran medida del pH de la solución, de la masa del adsorbente y de la concentración inicial del plomo, obtuvo la máxima capacidad de adsorción a un pH=4. Mendoza, (2012)

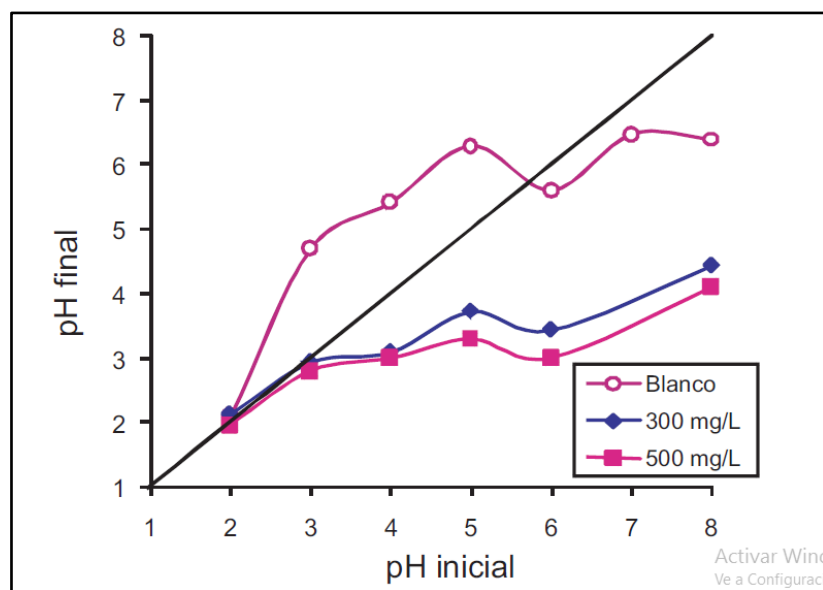


Figura 13: Efecto del pH, en la remoción de plomo (II)

Fuente: (Lavado, SunKou, & Bendezu, 2010)

Estudios realizados, para obtención de carbón activado empleándose como precursor astillas de eucalipto activado con H_3PO_4 , reportaron que la remoción del Plomo se incrementa con el aumento de pH obteniéndose máximas adsorciones a pH entre 4- 5, a pH mayores a 5 la adsorción decreció suavemente y a pH entre (5-7) el plomo empezó a precipitar como $Pb(OH)_2$. (Fig 09.). El mecanismo de adsorción de los iones metálicos sobre la superficie del metal lo determino graficando la variación del pH final (pH_f) vs pH inicial (pH_i) a diferentes concentraciones de plomo, observando que en la prueba en blanco el $pH_f > pH_i$; en un rango de (2-5), lo que indica que la reacción del agua con la superficie del carbón libera (OH), generándose la protonación de la superficie del carbón. En las curvas de adsorción (Fig. 10), se observa que a $pH_i > 5$ el pH_f es $< pH_i$ lo que implica que en la interface agua- superficie carbón activado se produce la liberación de protones, disminuyendo el pH final respecto al pH inicial en la solución quedando está cargada negativamente. Lavado, SunKou, & Bendezu, (2010)

2.1.5.6 REMOCION DE ARSENICO CON CARBON ACTIVADO:

El arsénico ha sido clasificando como uno de los elementos químicos tóxicos y carcinogénicos, por lo tanto, presenta un serio problema ambiental en varias regiones del país y del mundo. Las características se presentan en la (tabla 3). Se han descrito varios métodos para la remoción de arsénico, pero estos tratamientos convencionales emplean materiales no renovables y los residuos formados no son biodegradables. Glibota, (2005)

El Centro internacional de investigaciones sobre el Cáncer lo ha clasificado como carcinógeno para los seres humanos. La OMS establece un límite de 0.01 mg/L en agua potable. En las aguas naturales el arsénico *se* presenta en varios estados de oxidación como semi-metélico, As^0 o en forma de iones como arsenato As^{+5} , arsenito As^{+3} , y arsina As^{-3} . La toxicidad del arsénico *se* incrementa considerablemente con la reducción de su estado de oxidación de As (V) a As(III).

Tabla 3: Propiedades físico químicas

Compuesto	Formula	Punto de fusión (°C)	Punto de ebullición (°C)	Densidad (g/cm ³)	Solubilidad en el agua (g/l)
Arsénico	As	613	-	5,73 a 14°C	insoluble
Trióxido de arsénico	As ₂ O ₃	312 3	465	3,74	37 a 20°C
Pentóxido de arsénico	As ₂ O ₅	315	-	4,32	1500 a 16°C
Sulfuro de arsénico	As ₂ S ₃	300	707	3,43	5x10 ⁻⁴
Ácido dimetilarsénico	(CH ₃) ₂ AsO(OH)	200	-	-	829 a 22°C
Arsenato de plomo	PbHAsO ₄	720	-	5,79	Poco soluble
Arsenato de potasio	KH ₂ AsO ₄	288	-	2,87	190 a 16°C
Arsenito de potasio	KAsO ₂ HAsO ₂	-	-	-	soluble

Fuente. Glibota, (2005)

Pruebas realizadas de carbón activado impregnado con óxido de hierro para la adsorción del arsénico de aguas contaminadas, indican que el arsénico en forma de ion es absorbido en el interior del carbón activado atraído por fuerzas quelantes de un óxido metálico incluido en el interior de los poros por impregnación, donde el proceso de interacción óxido de hierro arsénico se realizan en el interior de la matriz. Glibota, (2005)

Las especies de As (V) se remueven fácilmente mediante adsorción que las especies de As(III). Por lo que es necesaria un proceso de pre oxidación antes de la aplicación de cualquier tratamiento para mejorar la eficiencia del mismo. La presencia de Fe(III) en el agua a tratar fomenta la formación de complejos de Fe-As que pueden ser adsorbidas en la superficie de minerales que contienen óxidos de manganeso.

2.1.5.7 FACTORES QUE INFLUYEN EN LA REMOCION DE ARSENICO:

El mayor porcentaje de remoción y capacidad de biosorción se detectó a pH 5, seguido por pH 7. Esto se debe por un lado a la disminución de la cantidad de iones H_3O^+ y por otro lado al cambio en la concentración de las formas iónicas de arsenito y arsenato que se caracteriza por las constantes de equilibrio correspondiente para cada uno de los compuestos Fig 12. Por lo tanto, el pH óptimo para llevar a cabo el proceso de biosorción de As (III) y As (V) es de 5. Ilina, et al., (2009)

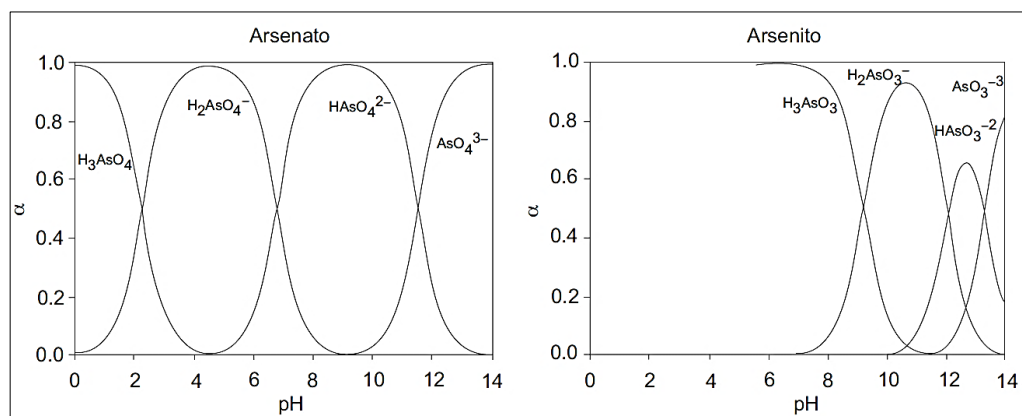


Figura 14: Las especies de As y su distribución en el agua a una concentración total de 105 mol/L de As.

Fuente: Ilina, et al., (2009)

Efecto de la temperatura: La evaluación del efecto de la temperatura sobre la retención de arsenato y arsenito. Se observó que al aumentar la temperatura de 20 a 25 °C los coeficientes de retención se incrementaron, sin embargo, al aumentar la temperatura hasta 45 °C la capacidad de retención disminuyó. Estos resultados demuestran que el proceso de biosorción depende fuertemente de la temperatura. Por un lado, esto está relacionado con que los procesos de biosorción son reversibles y que el incremento de la temperatura aumenta el movimiento cinético de los iones y cambia las estructuras de los sitios activos de los biosorbentes lo que conduce a una disminución de la biosorción. Ilina, et al., (2009)

2.1.5.8 CAPACIDAD Y CINÉTICA DE ADSORCIÓN:

La evaluación de la capacidad y cinética de adsorción de arsénico, en sistemas en lote, utilizando diferentes carbones activados modificados, variando el pH (6,7,8) y temperatura (25°C y 35°C, con nanopartículas de hidróxido de hierro para remover As(V) presente en agua a bajas concentraciones. Evaluó el efecto de competencia de aniones

sobre la capacidad de adsorción de As(V). Observándose un efecto no considerable de la temperatura sobre la capacidad de adsorción, pero si un efecto del pH ya que al incrementarse este de 6 a 8 la capacidad de adsorción disminuyo un 32%. Asimismo, observo que la capacidad de adsorción disminuyo cuando se utilizó agua de pozo debido a efectos de competencia de aniones tales como fluoruros, nitritos, sulfatos y fosfatos presentes en el agua, siendo el SO_4^{2-} el que presento el mayor impacto negativo sobre la capacidad de adsorción de As(V). Los resultados mostraron que el carbón activado modificado con nanoparticulas de hidróxidos de hierro posee una cinética de adsorción más rápida que otros carbones utilizados. Glibota, (2005)

La eficiencia de adsorción se elevó cuando la solubilidad del contaminante disminuyo, esto se ve claramente cuando se produjo la oxidación del arsénico previa a la filtración. El floculo es retenido en el filtro. La posibilidad de juntar esto dos procesos para favorecer la remediación del arsénico en uno solo, en el cual (el arsénico en forma de ion es absorbido en el interior del carbón activado atraído por fuerzas quelantes, de un oxido metálico incluido en el interior de los poros por impregnación; donde el proceso de interacción óxido de hierro _arsénico se realizaría en el interior de la matriz. La posibilidad de impregnar el carbón activado con óxido de hierro, posibilitaría la realización de los dos procesos físicos al mismo tiempo adsorción y filtración, con la consiguiente simplificación de equipos. Glibota, (2005)

2.3 MARCO CONCEPTUAL

- **Semillas de eucalipto:** forman parte del árbol de eucalipto, se encuentran en el interior de la flor de este al madurar. Estas semillas contienen un alto contenido de hemicelulosa y lignina, del cual se puede obtener carbón activado para tratar

aguas contaminadas con metales pesados, colorantes y compuestos fenólicos.

Mojica, et al., (2012)

- **Carbón activado:** El carbón activado es un adsorbente preparado a partir de materiales carbonosos que se caracteriza por poseer una alta superficie interna, variedad de grupos funcionales y una buena distribución de poros. Bastidas, et al., (2010)
- **Adsorción:** La adsorción es un fenómeno superficial donde los componentes de un gas o líquido son concentrados en la superficie de una partícula sólida o en la interface de un líquido Doran, (1995) fijación de moléculas en la superficie es debido a la presencia de fuerzas de atracción intermoleculares en sitios específicos denominados centros activos. El proceso contrario se denomina desorción. Gomez, Klose, & Rincon, (2010). La sustancia que se concentra en la superficie se define como el *adsorbato* y el material sobre el cual este se acumula se define como el *adsorbente*. Hinnes & Maddox, (1987).
- **Isoterma y cinética de adsorción:** La isoterma de adsorción es la relación de equilibrio entre la concentración en la fase fluida y la concentración en las partículas de adsorbente a una temperatura determinada (McCabe *et al.*, 1998). La cinética de adsorción describe la velocidad de adsorción y controla el tiempo de residencia del adsorbato adsorbido en la interface sólido-solución (Demirbas *et al.*, 2004).
- **Metales pesados:** El término de “metal pesado” se refiere a aquellos metales de la tabla periódica cuyo peso específico es superior a 5 g/cm^3 o que tienen un peso atómico por encima de 20, excluyendo generalmente a los metales alcalinos y elementos alcalinotérreos. El término resulta algo impreciso si se tiene en cuenta las propiedades físico-químicas de los elementos, especialmente las propiedades

iónicas que define la capacidad de complejación y las propiedades biológicas. En cualquier caso, parece que el término “metal pesado” puede ser utilizado de una forma globalizadora para referirse a aquellos metales clasificado como contaminantes ambientales. Diez F. , (2008)

III. MATERIALES Y METODOS

3.1 MATERIALES, EQUIPOS Y REACTIVOS

3.1.1 MATERIALES

- Martillos
- Balanza
- Vasos de precipitados: 100, 250 y 500 ml
- Matraces Erlenmeyer: 25, 50, 100 y 500 ml
- Embudo de vidrio
- Probeta: 10 ml
- Pipetas: 1, 2, 5, 10, 25 y 50 mL
- Crisoles
- Espátula
- Piseta
- Mortero de porcelana.
- Varillas de vidrio.
- Pinzas
- Papel filtro Whatman N° 42.
- Desecador.
- Frasco lavador

3.1.2 EQUIPOS

- Balanza analítica SARTORIUS BP 301S
- Secador de bandejas por convección forzada
- Juego de tamices *USA Standard Sieve Series* (Escala Tyler).
- Estufa eléctrica BARNSTEAD THERMOLYNE
- Molino de discos
- Agitador magnético STIRRER TYPE OP-9/2/3
- Potenciómetro HANNA HI 98183.
- Espectrofotómetro UV/Visible modelo UNICO QS-2802.
- Equipo de absorción atómica

3.1.3 REACTIVOS:

- Semillas de eucalipto (*Eucalyptus globulus*)
- Ácido fosfórico (H_3PO_4)
- Cloruro férrico (Cl_3Fe)
- Agua desionizada.

3.2 METODOLOGIA

3.2.1 TRATAMIENTO DE LA MATERIA PRIMA

La semilla de eucalipto fue recolectada de árboles en maduración para tener la mayor cantidad de semillas en los conos ya que al ser recolectadas del suelo se tendría una menor cantidad de semillas, luego fue secado en un equipo secador de bandejas por convección forzada durante 14 horas y 30min para obtener un contenido de humedad relativamente bajo. El proceso de molienda se realizó en un

molino de discos manual para obtener partículas con tamaños entre 1.70 a 0.425 mm. Donde se utilizó un equipo de tamiz como se describe en los equipos a utilizar.

3.2.2 CARACTERIZACION DE LA MATERIA PRIMA

a. HUMEDAD

Se pesó aproximadamente 2100 g de muestra fresca. La muestra se introdujo en una estufa eléctrica a 105°C durante 4 horas. Pasado este tiempo se retiró la muestra del secador, se dejó enfriar en un desecador y se pesó nuevamente. Esto se repetirá hasta un peso constante Correa & Velasquez, (2009)

$$\% Humedad = \frac{Pérdida de peso (g)}{Peso de muestra (g)} \times 100$$

b. CENIZA/MATERIAL VOLATIL:

Aproximadamente 2 g muestra seca se pesó en un crisol previamente pesado. La muestra se calcino inicialmente a 300°C por una hora y por más de dos horas a 800°C. Después de la calcinación, el crisol se enfría y pesa (Correa y Velásquez, 2009). Los contenidos de ceniza y materia volátil serán calculados usando las ecuaciones Ekpete & Horsfall, (2011)

$$\% Ceniza = \frac{Peso de ceniza (g)}{Peso de muestra seca(g)} \times 100$$

$$\% Materia volátil = \frac{Peso de los componentes volátiles (g)}{Peso de muestra seca(g)} \times 100$$

c. CARBONO FIJO:

Se empleó el método estándar para la determinación de ceniza ASTM D-1762. Se determinó al restarse de 100 la suma de los porcentajes de materia volátil y cenizas.

$$\% \text{ Carbono} = 100 - \% \text{ Materia volátil} - \% \text{ Ceniza}$$

d. DENSIDAD APARENTE

Se llenó una probeta de 100 ml con la muestra; golpear suavemente la base hasta que el volumen no varíe. Leer el volumen ocupado por la muestra y pesar la cantidad de muestra. La densidad fue determinada mediante la ecuación. Al-Qodah & Shawabkah, (2009)

$$\text{Densidad aparente} = \frac{\text{Peso de la muestra (g)}}{\text{Volumen de la muestra (cm}^3\text{)}}$$

3.2.3 ELABORACION DE CARBON ACTIVADO

La semilla de eucalipto será secado, molido y cribado obteniéndose fragmentos con un tamaño entre 1.70 a 0.425 mm, utilizando tamices USA Standard sieve Series N° 12 a 35 (Escala Tyler).

El proceso de obtención de carbón activado se realizó con dos agentes activantes diferentes (Ácido fosfórico y Cloruro férrico), dado que la naturaleza de los contaminantes es diferente (Plomo y Arsénico). El material una vez impregnado con el agente activante se secó en la estufa y se colocó en mufla a las temperaturas de 400, 500 y 600 °C por un tiempo de 1 hora, enfriándose en desecador para su pesado y almacenado posterior.

3.2.4 OBTENCION DE CARBON ACTIVADO PARA LA REMOCION DE PLOMO:

a SELECCIÓN DEL AGENTE ACTIVANTE:

El agente activante para la obtención de carbón activado fue el H_3PO_4 , se seleccionó de acuerdo al diagrama de Distribución de especies de plomo en función al pH, Figura (08) y el grado de disociación del H_3PO_4 en función al pH de la solución. Dado que los mecanismos de remoción de un contaminante. (solute) por un sólido (adsorbente) se determinan por las interacciones intermoleculares que existen entre el soluto y la superficie del adsorbente.

b PROCESO DE ACTIVACION CON H_3PO_4 :

El precursor limpio, se pesó y se impregno con H_3PO_4 al 85% en la relación gramos de agente activante/gramos de precursor (0,20; 0,60; 1,00), una vez mezclado se agregó 100mL de agua des ionizada dejándose en contacto por un tiempo de 24 horas, se secó en estufa por 3 horas a $110^\circ C$. Luego se calcino en mufla a las temperaturas de 300; 400; 500; 600 y $700^\circ C$ por un tiempo de 1 hora, se enfrió en desecador, se lavó con agua hasta un pH próximo a 5 y se secó en estufa a $110^\circ C$ por tres horas. Seguidamente se llevó a un proceso de molienda hasta un grano de malla # 80, se almaceno en frasco de plástico, quedando listo para ser utilizado como adsorbente en la remoción de plomo en soluciones acuosas. Los carbones activados se designaron de la siguiente manera (X P T). (Barreto, 2013)

X= Precursor semillas de eucalipto

P= Agente activante, H_3PO_4 , (P1= 0,20); (P;=0,60);(P;= 1.00).

T: Temperatura de activación ($T_1 = 300$; $T_2 = 400$; $T_3=500$; $T_4= 600$; $T_5= 700$)

3.2.5 OBTENCION DE CARBON ACTIVADO PARA REMOCION DE ARSENICO

a SELECCIÓN DEL AGENTE ACTIVANTE

El agente activante para la obtención de carbón activado fue el FeCl_3 , se escogió en función al diagrama pH-pE. Herramienta que nos permitió ver la movilidad del arsénico y el Hierro en soluciones acuosas donde se observa las condiciones pH-pE , que se deben mantener para Lograr mayor eficiencia en la remoción como adsorbente se utilizó el Fe(II), compuesto que tiene afinidad química por el arsénico en sus formas hidrolizadas, que propicia las interacciones electrostáticas con el arsénico. (Barreto, 2013)

b PROCESO DE ACTIVACION CON FeCl_3

El precursor limpio, se pesó y se impregno con FeCl_3 al 85% en la relación gramos de agente activante/gramos de precursor (0,10; 0,20; 0,30), una vez mezclado se agregó 100mL de agua des ionizada dejándose en contacto por un tiempo de 24 horas, se secó en estufa por 3 horas a 110°C . Luego se calcino en mufla a las temperaturas de 400; 500 y 600°C por un tiempo de 1 hora, se enfrió en desecador, se lavó con agua hasta un pH próximo a 5 y se secó en estufa a 110°C por tres horas. Seguidamente se llevó a un proceso de molienda hasta un grano de malla # 80, se almaceno en frasco de plástico, quedando listo para ser utilizado como adsorbente en la remoción de plomo en soluciones acuosas. Los carbones activados se designaron de la siguiente manera (X P T). (Barreto, 2013)

- X= Precursor semillas de eucalipto
- P= Agente activante, FeCl_3 , ($F_1= 0,10$); ($F_2=0,20$); ($F_3= 0,30$).
- T: Temperatura de activación ($T_1 = 400$; $T_2 = 500$; $T_3=600$)

3.2.6 CARACTERISTICAS ACIDO – BASICAS DE LOS CARBONES ACTIVADOS

Para determinar el carácter acido-base superficial y el punto de carga cero de los carbones activados, se empleó el método de titulación acido-base de (Bohem).

3.2.7 DETERMINACION DEL PUNTO DE CARGA CERO DE LOS CARBONES ACTIVADOS

El punto de carga cero del carbón se determinó por un proceso muy similar al reportado por (Leyva Ramos). En un vaso de precipitado se añadieron 0,50g de carbón activado preparado, (molida finalmente en un mortero), se agregaron 100 ml de una solución 0,01M (KCl- 0,004M de KOH), se mantuvo en agitación continua durante 48 horas, seguidamente se tomó una alícuota de 10 mL y se tituló con HCl 0,10 M, adicionándole pequeñas alícuotas de HCl, registrándose el volumen agregado y el pH de la solución después de cada adición. Asimismo, se realizó la titulación del blanco, bajo las mismas condiciones, pero sin el carbón activado. El punto de carga cero del Carbón se determinó graficando el pH de la solución vs el volumen del titulante gastado en la titulación de la solución con carbón activado y sin carbón activado. El pH donde estas dos curvas se interceptan corresponde al punto de carga cero del carbón activado preparado.

3.2.8 DETERMINACION DE LOS GRUPOS ACIDOS Y BASICOS SUPERFICIALES DE LOS CARBONES PREPARADOS

Los grupos ácidos y básicos del carbón activado se determinaron por el método de titulación ácido base propuesto por Boehm, neutralizándose los sitios ácidos con una solución 0,10M de NaOH y los sitios básicos con una solución 0,10M de HCl. (En un matraz de 250 mL se colocó 50 ml de solución neutralizante 0,10M y un gramo de carbón activado, el matraz se sumergió en un baño de temperatura constante a 20°C se dejó por 5 días, una vez transcurrido el tiempo se tomó una alícuota de 10 mL y se tituló con solución 0,10M de NaOH o HCl según corresponda. Determinándose en cada caso los meq ácidos o básicos /gramo de carbón activado de la siguiente forma:

$$\text{meq adsorbidos por sitios ácidos o básicos} = (\text{meq agregados} - \text{meq quedan})$$

3.2.9 RENDIMIENTO DE CARBON ACTIVADO OBTENIDO

Se determinó por diferencia de peso entre el precursor y el carbón obtenido después del proceso de carbonización.

$$\%R = \frac{W_e - W_s}{W_e} \times 100$$

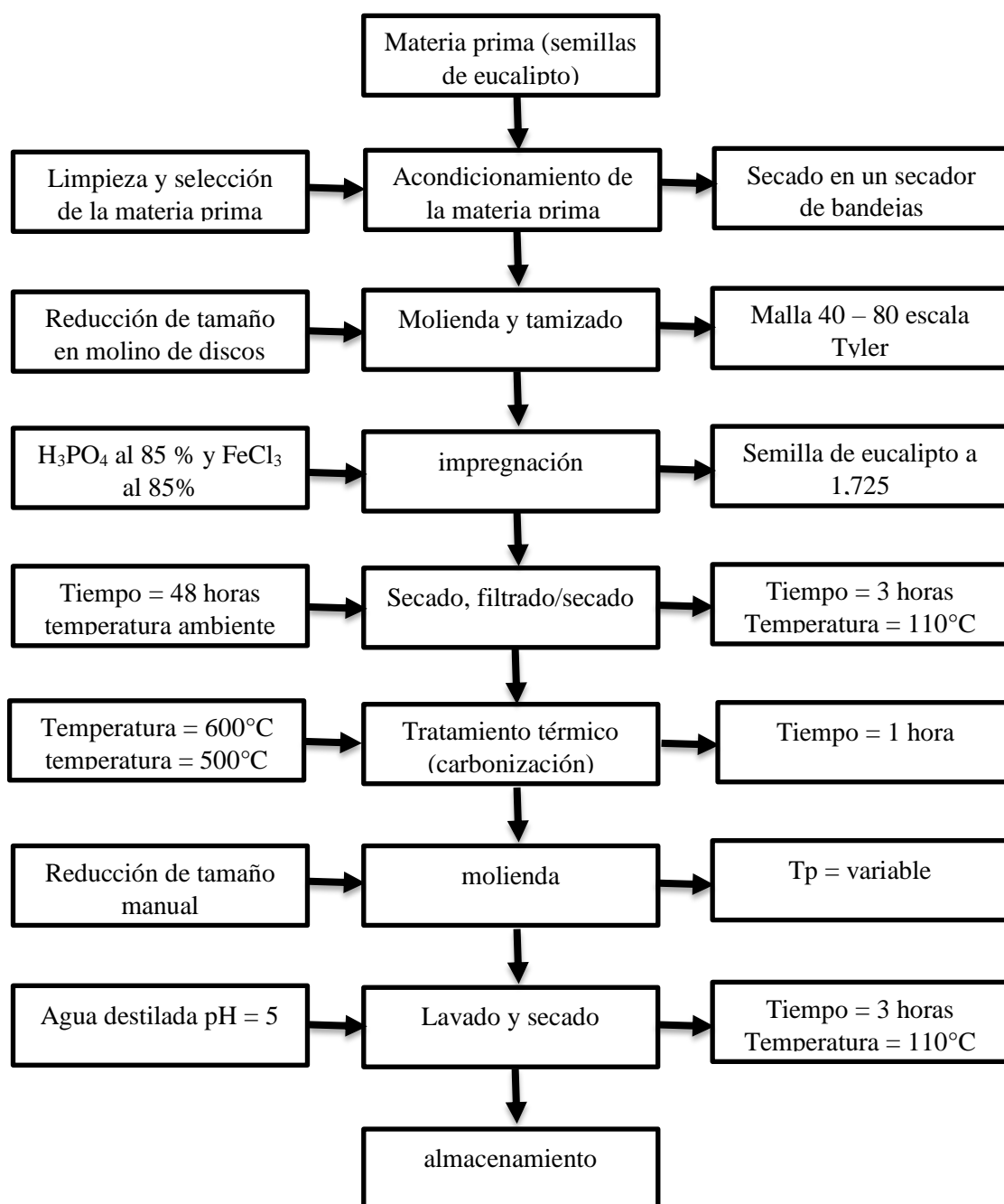
Donde:

W_e = peso del precursor antes de la carbonización

W_s = peso del carbón obtenido

$\%R$ = porcentaje de rendimiento

DIAGRAMA DE FLUJO DE LA ELABORACION DE CARBON ACTIVADO



Fuente: elaboración propia

3.2.10 CAPACIDAD DE REMOCION DE PLOMO DEL CARBON ACTIVADO CON H₃PO₄

a DETERMINACION DEL Pb EN EL PROCESO DE ADSORCION DEL PLOMO

El pH se determinó en función al diagrama de distribución de especies de plomo en función al pH, Figura (10); el grado de disociación del H₃PO₄ en función al pH de la solución.

b CAPACIDAD DE REMOCION DEL CARBON ACTIVADO CON H₃PO₄

Proceso de adsorción:

Los ensayos de adsorción de plomo se realizó en un sistema Bach en cada caso se utilizó 2 g de carbón activado y se puso en contacto con 500 mL de solución acuosa obtenido de la bahía del lago Titicaca a temperatura ambiente (15°C) , ajustándose la solución a un pH = 5 seguidamente se colocó en un agitador múltiple a 300 rpm por un tiempo de dos horas, finalizada la etapa de adsorción las fases fueron separadas por filtración evaluándose las concentraciones de plomo en las soluciones remanentes por adsorción atómica en un equipo Perkin Elmer AAS_0243100. Mohan, et al. (2001)

Para determinar la capacidad de remoción se utilizó la siguiente ecuación:

$$q_c = \frac{(C_o - C_f)}{M} x V$$

DONDE:

q_c : Capacidad de adsorción en mg de Pb / g de carbón activado

C_o : Concentración inicial en mg /L

C_f : Concentración final en mg / L

V : Volumen de la muestra

Para determinar el porcentaje de remoción se usará la siguiente fórmula:

$$\text{Remoción} = \frac{(C_0 - C_f)}{M} \times 100$$

3.2.11 CAPACIDAD DE REMOCION DEL ARSENICO CON CARBON ACTIVADO CON CLORURO FERRICO

a DETERMINACION DEL PH EN EL PROCESO DE ADSORCION

El pH se determinó según el diagrama pH-pE.

b CAPACIDAD DE REMOCION DEL CARBON ACTIVADO CON FeCl₃

Proceso de adsorción:

Los ensayos de adsorción de arsénico se realizó en un sistema Bach en cada caso se utilizó 2 g de carbón activado y se puso en contacto con 500 mL de solución acuosa con arsénico As(V) a temperatura ambiente (20°C) , ajustándose la solución a un pH = 5.00, seguidamente se colocó en un agitador múltiple a 300 rpm por un tiempo de dos horas, finalizada la etapa de adsorción las fases fueron separadas por filtración evaluándose las concentraciones de arsénico en las soluciones remanentes se determinaron por espectrofotometría.

Para determinar la capacidad de adsorción se utilizó la siguiente ecuación:

$$q_c = \frac{(C_0 - C_f)}{M} \times V$$

DONDE:

q_c : Capacidad de adsorción en mg de As / g de carbón activado

C_0 : Concentración inicial en mg /L

C_f : Concentración final en mg / L

V : Volumen de la muestra (L)

M : Masa de material adsorbente utilizado (g)

Para determinar el porcentaje de remoción se usará la siguiente formula:

$$Remosion = \frac{(C_o - C_f)}{M} \times 100$$

3.2.12 AJUSTE A UN MODELO DE EQUILIBRIO

Los resultados experimentales de equilibrio fueron evaluados según los modelos isotérmicos de la tabla 4.

Tabla 4: Isotermas de adsorción

Isoterma	Ecuación matemática	Forma linealizada
Langmuir	$q_e = \frac{bQ_m C_e}{1 + bC_e}$	$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{b Q_m} \frac{1}{C_e} + \frac{1}{Q_m}$
Freundlich	$q_e = K_f C_e^{\frac{1}{n}}$	$\log q_e = \frac{1}{n} \log C_e + \log K_f$

Donde:

q_e : Cantidad adsorbida en el equilibrio (mg/g).

C_e : Concentración de equilibrio del adsorbato (mg/L).

Q_m : Cantidad máxima adsorbida correspondiente a una monocapa (mg/g).

K_f : Constante de Freundlich se relaciona con la capacidad de adsorción.

b : Constante de Langmuir relacionado con la energía de adsorción (L/mg)

n : Intensidad de adsorción.

3.2.13 CINETICA DE ADSORCION

La cinética de adsorción se realizó colocando 50 mL de solución de $Pb(II)$ 20 mg/L en matraces Erlenmeyer, luego se ajustó el pH (6.0) con soluciones de HCl o $NaOH$ 0.1 M y añadió 25 mg de carbón activado. Se les agitó para un rango de tiempo de 5 a 120 minutos. Tras el tiempo agitado el contenido del matraz fue filtrado con papel filtro Whatman N° 42 y analizó la concentración del metal. La cantidad de metal pesado adsorbido se calculó con la siguiente ecuación matemática.

$$q_c = \frac{(C_o - C_f)}{M} \times V$$

DONDE:

q_c : Capacidad de adsorción en mg de As / g de carbón activado

C_o : Concentración inicial en mg /L

C_f : Concentración final en mg / L

V : Volumen de la muestra (L)

3.2.14 MODELOS DE CINETICA DE ADSORCION

La ecuación de pseudo primer orden

La ecuación de pseudo primer orden generalmente está expresado como:

Lagergren, (1988):

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t)$$

Donde:

q_e y q_t : Capacidad de adsorción en equilibrio y en el tiempo t , respectivamente (mg/g),

k_1 : Constante de velocidad de adsorción de pseudo primer orden (L/min).

Después de la integración y aplicando las condiciones de contorno: $t = 0$ a $q_t = 0$ y $t = t$ a $q_t = q_t$, la forma integrada de la ecuación 2-6 se convierte:

$$q_t = q_e(1 + e^{-k_1 t})$$

La ecuación de pseudo segundo orden:

La ecuación de pseudo segundo orden es expresada como Ho, et al, (2000)

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2$$

Donde:

q_e y q_t : Capacidad de adsorción en equilibrio en el tiempo t , respectivamente (mg/g),

k_2 : Constante de velocidad de adsorción de pseudo segundo orden (g/mg.min).

Para las condiciones de contorno: $t = 0$ a $q_t = 0$ y $t = t$ a $q_t = q_t$, la forma integrada de la ecuación 2-8 se convierte:

$$q_t = \frac{t}{\frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}}$$

La ecuación puede arreglarse a:

$$q_t = \frac{t}{\frac{1}{h} + \frac{t}{q_e}}$$

h : Velocidad inicial de adsorción (mg/g.min).

La ecuación de Elovich:

La ecuación de Elovich generalmente es expresado como Chien & Clayton, (1980)

$$\frac{dq_t}{dt} = \alpha e^{-\beta q_t}$$

Donde:

q_t : Capacidad de adsorción en el tiempo t (mg/g),

α : Velocidad inicial de adsorción (mg/g.min) y

β : Constante de desorción durante varios experimentos (g/mg).

Chien y Clayton en 1980, simplificaron la ecuación Elovich asumiendo $\alpha\beta t \gg t$ y aplicando las condiciones: $t = 0$ a $q_t = 0$ y $t = t$ a $q_t = q_t$, la ecuación 2-11 se convierte:

$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(t) + \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta)$$

Modelo de difusión intrapartícula

El modelo de difusión intrapartícula es expresado como Weber & Morris, (1963)

$$R = k_{id}(t)^a$$

Donde:

R : Porcentaje adsorbido del ión metálico,

t : Tiempo de contacto (h),

a : Descriptor del mecanismo de adsorción y

k_{id} : Constante de velocidad de difusión intrapartícula (h^{-1}).

La forma linealizada de la ecuación anterior es la siguiente:

$$\log R = a \log(t) + \log k_{id}$$

Modelo reversible de primer orden

El modelo reversible de primer orden es expresado como Vinod & Anirudhan, (2001)

$$\ln(1 - \theta) = -K_e t$$

Donde:

θ : Fracción de la capacidad de adsorción ($Y/Y_{máx}$) en un tiempo t ,

K_e : Constante cinética global de equilibrio (min^{-1}) y

t : Tiempo de contacto (min).

3.2.15 AJUSTE A UN MODELO CINÉTICO

Los resultados experimentales de la cinética de adsorción fueron evaluados según los modelos cinéticos de la tabla.

Tabla 5: Modelos cinéticos de adsorción

Modelo cinético	Ecuación matemática	Forma linealizada
Pseudo primer orden	$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t})$	-
Pseudo segundo orden	$q_t = \frac{t}{\frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}}$	$\frac{1}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} \frac{1}{t} + \frac{1}{q_e}$
Elovich	$q_t = \frac{1}{\beta} \ln t + \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta)$	$q_t = \frac{1}{\beta} \ln t + \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta)$
Difusión intrapartícula	$R = k_{id}(t)^a$	$\log R = a \log t + \log k_{id}$
Reversible de primer orden	$\ln(1 - \theta) = -K_e t$	$\ln(1 - \theta) = -K_e t$

Donde:

q_t : Capacidad de adsorción en el tiempo t (mg/g).

q_e : capacidad de adsorción en el equilibrio (mg/g).

t : Tiempo (min).

k_1 : Constante cinética de pseudo primer orden (L/min).

k_2 : Constante cinética de pseudo segundo orden (g/mg.min).

α : Velocidad inicial de adsorción (mg/g.min).

β : Relacionado con la energía de activación por quimiadsorción (g/mg).

k_{id} : Constante de velocidad de difusión intrapartícula (h^{-1}).

a : Descriptor del mecanismo de adsorción.

R : Porcentaje adsorbido del ión metálico (%).

θ : Fracción de la capacidad de adsorción ($Y/Y_{m\acute{a}x}$) a un tiempo t .

K_e : Constante cinética global de equilibrio (min^{-1}).

3.2.16 DISEÑO EXPERIMENTAL:**ANALISIS DE VARIANZA: diseño completamente al azar y ANOVA.**

Se utilizan para comparar dos o más tratamientos, dado que sólo consideran dos fuentes de variabilidad: los tratamientos y el error aleatorio. Este diseño se llama completamente al azar porque todas las corridas experimentales se realizan en orden aleatorio completo. De esta manera, si durante el estudio se hacen en total N pruebas, éstas se corren al azar, de manera que los posibles efectos ambientales y temporales se vayan repartiendo equitativamente entre los tratamientos.

Tabla 6: Diseño completamente al azar.

Tratamientos				
T ₁	T ₂	T ₃	...	T _k
Y ₁₁	Y ₂₁	Y ₃₁	...	Y _{k1}
Y ₁₂	Y ₂₂	Y ₃₂	...	Y _{k2}
Y ₁₃	Y ₂₃	Y ₃₃	...	Y _{k3}
Y _{1n₁}	Y _{2n₂}	Y _{3n₃}	...	Y _{kn_k}

La primera interrogante a despejar es si existen diferencias entre la concentración inicial y final de metales pesados (Pb y As) antes y después del tratamiento con carbón activo. A continuación, veremos la teoría general del diseño y análisis de este tipo de experimentos, de diseño completamente al azar (DCA).

Se supone que se tienen k muestras para el tratamiento o adsorción de Pb (II) y As (V), independientes y con medias desconocidas $\mu_1, \mu_2, \dots, \mu_k$, así como varianzas también desconocidas pero que se suponen iguales $\sigma_1^2 = \sigma_2^2 = \dots = \sigma_k^2 = \sigma^2$. Las muestras pueden ser k, métodos de producción, k tratamientos, k grupos, etc., y sus medias se refieren o son medidas en términos de la variable de respuesta.

3.2.17 ASPECTOS GENERALES DEL AGUA DE LA BAHIA DEL LAGO

TITICACA:

A. UBICACIÓN GEOGRAFICA:

El Lago Titicaca se encuentra en la zona altiplánica entre Perú y Bolivia, a una altitud de 3,810 msnm, con un área total de 8,167 km². Se consideran tres zonas: el lago grande con 6,311 km² y una profundidad máxima de 281 m, el lago pequeño con 1,292 km² y una profundidad máxima de 45 m y la bahía de Puno con 564 km² y una profundidad máxima de 30 m.

La fisiografía es muy variada, está formada por una parte acuática y otra continental. La acuática está constituida por el espejo de agua, con zonas pelágicas, sublitorales y litorales; la continental está formada por las islas, penínsulas y playas o terrenos circundantes.

El área de la cuenca del lago Titicaca mide 57,708 km² de los cuales 8,167 km² pertenecen al lago, con una amplitud máxima de 125 km y una extensión de 400 km, tiene cinco tributarios principales: ríos Ramis, Huancané, Coata, Ilave y Suches. Cabe anotar que tiene un efluente el río Desaguadero.

En la cuenca del Lago Titicaca, se han identificado como fuentes de contaminación al vertimiento de aguas residuales sin tratamiento adecuado, disposición de residuos sólidos y vertimientos de la actividad minera.



Figura 15 : Mapa batimétrico del lago Titicaca.

Fuente: Comisión Multisectorial para la Prevención y Recuperación Ambiental del Lago Titicaca y sus Afluentes, (2014)

B. SITIOS DE MUESTREO:

El muestreo de las aguas residuales fue realizado en la bahía del lago Titicaca: para la adsorción de plomo se tomó la muestra del puerto y para la remoción de arsénico se tomó la muestra cerca de la laguna de oxidación espinar de la ciudad de Puno. Geográficamente se halla ubicado en las siguientes coordenadas y altitud:

C. TOMA DE MUESTRA:

Siguiendo el protocolo de toma de muestras (muestreo simple), se colectó muestras de agua en cada punto seleccionado, en envases de polietileno de alta densidad

(500mL). Las muestras fueron tomadas de lugares más próximos a la ciudad de Puno de la Bahía del Lago Titicaca. Las muestras fueron almacenadas en los envases cerrados herméticamente, resguardados de la luz y evitando que la muestra se caliente, por lo que fueron refrigeradas hasta su transporte y entrega a los laboratorios. Cada muestra se rotuló con un código, el mismo que se registró en la cadena de custodia. Berg, Kibus, & Kautsky, (1995)

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 TRATAMIENTO DE LA MATERIA PRIMA

Se realizó la recolección de semillas de eucalipto de los arboles antes de que estov cayeran al suelo para el secado, luego se seleccionó entre semillas maduras y otras en proceso de maduración y luego ser caracterizadas.

4.2 CARACTERIZACION DE LAS SEMILLAS DE EUCALIPTO

4.1.1 ANALISIS DE MATERIA ORGANICA TOTAL

Las semillas de eucalipto tienen alto contenido de hemicelulosa y lignina, y se puede obtener carbón activado para tratar aguas contaminadas con metales pesados, colorantes y compuestos fenólicos. El análisis de materia orgánica se realizó por el método MTC E 118 – 2000 tal como se muestra en la tabla.

Tabla 7: Análisis de materia orgánica total

ANALISIS	RESULTADO (%)
Carbono (C)	49,744
Hidrogeno (H)	7,254
Oxigeno (O)	23,544
Nitrógeno (N)	1,328
Materia orgánica total	81,87

Fuente: Elaboración Propia

El resultado del análisis de las semillas de eucalipto muestra un contenido de carbono del 49,744%; hidrogeno 7,254%; oxigeno 23,544%; nitrógeno 1,328% y materia orgánica total 81,87%. Estos resultados fueron obtenidos en los Laboratorios De La Universidad Nacional De Ingenierías – Lima. Esto es comparado con los resultados obtenidos por Alami, (2010) en el hueso de aceituna que son contenido de carbono del 50,8%; hidrogeno 7,1%%; oxigeno 42,7%%; nitrógeno 0,48% y un bajo contenido de azufre de 0,04%; la diferencia entre ambas materias primas es notoria en el porcentaje de oxígeno y carbono. El mayor porcentaje de materia orgánica contenida en las semillas de eucalipto garantiza un alto contenido de hemicelulosa para la obtención de carbón activado y su posterior uso para la adsorción de metales pesados como son el plomo y arsénico (Pb y As).

4.1.2 % DE HUMEDAD

Tabla 8: Porcentaje de humedad de las semillas de eucalipto con respecto al tiempo de secado.

Peso de semillas de eucalipto (grandes) (g)	Peso de semillas de eucalipto pequeños) (g)	tiempo de secado (h)	% humedad	% humedad
2100	1120	0	–	–
2030	1040	60	3,333	7,143
1880	900	120	7,389	13,46 1
1780	820	180	5,319 1	8,889
1700	790	240	4,494	3,658
1620	720	300	4,705	8,861
1520	680	360	6,172	5,556
1440	640	420	5,263	5,882
1400	600	480	2,777	6,25
1320	580	540	5,714	3,333
1260	560	600	4,545	3,448
1160	540	660	7,936	3,571
1060	520	720	8,620	3,704
980	520	780	7,547	0
940	520	840	4,081	0
940	520	900	0	0
%humedad promedio			4,869	5,674

Fuente: Elaboración Propia

La humedad varía principalmente en las condiciones ambientales en el que encuentre la materia prima y/o lugar de almacenamiento. Como se observa en la tabla la humedad de la semilla varía entre 2,7 y 8,62 %. Esto es debido a la humedad existente en la ciudad de Puno.

4.1.3 CARACTERISTICAS DE LA MATERIA PRIMA

Tabla 9: Resumen del análisis próximo de las características de la materia prima

Humedad (%)	Ceniza (%)	Materia Volátil (%)	Carbono Fijo (%)	Densidad Aparente (g/cm³)
5,27123608	1,494	3,526	63,2473.4042	0,4387

Fuente: Elaboración Propia

El resultado del análisis de la semilla de eucalipto muestra un contenido de humedad 5,271%, ceniza 1,494%, material volátil 3,526% y carbono fijo 63,2442%. Estos resultados son comparables con los reportados por (Mojica, et al., 2012) quienes obtuvieron contenidos de humedad 13,56%, ceniza 3,40%, materia volátil 4,60% y carbono fijo 78,44% para la semilla de eucalipto y con Barreto, (2013) quien obtuvo un contenido de humedad de 7,8%; ceniza 1,42%; materia volátil 68,93% y carbono fijo 21,85% para el hueso de aceituna. La semilla de eucalipto presenta un bajo contenido de humedad lo cual indica que no absorbe gran cantidad de agua del medio ambiente. El bajo contenido de cenizas de las semillas de eucalipto garantiza poca reducción en la actividad total del carbón y confirma una baja presencia de material inorgánico. Se ha demostrado que la semilla de eucalipto presenta buenas propiedades para la activación para la adsorción de metales pesados como son el plomo y arsénico.

Para la producción de carbón activado se debe partir de una materia prima con propiedades bien definidas tales como abundancia, dureza, estructura inherente de los poros, alto contenido de carbono, bajo contenido de ceniza y alto rendimiento en masa durante el proceso de carbonización. (Bastidas, et al., 2010)

4.1.4 ELABORACION DE CARBON ACTIVADO

Para la elaboración de carbón activado se emplearon 160 g de semillas de eucalipto para la activación con H_3PO_4 y 120g para la activación de semillas con $FeCl_3$, donde se obtuvieron un total de 45,1g y 62,7g de carbón activado respectivamente con un pH después de 5 con ambos agentes de activación. El rendimiento porcentual se calculó empleando la siguiente ecuación (Delgadillo y Sun, 2009):

$$\%Rendimiento = \left(\frac{\text{Peso del producto final}}{\text{Peso del precursor}} \right) \times 100$$

En la tabla 10 se reporta el rendimiento en la elaboración de carbón activado de semillas de eucalipto.

Tabla 10: condiciones de operación para la elaboración de carbón activado para remoción de plomo.

Malla (Escala Tyler)	Tratamiento de activación H_3PO_4 %	Relación de impregnación (H_3PO_4 /semillas de eucalipto)	Condiciones de activación ($^{\circ}C/h$)
40 - 80	85	1.725	500/1

Fuente: Elaboración Propia

El agente activante para la adsorción de plomo se determinó en a la reacción que se da en el anión del ácido fosfórico y el plomo ($H_2PO_4^-$ y el Pb^{++}) a un determinado pH, ya que las especies de H_3PO_4 dependen del pH de la solución y al encontrarse estos iones incluidos en los poros del carbón permiten el proceso de interacción entre el ácido y el plomo haciendo posible la adsorción del plomo en estado acuoso a un determinado pH.

El rendimiento fue de 28,19% para el método de activación química con H_2PO_4 al 85%, el cual se compara con Mojica, et al., (2012) que obtubieron un rendimiento de 33% . esto se debe a la perdida por pirolisis del material precursor y permite concluir que presenta la formacion de una estructura porosa tipicos en carbones activados. La porosidad obtenida por activación química es generada por reacciones de deshidratación química, que tiene lugar a temperaturas bajas según Luna, et al., (2007)

Los rendimientos relativamente elevados se le atribuye a carbones con baja porosidad según Marsh & Rodrigues, (2006) ; por lo cual se puede afirmar que el carbon obtenido a partir de semillas de eucalipto por activacion con acido fosforico tiene una alta porosidad.

Tabla 11: Condiciones de operación para la elaboración de carbón activado para remoción de arsénico.

Malla (Escala Tyler)	Tratamiento de activación ($FeCl_3$ %)	Relación de impregnación ($FeCl_3$ /semillas de eucalipto)	Condicione s de activación ($^{\circ}C/h$)
40 – 100	85	1.725	400/ 1

Fuente: Elaboración Propia

El agente activante seleccionado para la obtención de carbón activado para la adsorción de arsénico fue cloruro férrico ya que el cloruro férrico al reaccionar con el ion As^{+5} forma un complejo esto facilita la remoción de arsénico en soluciones acuosas.

4.1.5 CARACTERISTICAS DEL CARBON ACTIVADO

Tabla 12: Análisis próximo del carbón activado con ácido fosfórico.

Humedad (%)	Ceniza (%)	Materia volátil (%)	Carbono fijo (%)	Densidad aparente (g/cm³)	pH
20	1,4	25,3	73,40	0.35	5.45

Fuente: Elaboración Propia

Tabla 13: Análisis próximo del carbón activado con cloruro férrico.

Humedad (%)	Ceniza (%)	Materia volátil (%)	Carbono fijo (%)	Densidad aparente (g/cm³)	pH
50	1,3	30,2	68,5	0.35	5.84

Fuente: Elaboración Propia

La humedad esta entre 20 y 50% con respecto al activante usado y *pH* 5.45 y 5, 84, son comparables por el reportado por (Lavado, SunKou, & Bendezu, 2010), para la síntesis de carbón activado elaborado a partir de semillas de eucalipto cuyo resultado de humedad varía entre 6,53 y 11,13%. Los contenidos de humedad se deben principalmente a las condiciones ambientales y de almacenamiento del carbón activado, pues ya que es un sólido poroso adsorbente retiene la humedad del aire.

Los resultados de ceniza fue 1,4% con ácido fosfórico y 1,3 % con cloruro férrico, dicho resultado es menor al reportado por Mojica, et al., (2012) para el carbón activado de semillas de eucalipto cuyo valor obtenido fue entre 3, 610 y 1,810% .este comportamiento es debido a los tratamientos termicos prolongados y a las altas temperaturas, enriquecen el contenido de ceniza con respecto al carbonizado. Las cenizas constituyen un residuo inorgánico, dicho valor indica la cantidad de minerales presentes en el carbón activado. El alto contenido de ceniza

en el carbón activado es indeseable porque disminuye la fuerza mecánica y la capacidad de adsorción Collin & Anuar, (2003)

El contenido de materia volátil fue 25,3 y 30,2% de acuerdo activante utilizado en el proceso de obtención de carbón, siendo similar por Wahi *et al.* (2009) para el carbón activado fabricado de racimos vacíos del fruto de la palmera aceitera que fue 23,70%; para Mojica, et al., (2012) fue de 13,16 y 12,21 % para el carbon activo obtenido de las semillas de eucalipto.

El contenido de carbono fijo fue 73,40 y 68,50%, este valor es similar al reportado por Mojica, et al., (2012) para el carbón activado de semillas de eucalipto que fue 72,10 y 79, 45%. El carbono fijo no es considerado como un indicador para apreciar su calidad como adsorbente.

La densidad de la materia prima fue de 0,438 g/cm³, y la densidad del carbón activo fue de 0,123 g/cm³ la que evidencia la formación de una estructura porosa originados en el proceso de activación química y carbonización.

4.3 ANALISIS DE VARIANZA

Muestra 1: Mat Prima

Muestra 2: Car Act AcFos

Muestra 3: Car Act ClorFer

Muestra 1: 3 valores en el rango de 3,526 a 63,2442

Muestra 2: 3 valores en el rango de 20,0 a 73,4

Muestra 3: 3 valores en el rango de 30,2 a 68,5

El procedimiento compara los datos en las características de la materia. Prima, con el carbón activado con ácido fosfórico y el otro carbón activado con cloruro férrico

Realizando las pruebas estadísticas y gráficas para comparar las muestras. La prueba-F en la tabla ANOVA se determina si hay diferencias significativas entre las medias.

Dispersión según Muestra

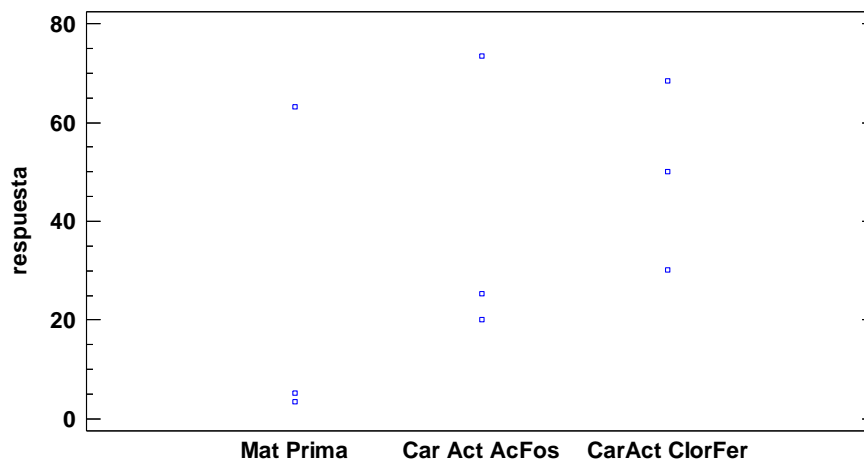
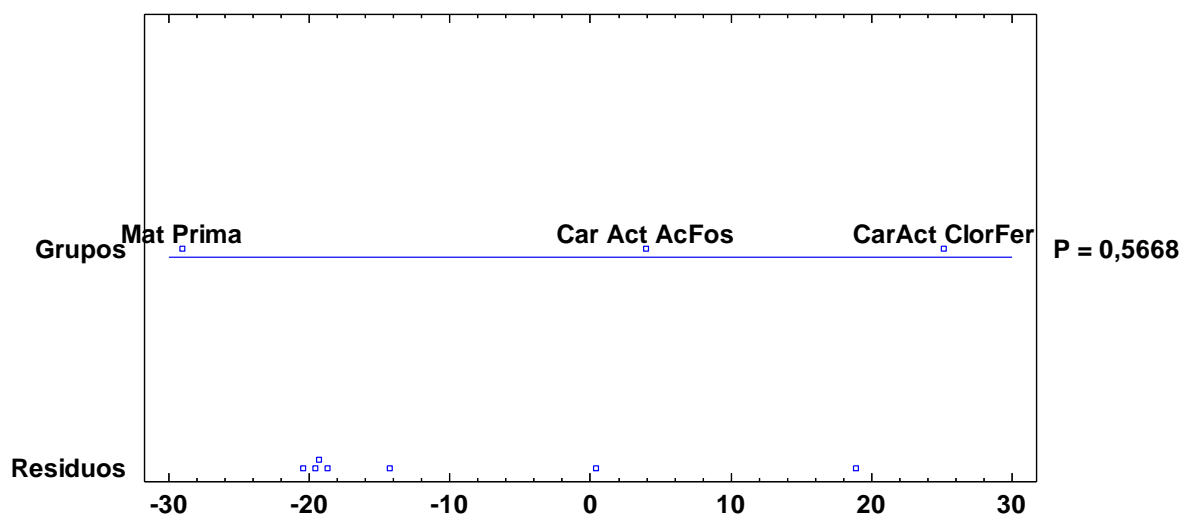


Tabla 14: ANOVA

<i>Fuente</i>	<i>Suma de Cuadrados</i>	<i>Gl</i>	<i>Cuadrado Medio</i>	<i>Razón-F</i>	<i>Valor-P</i>
Entre grupos	994,841	2	497,42	0,63	0,5668
Intra grupos	4774,87	6	795,812		
Total (Corr.)	5769,71	8			

La tabla ANOVA descompone la varianza de los datos en dos componentes: un componente entre-grupos y un componente dentro-de-grupos. La razón-F, que en este caso es igual a 0,625047, es el cociente entre el estimado entre-los tres muestras y el estimado dentro-de-grupos. Puesto que el valor-P de la razón-F es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medias de las 3 variables con un nivel del 95,0% de confianza.

ANOVA Gráfico para Mat Prima



Verificación de Varianza

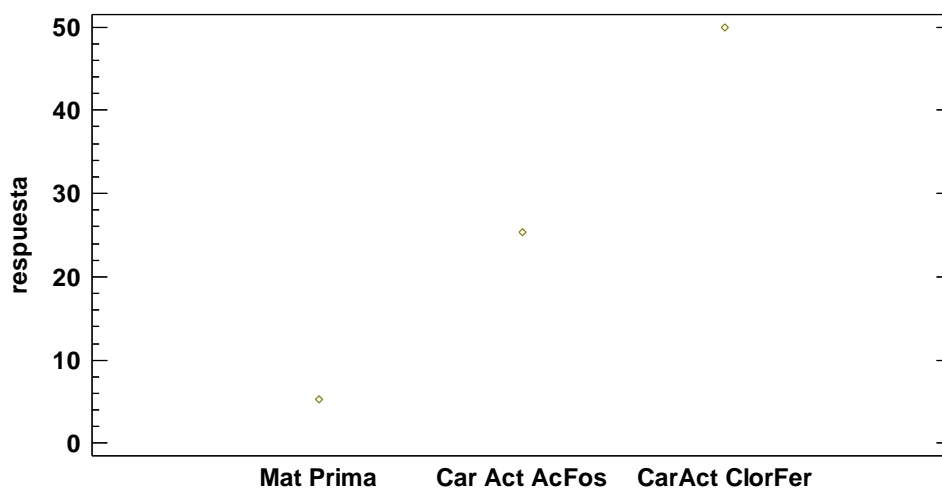
	Prueba	Valor-P
Levene's	1,21175	0,36139

Comparación	Sigma1	Sigma2	F-Ratio	P-Valor
Mat Prima / Carbón Activado Ac Fosforico	33,9857	29,4201	1,33446	0,8567
Mat Prima / Carbón Activado Cloruro Férrico	33,9857	19,1537	3,14839	0,4821
Carbón Activado Ac Fosforico / Carbon Activado Cloruro Ferrico	29,4201	19,1537	2,35931	0,5954

La estadística mostrada en esta tabla evalúa la hipótesis nula de que las desviaciones estándar dentro de cada una de las 3 muestras son iguales. De particular interés es el valor-P. Puesto que el valor-P es mayor o igual que 0,05, no existe una diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar, con un nivel del 95,0% de confianza.

La tabla también muestra una comparación de las desviaciones típicas para cada uno de las muestras. P-valores por debajo de 0.05, de los cuales hay 0, indican una diferencia estadísticamente significativa entre las dos sigmas al 5% de nivel de significación.

Gráfico de Medianas



4.4 CARACTERISTICAS FISICOQUIMICAS DEL AGUA EN BAHIA DEL LAGO TITICACA

TEMPERATURA

Los valores de temperatura medidos en la bahía interior del lago Titicaca - Puno en los puntos de muestreo está en el rango de 13.24 a 17.07 °C.

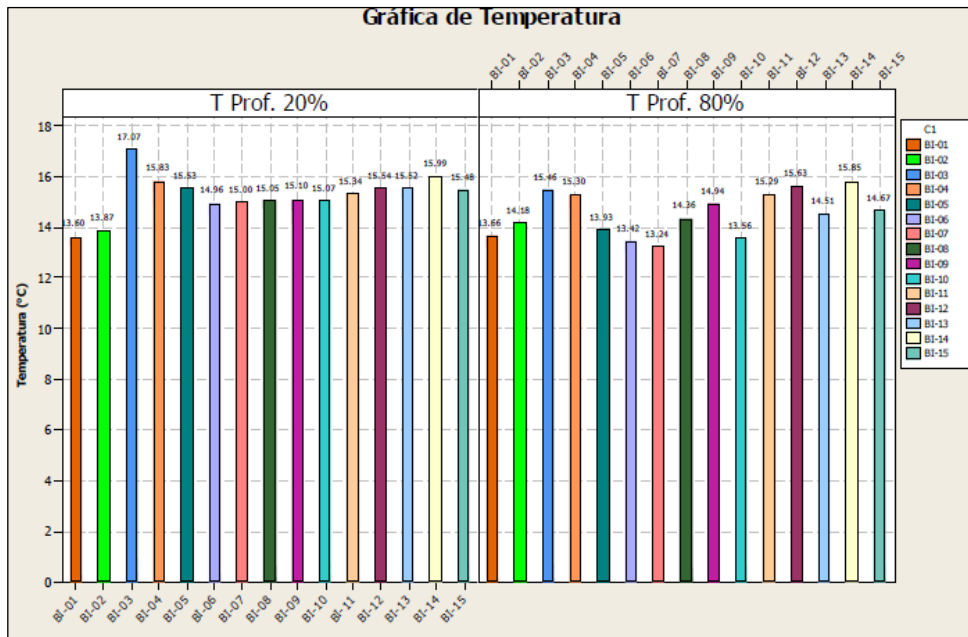


Figura 16: Calidad de agua bahía interior de Puno, Temperatura (°C)

Fuente: Proyecto Especial Binacional Lago Titicaca, (2013)

pH:

Los valores de pH medidos en los puntos de muestreo presentan valores superiores a 8,5 y que nos indica una tendencia hacia la alcalinidad.

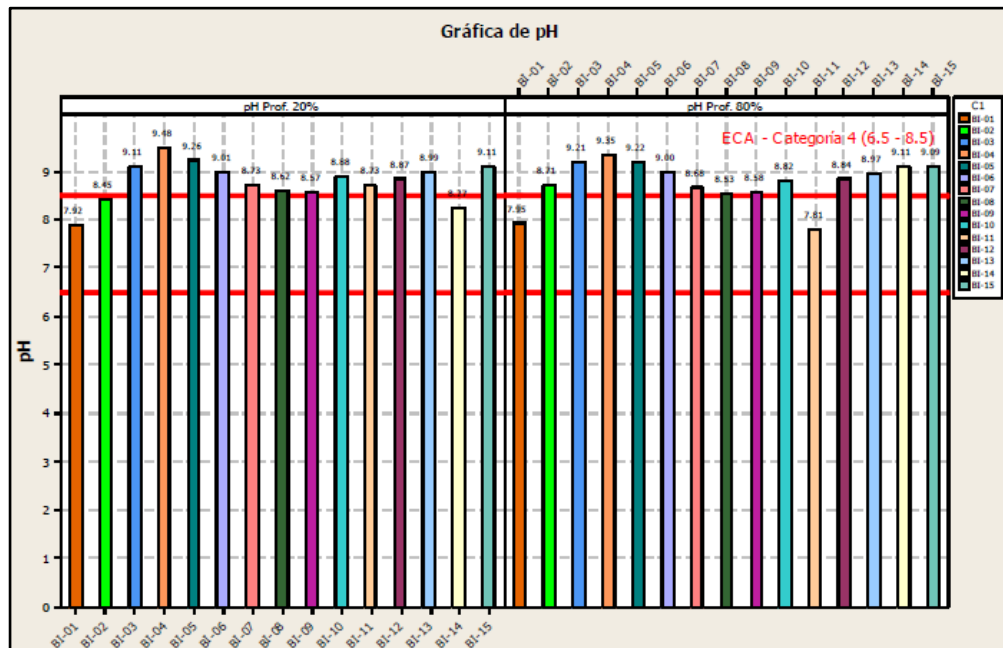


Figura 17: Calidad de agua bahía interior de Puno, pH (unidades)

Fuente: Proyecto Especial Binacional Lago Titicaca, (2013)

CONDUCTIVIDAD ELECTRICA

Los valores de conductividad eléctrica en los puntos de muestreo están en el rango de 1,070 a 1,640 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

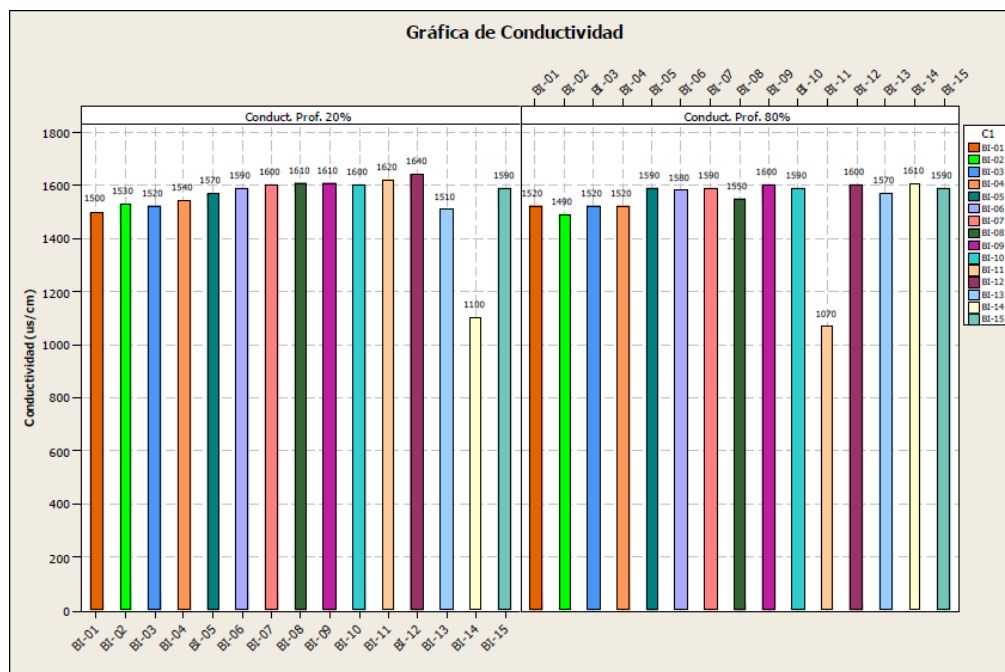


Figura 18: Calidad de agua bahía interior de Puno, conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

Fuente: Proyecto Especial Binacional Lago Titicaca, (2013)

4.5 CAPACIDAD DE REMOCION DE PLOMO DEL CARBON ACTIVADO CON H_3PO_4

Se empleó muestras de agua obtenidos de la bahía del lago Titicaca para los ensayos de adsorción y evaluación del carbón activado elaborado a partir semillas de eucalipto. Los resultados de los ensayos de adsorción se muestran en la tabla 13.

Tabla 15: Capacidad y porcentaje de remoción de plomo

Carbón activado	$C_0(\text{mg/L})$	$C_f(\text{mg/L})$	$q_a(\text{mg/g})$	%R
Elaborado	200	0.23	99.89	99.89

Fuente: Elaboración propia.

4.6 CAPACIDAD DE REMOCION DEL CARBON ACTIVADO CON FeCl_3

Se empleó muestras de agua de la bahía del lago Titicaca los ensayos de adsorción y evaluación del carbón activado elaborado a partir semillas de eucalipto. Los resultados de los ensayos de adsorción se muestran en la tabla 15.

Tabla 16: Capacidad y porcentaje de remoción de arsénico

Carbón activado	$C_0(\text{mg/L})$	$C_f(\text{mg/L})$	$q_a(\text{mg/g})$	%R
Elaborado	200	0.23	99.89	99.89

Fuente: Elaboración propia.

4.7 ESTUDIO DEL EFECTO DE LAS VARIABLES DE REMOCIÓN DE Pb Y As:

a. Efecto del tiempo de agitación:

Los resultados obtenidos del tiempo de agitación de los ensayos realizados a temperatura ambiente (15°C), concentración inicial 20 mg/L y pH 5,45 se muestran en la tabla 15.

Se puede distinguir que la capacidad de adsorción a un tiempo determinado (q_t) aumenta con el incremento del tiempo de contacto. El valor de q_t muestra un

ascenso hasta llegar a un máximo, luego del cual se mantiene constante. Este comportamiento es propio de materiales microporosos con formación de una capa de Pb y As posiblemente en toda la superficie del carbón activado. Comparando las barras presentadas a diferentes concentraciones iniciales de solución, se observa que el proceso de adsorción se produce de forma mayoritaria en los primeros 120 minutos, tiempo después del cual se logra una estabilidad.

Los datos experimentales obtenidos de q_t y el tiempo de contacto se correlacionaron mejor con el modelo de pseudo segundo orden, cuya expresión linealizada es:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e}$$

Donde:

q_t = Capacidad de adsorción en un tiempo t .

q_e = Capacidad de adsorción en el equilibrio.

t = Tiempo en min, al cual se ha sometido el proceso de adsorción.

La constante k_2 ($\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$) es la constante del modelo de pseudo-segundo orden, hallada de los gráficos de t/q_t versus t mostrados en la Figura 19 y 20. Los valores de k_2 fueron obtenidos del intercepto en cada línea, y k_2 se utilizan para calcular la velocidad inicial (v) determinada por:

$$v = k_2 q_e^2$$

Tabla 17: Remoción de Pb a diferentes tiempos de agitación

N°	t (min)	C_0 (mg/L)	C_f (mg/L)	q_a (mg/g)	%R
1	40	0,095	0,083	33.08	66.15
2	60	0,095	0,067	41.57	83.14
3	80	0,095	0,056	43.67	87.34
4	100	0,095	0,037	45.07	90.14
5	120	0,095	0,002	45.07	99.8

Fuente: Elaboración propia.

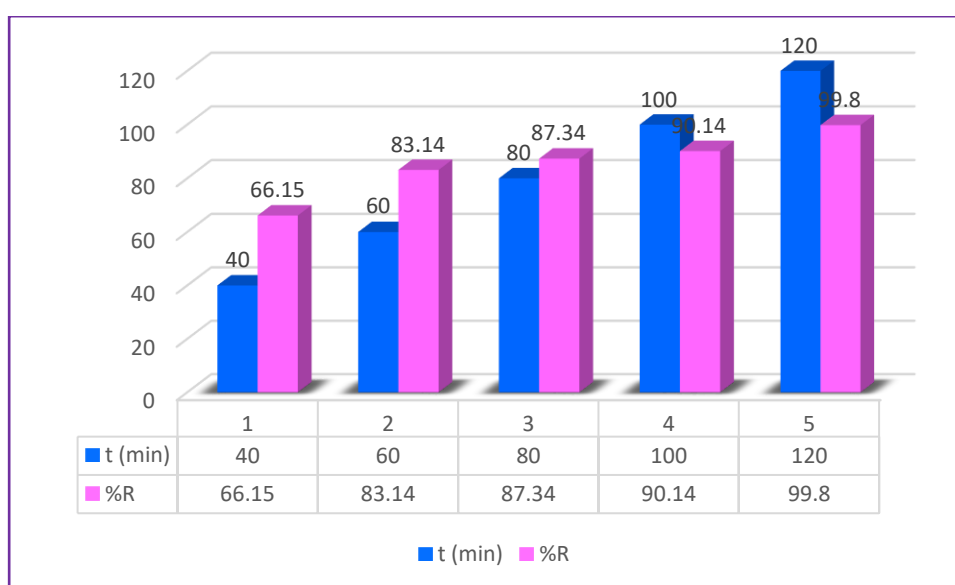


Figura 19: Efecto del tiempo de contacto en la remoción de Pb.

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 18: Remoción de Pb a diferentes tiempos de agitación.

N°	t (min)	C_0 (mg/L)	C_f (mg/L)	q_a (mg/g)	%R
1	40	0,095	0,067	41,57	70.53
2	60	0,095	0,049	43,55	83.14
3	80	0,095	0,023	42,23	87.34
4	100	0,095	0.098	46,67	90.14
5	120	0,095	0.019	46,68	98.1

Fuente: elaboración propia

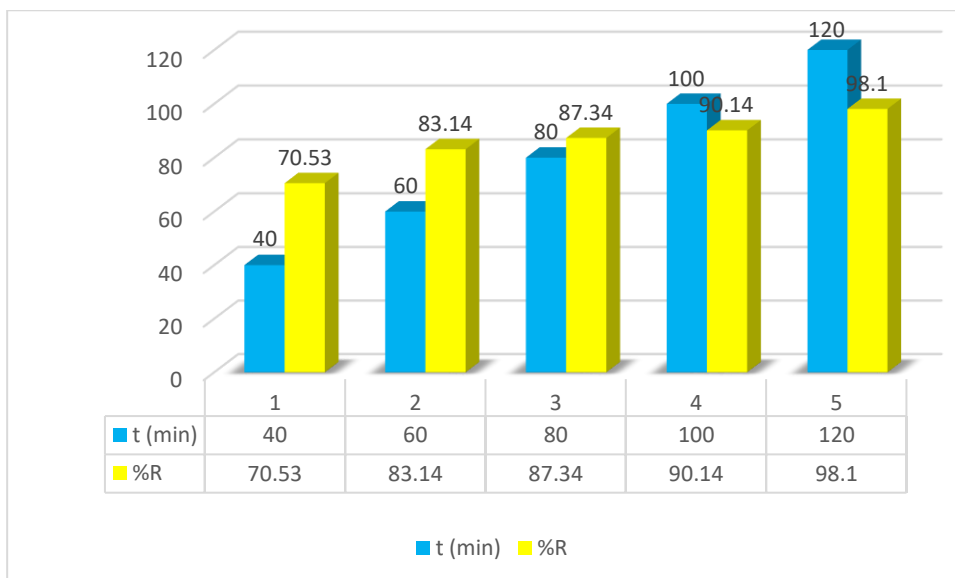


Figura 20: Efecto del tiempo de contacto en la remoción de Pb.

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 19: Remoción de As a diferentes tiempos de agitación

N°	t (min)	C ₀ (mg/L)	C _f (mg/L)	q _a (mg/g)	%R
1	40	0,54	0.27	33.08	49.3
2	60	0,54	0.25	41.57	50.3
3	80	0,54	0.21	43.67	60.4
4	100	0,54	0.18	45.07	68.3
5	120	0,54	0,16	45.07	70.3

Fuente: Elaboración propia.

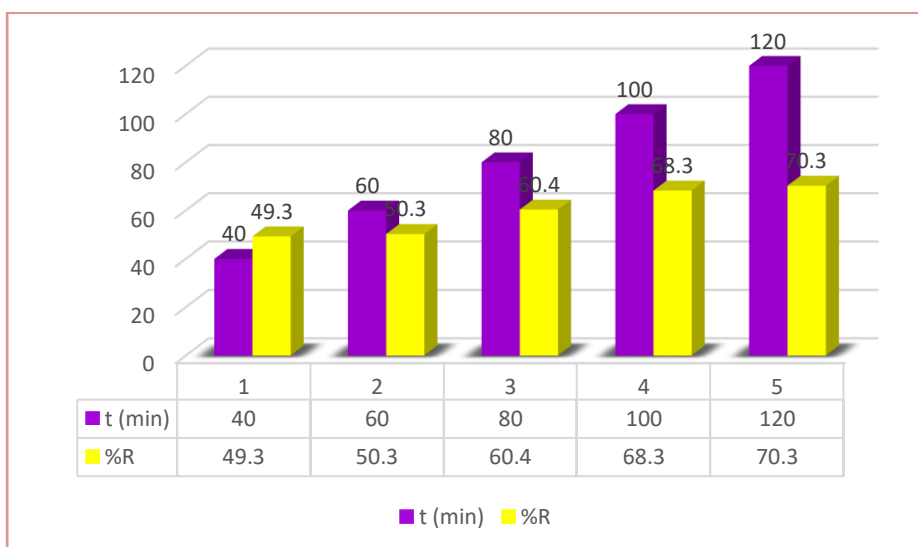


Figura 21: Efecto del tiempo de contacto en la remoción de As.

Tabla 20: Remoción de As a diferentes tiempos de agitación

N°	t (min)	C ₀ (mg/L)	C _f (mg/L)	q _a (mg/g)	%R
1	40	0.052	0,029	33.08	44.23
2	60	0.052	0.021	41.57	59.61
3	80	0.052	0.017	43.67	67.31
4	100	0.052	0.016	45.07	69.23
5	120	0.052	0.014	45.07	73.08

Fuente: elaboración propia

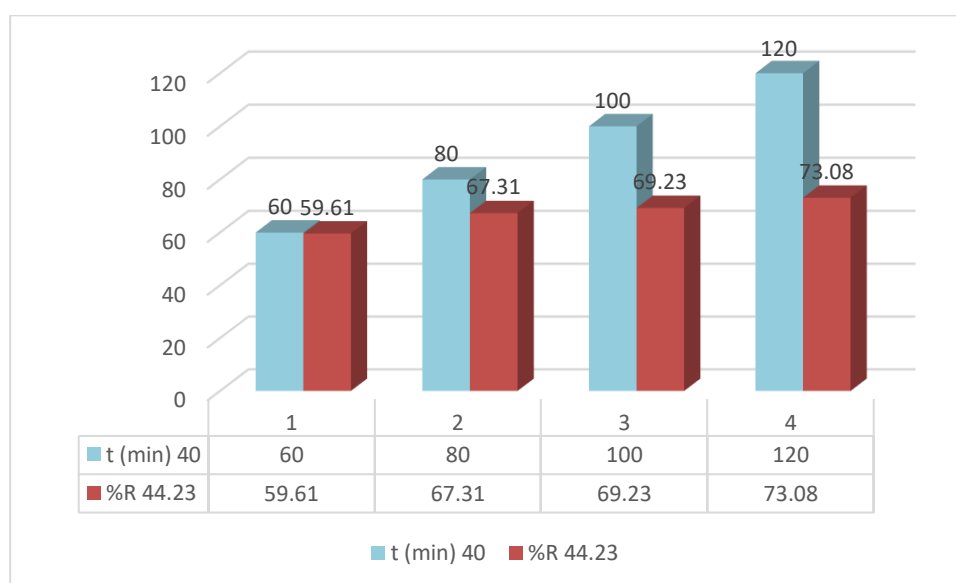


Figura 22: Efecto del tiempo de contacto en la remoción de As.

Fuente: Elaboración propia.

En la figura 19 y 20 se observa que a medida que aumenta el tiempo de agitación aumenta la cantidad de metales pesados (Pb y As) removidos, a partir de los 120 minutos el carbón activado queda saturado de iones Pb^{2+} con un porcentaje de remoción de 99,8% y 70,3% para remoción de As (V), después de este tiempo la remoción ya no es significativa, lo que indica que se ha alcanzado el equilibrio, donde la velocidad de adsorción es igual a la velocidad de desorción; por consiguiente la mayor parte del metal en solución queda adsorbido en la superficie del carbón activado.

Tabla 21: Tiempo de equilibrio en la remoción de Pb (II) y As (V) con distintos carbonos activados

Carbón activado	t(min)	%R	Referencia
Cascarilla de arroz	240	90,6	Morocho & Vera , (2015)
Semillas de eucalipto	120	98,7	Mojica, et al., (2012)
Semillas de aguaje	90	74,8	Sun-Kou, et al, (2014)
Cáscara de coco	180	80 y 67,50 (Pb y As)	Barreto, (2013)
Astillas de eucalipto	180	99,9	Lavado, SunKou, & Bendezu, (2010)

Fuente: Elaboración propia.

En la tabla 17 se muestran los tiempos de equilibrio de adsorción de Pb y As reportados por diversos investigadores para distintos carbonos activados.

Los resultados reportados por Morocho & Vera , (2015), indican que el tiempo de equilibrio para la remoción de Pb fue 240 minutos, y el porcentaje de remoción del 96,6%. Por otro lado Mojica, et al., (2012), establecieron un tiempo de equilibrio de 120 minutos, obteniendo remociones superiores al 98,7%.

Sun-Kou, et al, (2014), indicaron que el tiempo de equilibrio fue de 90 minutos, logrando remociones del 74,8%. Para condiciones similares Barreto, (2013), determino tiempos de equilibrio de 180 minutos, alcanzando remociones del 80% para la plomo y 67,50% para el arsenico

El tiempo de equilibrio de remoción de Pb(II) Y As (V) sobre carbón activado obtenido en este estudio es similar al reportado por Mojica, et al., (2012) para el carbón activado elaborado de la misma materia prima.

b. Efecto de la temperatura:

El efecto de la temperatura en la remoción de iones de Pb(II) Y As(V) sobre carbón activado fue investigado. La temperatura se varió en un rango de 15 a 60°C y se mantuvieron constantes el *pH* 4.32 y 5,6, tiempo de agitación 120 minutos y la cantidad de adsorbente 50 mg, obteniendo los siguientes resultados:

Tabla 22: Remoción de Pb(II) a distintas temperaturas

N°	Temperatura		C ₀ (mg/L)	C _f (mg/L)	q _a (mg/g)	%R
	°C	K				
1	15	288,15	0,095	0,083	33.08	66.15
2	30	303,15	0,095	0,067	41.57	83.14
3	45	318,15	0,095	0,056	43.67	87.34
4	60	333,15	0,095	0,037	45.07	90.14
5	75	348,15	0,095	0,002	45.07	99.8

Fuente: Elaboración propia.

El gráfico del efecto de la temperatura en la remoción de Pb(II) y As(V) se muestra en la figura 21.

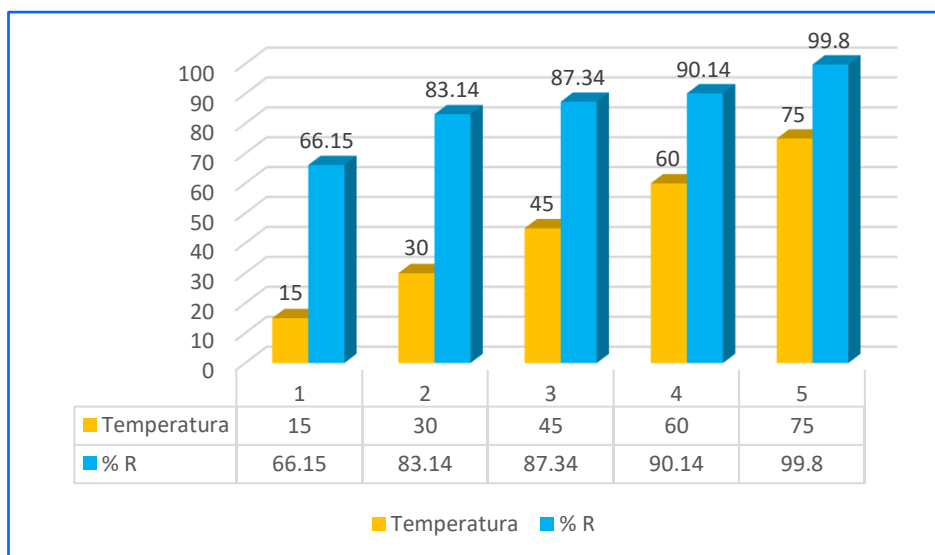


Figura 23: Efecto de la temperatura en la remoción de Pb(II)

Fuente: elaboración propia

Tabla 23: Remoción de Pb(II) a distintas temperaturas

Temperatura	% R
15	66.15
30	83.14
45	87.34
60	90.14
75	99.8

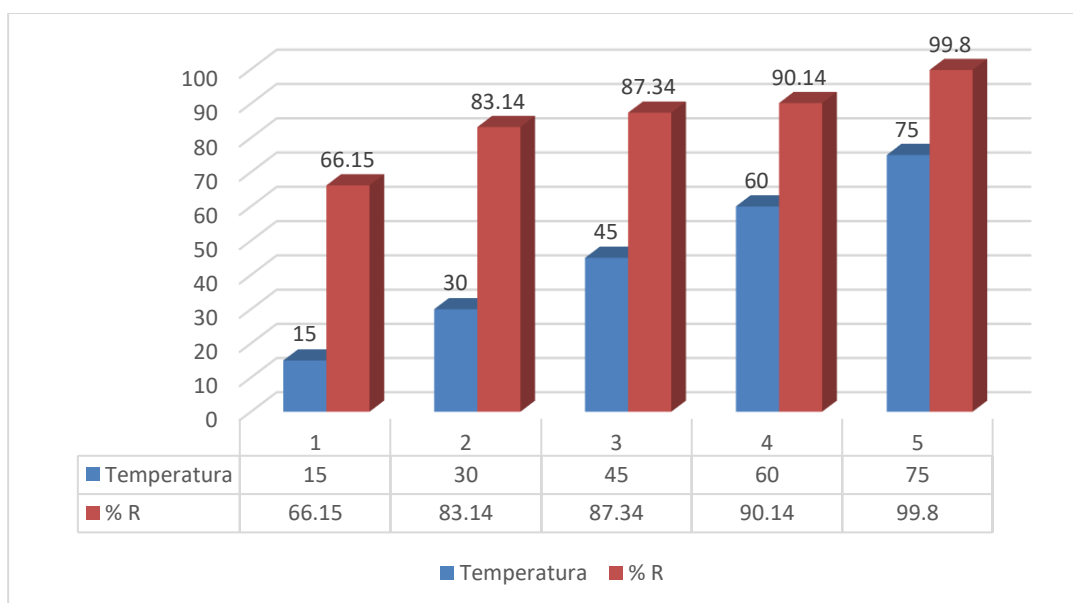


Figura 24: Efecto de la temperatura en la remoción de Pb(II)

Fuente: elaboración propia

Tabla 24: Remoción de As(V) a distintas temperaturas

N°	Temperatura		C_o (mg/L)	C_f (mg/L)	q_a (mg/g)	%R
	°C	K				
1	15	288,15	0,54	0.27	33.08	49.3
2	30	303,15	0,54	0.25	41.57	50.3
3	45	318,15	0,54	0.21	43.67	60.4
4	60	333,15	0,54	0.18	45.07	68.3
5	75	348,15	0,54	0,16	45.07	70.3

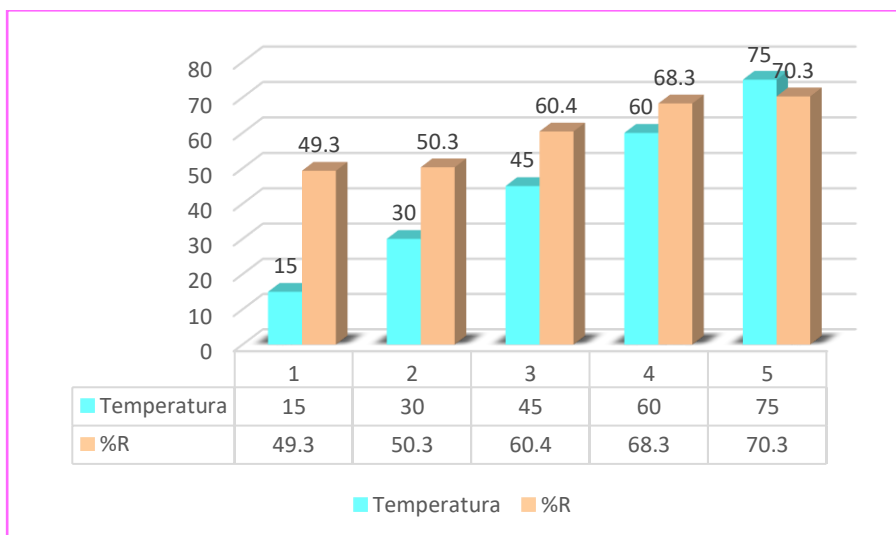


Figura 25: Efecto de la temperatura en la remoción de As(V)

Tabla 25: Remoción de As(V) a distintas temperaturas

Temperatura	%R
15	49.3
30	50.3
45	60.4
60	68.3
75	70.3

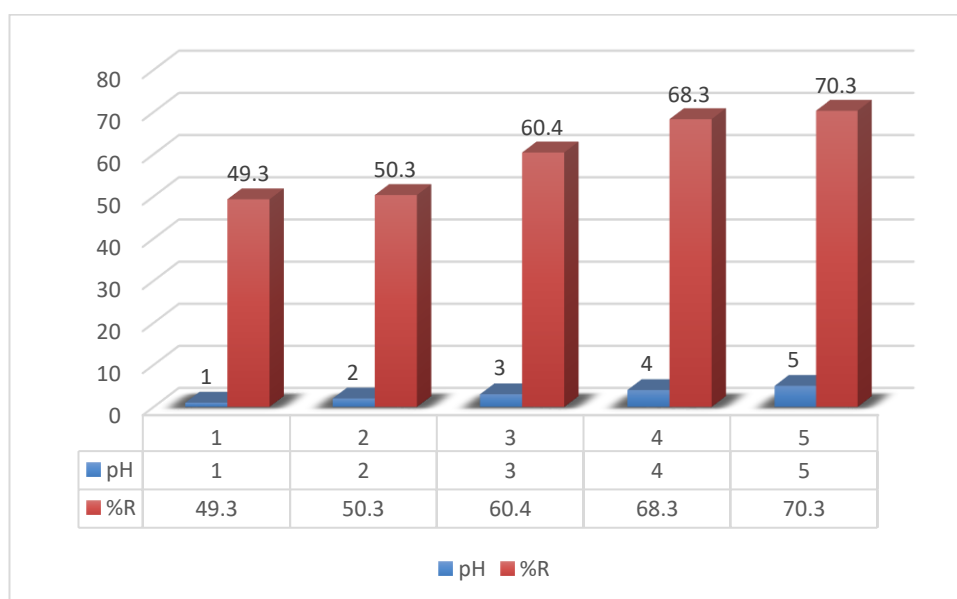


figura 26: Efecto de la temperatura en la remoción de As(V)

En la figura 21, la remoción de Pb(II) y As(V) se vio moderadamente favorecida con el incremento de temperatura. La remoción más alta se efectuó a 50°C con un 97.10% de remoción. El aumento de la capacidad de adsorción con la temperatura sugiere que el centro activo en la superficie disponible para la adsorción aumenta con la temperatura Zabihi, Haghghi, & Ahmadpour, (2010). El aumento en la cantidad de Pb(II) y As(V) removido con el aumento de temperatura es provocado por una gran movilidad de especies iónicas presentes en solución acuosa, con la aceleración de algunos pasos de adsorción que originalmente son lentos. Los datos de Pb(II) y As(V) adsorbido en el equilibrio a diferentes temperaturas se usaron para determinar los parámetros termodinámicos ΔH° , ΔS° y ΔG° del sistema de adsorción. La constante termodinámica de equilibrio K_c para la adsorción fue determinado usando la ecuación Smith, (1991):

$$K_c = \frac{C_A}{C_e}$$

Donde C_A es la cantidad de Pb(II) y As(V) adsorbido en el adsorbente de la solución en equilibrio (mg/L) y C_e es la concentración de Pb(II) y As(V) en el equilibrio en la solución (mg/L).

La dependencia de la adsorción con la temperatura está asociada con varios parámetros termodinámicos. La energía estándar de Gibbs fue evaluada por (Daniels, 1984):

$$\Delta G^\circ = -RT \ln K_c$$

Donde R es la constante universal de los gases (8.314 J/mol.K) y T temperatura (K).

La entalpia de adsorción (ΔH°) y entropía (ΔS°) estándar se determinó de la ecuación de Van't Hoff (Daniels, 1984):

$$\ln K_c = -\frac{\Delta H^\circ}{R} \left(\frac{1}{T}\right) + \frac{\Delta S^\circ}{R}$$

En la tabla 19 se resume los resultados de la constante de equilibrio K_c y $\ln K_c$

Tabla 26: Valores de K_c y $\ln K_c$

N°	T(K)	C_e (mg/L)	C_A (mg/L)	K_c	$1/T$ (K^{-1})	$\ln K_c$
1	293.15	1.69	18.31	10.83	0.0034	2.383
2	303.15	1.14	18.86	16.54	0.0033	2.806
3	313.1	0.86	19.14	22.26	0.0032	3.103
4	323.15	0.58	19.42	33.48	0.0031	3.511
5	333.15	0.58	19.42	33.48	0.0030	3.511

Fuente: Elaboración propia.

Los parámetros termodinámicos ΔH° y ΔS° fueron obtenidos del intercepto y pendiente del gráfico de $\ln K_c$ versus $1/T$ (figura 22).

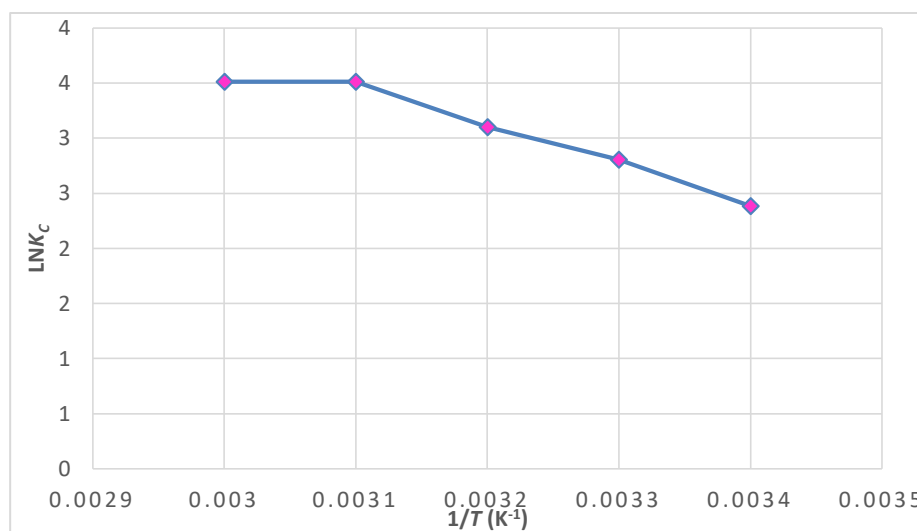


Figura 27: Gráfico de $\ln K_c$ vs. $1/T$ para la remoción de Pb sobre carbón activado.

c. Efecto del pH:

El conocimiento del pH óptimo es muy importante puesto que el pH no solo afecta la carga superficial del adsorbente, sino también el grado de ionización y especiación del adsorbato durante la reacción. El efecto del pH en la remoción de

Pb(II) y As(V) sobre carbón activado fue realizado en el rango de pH de 2,0 a 9,0 y los resultados se muestran en la tabla 4.10.

Tabla 27: Remoción de Pb(II) a diferentes pH

N°	pH	C_0 (mg/L)	C_f (mg/L)	q_a (mg/g)	%R
1	1	0,095	0,083	33.08	66.15
2	2	0,095	0,067	41.57	83.14
3	3	0,095	0,056	43.67	87.34
4	4	0,095	0,037	45.07	90.14
5	5	0,095	0,002	45.07	99.8

Fuente: Elaboración propia.

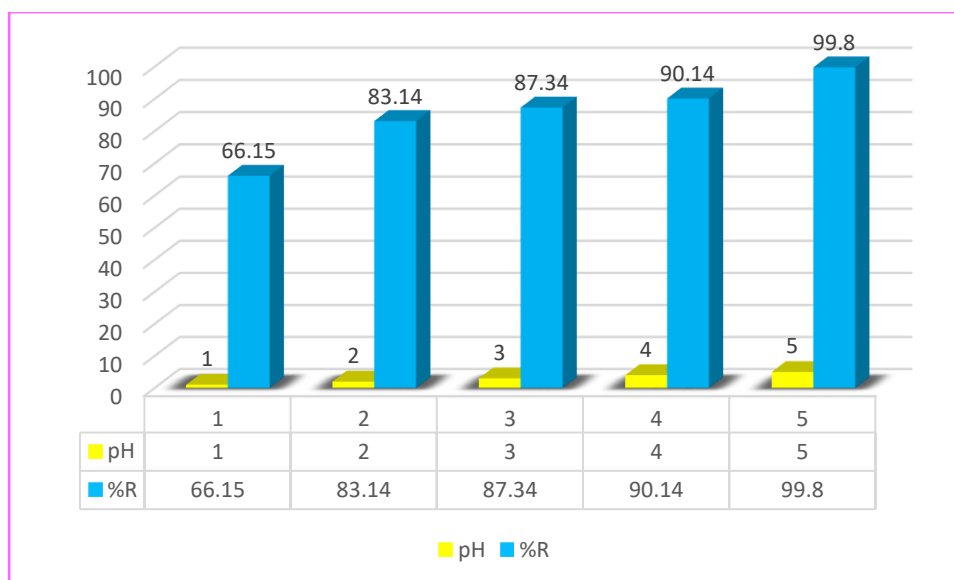


Figura 28: Efecto del pH en la remoción de Pb(II)

Tabla 28: Remoción de Pb(II) a diferentes pH

N°	Ph	C_0 (mg/L)	C_f (mg/L)	q_a (mg/g)	%R
1	1	0,095	0,083	33.08	66.15
2	2	0,095	0,067	41.57	83.14
3	3	0,095	0,056	43.67	87.34
4	4	0,095	0,037	45.07	90.14
5	5	0,095	0,002	45.07	99.8

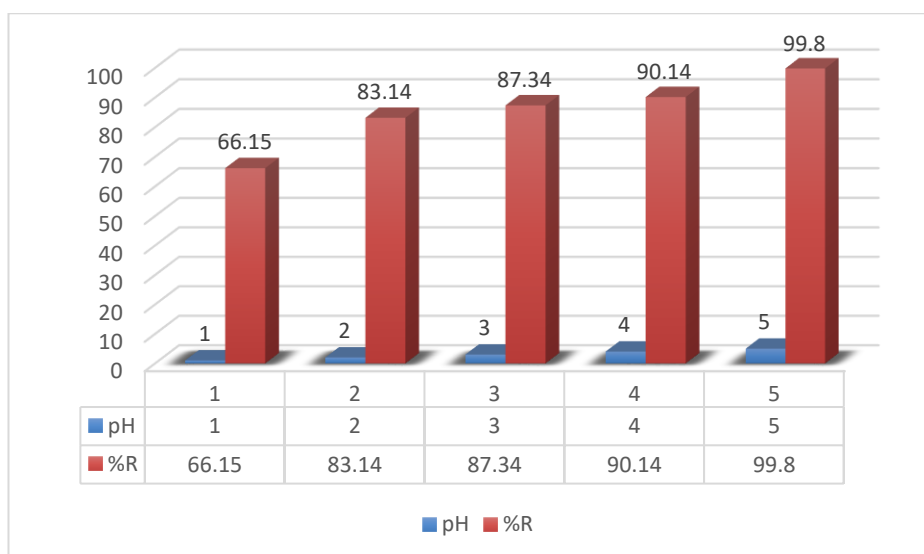


figura 29: Efecto del *pH* en la remoción de Pb(II)

Tabla 29: Remoción de As(V) a diferentes *pH*

N°	<i>pH</i>	C_0 (mg/L)	C_f (mg/L)	q_a (mg/g)	%R
1	1	0,54	0.27	33.08	49.3
2	2	0,54	0.25	41.57	50.3
3	3	0,54	0.21	43.67	60.4
4	4	0,54	0.18	45.07	68.3
5	5	0,54	0,16	45.07	70.3

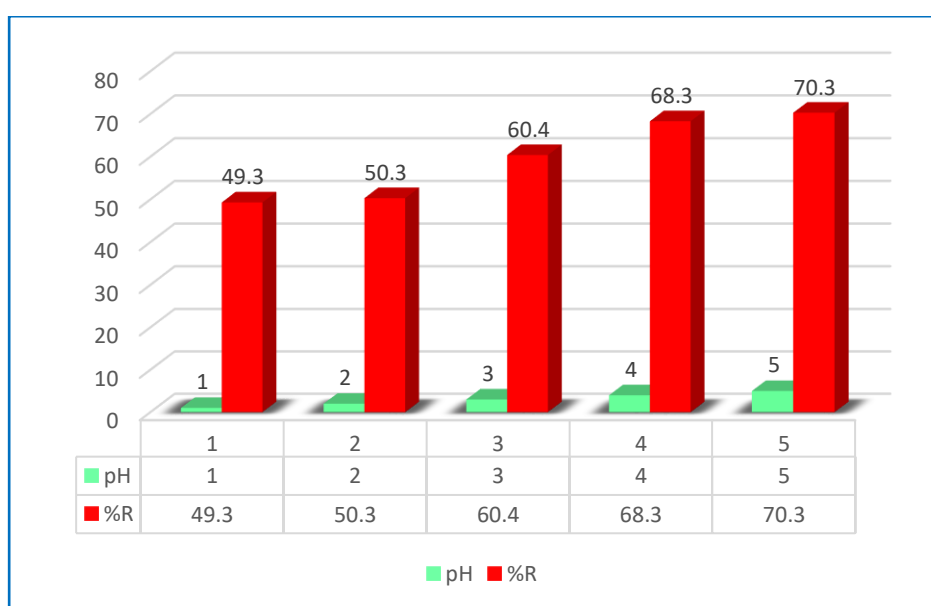


Figura 30: Efecto del *pH* en la remoción de As(V)

Tabla 30: Remoción de As(V) a diferentes *pH*

N°	<i>pH</i>	C_0 (mg/L)	C_f (mg/L)	q_a (mg/g)	%R
1	1	0,54	0.27	33.08	49.3
2	2	0,54	0.25	41.57	50.3
3	3	0,54	0.21	43.67	60.4
4	4	0,54	0.18	45.07	68.3
5	5	0,54	0,16	45.07	70.3

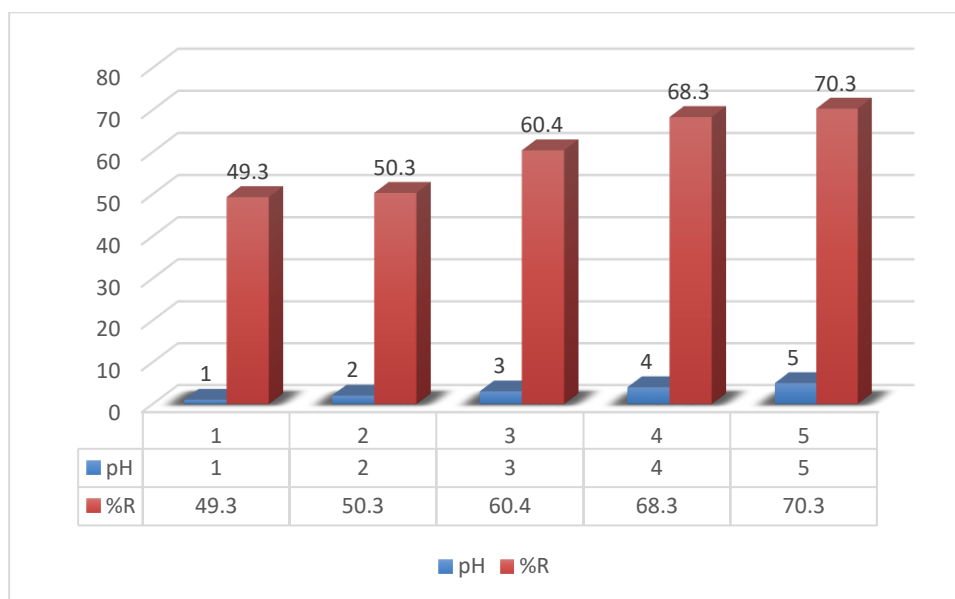


Figura 31: Efecto del *pH* en la remoción de As(V)

Por lo tanto, la remoción de Pb(II) y As(V) es fuertemente dependiente del *pH*, donde al aumentar el *pH* de la solución aumenta la remoción de Pb(II) y As(V), alcanzando un valor máximo de remoción en el rango de *pH* 5. El incremento de la remoción de Pb(II) y As(V) para altos valores de *pH* es debido a una disminución de la competencia entre el protón y el ión metálico por los sitios de la superficie y la disminución de la carga superficial positiva.

La disminución de la remoción del metal para valores bajos de *pH* es debido al aumento competitivo de los protones para los mismos sitios de adsorción que el metal puede utilizar (Andal y Sakthi, 2010).

El *pH* de remoción de mercurio con distintos carbones activados son similares a los encontrados en otros estudios las que se muestran en la tabla 21.

Tabla 31: *pH* óptimos en la remoción de Pb(II) y As(V) con distintos carbones activados

Carbón activado	<i>pH</i>	%R	Referencia
Cascarilla de arroz	4 -7	98	Morocho & Vera , (2015)
Semillas de eucalipto	5	18.4-69	Mojica, et al., (2012)
Semillas de aguaje	4-5	100-98	Sun-Kou, et al, (2014)
Cáscara de coco	4 y 5	95	Barreto, (2013)
Astillas de eucalipto	4-5	98	Lavado, SunKou, & Bendezu, (2010)

Fuente: Elaboración propia.

Estudios realizados por Morocho & Vera , (2015) y Andal y Sakthi (2010), revelaron que las remociones altas de Pb(II) y As(V) ocurrieron a *pH* 5, cuyos resultados son iguales al del presente trabajo.

V. CONCLUSIONES:

- La máxima cantidad de plomo adsorbido por gramo de carbón fue de 0,0171mg/g. Los resultados obtenidos indicaron que con un control de los parámetros de activación se puede lograr obtener carbones activados con buenas propiedades adsorbentes. Con la muestra se logró adsorber un 99,8% de plomo y 70,3 % de arsénico contenido en la bahía del lago Titicaca lo que lo hace muy atractivo para su utilización en la remoción de plomo de efluentes industriales contaminados.
- Se logró obtener carbones activados con buenas capacidades adsorbentes de Pb(II) y As(V), a partir de semillas de eucalipto (*eucalyptus globulus*) mediante activación química con H_3PO_4 y $FeCl_3$. Las condiciones de preparación empleadas en la activación ejercen una marcada influencia sobre la capacidad de adsorción de Pb(II) y As(V); dichas condiciones fueron: razón agente activante/precursor = 1,72 y temperatura de activación = 400 y 600 °C.
- Se obtuvieron máximas remociones a un pH igual a 5, el proceso de adsorción se dio por interacción electrostática e intercambio iónico. El modelo cinético que describe mejor el proceso de adsorción fue el de pseudo segundo orden, lo que indica que se produce una quimisorción del plomo y arsénico sobre el carbón activado.
- El estudio termodinámico indicó que el proceso de adsorción de plomo es factible y espontáneo.
- Las semillas de Eucalipto (*Eucalyptus globulus*), son apropiadas para la obtención de carbones activados, con adecuadas propiedades texturales en muestras activadas químicamente.

VI. RECOMENDACIONES:

- Estudiar el proceso de remoción de plomo y arsénico de aguas residuales, para la obtención de datos que conlleven al diseño de unidades de tratamiento de metales pesados de las aguas residuales.
- Determinar las condiciones de adsorción de mercurio de la superficie del carbón activado con diferentes ácidos, con la finalidad de recuperar el mercurio y reutilizar el adsorbente en los procesos de remoción.
- Realizar la caracterización de los grupos funcionales presentes en la superficie del carbón activado mediante la identificación de los grupos responsables de la remoción de contaminantes orgánicos e inorgánicos.
- En el proceso de carbonización se debe tener en cuenta que la temperatura no alcance los 600 °C ya que la materia prima como es la semilla de eucalipto (*Eucalyptus globulus*) se gasifica lo que resulta la destrucción de los poros y la disminución de su volumen, para contribuir a la formación de mayor cantidad de mesoporos se debe dar con la temperatura de 450 °C.
- Realizar análisis tomando en cuenta aguas reales procedentes de industrias a nivel local, sobre todo en área de minería ya que es la que tiene mayor impacto ambiental.

VII. REFERENCIAS:

- Agorube, L. (2008). *Remocion de Metales Pesados por Medio de Adsorbentes no convencionales*. Temuco- Chile: Universidad de la Frontera Facultad de Ingenieria.
- Aguilar, A., Gorokhovskiy, V., Elguezabal, A., & Escalante, J. (2009). *Remoción de Plomo de soluciones Acuosas por Titanato de Potasio Dopado con Silice*. Mexico: Revisla Internacional de Contaminación Ambiental.
- Alami, S. (2010). *Aprovechamiento del Hueso de la Aceituna, Biosorción de Iones metalicos*. España: Universidad de Granada.
- Al-Qodah, Z., & Shawabkeh, R. (2009). Production and Characterization of Granular Activated Carbon from Activated Sludge. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 26(01), 127-136.
- Atkinson, B., Bux, F., & Kusan, H. (1998). *Considerations for application of biosorption technology to remediate metal-contaminated industrial effluents*. Water SA.
- Bansal, R., & Goyal, M. (2005). *Activated Carbon Adsorption*. . United States of America.
- Barreto, C. (2013). *Obtencion de carbon activado a partir de la pepa dela aceituna para adsorcion de metales pesados (Pb, As) en efluentes liquidos*. Lima: Universidad Nacional del Callao.
- Bastidas, M., Buelvas, L., Marquez, M., & Rodriguez, K. (2010).). Producción de Carbón Activado a partir de Precursores Carbonosos del Departamento del Cesar, Colombia. el cesar, Colombia: Informacion tecnologica.

- Berg, H., Kibus, M., & Kautsky, N. (1995). Heavy metals in tropical Lake Kariba. Zimbabwe, Water, Air and Soil Pollution. *SciELO*, 83: 237-252.
- Bundschuh, J., Perez, A., & Litter, M. (2008). *Distribucion del arsenico en las regiones iberica e iberoamerica*. Argentina: CYTED.
- Caseres, A. (1996). Plantas de uso medicinal en Guatemala. *Plantas de uso medicinal en Guatemala*. Guatemala: Editorial Universitaria.
- Chien, S., & Clayton, W. (1980). Application of Elovich equation to the kinetics of phosphate release and sorption on soils. . *Soil Sci. Soc. Am*, 44, 265-268.
- Colina, E. (2012). *Remoción de Pb(II) de Soluciones Mediante Carbon Activado*. Bogota: Universidad de Colombia-Universidad de Magdalena.
- Collin, G. J., & Anuar, K. (2003). Preparation and Characterization of Activated Carbons from Oil Palm Shells (*Elaeis Guineensis*) Using CO₂, H₃PO₄ and KOH. *Borneo Science*, 13,71 - 80.
- Comision Multisectorial para la Prevencion y Recuperacion Ambiental del Lago Titicaca y sus Afluentes. (2014). *Estado de la calidad ambiental de la cuenta del lago titicaca ambito peruano*. Puno: ANA.
- Correa , M., & Velasquez, J. (2009). Optimización de la Producción de Carbón Activado de Cáscara de Coco Mediante Steam Explosión. *Revista Investigaciones Aplicadas*, 6,30-37.
- Daniels, F. (1984). Fisicoquímica. Versión SI, CECSA: México.
- Del Razo, L., Arellano, M., & Cebrian, M. (1990). The oxidation states of arsenic in well-water from a chronic arsenicism area of northern Mexico. Mexico: Environ. Pollut.

- Dhir, B., & Kumar, R. (2010). *Adsorption of heavy metals by Salvinia biomass and agricultural residues*. International Journal of Environmental Research.
- Diez, F. (2008). Fitocorrección de suelos contaminados con metales pesados: evaluación de plantas tolerantes y optimización del proceso mediante prácticas agronómicas. En *Fitocorrección de suelos contaminados con metales pesados: evaluación de plantas tolerantes y optimización del proceso mediante prácticas agronómicas* (pág. 6). Scielo.
- Diez, L. J. (2008). Fitorremediación de Suelos Contaminados con Metales Pesados: Evaluación de Plantas Tolerantes y Optimización del Proceso Mediante Prácticas Agronómicas. *Tesis de Doctorado*. Facultad de Biología, Universidad de Santiago de Compostela , España.
- DiMarco, E. (2015). *Eucalyptus globulus* sp. *globulus* Labill. *ficha tecnica*.
- Doran, P. M. (1995). *Bioprocess Engineering Principles*. Academic Press Inc: Great Britain.
- Doran, P. M. (1995). *Bioprocess Engineering Principles*. Great Britain: Academic Press Inc.
- Ekpete, O., & Horsfall, M. (2011). Preparation and Characterization of Activated Carbon derived from Fluted Pumpkin Stem Waste (*Telfairia occidentalis* Hook F). *Research Journal of Chemical Sciencies*, 1(3), 11-17.
- Erostequi, C. (2009). contaminación por metales pesados. *Gasetta medica*, 2.
- Fernandes Maestre, r., & Colpas Castillo, F. (2014). Adsorción de mercurio (Hg) y cadmio (Cd) en carbon subbituminoso oxidado - xantado, sulfonado o activado y resina sintetica comercial. *Scielo*, 5.

- Glibota, G. (2005). *Adsorción de Arsénico en Filtros de Carbon. Chaco-Argentina*. Comunicaciones Científicas y Tecnológicas.
- Gomez, A., Klose, W., & Rincon, S. (2010). *Carbón Activado de Cuesco de Palma – Estudio de Termogravimetría y Estructura*. Bogota, Colombia: Grupo de investigación en biomasa y optimización térmica de procesos-BIOT.
- Grupo empresarial ENCE. (2010). *La gestión forestal sostenible y el eucalipto*.
- Henning, K., & Schafer, S. (1993). *Impregnated activated carbon for environmental protection. Gas Separation and Purification*. Cuba.
- Hinnes, A., & Maddox, R. (1987). *Transferencia de masa: Fundamentos y Aplicaciones*. Mexico: Prentice-Hall Hispanamericana S.A.
- Ho, Y., McKay, G., Wase, D., & Foster, C. (2000). Study of the sorption of divalent metal ions on to peat. *Adsorp. Sci. Technol*, 18, 639-650.
- Ilina, A., Martines, J., Segura, P., Villareal, J., & Jaurequi, K. (2009). *Biosorción de Arsénico en Materiales Derivados de Maracuya*. Mexico: Revista Internacional de Contaminación Ambiental.
- Johnson, F. (1998). *The genetic effects of environmental lead*. National Institute of Environmental Health Sciences.
- Lagergren, S. (1988). Zur Theorie der sogenannten Adsorption gelöster Stoffe. *Kungliga Svenska Vetenskapsakademiens. Handlingar*, 24, 1-39.
- Lavado, C., SunKou, M., & Bendezu, S. (2010). *Adsorción de Plomo de Efluentes industriales Usando Carbones Activados con Acido Fosfórico*. Lima: Sociedad Química del Perú.

- Luna, D., Gonsales, A., Gordon, M., & Martin, N. (2007). Obtención de Carbón Activado A partir de la Cascara de Coco. *Obtención de Carbón Activado A partir de la Cascara de Coco*. Contactos.
- Luzar, J. (2011). The political ecology of a “Forest transition”: Eucalyptus. *scielo*, 3.
- Marlon, M. (2009). *Produccion de Carbon Activado a partir de precursores Carbonosos del Departamento del Cesar Colombia*. El cesar: Centro de Investigacion y Desarrollo Tecnologico del Carbon .
- Marsh, H., & Rodrigues, R. F. (2006). Activated Carbon (First ed.). *Elsevier Ltd*, Great Britain.
- Martines, J. (1990). *adsorcio de gases y vapores por carbones*. Alicante: Espagrafic.
- Mendoza, E. j. (2012). *Remocion de Pb(II) de Soluciones mmediante Carbon Activado: Experimentos por Lotes*. Bogota - Colombia: Universidad de Magdalena.
- Meyer, P., Brow, M., & Henry, F. (2008). *Mutation Research. Global approach to reducing lead exposure and poisoning*.
- Mohan, D., Gupta, V. K., Srivastava, S. K., & Chander, S. (2001). Kinetics of mercury adsorption from wastewater using activated carbon derived from fertilizer waste. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 177, 169-181.
- Mojica, L., Ramires, W., Rincon, N., Blanco, D., Giraldo, L., & Moreno, J. (2012). Sintesis de carbon activado proveniente de semillas de eucalipto por activacion fisica y quimica. *Scielo*, 8.

- Mojica, L., Ramirez, W., Silva, N., Martinez, A., Giraldo, L., & Moreno, J. (2012). Sintesis de carbón activado proveniente de semillas de eucalipto por activación física y química. *Scielo*, 7.
- Morocho, D., & Vera Gaskell, V. E. (09 de noviembre de 2015). Evaluacion de adsorcion de plomo y mercurio en carbon activado proveniente de la cascarilla de arroz. Machala, El oro.
- Nyer, K. E. (2009). *Groundwater Treatment Tecchnology*. United States of America: (Third ed.). Published by John Wiley & Sons, Inc.
- Padron, R., Rodrigues, C., Gomez, A., Garcia, A., & Gonzales, L. (2013). *el carbon activado, un material adsorbente*. Suba.
- Perdomo, A. (2014). *Obtencion de carbono activado*. scielo.
- Ramirez, W., Mojica, L., Blanco, D., Giraldo, L., & Moreno, J. (2014). Obtención de carbones activados a partir de semillas de eucalipto, por activación química con H₃PO₄. Caracterización y evaluación de la capacidad de adsorción de fenol desde solución acuosa. *Ingeniería y Competitividad*, 22.
- Reyes, E., Cerino, F., & Suares, M. (2006). *Remocion de Metales Pesados con Carbon Activado como Soporte de Biomasa*. Ingenieria Quimica -Facultad de Ciencias Quimicas.
- Rincon Silva, N. G., Ramirez, W., Mojica, L., Blanco, D., Giraldo, L., & Moreno, J. (2014). Obtencion de carbones activados a partir de semillas de eucalipto, por activación química con H₃PO₄. Caracterización y evaluación de la capacidad de adsorción de fenol desde solución acuosa. *Scielo*, 16.

- Rodrigues, F., & Molina, M. (2012). *el carbon activado en procesos de descontaminacion*. España: departamento de quimica inorganica. universidad de alicante.
- Rodriguez, F. (2007). el carbon activado como adsorbente universal. *el carbon activado como adsorbente universal*. Bogota: Ediciones Uniandes.
- Sadlon, A., & Lamson, D. (2002). Immune-modifying and antimicrobial affects of eucalyptus oilasimple inhalation devices. *Alternative Medicine Review*, 14.
- Sepulveda, A., Bustamante, F., Silvestre, J., Suarez, S., & Orosco, N. (2008). *Adorbentes para la eliminacion de COVs, del libro eliminacion de emisiones atmosfericas de COVs por catalisis y adsorcion*. Argentina: Cooperacion Iberoamericana.
- Smith, J. M. (1991). *Ingeniería de la Cinética Química* (Sexta Impresión ed.). Editorial Continental S.A: México.
- Smith, J. M. (1991). *Ingeniería de la Cinética Química (Sexta Impresión)*. Mexico: Editorial Continental S.A.
- Sun-Kou, M., Obregon, D., Pinedo, A., Paredes, L., & Aylas, J. (2014). Adsorcion de metales pesados empleando carbones activados preparados a partir de semillas de aguaje. *SciELO*, 12.
- Taty, V., Fauduet, H., Porte, C., & Delacroix, A. (2003). Removal of Cd(II) and Pb(II)ions, from aqueous solutions, by adsorption onto Sawdust of pinus Sylvestris. *Journal ofHazardous Materials*, 121.
- Terron, C., Paz, N., Leboreiro, C., Lobato, C., & Otero, A. (2015). *Los eucaliptos en Galicia*. Galicia: Universidad Mayor de Vigo.

- Turan, M., Baris, M., & Yuksel, B. (2005). Lead Removal in Fixed-Bed Columns by Zeolite and Sepiolite. *Short Communication, Chemosphere*, 60,92-97.
- Vinod, V., & Anirudhan, T. (2001). Sorption of Tanic Acid Zirconium Pillared Clay. *Chem. Technol. Biotehnl.*, 77, 92-101.
- Volesky, B. (1990). *Removal and recovery of heavy metals by biosorption, Biosorption of Heavy Metals*. Press. Boca Raton: volesky.
- Weber, W., & Morris, J. (1963). Kinetics of Adsorption on Carbon from Solution. . *J. Sanit. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng.*, 89, 31-60.
- Zabihi, M., Haghghi, A., & Ahmadpour, A. (2010). Studies on Adsorption of Mercury from Aqueous Solution on Activated Carbons Prepared from Walnut Shell. *Journal of Hazardous Materials*,, 174, 251-256.
- Zinkus, G., Byers, W., & Doerr, W. (1998). *Identify appropriate water reclamation technologies*. Chemical Engineering Progress.

VIII. ANEXOS:

Anexo 1: CONTENIDO LIGNOCELULOSICO DE DIFERENTES MATERIAS PRIMAS

precursor	celulosa	hemicelulosa	lignina	cenizas
madera de árbol	40-50	14-34	26-34	1
Begazo caña azúcar	32-44		19-24	2-5
bambú	26-43		21-31	2-5
paja de arroz	29-40	26	7-12	4-11
hueso de aceituna	24.8	34.2	41	1.62

Anexo 2: LIMITES MAXIMOS PERMISIBLES DE METALES PESADOS EN AGUAS

parámetro	unidad	categoría 4 conservación del ambiente
		acuático
		lagos lagunas
cadmio	mg/L	0.004
cobre	mg/L	0.02
cromo	mg/L	0.05
hierro	mg/L	---
manganeso	mg/L	---
plomo	mg/L	0.001
zinc	mg/L	0.03
cianuro libre	mg/L	0.022
mercurio	mg/L	0.0001
arsénico	mg/L	0.01

Anexo 3: ISOTERMAS DE ADSORCION (Langmuir y Freundlich)

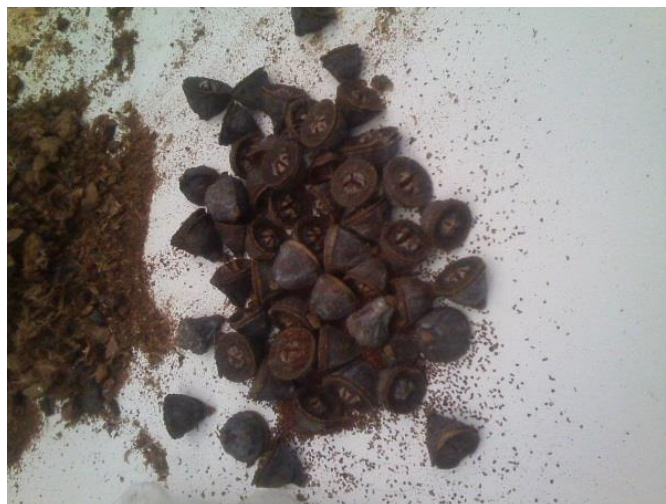
Modelo	Ecuación	Parámetro
Langmuir	$q = q_m \frac{bC_{eq}}{(1 + b * C_{eq})}$	C: concentración del adsorbato en el equilibrio (en mg/L), q_m b: constante de Langmuir de afinidad (L/mg)
Freundlich	$q = k_f * C^{1/n}$	k_f : constante de capacidad de adsorción n: constante de intensidad de adsorción
Pseudo primer orden	$\frac{dq_t}{dt} = k_{ad}(q_e - q_t)$	q_e : cantidades adsorbidas en el equilibrio. q_t : cantidades adsorbidas en cualquier instante de tiempo (mg/g) k_{ad} :es la constante de adsorción del modelo (min^{-1})
Pseudo segundo orden	$q_t = \frac{t}{\frac{1}{k_2 * q_e^2} + \frac{t}{q_e}}$	k_2 : constante cinética de pseudo segundo orden (g/mmol.min)
Elovich	$q_t = \frac{1}{b} \ln(t) + \frac{1}{b} \ln(a * b)$	q_t : cantidad de metal extraído en el tiempo t a: es la velocidad inicial de adsorción b: está relacionada con la superficie cubierta y la energía de activación por Quimi sorción
Difusión intraparticular	$\log q_t = \log k_{int} + 0.5 \log t$	q_t :es la cantidad de metal adsorbido, t el tiempo de contacto k_{int} : coeficiente de difusión intraparticular

Anexo 4: FOTOGRAFIAS DE LA PARTE EXPERIMENTAL DEL PROYECTO

- Fotografía 1: Tratamiento y secado de las semillas de eucalipto



- Fotografía 2: Semillas de eucalipto después del secado



- Fotografía 3: Reducción de tamaño de la materia prima



- Fotografía 4: Impregnación de materia prima



- Fotografía 5: Calcinación y reducción de tamaño del carbón activo



- Fotografía 6: Proceso de remoción de metales pesados



- Fotografía 7: muestreo de agua



Anexo 5: CERTIFICADOS DE ANALISIS

- Análisis de semilla de eucalipto

UNIVERSIDAD NACIONAL DE INGENIERÍA
FACULTAD DE CIENCIAS

LABICER (Laboratorio N° 12)

ANÁLISIS QUÍMICO, CONSULTORÍA E INVESTIGACIÓN**INFORME TÉCNICO N° 1401 – 17 – LAB. 12**

1. **DATOS DEL SOLICITANTE**
 - 1.1 NOMBRE DEL SOLICITANTE : NATHALI YOLA AGUIRRE ACHAQUIHUI
 - 1.2 DNI : 70775673
2. **CRONOGRAMAS DE FECHAS**
 - 2.1 FECHA RECEPCIÓN : 26 / 09 / 2017
 - 2.2 FECHA DE ENSAYO : 27 / 09 / 2017
 - 2.3 FECHA DE EMISIÓN : 24 / 11 / 2017
3. **ANÁLISIS SOLICITADO** : ANALISIS DE SEMILLA DE EUCALIPTO
4. **DATOS REFERENCIALES DE LA MUESTRA SEGÚN EL CLIENTE**
 - 4.1 DESCRIPCIÓN DE LA MUESTRA : 01 MUESTRA DE SEMILLA DE EUCALIPTO
5. **LUGAR DE RECEPCIÓN** : LABORATORIO N°12 - FACULTAD DE CIENCIAS
6. **CONDICIONES AMBIENTALES** : Temperatura: 22.8.0 °C; Humedad relativa: 62%
7. **EQUIPO UTILIZADO** : MUFLA DAIHAN SCIENTIFIC
8. **RESULTADOS**

8.1 ANÁLISIS DE MATERIA ORGÁNICA TOTAL

ANÁLISIS	RESULTADO (%)	MÉTODO DE REFERENCIA
Materia orgánica total	81.87	MTC E 118 - 2000

8.2 ANÁLISIS ELEMENTAL

ANÁLISIS	RESULTADO (%)
Carbono (C)	49.744
Hidrógeno (H)	7.254
Oxígeno (O)	23.544
Nitrógeno (N)	1.328

9. VALIDEZ DEL INFORME TÉCNICO

Los resultados de este Informe técnico son válido solo para la muestra proporcionada por el solicitante del servicio en las condiciones indicadas del presente informe técnico.


Bach. Jesús Utano Reyes
Analista Químico
LABICER - UNI


M.Sc. Otilia Acha de la Cruz
Responsable del análisis
Jefe de Laboratorio
CQP 202

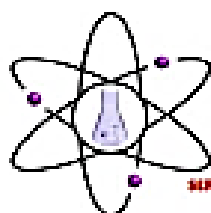
(*) El Laboratorio no se responsabiliza del muestreo ni de la procedencia de la muestra.

INFORME TÉCNICO N° 1401-17- LAB. 12

Página 1 de 1

Av. Túpac Amaru 210 Lima 31, Perú. Teléfono directo LABICER: 382 0500. E-mail: otilia@uni.edu.pe

- Análisis de la concentración de metales pesados en aguas residuales.



RHLAB S.A.C.
SERVICIOS ANALÍTICOS: QUÍMICA - METALÚRGICA

RH-M12-042

INFORME DE ENSAYO

DATOS DEL CLIENTE	
A SOLICITUD DE	: Bach. Nathali Yola Aguirre Achaquihui
ASUNTO	: Determinación Analítica del contenido metálico total en la muestra
CANTIDAD DE MUESTRAS	: 3
SOLICITUD DE ENSAYO	: Análisis de Plomo en Solución
CARACTERÍSTICAS Y CONDICIONES DE RECEPCIÓN DE MUESTRAS	: Frascos de Muestras
MOTIVO	: Ejecución del proyecto de Tesis denominado : Adsorción de metales pesados (Pb, As) con carón activado a partir de semillas de eucalipto
FECHA DE REALIZACIÓN DEL ENSAYO	: 19/12/2017 al 21/12/2017
DETALLE DEL INFORME	

REPORTE DE ENSAYO

N°	N° RH	Código Cliente	ppm
1	RH-M12-0057	Muestra Solución . M-1	0.005
2	RH-M12-0058	Muestra Solución . M-2	0.007
3	RH-M12-0059	Muestra Solución . M-3	0.003

Los resultados obtenidos y que se consignan en el presente informe corresponden al ensayo solicitado en las muestras recibidas del cliente.

MÉTODOS DE REFERENCIA

* Determinación de Plomo (Pb) en Solución - Método Absorción Atómica

