



FACULTAD DE INGENIERÍAS Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL

TESIS

**BIOSORCIÓN DE PLOMO (II) USANDO BIOMASA
PROVENIENTE DE LOS CLADODIOS DE LA TUNA
(*Opuntia ficus indica*), COMO ALTERNATIVA
ECOLÓGICA EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS
CONTAMINADAS.**

**PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO AMBIENTAL**

**PRESENTADO POR LA BACHILLER
TRACY KATE CASTRO ARROYO**

ASESORA

MSc. Ing. Carmencita Lavado Meza

HUANCAYO – PERÚ

2018

ASESORA

MSc. Ing. Carmencita Lavado Meza

DEDICATORIA

A mis padres con mucho amor y cariño les dedico todo mi esfuerzo puesto en este trabajo de investigación por haber fomentado en mí deseos de superación y porque admiro su fortaleza.

A mi abuela Esperanza quien fue parte esencial de mi formación, educación y valores como persona.

A mi hermana Shirley por haberme brindado su amor, cariño y confianza durante toda mi carrera y por sus consejos que me orientaron a tomar las mejores decisiones.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a Dios por ser la luz que guía mi camino y darme fuerzas para seguir adelante.

A mi madre quien siempre ha estado en el momento preciso, por ser una amiga y compartir alegrías y tropiezos de los cuales salimos triunfadoras.

A mi padre quien siempre estuvo dándome palabras de aliento para lograr esta meta, y por brindarme los recursos necesarios para estudiar.

A mi hermana por dejar sus metas de lado, para ayudarme a lograr los míos.

A la Ing. Carmencita Lavado Meza por brindarme su apoyo y su valiosa guía en todo momento.

A la Universidad Nacional de Ingeniería, a través del Dr. Clemente Luyo Caycho, quien nos facilitó las micrografías realizadas a la biomasa mediante microscopia electrónica de barrido.

Al Ing. Héctor Villón por sus conocimientos brindados y por facilitarme equipos y materiales, y a los demás Catedráticos a quienes le debo gran parte de mis conocimientos, gracias a su paciencia y enseñanza, y finalmente un eterno agradecimiento a la Alma Mater la cual abre sus puertas a jóvenes como nosotros, preparándonos para un futuro competitivo.

Tracy Kate Castro Arroyo.

INDICE DE CONTENIDOS

ASESORA	II
DEDICATORIA	III
AGRADECIMIENTOS	IV
INDICE DE CONTENIDOS	V
GLOSARIO DE ABREVIATURA	XI
INDICE DE TABLAS	XIV
INDICE DE FIGURAS	XVI
RESUMEN	XVIII
ABSTRACT	XIX
INTRODUCCIÓN	XX
CAPITULO I	
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	
1.1.Caracterización del problema.	22
1.2.Formulación del problema.	23
1.2.1.Problema general.	23
1.2.2.Problema específico.	23
1.3.Objetivos.	24

1.3.1.Objetivo general.	24
1.3.2.Objetivo específico.	24
1.4.Justificación de la investigación.	25
1.5.Importancia de la investigación.	26
1.6.Limitaciones de la investigación.	27

CAPITULO II

FUNDAMENTOS TEÓRICOS DE LA INVESTIGACIÓN.

2.1.Marco Referencial	28
2.1.1.Antecedentes de la investigación	28
2.2.Marco Legal	34
2.2.1.Leyes	34
2.2.2.Reglamentos	35
2.2.3.Normas Nacionales	36
2.3.Marco Conceptual	38
2.4.Marco Teórico	39
2.4.1.Metales Pesados	39
Vías de entrada y origen de los metales pesados en los sistemas acuáticos	41
2.4.2.Plomo	41
Fuentes naturales y antropogénicas.	42
Toxicidad.	42
2.4.3.Biotecnología	43
2.4.4.Biosorción	44
2.4.5.Mecanismos de biosorción	45
Intercambio iónico	45
Adsorción Física	46
Adsorción Química	46
Complejación	46

Precipitación	47
2.4.6.Biosorbentes	47
2.4.7.Influencia de las principales variables en el proceso de biosorción.	49
Influencia del Tiempo de equilibrio	49
Influencia de la temperatura	50
Influencia de la dosificación de biosorbente	51
Influencia del pH	51
Influencia de la presencia de otros iones	54
Influencia del pretratamiento del biosorbente	54
Influencia del tamaño de la partícula	54
2.4.8.Cladodios de la Tuna	55
Descripción	56
Cultivo	57
2.4.9.Isotermas de adsorción	58
2.4.9.1.Modelos teóricos de equilibrio de adsorción.	58
Modelo de Langmuir	58
Modelo de Freundlich	59
2.4.10.Modelos cinéticos	60
Modelo de Pseudo Primer orden o Lagergren	61
Modelo de Pseudo-segundo orden	61
Modelo de Elovich	62
Modelo de difusión intraparticular	63

CAPITULO III

FUNDAMENTOS METODOLÓGICOS

3.1.Metodología	64
3.1.1.Método de la Investigación	64
3.1.1.1.Método científico	64
3.1.1.2.Ubicación geográfica	64

3.1.1.3.Diagrama general	66
3.1.1.4.Preparación del biosorbente	66
3.1.1.5.Preparación de las soluciones acuosas	68
3.1.1.6.Rendimiento de la biomasa obtenida de los cladodios	69
3.1.1.7.Análisis próximo del material adsorbente obtenido a partir de los cladodios de la tuna (<i>Opuntia ficus indica</i>)	70
3.1.1.8.Caracterización del biosorbente	71
3.1.1.9.Método Boehm	72
3.1.1.10.Proceso de Biosorción- Manipulación de las variables independientes.	73
3.1.2.Tipo de investigación	76
3.1.3.Nivel de investigación	77
3.2.Diseño de la Investigación	77
3.3.Hipótesis de la Investigación	78
3.3.1.Hipótesis general	78
3.3.2.Hipótesis específicas	79
3.4.Variables	79
3.4.1.Variable Independiente	79
3.4.2.Variable Dependiente	79
3.5.Cobertura de estudio	80
3.5.1.Población	80
3.5.2.Muestra	80
3.6.Técnicas e Instrumentos	80
3.6.1.Técnicas de la investigación	80
3.6.2.Instrumentos de la investigación	80
3.6.3.Fuentes	81
3.7.Proceso estadístico de la información	81
3.7.1.Estadísticos	81
3.7.2.Representación	82
3.7.3.Técnica de comprobación de la hipótesis	82

CAPITULO IV

ORGANIZACIÓN, PRESENTACIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

4.1.Resultados y Discusión	83
4.1.1.Rendimiento de la biomasa obtenida de los cladodios de la tuna	83
4.1.2.Análisis próximo de la materia prima (cladodios de la tuna)	83
4.1.3.Caracterización del material biosorbente	84
Análisis de la química superficial del biosorbente (cladodios de la tuna) mediante Espectroscopia Infrarroja con Transformada de Fourier (FTIR).	84
4.1.4.Análisis Morfológico del biosorbente obtenido a partir de cladodios de la tuna mediante Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)	86
4.1.5.Determinación de la acidez por el método Boehm	89
4.1.6.Proceso de biosorción de Pb (II).	90
Determinación de la influencia del pH inicial de la solución de Pb (II).	90
Influencia del pH inicial de la solución sobre el pH final en la biosorción de Pb (II) usando los cladodios de la tuna.	92
Determinación de la influencia de la concentración inicial de Pb (II).	93
4.1.7.Modelamiento de los datos experimentales	94
Isoterma de equilibrio	94
Modelo de Langmuir	95
Modelo de Freundlich	96
Cinética de biosorción	99
Modelo de Pseudo-primer orden	100
Modelo de Pseudo-segundo orden	102
Modelo de Elovich	104
Modelo de difusión intraparticular	106
4.2.Contrastación de Hipótesis.	111
Contrastación de Hipótesis específicos- pH inicial	112
Contrastación de Hipótesis específicos – Concentración inicial	112

CONCLUSIONES	116
RECOMENDACIONES	118
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	119
ANEXOS	124
ANEXO N° 1: ESTUDIOS PREVIOS	125
ANEXO N° 2: INFORMES DE RESULTADOS DE LABORATORIO	129
ANEXO N° 3: TABLAS DE DATOS EXPERIMENTALES	146

GLOSARIO DE ABREVIATURA

ANA	Autoridad Nacional del Agua
Ag	Plata
Am	Americio
As	Arsénico
Au	Oro
°C	Centígrado
Ca	Calcio
CaCl ₂ .2H ₂ O	Cloruro de calcio dihidratado
Ca(OH) ₂	Hidróxido de calcio
CAM	Metabolismo ácido de crasuláceas
Cd	Cadmio
C_e	Concentración en equilibrio
cm	centímetros
C_o	Concentración inicial
Co	Cobalto
Cr	Cromo
Cr(VI)	Cromo hexavalente
Cu	Cobre
ECA	Estándares de Calidad Ambiental
ec.	Ecuación
FTIR	Espectroscopia Infrarroja con Transformadas de Fourier.
Fe	Hierro
Fe ²⁺	Ion de hierro (II)
g	Gramo
g/L	Gramo por Litro
g/cm ³	Gramo por centímetro cúbico
H ⁺	Ion hidrógeno
HNO ₃	Ácido nítrico
H ₂ SO ₄	Ácido sulfúrico
Hg	Mercurio
h	Horas
HCl	Ácido clorhídrico

KBr	Bromuro de potasio
H ₀	Hipótesis Nula
H ₁	Hipótesis Alternativa
Km ²	Kilómetro cuadrado
K	Potasio
KHP	Biftalato ácido de potasio
LMP	Límites máximos permisibles.
min	Minutos
mg/L	Miligramos por litro
mL	Mililitros
m ² /g	Metro cuadro por gramo
mm	Milímetro
mmol	Milimol
M	Molar
Mn	Manganeso
Mo	Molibdeno
Mg	Magnesio
mm/año	Milímetros por año
m	Metros
m.s.n.m	Metros sobre el nivel del mar
<i>M</i>	Masa
μm	Micrómetros
NaOH	Hidróxido de sodio
N	Normal
N ₂	Nitrógeno
Ni	Niquel
Na	Sodio
nm	Nanómetros
OH ⁻	Hidróxido
Ofi	Opuntia ficus indica
Pb	Plomo
Pb (II) o Pb (NO ₃) ₂	Nitrato de plomo
Pb (OH) ₂	Hidróxido de plomo
Pd	Paladio

Pt	Platino
PbS	Sulfuro de Plomo
PbSO ₄	Sulfato de Plomo
PbCO ₃	Carbonato de Plomo
PbCrO ₄	Cromato de Plomo
pH	Potencial de hidrógeno
pH _i	Potencial de hidrógeno inicial
pH _f	Potencial de hidrógeno final
ppm	Partes por millón
%	Porcentaje
q_e	Capacidad de adsorción
$q_{máx}$	Capacidad máxima de adsorción
rpm	Revoluciones por minuto
Ru	Rutenio
Ra	Radio
Simb.	Símbolo
Sb	Antimonio
Sn	Estaño
SEM	Microscopía Electrónica de Barrido
Th	Torio
t	Tiempo
U	Uranio
V	Vanadio
V	Volumen

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Concentraciones iniciales de las soluciones de Pb (II)	69
Tabla 2. Cuadro de doble entrada para las determinaciones de la capacidad de adsorción.	78
Tabla 3. Rendimiento de la biomasa.	83
Tabla 4. Análisis próximo del biosorbente.	84
Tabla 5. Determinación de la acidez de la biomasa.	89
Tabla 6. Datos calculados para representar la I. Langmuir de forma lineal.	95
Tabla 7. Datos calculados para representar la I. Freundlich de forma lineal.	97
Tabla 8. Constantes de las isothermas, aplicado a la adsorción de Pb (II).	98
Tabla 9. Comparación entre los valores obtenidos que experimentalmente y teóricamente para las isothermas de Langmuir y Freundlich.	99
Tabla 10. Datos calculados para representar la ecuación de Pseudo Primer Orden de forma lineal - $C_0 = 161$ mg/L.	101
Tabla 11. Datos calculados para representar la ecuación de Pseudo segundo orden de forma lineal- $C_0 = 161$ mg/L.	103
Tabla 12. Datos calculados para representar la ecuación de Elovich de forma lineal- $C_0 = 161$ mg/L.	105
Tabla 13. Datos calculados para representar la ecuación de Difusión intraparticular de forma lineal- $C_0 = 161$ mg/L.	106
Tabla 14. Parámetros de los modelos cinéticos.	108
Tabla 15. Valores calculados de q_t a partir de los modelos matemáticos para una concentración inicial de 161 mg/L.	108
Tabla 16. Análisis de varianza para la capacidad de adsorción de Pb (II).	113
Tabla 17. Cuadro de agrupación de la información utilizando Scheffé y una confianza del 95 % para la capacidad de adsorción de Pb (II).	114
Tabla 18. Especificación de los rótulos colocados a las muestras.	130
Tabla 19. Estudio dosis	147

Tabla 20. Datos del análisis de la cinética para una $C_0= 93.5$ ppm.	147
Tabla 21. Datos del análisis de la cinética para una $C_0= 161$ ppm.	147
Tabla 22. Influencia del pH en la biosorción de Pb (II) - $C_0=73.25$ ppm.	148
Tabla 23. Influencia del pH en la biosorción de Pb (II) – $C_0=93.5$ ppm.	148
Tabla 24. Influencia del pH en la biosorción de Pb (II) – $C_0=161$ ppm.	148
Tabla 25. Influencia de la concentración inicial de Pb (II).	148

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Bioacumulación de metales pesados.	43
Figura 2. Bioadsorción de metales pesados.	43
Figura 3. Ubicación geográfica del Distrito de Pilcomayo.	65
Figura 4. Diagrama de la fase experimental	66
Figura 5. Cladodios de tuna.	66
Figura 6. Trozado en láminas de cladodios de la tuna.	67
Figura 7. Cladodios secos y obtención del polvo.	67
Figura 8. Diagrama del proceso de obtención del biosorbente.	68
Figura 9. Solución acuosa de Pb (II)	69
Figura 10. Biomasa de los cladodios de la tuna.	71
Figura 11. Cenizas de la biomasa.	71
Figura 12. Enfriamiento de las muestras en el desecador.	71
Figura 13. Titulación de la muestra con 0,05 M de HCl.	73
Figura 14. Viraje de azul a verde de la solución.	73
Figura 15. Medición del pH de las soluciones acuosas.	74
Figura 16. Biosorción de plomo (II) - (Sistema Batch)	75
Figura 17. Balance de materia en el proceso de biosorción	76
Figura 18. Espectro FTIR del biosorbente antes del proceso de biosorción.	85
Figura 19. Micrografías de la biomasa antes del proceso de biosorción a 10 μm .	87
Figura 20. Micrografías de la biomasa antes del proceso de biosorción a 20 μm .	87
Figura 21. Micrografías de la biomasa antes del proceso de biosorción a 50 μm .	87
Figura 22. Micrografías de la biomasa después del proceso a 10 μm .	88
Figura 23. Micrografías de la biomasa después del proceso a 20 μm .	88
Figura 24. Micrografías de la biomasa después del proceso a 50 μm .	88
Figura 25. Relación entre la acidez superficial del biosorbente versus la cantidad de biomasa.	89
Figura 26. Influencia del pH inicial de la solución.	90

Figura 27. Diagrama de distribución de especies de plomo en solución acuosa.	92
Figura 28. Influencia del pH_i sobre el pH_f de la solución.	93
Figura 29. Isotherma de adsorción con C_o de Pb (II)- (55.09 a 484.25 mg/L).	93
Figura 30. Forma lineal de la ecuación de Langmuir.	96
Figura 31. Forma lineal de la ecuación de Freundlich.	97
Figura 32. Ajuste de los datos calculados a las diferentes isothermas.	99
Figura 33. Estudio cinético de adsorción de plomo para una $C_o = 161$ mg/L de Pb (II)	100
Figura 34. Forma lineal de la ecuación de Pseudo Primer Orden.	101
Figura 35. Forma lineal de la ecuación de Pseudo segundo orden.	103
Figura 36. Forma lineal de la ecuación de Elovich.	105
Figura 37. Forma lineal de la ecuación de Difusión interparticular.	107
Figura 38. Linealización de la segunda proporción de las curvas mostradas en la figura 37.	107
Figura 39. Ajuste de los datos calculados a los diferentes modelos cinéticos - $C_o = 161$ mg/L.	109
Figura 40. Correlación de los datos experimentales con el modelo de difusión intraparticular para la biosorción de Pb (II).	110
Figura 41. Gráfica de Prueba de Normalidad- q_e (mg/g)	111
Figura 42. Grafica de interacción de $C_o \cdot pH$	114
Figura 43. Influencia de la dosis del biosorbente en el porcentaje de remoción de Pb (II).	126
Figura 44. Estudio cinético de adsorción de plomo para una $C_o = 93.5$ mg/L y 161 mg/L de Pb (II).	128
Figura 45. Trozado de los cladodios de la tuna	152
Figura 46. Trozado en láminas delgadas.	152
Figura 47. Cladodios de la tuna secos.	152
Figura 48. Polvo de los cladodios de tuna.	152
Figura 49. Filtración de las muestras después del proceso de adsorción.	152
Figura 50. Muestras rotuladas.	152

RESUMEN

La contaminación del agua por metales pesados es uno de los problemas ambientales más severos, debido a su alta toxicidad. La biosorción es una técnica que permite remover iones solubles. El presente trabajo consiste en la remoción de Pb (II) de soluciones acuosas mediante un sistema batch, en función del pH inicial (2.10, 4.5 y 5.70), concentración inicial de Pb (II) (73.25, 93.5 y 161 ppm) y al tiempo de contacto (0-240 min). Los resultados obtenidos indican que al aumentar la dosis del biosorbente, se eleva el porcentaje de remoción de Pb (II) hasta alcanzar un valor casi constante. De acuerdo con los resultados obtenidos, se seleccionó una dosis de biosorbente de 0.2 g que es suficiente para alcanzar el máximo porcentaje de remoción de plomo. La capacidad de adsorción de Pb (II) aumenta a medida que se eleva la concentración inicial del contaminante, pasando de 13.55 a 48.63 mg/g en el rango de concentraciones analizadas. Con respecto al pH se determinó que es uno de los factores que más afecta al proceso de biosorción. En este sentido, se obtuvo mejores resultados a un pH igual a 4.5. La retención de plomo se produjo de forma muy rápida durante los 10 minutos y alcanzándose el equilibrio a los 120 minutos de tiempo de contacto, momento a partir del cual la capacidad de adsorción permanece constante. Los resultados cinéticos de biosorción se ajustaron mejor al modelo cinético de Pseudo segundo orden y los resultados de las isothermas se correlacionaron mejor con el modelo de Langmuir, obteniendo una capacidad máxima de biosorción en monocapa de 50.25 mg/g de Pb (II). De los resultados obtenidos, se puede concluir que los cladodios de la tuna presentan gran afinidad por los iones de plomo lo cual permite obtener altas capacidades de adsorción, en un amplio rango de condiciones de operación (dosis del biosorbente, concentración y pH inicial de la solución), lo cual indica que se puede usar como un biosorbente eficiente y económico para el tratamiento de aguas contaminadas con Pb (II).

Palabras claves: Metales pesados, biosorción, cladodios de tuna, Plomo y biosorbentes.

ABSTRACT

The contamination of water by heavy metals is one of the most severe environmental problems, due to its high toxicity. Biosorption is a technique that allows the removal of soluble ions. The present work consists in the removal of Pb (II) of aqueous solutions by means of a batch system, depending on the initial pH (2.10, 4.5 and 5.70), initial concentration of Pb (II) (73.25, 93.5 and 161 ppm) and contact time (0-240 min). The results obtained indicate that when increasing the dose of the biosorbent, the percentage of removal of Pb (II) rises until reaching an almost constant value. According to the results obtained, a biosorbent dose of 0.2 g was selected, which is sufficient to reach the maximum percentage of lead removal. The capacity of adsorption of Pb (II) increases as the initial concentration of the contaminant rises, going from 13.55 to 48.63 mg / g in the range of concentrations analyzed. Regarding pH, it was determined that it is one of the factors that most affects the biosorption process. In this sense, better results were obtained at a pH equal to 4.5. The retention of lead occurred very quickly during the 10 minutes and reaching equilibrium at 120 minutes of contact time, moment from which the capacity of adsorption remains constant. The kinetic results of biosorption were better adjusted to the kinetic model of Pseudo second order and the results of the isotherms correlated better with the Langmuir model, obtaining a maximum biosorption capacity in monolayer of 48.63 mg / g of Pb (II). From the results obtained, it can be concluded that the tuna cladodes have a high affinity for lead ions, which allows obtaining high adsorption capacities, in a wide range of operating conditions (dose of the biosorbent, concentration and initial pH of the solution), which indicates that it can be used as an efficient and economical biosorbent for the treatment of water polluted with Pb (II).

Keywords: Heavy metals, biosorption, tuna cladodes, lead and biosorbents.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años, ha habido una mayor migración rural-urbana, mayor uso de fertilizantes inorgánicos, proliferación de sectores informales y un mayor volumen de vehículos, todos estos factores inevitablemente han dado lugar a la producción de grandes volúmenes de aguas residuales domésticas e industriales, alto volumen de emisiones (vehicular e industrial). Todos estos desarrollos recientes han resultado en una grave contaminación ambiental (Nharingo & Moyo, 2016). Los metales pesados son considerados como uno de los grupos más peligrosos debido a su baja biodegradabilidad, su alta toxicidad a baja concentraciones y su capacidad para acumularse en diferentes organismos (Cardona et al., 2013). El plomo es un metal tóxico que tiene la capacidad de biomagnificarse en el medio ambiente y causar daños en la salud (Oré, 2015). Los métodos convencionales utilizados para la remoción metales pesados son: coagulación-floculación, adsorción con carbón activado, filtración con membrana, precipitación química e intercambio iónico; muchas veces resultan onerosos e ineficientes, especialmente cuando la concentración de los metales es muy baja y producen gran cantidad de lodos (Nharingo & Moyo, 2016). Dentro de estas técnicas disponibles hoy en día, surge la biosorción demostrando ser eficiente y ventajosa debido a que el material biosorbente, puede retener el metal en presencia de otros cationes. Para este trabajo se seleccionó como biosorbente a los cladodios de la tuna (Ofi) que es una planta arbustiva perteneciente a la familia de las cactáceas y de naturaleza xerófila, y se encuentra en abundancia en la costa y sierra de nuestro país. Su composición química revela estrecha semejanza con pectinas, elementos estructurales de las paredes celulares primarias y regiones intercelulares de las plantas superiores (Rosique, 2013). El presente estudio tuvo por objetivo caracterizar al biosorbente, realizar pruebas de biosorción de Pb (II) desde soluciones acuosas y estudiar las variables de pH y concentración inicial de Pb (II), así como también correlacionar los datos

experimentales de equilibrio y cinética de biosorción con los modelos matemáticos. El trabajo de investigación se dividió en 4 capítulos, en el capítulo I corresponde a la caracterización de problema, justificación e importancia de la investigación, en el cual se describe las razones por las cuales se desarrolló el presente estudio; en el capítulo II se precisa los fundamentos teóricos donde se presentan los antecedentes relacionados con la investigación en el ámbito nacional e internacional, bases teóricas y conceptuales; en el capítulo III involucra la metodología y el procedimiento estadísticos de la información; y en el capítulo IV se describe detalladamente los resultados obtenidos directamente de la experimentación, y el análisis estadístico respectivo para validar la hipótesis propuesta para la presente investigación. Finalmente se detalla las conclusiones y recomendaciones.

CAPITULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Caracterización del problema.

La presencia en el medio natural (agua, suelo y aire) de metales pesados se convierte en un problema ambiental que conviene tratar de un modo eficiente para evitar que éstos pasen a la cadena trófica y provoquen riesgos de difícil solución. La actividad industrial representa en general la principal fuente de contaminación de metales pesados. Éstos se depositan inicialmente en el suelo, para pasar con posterioridad al medio acuático que actúa como dispersor del riesgo, amenazando los ecosistemas de ciertas zonas del planeta. En las últimas décadas, la acumulación de metales pesados en los ecosistemas, agua y suelo, se incrementado alrededor del mundo. (Rentería et al., 2014)

El Perú es un país eminentemente minero, es el cuarto de plomo en el mundo, por lo que está expuesto a la contaminación ambiental producida por la explotación minera formal e informal, así como a los relaves productos de esta actividad. (Banco Mundial, 2005)

El recurso hídrico de la cuenca del Mantaro, a diferencia de otros ríos de la costa del Perú, tienen uso mayoritariamente energético, agrícola, poblacional y minero y no es deficitario; sin embargo, no se utilizan adecuadamente por falta de infraestructura de regulación y de riego en general, y por la contaminación de las aguas del río Mantaro. En el año 2008 con el proyecto “El Mantaro Revive” se monitoreo la calidad de agua en la zona alta y media de la cuenca donde se encontró mayor preocupación en el río San Juan y Anticona.

El plomo es un metal altamente tóxico en bajas concentraciones, y puede alterar el sistema nervioso en los niños, en los adultos causa fatiga e hipertensión arterial y en las mujeres embarazadas expuestas a altas concentraciones de plomo puede ser causa de malformaciones leves en los fetos. El principal vehículo de transporte del plomo desde los intestinos a varios tejidos celulares son los glóbulos rojos, este metal pesado se puede fijar en la sangre, en los huesos, esto se debe a que el plomo desplaza al calcio por tener radios atómicos parecidos y porque el plomo tiene mayor afinidad por estos grupos funcionales. (Muñoz, 2007)

En el valle del Mantaro los cladodios de la tuna se pueden encontrar en abundancia, al cual no se le da un uso adecuado a pesar de que tiene grandes beneficios (nutritivos y ambientales).

1.2. Formulación del problema.

1.2.1. Problema general.

- ▣ ¿Cuál será el mejor tratamiento para lograr la mayor capacidad de adsorción de Pb (II), usando la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (*Opuntia ficus indica*)?

1.2.2. Problema específico.

- ▣ ¿Cuáles son las características físicas y químicas de la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (*Opuntia ficus indica*)?

- ▣ ¿Cuál será la influencia de los distintos niveles de pH sobre la capacidad de adsorción de Plomo (II) usando la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (*Opuntia ficus indica*)?
- ▣ ¿Cuál será la influencia de las distintas concentración inicial de Pb (II) sobre la capacidad de adsorción del contaminante usando la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (*Opuntia ficus indica*)?
- ▣ ¿Cuál será la influencia de la interacción del pH y la concentración inicial de Pb (II) sobre la capacidad de adsorción del contaminante usando la biomasa de los cladodios de la tuna (*Opuntia ficus indica*)?
- ▣ Los datos de la isoterma en el proceso de adsorción Pb (II), ¿A qué modelo matemático se ajusta mejor?
- ▣ Los datos del mejor tratamiento, ¿A qué modelo cinético se ajusta?

1.3. Objetivos.

1.3.1. Objetivo general.

- ▣ Determinar el mejor tratamiento para lograr la mayor capacidad de adsorción de Pb (II), usando la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (*Opuntia ficus indica*)

1.3.2. Objetivo específico.

- ▣ Caracterizar física y químicamente la biomasa de los cladodios de la tuna (*Opuntia ficus indica*).
- ▣ Determinar la influencia de los niveles de pH sobre la capacidad de adsorción del contaminante, usando la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (*Opuntia ficus indica*).
- ▣ Determinar la influencia de las distintas concentración inicial de Pb (II) sobre la capacidad de adsorción del contaminante, usando la

biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (*Opuntia ficus indica*).

- Determinar la influencia de la interacción del pH y la concentración inicial de Pb (II) sobre la capacidad de adsorción del contaminante, usando la biomasa de los cladodios de la tuna (*Opuntia ficus indica*).
- Determinar el ajuste de los datos de la isoterma en el proceso de adsorción de Pb (II) a los modelos matemáticos.
- Determinar el ajuste de los datos del mejor tratamiento a los modelos cinéticos.

1.4. Justificación de la investigación.

Al transcurrir el tiempo la calidad y disponibilidad del agua se ve afectado por nuestras actitudes frente a este recurso. En lagos, ríos, mares y otros cuerpos de agua superficiales se ha visto la mejor manera de disponer las aguas residuales sobre estas sin ningún tratamiento, produciendo así impactos negativos para la salud y el ambiente.

En muchas industrias y minas preocupadas por el tratamiento de las aguas residuales que generan, emplean diversos métodos de tratamiento (ósmosis inversa, filtración, adsorción, precipitación química, coagulación, evaporación, oxidación/reducción, intercambio iónico, lodos activados, tratamiento aeróbico y anaeróbico). Sin embargo, la mayoría de las tecnologías existentes son a menudo ineficaces, costosas o técnicamente muy complicadas, tienen desventajas de alto uso de reactivos, altos requerimientos energéticos y producción de lodos secundarios tóxicos. Dentro de ello emerge la Biosorción o bioadsorción como una técnica muy utilizada para la remoción de iones metálicos, que consiste en extraer el contaminante de una fase líquida utilizando un biosorbente (fase sólida), que son enlazados por diferentes mecanismos. Este proceso continúa hasta que

se establezca un equilibrio entre el sorbato disuelto y el sorbato enlazado al sólido.

La tuna es una planta arbustiva perteneciente a la familia de las cactáceas, de naturaleza xerófila es decir una planta que se adapta a la escasez de agua, y para su desarrollo óptimo requiere de temperaturas entre 18° a 25° C, crece en suelos áridos y su reproducción es por esqueje, es decir cuando un cladodio o penca de tuna cae al suelo sus areolas producen raíces y se genera una nueva planta o bien puede ser por semilla.

1.5. Importancia de la investigación.

Las industrias y mineras han optado por disponer sus aguas residuales a los cuerpos hídricos sin darles un tratamiento adecuado para la disminución de sus concentraciones de metales pesados, siendo el agua indispensable para el riego, ganadería y consumo humano, representado así una gran problemática social. Por tanto, se debería minimizar la generación de aguas con concentraciones de plomo ya que estos compuestos se pueden bioacumular en los organismos de los seres vivos, como también puede causar toxicidad en el ambiente. Por todo lo mencionado la importancia que tuvo el trabajo de investigación es desarrollar tecnologías limpias y amigables con el ambiente como es la técnica de biosorción usando los cladodios de tuna, que permite reducir la concentración de iones metálicos de las aguas contaminadas. La necesidad de muchas industrias y mineras es reducir la concentración de iones metálicos, presentes en los efluentes de sus actividades, por debajo de los niveles exigidos por la legislación sobre la conservación del ambiente, límites máximos permisibles y el cumplimiento de los estándares de calidad ambiental. Esta biomasa se puede encontrar en abundancia en la naturaleza, y en los procesos de biosorción se pueden reducir significativamente los costos de capital, los costos operativos y los costos totales de tratamiento en comparación con los sistemas convencionales.

1.6. Limitaciones de la investigación.

En el desarrollo de la investigación se me ha presentado limitaciones como encontrar antecedentes nacionales con la misma biomasa, la siguiente dificultad ha sido encontrar información acerca de la composición y propiedades de los cladodios de la tuna. Dentro de las limitaciones metodológicas, para validar los resultados del proceso de biosorción es necesario realizar los análisis de laboratorio mediante absorción atómica, y debido a que la Universidad Alas Peruanas no cuenta con el equipo apropiado para desarrollar este tipo de análisis se tuvo que recurrir al laboratorio de análisis instrumental de la Universidad Nacional del Centro del Perú, lo cual demanda un costo, esto constituye un limitación metodológica ya que si no fuese ese el limitante se hubieran desarrollado más pruebas experimentales.

CAPITULO II

FUNDAMENTOS TEÓRICOS DE LA INVESTIGACIÓN.

2.1. Marco Referencial

2.1.1. Antecedentes de la investigación

Oré Jiménez, F. (2015) en su artículo: “**Biosorción de Pb (II) de aguas residuales de mina usando el marlo de maiz (*Zea mays*)**”. El objetivo de la investigación fue realizar pruebas de biosorción de Pb (II) desde soluciones acuosas y estudiar las variables de dosis del biosorbente, tiempo de contacto, concentración inicial de Pb (II) y pH, y estudiar la posibilidad de recuperar el metal y su aplicación en el tratamiento de un efluente minero. Para el estudio dosis utilizo diferentes cantidades de marlo de maíz (1, 2, 4, 8, 12 y 16 g/L). Para determinar el equilibrio cinético trabajo a diferentes intervalos de tiempo de 1-180 min. Evaluó el equilibrio de sorción a diferentes concentraciones iniciales del adsorbato de 2-50 mg/L de Pb (II). Realizo el estudio de la influencia del pH inicial de la solución en un rango de 2-6. Logró caracterizar el biosorbente cuya área superficial

es de 2,2232 m²/g y determinó por FTIR la presencia de grupos funcionales como OH y grupos carboxílicos los cuales estarían favoreciendo el proceso de biosorción. Determinó las condiciones óptimas para la remoción de Pb (II) las cuales fueron de 4 g/L de biosorbente, tiempo de agitación de 90 minutos y pH 5,0, después de 4 g/L no provoca un cambio sustancial en el % de biosorción. El modelo de las isothermas que tuvo mejor ajuste fue el de Langmuir, con una capacidad máxima de saturación de 7,49 mg/g, y para la cinética el modelo que mejor se ajustó fue el de Pseudo segundo orden, lo cual indica que el adsorbato se quimisorbe sobre la superficie del biosorbente. Y logró remover el 97 % de Pb (II) contenido en las aguas residuales de mina. La máxima desorción que obtuvo fue de 96 % con una concentración de HNO₃ igual a 0,3 M. Finalmente concluyó que es un método eficiente y económico para el tratamiento de aguas residuales con Pb (II) y la variable de mayor influencia sobre la capacidad de adsorción de Pb (II) fue el pH.

Maldonado, A. ,Luque, C. y Urque, D. (2012) en su artículo: “Biosorción de Plomo de aguas contaminadas utilizando el *Pennisetum clandestinum Hochst (KIKUYO)*”. Investigaron la capacidad del kikuyo para remover Pb (II) de soluciones acuosas, realizaron su activación del biosorbente mediante un proceso de hidrólisis acida seguido de una hidrólisis básica y prepararon una solución de 30 ppm de Pb (II). Realizaron el proceso de adsorción en un equipo de prueba de jarras, donde se estudiaron las variables: dosis del biosorbente, velocidad de agitación y pH, y como variable respuesta la capacidad de adsorción (Q). Lograron una capacidad máxima de adsorción de 139.35 mg/g con 0.06 g de dosis de biosorbente (kikuyo), 100 rpm para velocidad de agitación y pH 6. Y determinaron el modelo matemático que relaciona Q, con la variable más significativa, dosis del biosorbente (Do). La cinética de adsorción,

obedece a un modelo de primer orden ($R^2=0.9445$); donde el valor de $k=0.0089 \text{ t}^{-1}$. El modelo de Langmuir es el que representa el proceso de adsorción ($R^2=0.9955$). Finalmente concluyeron que el kikuyo es efectivo en la remoción de Pb (II) de aguas contaminadas simuladas, por lo tanto, los resultados de esta investigación pueden ser aplicados en la remoción de Pb (II) de los efluentes industriales, que presentan niveles de plomo por encima de los Límites Máximos Permisibles.

Villanueva Huerta, C. (2006) en su tesis: “Biosorción de Cobre (II) por biomasa pretatada de cáscara de *Citrus Sinensis* (naranja), *Citrus Limonium* (limón) y *Opuntia Ficus* (palmeta de nopal)”.

Tuvo como objetivo principal estudiar la transformación de las biombras: cáscara de *Citrus Sinensis* (naranja), *Citrus Limonium* (limón) y *Opuntia Ficus* (palmeta de nopal) en biosorbentes a través de los procesos de desmetoxilación y entrecruzamiento. También investigo la influencia del pH en la biosorción de iones de Cu (II) a partir de soluciones. Para determinar el pH óptimo para la biosorción de Cu (II), se tomó 0,2 g de biomasa tratada seca y se colocaron en 6 matraz erlenmeyers y a cada matraz se le agrego 100 mL de la solución de $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ a diferentes pH (2,5; 3,20; 4,12; 4,96; 5,60 y 6,25) y para el proceso de adsorción se tomó 0,2 g de biomasa tratada seca y se colocaron en 6 matraz erlenmeyers y a cada matraz se le agrego 100 mL de la solución de $\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ a diferentes concentraciones 20, 40, 60, 80, 100 y 120 ppm ajustando el pH a 4,5. Las mezclas obtenidas se colocaron en un agitador a 200 rpm durante 24 horas. Por lo tanto se determinó que el pH óptimo para llevar a cabo el proceso de bioadsorción de Cu (II) se encuentra en el rango de 4,0 a 4,5. Para el tratamiento de los datos experimentales ha utilizado el modelo de adsorción de Langmuir, las capacidades máximas de adsorción ($q_{m\acute{a}x}$) de las biombras tratadas fueron: cáscara de *citrus sinensis* (naranja) 36.10 mg/g, *citrus limonium*

(limón) 47.04 mg/g y *opuntia ficus* (palmeta de nopal) 44.2567 mg/g. Finalmente concluyo que las tres biomásas en cuyas composiciones contienen pectinas, observándose que la biomasa más eficiente son las cáscaras de *citrus limonium* (limón).

Barka, Abdennouri, El Makhfouk, & Qourzal (2013) en su artículo: “Biosorption characteristics of cadmium and lead onto eco-friendly dried cactus (*Opuntia ficus indica*) cladodes”. Evaluaron la potencialidad de la biomasa seca de los cladodios de la tuna como biosorbente para la biosorción de iones cadmio (II) y plomo (II) de soluciones acuosas. Investigaron los efectos del tamaño de partícula biosorbente, pH, masa de biosorbente, tiempo de contacto, concentración inicial de metal y temperatura. El efecto del tamaño de partícula biosorbente se llevó a cabo variando los tamaños de partícula: inferiores a 100 μm y a partículas mayores que 500 μm . Para los demás experimentos, utilizaron la fracción de partículas inferior a 100 μm . También variaron el pH de 2,3 a 6,5 y de 2,3 a 5; respectivamente para Cd (II) y Pb (II), la dosis de biosorbente varió de 0,5 a 10 g/L, tiempo de contacto de 5 a 120 min, las concentraciones iniciales de metales de 30 a 300 mg/L y la temperatura de 25 a 60°C. Los resultados experimentales indicaron que el porcentaje de remoción aumenta con un aumento en la dosificación de biosorbente y la disminución del tamaño de partícula. Los datos cinéticos de biosorción se ajustaron mejor con el modelo cinético de Pseudo-segundo orden. Los datos de equilibrio se ajustaron al modelo de Langmuir con una capacidad de biosorción monocapa máxima de 30,42 y 98,62 mg/g, respectivamente para los iones de cadmio (II) y plomo (II). El rendimiento de biosorción disminuye con un aumento en la temperatura de la solución. Con el análisis FTIR se determinó la participación de los grupos de ácido carboxílico en la unión de metales. Por último, los cladodios secos se pueden utilizar como un

alternativo y eficaz biosorbente natural en la eliminación de metales de aguas residuales.

Barka, Khalid, Abdennouri, & El Makhfouk (2013) en su artículo: Dried prickly pear cactus (*Opuntia ficus indica*) cladodes as a low- cost and eco-friendly biosorbent for dyes removal from aqueous solutions. Evaluaron la potencialidad de la biomasa de cladodios como un biosorbente natural, ecológico y de bajo costo para la biosorción de Azul de Metileno, Eriochrome Black T y Alizarina S a partir de soluciones acuosas. Los experimentos se llevaron a cabo variando el tamaño de partícula biosorbente desde partículas de menos de 100 μm hasta partículas mayores de 500 μm , tiempo de contacto de 5 a 90 minutos, dosificación de biosorbente de 0,2 a 4 g/L, pH de 2 a 10, concentración inicial de 30 a 300 mg/L y la temperatura de 25 a 60°C. Los resultados experimentales mostraron que, el porcentaje de biosorción aumenta con un aumento en la dosificación de biosorbente, y la disminución del tamaño de partícula. La biosorción fue dependiente del pH con una alta biosorción del colorante catiónico (MB) en el rango básico y una alta biosorción de colorantes aniónicos (EBT y AS) en el rango ácido. La adsorción de equilibrio se incrementó con un aumento en la concentración inicial de colorante en solución. Los datos cinéticos de biosorción se ajustaron al modelo cinético de Pseudo-segundo orden. Los datos de la isoterma experimental se ajustaron mejor al modelo de Redlich-Peterson y de Langmuir con una capacidad de biosorción monocapa máxima de Langmuir de 189,83 mg/g para Azul de metileno, 200,22 mg/g para Eriochrome Black T y 118,35 mg/g para Alizarina S. La energía de Gibbs (ΔG°) aumentó cuando la temperatura se incrementó de 25 a 60°C indicando una disminución en la viabilidad de la biosorción a temperaturas más altas. Finalmente concluyeron que la biomasa es un excelente biosorbente natural para el

tratamiento económico de las aguas residuales que contienen colorantes sintéticos.

Rosique Hueso, M. (2013) en su tesis: Bioadsorción de Cadmio por biomasa de *Opuntia*. Su principal objetivo fue estudiar las posibilidades de los cladodios de *Opuntia* como bioadsorbente en la biosorción de cadmio (II) cuando este se encuentre en bajas concentraciones en disolución acuosa. Los cladodios se tamizaron, para ello se utilizó un tamiz con diferentes luces de paso, siendo sus fracciones de menor a mayor tamaño: F1 (<250 μm), F2 (250-500 μm), F3 (500-850 μm), F4 (>850 μm). Siendo F3 el que se ha empleado para la realización de los diferentes ensayos. La biomasa utilizada en los experimentos fue tratada con 0,1 M HCl y 1M HCl. De esta forma se obtuvo dos niveles de protonación y, por tanto, tres parámetros de experimentación (sin protonar, protonado con HCl 0,1M y protonada con HCl 1M). Se varió las concentraciones iniciales 50, 30 y 10 ppm y el pH 2, 4,5, 6 y 8. De los diferentes experimentos se determinó que el proceso de bioadsorción se ve influenciado por el pH medio, presentando la mayor capacidad de retención a pH 5. De los factores considerados en la optimización del proceso (dosis de biomasa, concentración inicial de Cd (II) y nivel de protonación de la biomasa) la mayor capacidad de retención que logro fue con una dosis de 0.5 g/L (biomasa protonada con HCl 0,1 M) y concentración inicial de Cd (II) de 50 ppm. El valor de q_e obtenido en esas condiciones fue de 47,3 mg/g. El estudio de la cinética del proceso reveló una mayor aproximación al modelo cinético de Pseudo segundo orden con valores de q_e muy similares a los reales y coeficiente de regresión superior a 0,9. La máxima capacidad de adsorción predicha por la isoterma de Langmuir de 48,3 mg de Cd (II) por gramo de bioadsorbente revelo la gran afinidad del bioadsorbente por este ion metálico. Por último, cuando se compara el valor de $q_{m\acute{a}x}$ de este

bioadsorbente para el Cd (II) con el de otros bioadsorbentes en trabajos publicados se demuestra que la biomasa de *Opuntia* figura entre las tres biomasa vegetales de mayor afinidad y se puede considerar como bioadsorbente de bajo coste para la detoxificación de Cd (II) en medios acuosos.

“Todos los resultados de las investigaciones anteriores demostraron que la biomasa proveniente de desechos industriales agrícolas y los cladodios de la tuna son biosorbentes alternativos, eficientes y sobre todo de bajo costo para la remoción de iones de metales pesados y colorantes”.

2.2. Marco Legal

2.2.1. Leyes

- ☞ Ley N° 28611 “Ley General del Ambiente”.

En el inciso 122.3 Las empresas o entidades que desarrollan actividades extractivas, productivas, de comercialización u otras que generen aguas residuales o servidas, son responsables de su tratamiento, a fin de reducir sus niveles de contaminación hasta niveles compatibles con los LMP, los ECA y otros estándares establecidos en instrumentos de gestión ambiental, de conformidad con lo establecido en las normas legales vigentes. El manejo de las aguas residuales o servidas de origen industrial puede ser efectuado directamente por el generador, a través de terceros debidamente autorizados o a través de las entidades responsables de los servicios de saneamiento, con sujeción al marco legal vigente sobre la materia.

- ☞ Ley N° 29338 “Ley de Recursos Hídricos”; de acuerdo a la primera disposición complementaria Transitoria entra en vigencia a partir del 01 de abril del 2009.

La presente Ley regula el uso y gestión de los recursos hídricos. Comprende el agua superficial, subterránea, continental y los bienes

asociados a esta. Se extiende al agua marítima y atmosférica en lo que resulte aplicable. El agua tiene valor sociocultural, valor económico y valor ambiental, por lo que su uso debe basarse en la gestión integrada y en el equilibrio entre estos. En el artículo 34° Condiciones generales para el uso de los recursos hídricos: menciona que el uso de los recursos hídricos se encuentra condicionado a su disponibilidad. El uso del agua debe realizarse en forma eficiente y con respeto a los derechos de terceros, de acuerdo con lo establecido en la Ley, promoviendo que se mantengan o mejoren las características físico-químicas del agua, el régimen hidrológico en beneficio del ambiente, la salud pública y la seguridad nacional.

☞ Ley N° 26842 “Ley General de Salud”.

En el artículo 104 de la Ley refiere que: Toda persona natural o jurídica, está impedida de efectuar descargas de desechos o sustancias contaminantes en el agua, el aire o el suelo, sin haber adoptado las precauciones de depuración en la forma que señalan las normas sanitarias y de protección del ambiente.

2.2.2. Reglamentos

☞ D.S N° 001-2010- AG (24/03/2010) aprueban el Reglamento de la Ley N° 29338, Ley de Recursos Hídricos.

El Reglamento tiene por objeto regular el uso y gestión de los recursos hídricos que comprenden al agua continental: superficial y subterránea, y los bienes asociados a esta. En el artículo 137° Otorgamiento de autorizaciones de vertimientos de aguas residuales tratadas, inciso 137.1 La ANA otorga autorizaciones de vertimientos de aguas residuales tratadas con las opiniones previas técnicas favorables de la DIGESA y de la autoridad ambiental sectorial competente de acuerdo al procedimiento que, para tal efecto, establece dicha Autoridad.

- ☞ D.S N° 008-2017-SA, aprueba el Reglamento de Organización y Funciones del Ministerio de Salud.

En el artículo 78° Dirección General de Salud Ambiental e Inocuidad Alimentaria (DIGESA) es el órgano de línea dependiente del Viceministerio de Salud Pública, constituye la Autoridad Nacional en Salud Ambiental e Inocuidad Alimentaria, responsable en el aspecto técnico, normativo, vigilancia, supervigilancia de los factores de riesgos físicos, químicos y biológicos externos a la persona y fiscalización en materia de salud ambiental la cual comprende: i) calidad de agua para consumo humano, agua de uso poblacional y recreacional (playas y piscinas; características sanitarias de los Sistemas de abastecimiento y fuentes de agua para consumo humano, agua de uso poblacional y recreacional; aire y ruido.

- ☞ D.S N° 010-2010-MINAM, Aprueban los Límites Máximos Permisibles (LMP) para los efluentes líquidos de actividades minero-metalúrgicas.
- ☞ D. S N° 037-2008-PCM, Aprueban los Límites Máximos Permisibles (LMP) para los efluentes líquidos para el subsector Hidrocarburos.

2.2.3. Normas Nacionales

La calidad del agua residual depende del uso de las aguas del cuerpo receptor al cual se vierte, o del uso directo de las aguas residuales tratadas.

- ☞ D.S N° 004-2017-MINAM, aprueba los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para Agua.

Para la aplicación de los ECA para Agua se debe considerar las siguientes precisiones sobre sus categorías:

Categoría 1: Poblacional y Recreacional

- Subcategoría A: Aguas superficiales dedicadas a la producción de agua potable.

A1.- Aguas que pueden ser potabilizadas con desinfección

A2.- Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional.

A3.- Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento avanzado.

- Subcategoría B: Aguas superficiales destinadas para recreación.

B1.- Contacto primario

B2.- Contacto secundario

Categoría 2: Extracción, cultivo y otras actividades marino costeras y continentales.

- C1.-Extracción y cultivo de moluscos, equinodermos y tunicados en aguas marino costeras.
- C2.- Extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas en aguas marino costeras.
- C3.- Actividades marino portuarias, industriales o de saneamiento en aguas marino costeras.
- C4.- Extracción y cultivo de especies hidrobiológicas en lagos o lagunas.

Categoría 3: Riego de Vegetales y Bebidas de Animales.

- D1: Riego de vegetales.
 - Agua para riego no restringido.
 - Agua para riego restringido.
- D2: Bebida de animales.
 - Bebida de animales.

Categoría 4: Conservación del Ambiente Acuático.

- E1: Lagunas y lagos

- E2: Ríos
 - Costa y Sierra
 - Selva
- E3: Ecosistemas costeros y marinos.
 - Estuarios
 - Marinos

2.3. Marco Conceptual

Cladodios

Se le llama tallo o penca. Tiene forma ovoide y a medida que crece, se va lignificando. Posee hojas reducidas temporales, gloquídios y espinas.

Metales pesados

Son componentes naturales que se encuentra en la corteza terrestre, cuya densidad es por lo menos cinco veces mayor que la del agua. Estos son considerados como uno de los grupos más peligrosos debido a su baja biodegradabilidad, su alta toxicidad a bajas concentraciones y su capacidad para acumularse en diferentes organismos. Los metales pesados se pueden clasificar en esenciales (Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn, V) y no esenciales (Cr, Cd, Hg, Pb, As, Sb).

Plomo

Elemento químico metálico, pesado, de color gris azulado, que reacciona con el ácido nítrico formando sales venenosas y se obtiene principalmente de la galena; se usa para fabricar acumuladores, tuberías, revestimientos, pinturas y como antidetonante de la gasolina.

Adsorbato

Sustancia que se concentra en la superficie del adsorbente o se adsorbe (Contaminantes: metales pesados, colorantes y pesticidas).

Adsorción

Es un proceso mediante el cual se extrae el contaminante de una fase líquida y se concentra sobre la superficie de otra fase (generalmente sólida) conocido como adsorbente, quedando enlazados a través de diferentes mecanismos.

Absorción

Es un proceso mediante el cual se extrae el contaminante de una fase líquida y se concentra en el interior de la biomasa viva empleada como adsorbente.

Biosorbentes o Bioadsorbentes

Son materiales naturales que pueden actuar como biosorbentes: microorganismos, algas, bacterias, hongos, desechos de las industrias agroalimentarias. Estos materiales han demostrado su capacidad para eliminar metales pesados presentes en aguas residuales a un bajo coste debido a su gran abundancia en la naturaleza. Los adsorbentes utilizados suelen tener una alta porosidad y por tanto una elevada superficie específica.

Biomasa

Es toda materia de origen vegetal o animal, incluyendo los residuos y desechos orgánicos, susceptible de ser aprovechada energéticamente.

Isotermas

Es la representación de las cantidades de los contaminantes como metales pesados (mg) retenido por el biosorbente (g) y describen interacción entre el adsorbato y la superficie del material adsorbente.

2.4. Marco Teórico

2.4.1. Metales Pesados

Son elementos químicos con densidades superiores a 5 g/cm^3 , pesos atómicos mayores a 44,956 y números atómicos superiores a

20, excepto los elementos de los grupos alcalino, alcalinotérreo, lantánidos y actínidos. Los iones metálicos son parte de la geósfera, por lo tanto, se encuentran presentes de forma natural en la corteza terrestre (yacimientos) y son extraídos por el hombre para su fundición y posterior uso industrial. Las principales causas de acumulación natural en los ecosistemas son: la erosión, la actividad volcánica y los incendios forestales, que de la misma manera cumplen ciclos de acumulación y remediación, sin presentarse un efecto tóxico y/o nocivo para los ecosistemas. (Gutiérrez, 2015)

Tres tipos de metales pesados son preocupantes, incluidos los metales tóxicos (como Hg, Cr, Pb, Zn, Cu, Ni, Cd, As, Co, Sn, etc.), metales preciosos (tales como Pd, Pt, Ag, Au, Ru, etc.) y radionucleidos tales como U, Th, Ra, Am. (Abbas, Ismail, Mostafa, & Sulaymon, 2014)

Rosique (2013) menciona que: dependiendo de su función en los organismos vivos los metales pesados se pueden agrupar en dos categorías:

- Oligoelementos o micronutrientes. Se trata de elementos esenciales para la vida de los seres vivos. Una disponibilidad baja o muy baja de los oligoelementos produce una disminución en la función que desempeñan por déficit, que puede llegar a la muerte. Superando los valores óptimos se pierde rápidamente la funcionalidad por el efecto tóxico del exceso, llegando también a la muerte del organismo si la ingesta supera la dosis letal. Entre estos elementos se encuentran Zn, Cu, Cr, Co, Fe y Mn.

- Metales pesados sin función biológica conocida. Estos metales son altamente tóxicos en dosis mínimas, ya que su presencia, aun en pequeñas cantidades, en los seres vivos, lleva aparejadas

disfunciones en el funcionamiento de los órganos. Dentro de este grupo se encuentra Pb, Hg, Cd, Au y As.

Dionisio (2012) menciona que: Algunos metales pesados en determinadas concentraciones, siempre menores al 0,01 % de la masa total del organismo, son elementos esenciales para la vida y así el V, Cr, Mo, Mn, Fe, Co, Ni, Cu y Zn lo son para el hombre.

Vías de entrada y origen de los metales pesados en los sistemas acuáticos

Dionisio (2012) afirma que: Los metales tienen tres vías principales de entrada en el medio acuático.

a) La vía atmosférica, se produce debido a la sedimentación de partículas emitidas a la atmósfera por procesos naturales o antropogénicos (principalmente combustión de combustibles fósiles y procesos de fundición de metales).

b) La vía terrestre, producto de filtraciones de vertidos, de la escorrentía superficial de terrenos contaminados (minas, utilización de lodos como abono, lixiviación de residuos sólidos, precipitación atmosférica, etc.) y otras causas naturales.

c) La vía directa, de entrada, de metales es a consecuencia de los vertidos directos de aguas residuales industriales y urbanas a los cauces fluviales.

En los sistemas acuáticos continentales (ríos, lagos, embalses, etc.) los metales pesados son introducidos como resultado de la acción de procesos naturales y antropogénicos, si bien a veces es difícil discernir entre ambas procedencias.

2.4.2. Plomo

Según Martín (2008) el plomo es un metal pesado de densidad 11,4 g/cm³ a 16 °C, de color azulado, que al empañarse adquiere un color gris mate. Es flexible, inelástico y se funde con facilidad. Su fundición

se produce a 327,4 °C, hirviendo a 1 725 °C. Sus valencias químicas normales son 2 y 4. Es relativamente resistente al ataque de ácido sulfúrico y ácido clorhídrico, aunque se disuelve con lentitud en ácido nítrico y ante la presencia de bases nitrogenadas. El plomo es anfótero, ya que forma sales de plomo de los ácidos, así como sales metálicas del ácido plúmbico. Tiene la capacidad de formar muchas sales, óxidos y compuestos organometálicos.

Fuentes naturales y antropogénicas.

El plomo rara vez se encuentra en su estado elemental, obteniéndose básicamente de la galena (PbS) y, en menor proporción, de otros minerales de plomo asociados a la galena y a los sulfuros complejos como la anglesita (PbSO₄), cerusita (PbCO₃), crocoita (PbCrO₄), etc. (Martín, 2008)

“La principal fuente de contaminación por metales pesados son las chapas metálicas, la minería, la fundición, la fabricación de baterías, curtiembres, refinación de petróleo, fabricación de pigmentos, fabricación de pinturas de impresión, pesticidas” (Abbas et al., 2014). Otras fuentes importantes de emisión de plomo a la atmósfera son las fundiciones de plomo, las actividades de recuperación del metal y la combustión de combustibles fósiles de donde es transportado por la atmósfera y se deposita en los cursos de las aguas continentales. En áreas urbanas el plomo es emitido por vehículos y depositados en las calles y son lavados por la lluvia. (Dionisio, 2012)

Toxicidad.

El plomo es un metal altamente tóxico ya que causa daño neurológico en los seres humanos; el principal vehículo de transporte del plomo desde los intestinos a varios tejidos celulares son los glóbulos rojos, siguiendo la absorción en sangre, hígado, riñones, por su toxicidad el plomo inhibe la acción enzimática, es decir se puede

fijar en la sangre, en los huesos, esto se debe a que el plomo desplaza al calcio por tener radios atómicos parecidos y porque el plomo tiene mayor afinidad por estos grupos funcionales, también produce alteración de la membrana celular. (Muñoz, 2007)

2.4.3. Biotecnología

La biotecnología ha separado dos grandes áreas dentro del mismo objetivo: bioacumulación y biosorción, la primera es considerada como un proceso activo de eliminación de metales pesados mediante mecanismos metabólicos involucrando biomasa viva, mientras que biosorción es entendido como un proceso pasivo con mecanismos netamente fisicoquímicos, por medio de biomasa muerta. La biosorción es considerada una tecnología “limpia” en la eliminación de metales pesados de aguas residuales o de desecho de actividades productivas. (Martín, 2008)

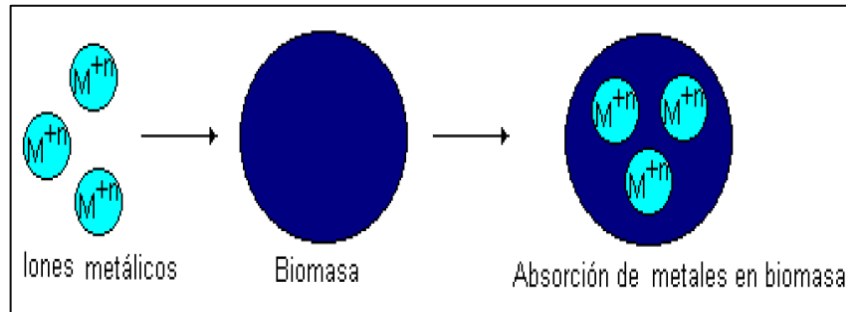


Figura 1. Bioacumulación de metales pesados.

Fuente: Villanueva (2006)

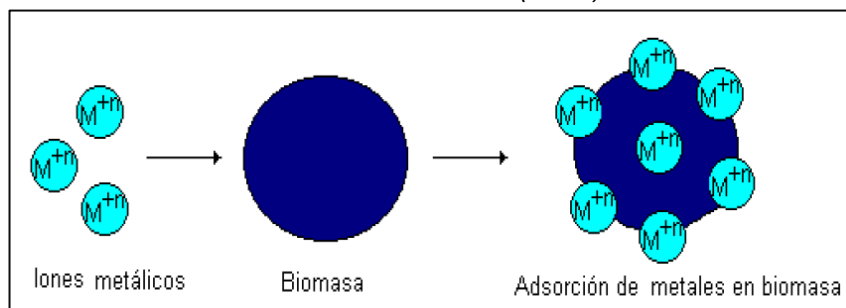


Figura 2. Bioadsorción de metales pesados.

Fuente: Villanueva (2006)

2.4.4. Biosorción

Pinzón & Cardona (2010) define: “la biosorción como el proceso que consiste en la captación de diversas especies químicas por una biomasa (viva o muerta), a través de mecanismos fisicoquímicos como la adsorción o el intercambio iónico”.

El proceso de biosorción implica una fase sólida (sorbente o biosorbente, adsorbente, material biológico) y una fase líquida (solvente, normalmente agua) que contiene una especie disuelta para ser sorbida (adsorbato, metal). Debido a la mayor afinidad del adsorbente por la especie metálica, este último es atraído y atado allí por diferentes mecanismos. El proceso continúa hasta establecerse un equilibrio entre la cantidad de especies de adsorbato unidas a un sólido y su parte restante en la solución. El grado de afinidad del adsorbente por el adsorbato determina su distribución entre las fases sólida y líquida. (Nilanjana, Vimala, & Karthika, 2008)

El uso de biomasa muerta tiene ventajas sobre la utilización de biomasa viva: no es necesario adicionar nutrientes, la operación es inmune a la toxicidad o a condiciones de operación adversas para la vida, los procesos no están gobernados por limitaciones biológicas, la recuperación de los metales retenidos es más fácil y la biomasa se comporta como un intercambiador de iones. Pero también deben tenerse en cuenta los inconvenientes que conlleva: rápida saturación, el secuestro por adsorción es sensible al pH, el estado de valencia del metal no puede ser alterado biológicamente, entre otros. (Rosique, 2013)

La biosorción ocurre cuando los cationes de los metales se unen por interacciones electrostáticas a los sitios aniónicos que se encuentran en los biosorbentes. Estos sitios que sirven como centros activos para la biosorción se encuentran ubicados en los grupos de los carboxilos, hidroxilo, amino, sulfónico, que forman parte de la

estructura de la mayoría de los polímeros de origen natural. (Cardona et al., 2013)

En esta técnica la biomasa extrae metales del efluente industrial contaminado; luego por filtración sólido/líquido se separan la descarga descontaminada y la biomasa cargada con el contaminante, de esta manera podremos recuperar el metal aplicando una técnica destructiva o no destructiva de recuperación, en el caso de esta última la biomasa puede ser regenerada para ser usada nuevamente en el proceso de biosorción. (Muñoz, 2007)

2.4.5. Mecanismos de biosorción

“El proceso de biosorción es un proceso muy complejo en el que intervienen diferentes mecanismos que depende del pH, temperatura, fuerza iónica, sitios de unión y presencia de otros iones” (Dionisio, 2012).

La complejidad que presentan las estructuras de los biosorbentes, implica que existan diferentes maneras de que el metal sea capturado por las paredes celulares de estos. Los mecanismos de biosorción son por tanto variados y dependen en cada caso del metal y del material sorbente. En muchas ocasiones es difícil explicar el/los mecanismos que tienen lugar en un proceso de biosorción determinado. (Martín, 2008)

Intercambio iónico

Las paredes celulares de la biomasa en general, se componen de polisacáridos como estructura básica de construcción. Las propiedades para el intercambio iónico de los polisacáridos naturales han sido estudiadas con detalle, y se ha establecido fielmente la propiedad de que los iones metálicos divalentes se intercambian con ciertos iones (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+}) de los polisacáridos. (Martín, 2008)

Adsorción Física

La adsorción física está causada principalmente por fuerzas electrostáticas de Van der Waals, dándose éstas entre las moléculas del adsorbato y los átomos que componen la superficie del adsorbente. Estos adsorbentes están caracterizados principalmente por las propiedades de la superficie, como su área superficial y su polaridad. El ión es adsorbido por el sólido dependiendo de la carga relativa entre ambos. Este proceso puede ser lento o rápido, dependiendo de la composición del adsorbente, del adsorbato y de la temperatura. (Dionisio, 2012)

Adsorción Química

“La adsorción química o quimiadsorción es debida a fuerzas de naturaleza química y es un proceso que depende de la temperatura, la naturaleza química del sólido y la concentración de la especie a adsorber” (Dionisio, 2012).

Si el adsorbato forma unos enlaces fuertes localizados en los centros activos del adsorbente, se puede decir que la adsorción tiene naturaleza química. Cabe resaltar que en la fisisorción, la especie adsorbida conserva su naturaleza química, mientras que durante la quimisorción, la especie adsorbida sufre una transformación dando lugar a una especie distinta. (Tejada, Villabona, & Garcés, 2015)

La adsorción física y química no tiene por qué darse de forma independiente, en los sistemas naturales es frecuente que ambos se den en la misma superficie sólida.

Complejación

“La unión entre el adsorbente y el metal se produce a través de formación de complejos en la superficie del material, ésta contiene ligandos unidentados o polidentados (quelación), según si pueden coordinar uno o más electrones con el metal” (Rosique, 2013).

Precipitación

“La precipitación o microprecipitación se asocia a un mecanismo de defensa de algunos microorganismos, los cuales pueden producir sustancias que precipitan los elementos tóxicos acumulados en su interior o en el medio que los rodea” (Rosique, 2013).

2.4.6. Biosorbentes

Los biosorbentes son materiales derivados de microorganismos, bacterias, hongos, algas marinas, plantas o algunos polímeros naturales. Estos biosorbentes para ser aplicados necesitan ser pretratados químicamente para tener una mejor capacidad de adsorción en los procesos de aplicación como remoción de metales pesados o recuperación de especies metálicas en solución. (Muñoz, 2007)

Las paredes celulares de los materiales bioadsorbentes contienen polisacáridos, proteínas y lípidos, y, por tanto, numerosos grupos funcionales capaces de enlazar metales pesados en la superficie de estos. Entre los grupos funcionales presentes se pueden mencionar los grupos amino, carboxílico, hidroxílico, fosfato y tiol que difieren en su afinidad y especificidad respecto a la susceptibilidad para unirse a los diferentes iones metálicos. (Cardona et al., 2013)

El adsorbente se caracteriza por su alta porosidad, con poros de tamaño extremadamente pequeño que dan lugar a que la superficie interna del adsorbente sea mucho mayor que la externa. Diferencias en el peso molecular o polaridad hacen que unas moléculas sean retenidas más fuertemente que otras, lo que hace que el proceso de adsorción sea selectivo. (Dionisio, 2012)

La elección y la viabilidad del empleo de determinados materiales naturales como bioadsorbentes está influenciada por una serie de

factores como pueden ser el coste, su acondicionamiento previo, la selectividad del material y la regeneración de los mismos.

Se puede hacer una primera clasificación atendiendo al coste del bioadsorbente, diferenciando entre bioadsorbentes de bajo coste y de alto coste.

“Denominamos bioadsorbentes de bajo coste a aquellos cuyo procesamiento es muy escaso, son muy abundantes en la naturaleza o se obtienen como subproducto o material de desecho de otra industria” (Rosique, 2013).

El biosorbente usado en este trabajo son los cladodios de tuna, y se puede clasificar como bioadsorbentes de bajo coste, ya que es un material abundante en la naturaleza, especialmente en el Valle del Mantaro. Los cladodios de la tuna contienen beneficios para la salud (nutritivo) y el ambiente.

Según Rosique (2013) la capacidad de la biomasa para concentrar y movilizar metales pesados, depende, en cierta medida de los siguientes factores:

- Tipo de biomasa.
- Mezcla de la disolución a tratar.
- Preparación previa de la biomasa.
- Proceso físico-químico aplicado.

Los bioadsorbentes son capaces de secuestrar los iones metálicos disueltos y diluir soluciones complejas con una alta eficiencia y rapidez, por lo que son candidatos ideales para el tratamiento de altos volúmenes de agua residual con una baja concentración de iones.

Es necesario realizar a estos materiales un pretratamiento para mejorar las propiedades mecánicas, de permeabilidad y la capacidad de adsorción. Además, los bioadsorbentes sin tratar tienden a lixiviar grandes cantidades de compuestos orgánicos durante el tratamiento

del agua, como se puede observar en el color verde o amarillo del agua de bioadsorción. Con el fin de mejorar las propiedades y evitar el problema de lixiviados, un bioadsorbente debe ser tratado antes de su uso.

2.4.7. Influencia de las principales variables en el proceso de biosorción.

El fenómeno de adsorción se puede ver afectado de manera positiva o negativa, por ciertas variables como la temperatura, pH, tamaño de partículas o simplemente por la presencia de otros iones. Estos parámetros pueden aumentar o disminuir la captación de los iones metálicos. (Tejada et al., 2015)

Influencia del Tiempo de equilibrio

El tiempo de equilibrio es el instante a partir del cual se satura el biosorbente, por lo que no aumenta la cantidad de metal eliminado. La evaluación del efecto del tiempo de contacto necesario para alcanzar el equilibrio, como paso previo al estudio de la cinética de biosorción de metales pesados, es fundamental ya que contribuye a determinar, en la mayor parte de los casos, la naturaleza del proceso. (Martín, 2008)

Dionisio (2012) han observado que el mecanismo de eliminación del metal es un proceso que se desarrolla en cuatro pasos:

- Migración de los iones de metal desde la solución a la superficie del sorbente.
- Difusión a través la capa superficial de la biomasa.
- Fijación en el grupo activo.
- Difusión intraparticular hacia el interior de la biomasa.

Por tanto, para cada sistema metal-sorbente se establecen unos equilibrios específicos y el tiempo de biosorción dependerá fundamentalmente de la naturaleza de esta relación. Para altas

concentraciones de metal la difusión intraparticular es el mecanismo predominante, en cambio para bajas concentraciones el mecanismo principal es la fijación superficial.

Influencia de la temperatura

“Un aumento elevado de la temperatura puede causar un cambio en la textura del sorbente y un deterioro del material que desembocan en una pérdida de capacidad de sorción” (Rosique, 2013).

Según Muñoz (2016) la temperatura junto al pH son los factores que más influyen en el proceso de biosorción. La temperatura afecta tanto a la velocidad de bioadsorción como al grado o intensidad con la que esta se produce.

La dependencia de la constante de equilibrio aparente de adsorción con la temperatura puede describirse termodinámicamente, influye la entalpía de adsorción, las adsorciones exotérmicas se ven favorecidas a bajas temperaturas y las endotérmicas a temperaturas elevadas. Cuando la adsorción es de tipo físico, suele ser exotérmica, mientras que si es de tipo químico es endotérmica. Además, la biomasa contiene normalmente varios centros activos, el efecto de la temperatura para cada uno de ellos podría ser diferente.

No obstante, este factor desde el punto de vista industrial no tiene una importancia relevante, ya que una posible modificación de la temperatura para favorecer la bioadsorción encarecería mucho el proceso. Por ello, la forma habitual de operar es a temperatura ambiente.

Barka et al., (2013) utilizaron el polvo de los cladodios de cactus y observaron que la biosorción disminuyó a medida que la temperatura aumenta de 25 °C a 60 °C, lo que indica que a temperatura baja se favorece la biosorción Cd (II) y Pb (II).

Influencia de la dosificación de biosorbente

La cantidad de adsorbente o dosificación de biomasa influye de forma determinante en el proceso de adsorción, debido a que esta es la responsable de determinar el grado total o la capacidad total de adsorción del sistema, por lo que mientras más superficie disponible exista en el medio, mayor será la capacidad de adsorción, debido al aumento de disponibilidad de sitios activos, sin embargo el exceso de biomasa podría conducir a una conglomeración o saturación de las partículas sólidas, lo que significaría una disminución en el proceso de adsorción. (Freire, 2018)

Barka et al., (2013) obtuvieron que: el rendimiento de biosorción aumentó de 10,49% a 36,71% y de 34,12% a 78,82%, cuando la dosis de biosorbente aumentó de 0,5 a 4,0 g/L y de 0,5 a 10,0 g/L respectivamente para Cd (II) y Pb (II). Esta mejora en el rendimiento de biosorción con el aumento de la dosificación de biosorbente podría ser debido a un aumento en el número de posibles sitios de unión y superficie del biosorbente. Un aumento adicional en la concentración de biomasa superior a 4,0 g/L para Cd (II) y 10,0 g/L para Pb (II) no condujo a una mejora significativa en el rendimiento de biosorción.

Influencia del pH

Según Martín (2008) el valor del pH de la fase acuosa es el factor más importante tanto en la biosorción de cationes como de aniones, siendo el efecto distinto en ambos casos. Así, mientras que la biosorción de cationes suele estar favorecida para valores de pH superiores a 4,5, la adsorción de aniones prefiere un valor bajo de pH, entre 1,5 y 4.

Se considera que existen tres mecanismos de influencia del pH en la biosorción del metal:

1. El estado químico del sitio activo podría cambiar con el valor del pH.

Esta faceta es muy importante tenerla en cuenta, ya que el pH influye de manera directa en la química superficial de un biosorbente. Cuando los grupos de unión del metal son débilmente ácidos o básicos, la disponibilidad de los sitios libres depende del pH. Los grupos ácidos tienden a liberar protones, especialmente en los medios básicos, mientras que los grupos básicos tienden a captarlos cuando se encuentran en un medio ácido. De esta forma pueden aparecer cargas positivas o negativas en la superficie del biosorbente.

2. Valores extremos de pH, como los empleados para la regeneración (desorción) del sorbente, podría dañar la estructura del material.

Un valor extremo de pH podría dañar la estructura del material. En este sentido, la distorsión de las células, la pérdida significativa de peso y el descenso en la capacidad de adsorción, son algunos de los efectos observados por diversos investigadores.

3. La especiación del metal en solución depende del pH.

“Los metales en soluciones acuosas se encuentran como iones hidrolizados a valores de pH bajos, especialmente aniones de metales de alta carga y pequeño tamaño”

También hay que considerar que para valores bajos de pH la concentración de protones es elevada y éstos pueden competir con los iones de metal por unirse al material.

Cuando los valores de pH son superiores a 6, la eliminación se produce por adsorción y precipitación, debido a la formación de hidróxido de metales. Esto se puede explicar por el hecho de que, a medida que el pH de la solución aumenta, la concentración de iones OH en la solución aumenta y forman algunos complejos con iones

metálicos y precipitan como hidróxido de metales. (Kamar, Nechifor, Mohammed, Albu, & Craciun, 2015)

El valor del pH de la disolución determina no solo el estado químico del sitio activo, en particular el grado de protonación de los grupos funcionales, sino también la química en disolución de los metales (hidrólisis, complejación por ligandos orgánicos e inorgánicos, reacciones redox, precipitación), que afectará a la disponibilidad del metal para la bioadsorción. (Muñoz, 2016)

Fernández, Angosto, & Avilés (2014) estudiaron el uso de la biomasa de *Opuntia* (cladodios y ectodermis de frutos de nopal) como biosorbente potencial para la eliminación de cromo (VI) de la solución acuosa. Después de obtener las biomásas que se activaron con H_2SO_4 . El proceso de captación fue fuertemente dependiente del pH, para lograr la mayor captación de Cr (VI), se logró a pH 2; a este pH los aniones de Cr (VI) pueden formar complejos con grupos funcionales protonados en la superficie de la biomasa de *Opuntia* acidificada tal como $-COOH -NH_2$ y $-SO_3H$.

Vizcaíno & Fuentes (2015) compararon los resultados de los ensayos en continuo frente a los ensayos batch, y se puede afirmar que la capacidad de adsorción de Cd, Pb y Zn a pH 4.5 resultó mayor cuando la dosis de biomasa utilizada fue menor (45 g en continuo frente a 5 g en batch).

Barka et al., (2013) emplearon los cladodios de cactus y obtuvieron una capacidad de biosorción de 2.97 a 12.34 mg/g y de 19.76 a 29.18 mg/g cuando el pH de la solución aumentó de 2.3 a 5.8 y de 2.3 a 3.5, respectivamente para Cd (II) y Pb (II). Por lo tanto, a valores de pH más bajos, la biosorción de Cd (II) y Pb (II) es baja debido a que grandes cantidades de protones compiten con los cationes metálicos por la superficie de la biomasa.

Kamar et al., (2015) demostraron la eficiencia de la cáscara de nuez en la eliminación de Pb (II) y Cd (II) los resultados aumentaron de 48.8 y 26.34 a 86.16 y 72.35%, respectivamente, al variar el pH de 3 a 6.

Influencia de la presencia de otros iones

La presencia de iones en la disolución hace que estos puedan competir con el metal de interés en las zonas de adsorción.

Para la biosorción de cationes, como es el caso del Cd, se ha concluido que los metales ligeros se adhieren con menor fuerza que los iones metálicos pesados. (Rosique, 2013)

Santos, Dias, Paranhos, Virgens, & De Souza (2011) estudiaron la biosorción de Pb (II) y Cd (II) de soluciones acuosas con la *Agave sisalana* obteniendo una capacidad de biosorción de 1.85 mg/g para Cd (II) y 1.34 mg/g para Pb (II) a pH 7 y empleando 0,3 g de biomasa.

Influencia del pretratamiento del biosorbente

En general, se distinguen dos tipos de pretratamientos: los físicos (molienda, tamizado, lavado) y los químicos, en los que el biosorbente se hace reaccionar con un agente químico. En el pretratamiento químico, es necesaria una etapa posterior de lavado del biosorbente para eliminar los restos del reactivo químico empleado. (Martín, 2008)

Así mismo, Vizcaíno & Fuentes (2015) observaron que las biomásas de algas rojas, *Citrus sp* y *Opuntia sp* tienen la capacidad de remover porcentajes superiores al 90% de Cd y Pb sin requerir modificación química, mientras que su capacidad para eliminar Zn se encuentra por debajo del 50% en ausencia de pretratamiento.

Influencia del tamaño de la partícula

Sánchez (2016) refiere que: El tamaño de partícula del bioadsorbente afecta tanto a la capacidad de adsorción como a la velocidad de la reacción. La existencia de un mayor número de

centros activos disponibles para la reacción y la mayor facilidad con que el adsorbato puede acceder a ellos, con una menor limitación a la difusión en el interior de los poros, son las causas del aumento de la capacidad de retención con la disminución del tamaño de partícula.

Superficie específica. Dado que la adsorción es un fenómeno superficial, cuanto mayor sea la superficie del adsorbente, mayor será la retención del adsorbato. Por ello, los sólidos que se emplean mayoritariamente son sólidos porosos (carbón activado, zeolitas, etc.) y el cálculo de la superficie específica de los materiales adsorbentes es una de las características texturales más importantes a determinar.

Barka et al., (2013) determinaron que las cantidades biosorbidas en equilibrio aumentaron de 6,56 a 11,75 mg/g y de 8,93 a 26,04 mg/g, respectivamente, para Cd (II) y Pb (II), cuando el tamaño de las partículas disminuyó de 500 nm a partículas de menos de 100 nm.

Barka, Khalid, Abdennouri, & El Makhfouk (2013) investigaron la eliminación de Azul de Metileno, Eriochrome Black T y Alizarina S a partir de soluciones acuosas por biosorción usando los cladodios de cactáceas espinosas secas. La biosorción fue rápida y aumentada por la disminución del tamaño medio de partícula biosorbente, los experimentos de pH mostraron que la biosorción significativa tiene lugar en el rango ácido para el azul de metileno y en el rango básico para el negro de Eriochrome T y AS. Un aumento en la biosorción de los colorantes se debe a un aumento de la masa del biosorbente, en el aumento de la concentración inicial de colorante en solución y la capacidad de biosorción disminuye con un aumento en la temperatura de la solución.

2.4.8. Cladodios de la Tuna

La inocuidad, la biocompatibilidad, la abundancia y el bajo costo de los cladodios de la tuna son características principales que han

motivado el estudio de este biomaterial para su empleo como adsorbente para el tratamiento de aguas contaminadas por metales pesados.

Descripción de la ***Opuntia ficus indica*** (Nharingo & Moyo, 2016)

- Nombres comunes: higo indio, atún y nopal
- Nombres ingleses: Barbary fig, Cactus pear and Prickly pear
- Nombre botánico: *O. ficus-indica*
- Reino: Plantae
- Orden: Caryophyllales
- Familia: Cactácea

Descripción

Según Rosique (2013) las plantas del género *Opuntia* son de naturaleza xerófila, suculenta, espinosa y arborescente representativas de las regiones de clima árido o semiárido, originarias del continente americano. Es una alternativa agrícola y alimentaria interesante para zonas de pluviosidad limitada, dado que, como todas las cactáceas, efectúa el metabolismo CAM que le dota de gran resistencia a la sequía.

Ribeiro, Silva, Lima, Brito, & Silva (2010) refiere que la palma de la Ofi contiene alto contenido de vitamina A, y que también presenta una cantidad importante de minerales como: Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ y Fe^{+2} y fibras: lignina, celulosa, hemicelulosa y pectina, que junto con los aminoácidos ayudan a eliminar toxinas como el amoníaco y los radicales libres. El contenido de estas fibras depende de algunos factores, como la variedad y la edad de la planta en el período de cosecha, el suelo y el clima.

Los cladodios, tallos del nopal, también conocidos como palas o pencas, son articulados aplanados y con tejidos carnosos; en el centro de la penca se encuentra una red bilateral del tejido celulósico que

con el transcurso del tiempo se endurece, dándole a ésta una constitución rígida; la forma y el grosor de las pencas es variable, así como su color, el mismo que varía del verde claro hasta el gris o ceniza, según la edad de la planta. (Guzmán & Chávez, 2007)

Cultivo

Según Rosique (2013) el cultivo de la chumbera se desarrolla con plenitud en climas templados o cálidos, con un nivel alto de insolación al año y escasas precipitaciones, en torno a 125 mm/año, aunque los excesos de humedad pueden provocar enfermedades fungosas y daños por insectos.

Generalmente crecen en suelos con poca necesidad de nutrientes, porosos, pero que muestran cierta inclinación y un drenaje acuoso, ya que se trata de una especie que no soporta la acumulación de agua o humedad.

Dichos suelos tienen una profundidad media, con un pH preferentemente alcalino y a altitudes que varían entre los 800 y 2500 m, aunque también pueden encontrarse a altitudes menores cerca de la costa.

La multiplicación de la chumbera se realiza a través de esqueje, es decir, cualquier parte del tallo que se plante en condiciones óptimas para el desarrollo de la planta puede enraizarse y crear una chumbera nueva. Por este motivo es usual encontrarla formando grupos de mayor o menor tamaño.

“La alta capacidad de coagulación de *Opuntia* es probablemente atribuida a la presencia de mucílago que es un carbohidrato viscoso y complejo almacenado almohadillas del cactus y externas que tiene una gran capacidad de retención de agua”. (Yang, 2010)

Ribeiro et al., (2010) estudiaron el contenido de carbohidratos de la palma de acuerdo con los tipos, su edad y temporada. Determinando

que la cantidad de azúcar total en las palmas terciarias fue mayor, presentando casi el doble de azúcar encontrada en las palmas cuaternarias en estaciones seca y lluviosa. Por lo tanto se puede decir que la edad de las palmas influye en la composición química y que la cantidad de fibra aumenta con la edad del cladodio. La diferencia en la cantidad de carbohidratos en las cuatro variedades (gigante, copena F1, clon 20 y palma redonda) podría atribuirse fácilmente al tipo de *Opuntia*. En cuanto a la concentración de ácido urónico, los resultados muestran que los cladodios terciarios presentan una mayor cantidad de pectina que la de los cladodios cuaternarios, a excepción de la palma gigante ya que los polisacáridos pécticos son una familia de polisacáridos complejos que contiene residuos de ácido D-galacturónico.

2.4.9. Isotermas de adsorción

“Las isotermas de sorción, representa las cantidades de Pb (II) (mg) retenido por el biosorbente (g) y describen la manera como interactúa el adsorbato con la superficie del material adsorbente” (Oré, 2015).

2.4.9.1. Modelos teóricos de equilibrio de adsorción.

Modelo de Langmuir

La isoterma de adsorción de Langmuir (1918) es la isoterma más utilizada para la biodisponibilidad de contaminantes a partir de una solución líquida basada en las siguientes hipótesis. (1) Adsorción monocapa. (2) La adsorción tiene lugar en sitios homogéneos específicos en el adsorbente. (3) Una vez que un contaminante ocupa un sitio; no se puede realizar más adsorción en ese sitio. (4) La energía de adsorción es constante y no depende del grado de ocupación de los centros activos de un adsorbente. (5) Se cree que la fuerza de atracción intermolecular cae

rápidamente con la distancia. (6) El adsorbente tiene una capacidad finita para el contaminante. (7) Todos los sitios son idénticos y energéticamente equivalentes. (8) El adsorbente es estructuralmente homogéneo. (9) No existe interacción entre moléculas adsorbidas en sitios vecinos. (Rangabhashiyam, Anu, Gir, & Selvarajju, 2014) En base a estas suposiciones, Langmuir representó la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{q_{m\acute{a}x} \cdot b \cdot C_e}{1 + b \cdot C_e} \quad [ec. 1]$$

Dónde: q_e es la capacidad de sorción en el equilibrio y en monocapa (mg/g); C_e es la concentración de equilibrio de ión metálico en la fase líquida (mg/L), $q_{m\acute{a}x}$ y b son las constante de Langmuir, relacionadas con la máxima capacidad de sorción para una monocapa completa (mg/g) y con la afinidad entre el sorbente y el sorbato (L/mg), respectivamente. Esta ecuación puede ser linealizada de la siguiente manera:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{m\acute{a}x} b} + \frac{C_e}{q_{m\acute{a}x}} \quad [ec. 2]$$

Por lo que representando C_e frente a C_e/q_e , se obtendría una línea recta de cuya pendiente y del intercepto en el origen se determinarían los valores de los parámetros q_m y b .

Modelo de Freundlich

Sánchez (2016) supone que la superficie del sorbente es heterogénea y que las posiciones de sorción tienen distintas afinidades, en primer lugar, se ocupan las posiciones de mayor afinidad y posteriormente se van ocupando el resto. Para aplicar la isoterma de Freundlich hay que tener en cuenta las siguientes hipótesis:

- No hay asociación de moléculas después de ser adsorbidas en la superficie del material.
- No hay quimisorción.

Por tanto, la isoterma de Freundlich será válida cuando la adsorción sea solamente un proceso físico y no haya un cambio en la configuración de las moléculas cuando han sido adsorbidas.

La ecuación de la isoterma de equilibrio de Freundlich es una ecuación empírica utilizada para la descripción de la adsorción multicapa con interacción entre moléculas adsorbidas:

$$q_e = K_F \cdot C_e^{\frac{1}{n}} \quad [ec. 3]$$

Donde q_e y C_e tienen el mismo significado que la isoterma de Langmuir, K_F es la constante de equilibrio (mg/g). (L/mg)^{1/n} y n es una constante relacionada con la afinidad entre el sorbente y el sorbato (mg/L).

Esta ecuación puede ser linealizada tomando logaritmos:

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad [ec. 4]$$

Representando $\log C_e$ frente a $\log q_e$, de los valores de la pendiente y del intercepto se obtendrían los parámetros de la isoterma de Freundlich, n y K_F .

2.4.10. Modelos cinéticos

Los modelos cinéticos permiten explicar el fenómeno de adsorción dentro de un proceso específico; la cinética de adsorción muestra una gran dependencia de las características físicas y químicas del adsorbente. El ajuste entre los datos experimentales y los modelos

se expresa mediante los coeficientes de correlación R^2 . (Tejada et al., 2015)

Un alto valor indica que el modelo describe la cinética de adsorción de Pb (II). Los ajustes se realizaron siguiendo los siguientes modelos:

Modelo de Pseudo Primer orden o Lagergren

La ecuación de Lagergren se basa en la capacidad de adsorción del sólido, donde a cada especie química presente en la disolución se le asigna un sitio de adsorción del material adsorbente. (Machado, 2017)

Se formula a partir de la siguiente ecuación:

$$q_t = q_e (1 - e^{-k_1 t}) \quad [ec. 6]$$

Este modelo puede linealizarse en la siguiente ecuación:

$$\log(q_e - q_t) = \log(q_e) - \frac{k_1}{2.303} t \quad [ec. 7]$$

q_t = Cantidad de ion metálico retenido por unidad de masa de sorbente en un tiempo t (mg/g).

q_e = Cantidad de ion metálico retenido por unidad de masa de sorbente en el equilibrio (mg/g).

k_1 = Constante cinética de primer orden (min^{-1}).

t = Tiempo de agitación (min).

Modelo de Pseudo-segundo orden

El modelo de Pseudo-segundo orden asume que la capacidad de adsorción es proporcional al número de centros activos del adsorbente y que la velocidad de adsorción se encuentra controlada por adsorción química. La ecuación de este modelo se muestra a continuación:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2 (q_e - q_t)^2 \quad [ec. 8]$$

Donde k_2 (min^{-1}) es la constante de velocidad de Pseudo segundo orden. Integrando la ecuación (8) entre las condiciones límites $q_t = 0$ cuando $t = 0$ y $q_t = q_t$, $t = t$ se obtiene la ecuación:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{h} + \frac{1}{q_e} t \quad [ec. 9]$$

Donde $h = k_2 q_e^2$ ($\text{mg/g} * \text{min}$).

La misma que se puede expresar de la siguiente manera:

$$q_t = \frac{k_2 q_e^2 t}{1 + k_2 q_e t} \quad [ec. 10]$$

Si se representa t frente a t/q_t se puede obtener, a partir de la pendiente y del intercepto, los valores de k_2 y q_e .

Modelo de Elovich

Sánchez (2016) menciona que: este modelo es de aplicación general en procesos de quimiadsorción, supone que los sitios activos del bioadsorbente son heterogéneos y por ello exhiben diferentes energías de activación, basándose en un mecanismo de reacción de segundo orden para un proceso de reacción heterogénea.

La ecuación de Elovich generalmente se expresa como:

$$\frac{dq_t}{dt} = \alpha e^{-\beta' q_t} \quad [ec. 11]$$

Integrando la ecuación con las condiciones $q_t = 0$ cuando $t = 0$, y $q_t = q_t$ cuando $t = t$, se puede expresar como:

$$q_t = \frac{1}{\beta'} \ln(\alpha \beta') + \frac{1}{\beta'} \ln(t) \quad [ec. 12]$$

α = La velocidad inicial de adsorción ($\text{mg/g} * \text{min}$).

β' = Está relacionado con la superficie cubierta y la energía de activación por quimiadsorción (g/mg).

Ambos parámetros se pueden obtener por regresión lineal de la representación gráfica de q_t en función del $\ln(t)$.

Modelo de difusión intraparticular

“Se han propuesto muchos modelos cinéticos para elucidar el mecanismo mediante el cual el plomo es adsorbido. El mecanismo depende tanto de las características físicas y químicas del biosorbente como del proceso de transporte de masa” (Oré, 2015).

Sánchez (2016) refiere que: El mecanismo de difusión intraparticular en el interior de los poros de las partículas del adsorbente está basada en el transporte de soluto a través de la estructura interna de los poros del adsorbente y la difusión propiamente dicha en el sólido, lo que conlleva a que el adsorbente posea una estructura porosa homogénea. Weber y Morris concluyeron que en un proceso controlado por la adsorción en los poros, la velocidad inicial es directamente proporcional a la concentración del soluto. La difusión intraparticular se caracteriza por la dependencia entre la adsorción específica y la raíz cuadrada del tiempo, siendo la pendiente la velocidad de difusión intraparticular. Con base en lo anterior, la ecuación que define la difusión intraparticular viene dada por:

$$q_t = k_{id}t^{1/2} + B \quad [ec. 13]$$

Donde k_{id} ($mg/g * min^{\frac{1}{2}}$) es la constante de velocidad de difusión intraparticular y B (mg/g) es una constante relacionada con el espesor de la capa límite del adsorbente.

CAPITULO III

FUNDAMENTOS METODOLÓGICOS

3.1. Metodología

3.1.1. Método de la Investigación

3.1.1.1. Método científico

Según Arias (2006) menciona que: “El método científico es el conjunto de pasos, técnicas y procedimientos que se emplean para formular y resolver problemas de investigación mediante la prueba o verificación de hipótesis”.

3.1.1.2. Ubicación geográfica

Pilcomayo es uno de los veintiocho distritos que conforman la provincia de Huancayo ubicado en el departamento de Junín. Tiene una extensión de 20.50 Km².

Límites:

Norte: Distrito de Sicaya

Este: Distrito de El Tambo

Oeste: Distrito de Chupaca

Sur: Distrito de Huamancaca Chico.

Coordenadas Geográficas:

Latitud Sur: 17° 28´ 18”

Longitud Oeste: 75° 12´ 35”

Altitud: 3,247 m.s.n.m.

Condiciones Ambientales:

Clima: es templado, seco con días de intenso calor envuelto con un cielo azul, y contrariamente con noches frías entre los meses de abril a septiembre. Con vientos en el mes de agosto, y la época de lluvias es de octubre a marzo, lo cual se aprovecha para la agricultura.

Hidrografía: Pilcomayo al lado Este, esta bañado por el río Mantaro, cuyas aguas que recorre de Norte a Sur y por el Sur con el Rio Cunas, que recorre sus aguas de Oeste a Este, este río desemboca en el río Mantaro.

Topografía: es accidentada, ligeramente plana, debido a la configuración del terreno andino producto del proceso de levantamiento orográfico de los Andes Centrales. (Municipalidad Distrital de Pilcomayo, 2017)

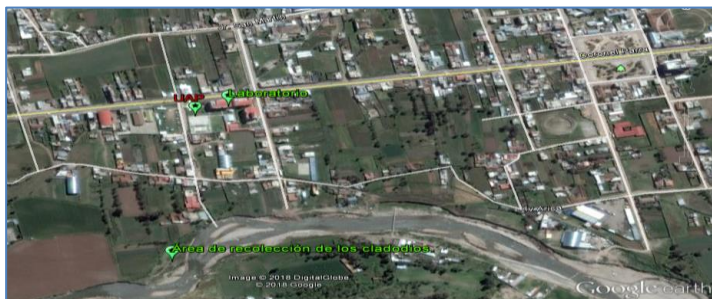


Figura 3. Ubicación geográfica del Distrito de Pilcomayo.

Fuente: Google Earth.

3.1.1.3. Diagrama general

La fase experimental de la investigación se realizó en base al siguiente diagrama.

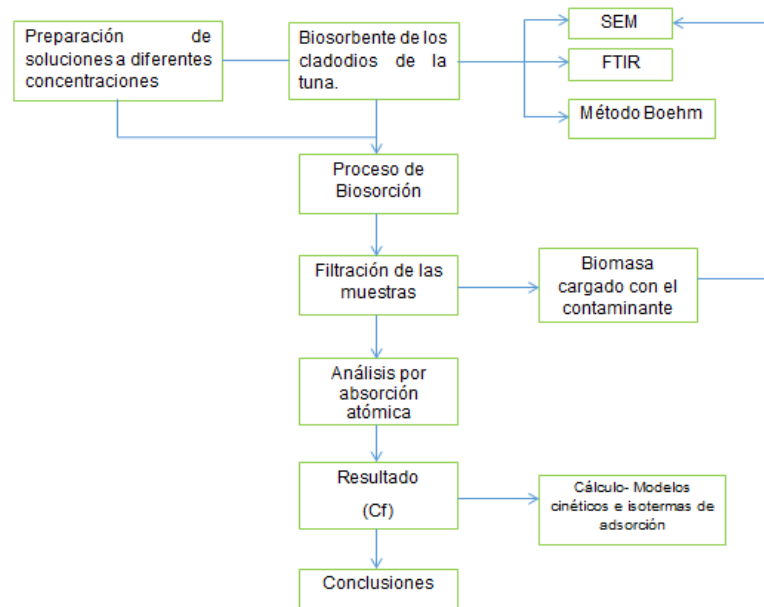


Figura 4. Diagrama de la fase experimental

Fuente: Propia del autor.

3.1.1.4. Preparación del biosorbente

La biomasa utilizada en este estudio se preparó a partir de los cladodios de la tuna que se encuentra en abundancia en el Valle del Mantaro, estos fueron recogidos naturalmente en septiembre del 2016 a espaldas de la Universidad Alas Peruanas ubicado en la Av. Coronel Parra km 5, Pilcomayo.



Figura 5. Cladodios de tuna.

Fuente: Google.

Se lavaron repetidamente con agua destilada para eliminar las partículas de suciedad, se retiraron las espinas y se cortaron en trozos pequeños para facilitar el tiempo de secado y posteriormente se llevaron al horno a una temperatura de 60°C durante 48 h. (Barka et al., 2013)



Figura 6. Trozado en láminas de cladodios de la tuna.

Fuente: Propia del autor.

Los cladodios secos se pulverizaron usando un mezclador doméstico y se tamizó usando una malla 50 μm . (Barka et al., 2013)



Figura 7. Cladodios secos y obtención del polvo.

Fuente: Propia del autor.

El biosorbente se almacenó en un envase de vidrio para su uso posterior sin ningún tratamiento previo.

En la figura 8 se muestra el diagrama del proceso que se realizó para obtener el biosorbente a partir de los cladodios de la tuna.

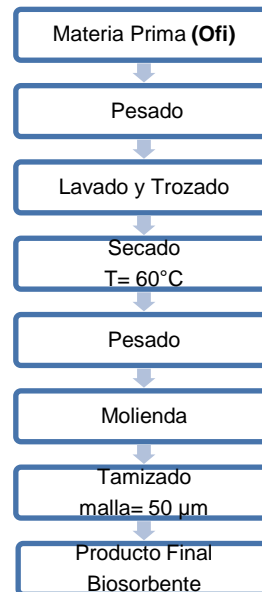


Figura 8. Diagrama del proceso de obtención del biosorbente.

Fuente: Elaboración propia del autor.

3.1.1.5. Preparación de las soluciones acuosas

Las soluciones de Pb (II) fueron preparadas disolviendo la sal de nitrato de plomo, $Pb(NO_3)_2$ en agua destilada. Esto se realizó colocando el nitrato de plomo en una estufa a temperatura de 60°C durante una hora y media con la finalidad de secarlo y evitar que se hidrate. El pH se ajustó a un valor dado mediante la adición de HNO_3 (0,1 M) y $NaOH$ (0,1 M) se midió utilizando un pHMeter HANNA HI 9126. Todos los productos químicos necesarios utilizados en el estudio fueron de grado analítico. La tabla 1 muestra la cantidad de sal que se utilizó para la preparación de las soluciones a diferentes concentraciones. En el trabajo de

investigación las concentraciones iniciales se seleccionaron a partir de la revisión de artículos científicos, donde los autores clasifican las concentraciones iniciales en: bajas 10- 50 mg/L (Rosique, 2013) y altas 50- 300 mg/L (Barka et al., 2013). Es por ello que se decidió trabajar en el rango de estas concentraciones con la finalidad de estudiar el comportamiento de la biomasa a concentraciones altas.

Tabla 1. *Concentraciones iniciales de las soluciones de Pb (II)*

Pb(NO₃)₂ (g)	mg/L (nominal)	mg/L (experimental)
0.0880	55	55.09
0.1120	70	73.25
0.1440	90	93.5
0.2561	160	161
0.5281	330	334.5
0.5842	365	365
0.7682	480	484.25

Fuente: Elaboración propia del autor.



Figura 9. Solución acuosa de Pb (II)

Fuente: Propia del autor.

3.1.1.6. Rendimiento de la biomasa obtenida de los cladodios de la tuna

Para determinar el porcentaje de rendimiento de la biomasa, se trabajó con un total de 974 g de la pulpa de los

cladodios (P_1). La biomasa fue llevada al horno por 24 horas, transcurrido ese tiempo se procedió a pesar obteniendo 44 g de pulpa seca de los cladodios (P_2). Después se procedió a pulverizar la biomasa obteniendo 48 g de la pulpa de los cladodios de la tuna (P_3). El porcentaje de rendimiento de la biomasa se determinó con la siguiente ecuación:

$$\% Rend. = \frac{P_3}{P_1} * 100\% \dots\dots\dots(14)$$

3.1.1.7. Análisis próximo del material adsorbente obtenido a partir de los cladodios de la tuna (*Opuntia ficus indica*)

Se determinó el porcentaje de humedad, cenizas y carbón fijo en la materia prima, a través del siguiente procedimiento: previamente los crisoles a usar fueron llevados a la mufla a 600°C por una hora y secados a temperatura ambiente en un desecador. Luego se tomaron 2 de estos crisoles, los cuales fueron pesados (P_c) y en cada uno se pesó aproximadamente 5 g de la materia prima (A), se colocaron en la estufa a la temperatura de 110 °C durante una hora, después del cual fueron colocados en el desecador hasta el enfriamiento total y pesados (determinación de la masa, M_2), las muestras secas se llevaron al horno a 600 °C, una de las muestras se retiró a los 15 minutos para determinar volátiles y la otra se dejó por una hora para determinar cenizas, al cabo de estos tiempos se colocaron en un desecador y una vez fríos se procedió a pesar las respectivas muestras, denominándolas (M_3) para los volátiles y (M_4) para las cenizas, las pruebas se realizaron por duplicado. Los porcentajes de humedad, volátiles y cenizas se determinaron según las siguientes ecuaciones:

$$\%Humedad = \frac{(M_1 - M_2)}{A} \times 100 \dots\dots\dots(15)$$

$$\%Volatiles = \frac{M1-(M2-M3)}{M1} \times 100 \dots\dots\dots (16)$$

$$\%Cenizas = \frac{(M4-P_C)}{A} \times 100 \dots\dots\dots(17)$$

$$M1 = \text{Peso del crisol } (P_C) + \text{Peso de la muestra húmeda } (A) \dots\dots(18)$$

$$\%Humedad + \%Volátiles + \%Ceniza + \%Carbón Fijo = 100 \dots(19)$$



Figura 10. Biomasa de los cladodios de la tuna.

Fuente: Propia del autor.



Figura 11. Cenizas de la biomasa.

Fuente: Propia del autor.



Figura 12. Enfriamiento de las muestras en el desecador.

Fuente: Propia del autor.

3.1.1.8. Caracterización del biosorbente

Espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier (FTIR)

El estudio de la química superficial y determinación de los grupos funcionales de material adsorbente, se realizó por

espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier (FTIR). El equipo utilizado fue un Espectrofotómetro marca SHIMADZU modelo FTIR- 8700. El biosorbente se secó en un horno a 60 °C por 48 horas y se pulverizaron en un mortero, después se tamizo la muestra en malla 50. Las muestras se secaron a 60 °C por 2 horas y se enfriaron en un desecador. Para realizar los análisis se empleó 0.002 g de biosorbente y 0.2 g de KBr, las muestras se homogenizaron y pulverizaron en un mortero de ágata, posteriormente se secaron en una estufa por 24 horas a 60°C, las muestras homogéneas fueron colocados en el porta muestra y analizado en el espectrofotómetro ya mencionado, en un rango espectral de $\nu = 4000 - 400 \text{ cm}^{-1}$.

Los espectros FTIR fueron obtenidos graficando las señales de transmitancia versus número de onda.

3.1.1.9. Método Boehm

La determinación de los grupos ácidos se basa en el hecho de que una base fuerte, como el NaOH, neutraliza los centros ácidos presentes en la superficie de la biomasa. La determinación de estos grupos ácidos, se llevó a cabo siguiendo el método Boehm, descrito por Aygün et al., del siguiente modo: se pesó 0.25 g de biomasa, se agregó 50 mL NaOH 0.05 M (estandarizado con biftalato ácido de potasio, KHP), esta mezcla se agitó por 24 horas a una velocidad de 100 rpm, después se tomó 20 mL de la solución remanente y se tituló con 0,05 M de HCl (estandarizado con la solución 0,05 M de KOH) usando como indicador azul de bromocresol. El punto final es indicado por el viraje de azul a verde de la solución. Con el gasto (mL) obtenido se calculó los moles de

grupos ácidos. Los resultados fueron expresados en mmol H^+ /g de biosorbente.



Figura 13. Titulación de la muestra con 0,05 M de HCl.

Fuente: Propia del autor.



Figura 14. Viraje de azul a verde de la solución.

Fuente: Propia del autor.

3.1.1.10. Proceso de Biosorción- Manipulación de las variables independientes.

Influencia del pH inicial de la solución.

Se realizó experimentos de biosorción a diferentes valores de pH, con la finalidad de saber a qué valor de pH se logró la mayor capacidad de adsorción. Lo anterior se llevó a cabo mediante el siguiente procedimiento:

Se varió el valor de pH de la solución inicial (2.10, 4.51 y 5.70). Para ajustar al pH inicial deseado, se utilizaron soluciones de NaOH y HNO_3 0,1 M según fuera conveniente, se trabajó con las concentraciones iniciales (73.25, 93.5 y 161 ppm), y se pusieron en contacto con 0.2 g de polvo (Ofi)

en matraces erlenmeyer, a una agitación constante de 800 rpm, por un espacio de 2 horas. Al cabo de este tiempo se tomó el valor del pH final, las fases se separaron mediante filtración y se determinó la concentración final mediante absorción atómica.

Para evaluar la variación del pH inicial y final en un medio acuoso exento de plomo, se realizaron pruebas en blanco, para lo cual se tomaron 0.2 g del biosorbente, y se agitaron por 2 horas con 50 mL de agua destilada, el pH se varió en un rango de 2 – 6 con soluciones de NaOH y HNO₃ 0,1 M.



Figura 15. Medición del pH de las soluciones acuosas.

Fuente: Propia del autor.

Influencia de la concentración inicial de la solución.

La sorción de los iones de Pb (NO₃)₂ se llevó a cabo en sistema batch. El procedimiento aplicado fue el siguiente: se tomó 50 mL de las soluciones acuosas a diferentes concentraciones iniciales (55.09 ppm, 73.25 ppm, 93.5 ppm, 334.5 ppm, 365 ppm y 484.25 ppm) y se pusieron en contacto con 0.2 g de polvo (Ofi) en matraces erlenmeyer respectivamente, a una agitación contante de 800 rpm y a un pH de 4.5, por un espacio de 2 horas a temperatura ambiente. Al cabo de este tiempo las fases se separaron mediante filtración y se evaluó la biosorción de plomo por absorción atómica con el equipo antes mencionado.



Figura 16. Biosorción de plomo (II) - (Sistema Batch)

Fuente: Propia del autor.

- La capacidad de biosorción en el equilibrio, se determinará mediante la siguiente expresión:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e)}{M} * V \dots\dots\dots(20)$$

Dónde:

q_e = Capacidad de biosorción en equilibrio (mg de Pb/g biosorbente)

C_0 = Concentración inicial de Pb (mg/L)

C_e = Concentración de Pb en equilibrio (mg/L)

M = Masa del adsorbente, polvo obtenido a partir de los cladodios de la tuna (g)

V = Volumen de la solución (L)

Las isotermas de biosorción se obtuvieron graficando los valores de q_e versus C_e , para cada parámetro estudiado.

- La remoción de Pb, expresado porcentualmente, se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$\%R = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \times 100\% \dots\dots\dots(21)$$

Dónde:

$\%R$ = Porcentaje de remoción de plomo

C_0 = Concentración inicial de plomo en la solución (mg/L)

C_e = Concentración de plomo en equilibrio (mg/L)

Balance de materia

La fase experimental se trabajó con un volumen constante de 0.05 L de las diferentes concentraciones iniciales de Pb (II) y con 0.2 g de biomasa. Después del proceso de biosorción se procede a filtrar las muestras, obteniendo una fase líquida con un volumen final casi constante de 0.043 L y la biomasa cargada con el contaminante.

Entradas = Salidas

$$2.7545 \text{ mg Pb} = 0.033 \text{ mg Pb} + 2.7158 \text{ mg Pb}$$

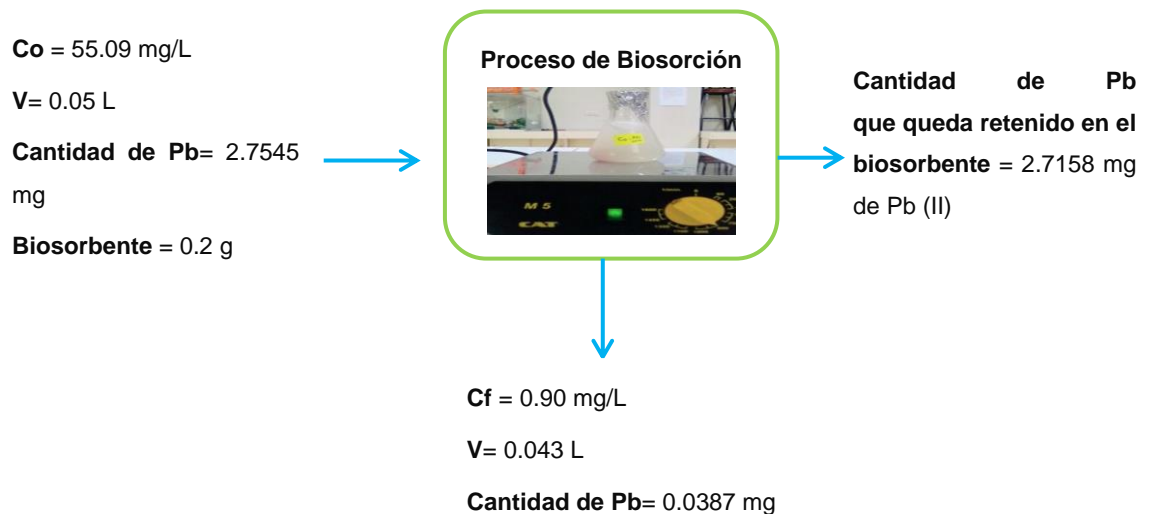


Figura 17. Balance de materia en el proceso de biosorción

Fuente: Propia del autor.

Por lo tanto, en 0.2 g del biosorbente queda retenido 2.7158 mg de Pb (II) y la fase líquida después del proceso de biosorción contiene 0.0387 mg de Pb (II).

3.1.2. Tipo de investigación

El tipo de investigación según su finalidad es Aplicada, teniendo en consideración que se está utilizando conocimiento pre existente para

la aplicación directa a los problemas de la sociedad o el sector productivo, la presente investigación buscó tratar aguas contaminadas con Pb (II), a partir de la manipulación de las variables independientes. Según el enfoque es de tipo cuantitativa ya que se basa en la recopilación de datos para probar hipótesis con base en la medición numérica y el análisis estadístico para establecer patrones de comportamiento.

3.1.3. Nivel de investigación

El nivel de investigación es Explicativa, porque demuestra la influencia de la cantidad de biosorbente, pH y concentración inicial de Pb (II) (causa) en la concentración final de plomo y en la capacidad de biosorción (efecto).

Según el autor Arias (2006) afirma que: La investigación experimental o explicativa se encarga de buscar el porqué de los hechos mediante el establecimiento de relaciones causa-efecto. En este sentido, los estudios explicativos pueden ocuparse tanto de la determinación de las causas (investigación post facto), como de los efectos (investigación experimental), mediante la prueba de hipótesis. Sus resultados y conclusiones constituyen el nivel más profundo de conocimientos.

3.2. Diseño de la Investigación

Para evaluar la influencia de las variables independientes sobre la dependiente, se usó el diseño experimental de tipo **Factorial 3²**, los datos serán obtenidos por trabajo de campo directamente del equipo de pruebas y procesados con métodos de estadística descriptiva.

En la tabla 2 se muestra la matriz del diseño, en el que se consideró los siguientes niveles de pH (2.10, 4.51 y 5.70) y concentraciones iniciales de Pb (II) (73.25 mg/L, 93.5 mg/L y 161 mg/L).

Modelo lineal:

$$Y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_j + (\alpha\beta)_{ij} + \varepsilon_{ijk}$$

Tabla 2. Cuadro de doble entrada para las determinaciones de la capacidad de adsorción.

Factores		Concentración inicial de Pb (II) (mg/L) (β_j)		
		73.25 (mg/L)	93.5 (mg/L)	161 (mg/L)
pH (α_i)	pH 2.10	Q_{111}	Q_{121}	Q_{131}
		Q_{112}	Q_{122}	Q_{132}
	pH 4.51	Q_{211}	Q_{221}	Q_{231}
		Q_{212}	Q_{222}	Q_{232}
	pH 5.70	Q_{311}	Q_{321}	Q_{331}
		Q_{312}	Q_{322}	Q_{332}

Fuente: Elaboración propia del autor.

Dónde:

Q_{ijk} : Capacidad de adsorción (mg/g).

μ : es el efecto medio global.

α_i : es el efecto incremental sobre la media causada por el nivel i del factor A.

β_j : el efecto incremental sobre la media causado por el nivel j del factor B.

$(\alpha\beta)_{ij}$: el efecto incremental sobre la media causado por la interacción del nivel i del factor A y el nivel j del factor B.

ε_{ijk} : el término de error

El diseño tiene 9 tratamientos experimentales por cada repetición, en otros términos, se evaluará el efecto en la variable dependiente.

3.3. Hipótesis de la Investigación

3.3.1. Hipótesis general

- La mayor capacidad de adsorción se logra a un pH igual a 4.51 y una concentración inicial de Pb (II) de 161 mg/L, usando la

biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (*Opuntia ficus indica*).

3.3.2. Hipótesis específicas

- La superficie de los cladodios de la tuna contiene grupos funcionales como: ácido carboxílico, amino y carbonilo que contribuyen a la biosorción plomo.
- Los distintos niveles de pH influyen significativamente sobre la capacidad de adsorción de Pb (II) usando biomasa proveniente de los cladodios de la tuna.
- Las distintas concentraciones iniciales de Pb (II) influyen significativamente sobre la capacidad de adsorción del contaminante usando biomasa proveniente de los cladodios de la tuna.
- La interacción del pH y la concentración inicial de Pb (II) influyen significativamente sobre la capacidad de adsorción del contaminante usando la biomasa de los cladodios de la tuna (*Opuntia ficus indica*).
- Los datos de la isoterma en el proceso de adsorción de Pb (II) se ajusta mejor al modelo matemático de Langmuir, con un valor de $R^2=0.994$.
- Los datos del mejor tratamiento se ajustan al modelo cinético Pseudo segundo orden, con un valor de $R^2=0.9996$.

3.4. Variables

3.4.1. Variable Independiente

- ✓ Potencial de hidrogeno (pH).
- ✓ Concentración inicial de plomo (C_o).

3.4.2. Variable Dependiente

- ✓ Capacidad de adsorción de los cladodios de la tuna (q_e).

3.5. Cobertura de estudio

3.5.1. Población

La población estuvo constituida por soluciones acuosas de Pb (II) a diferentes concentraciones y pH.

3.5.2. Muestra

La muestra estuvo constituida por 1 L de soluciones acuosas de Pb (II) a diferentes concentraciones, preparadas a partir de nitrato de plomo $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$.

3.6. Técnicas e Instrumentos

3.6.1. Técnicas de la investigación

La técnica utilizada para la recolección de datos se basó en la selección y representación por variables, para la Prueba de Hipótesis y de las Variables:

- Elaboración de cuadros estadísticos para verificar el comportamiento de las variables.
- Pruebas estadísticas: Gráficas de tendencias y dispersión.

3.6.2. Instrumentos de la investigación

Para determinar los grupos funcionales del biosorbente.

Los grupos funcionales en el biosorbente se determinaron por espectroscopia infrarroja con transformadas de Fourier (FTIR) en un Espectrofotómetro, se midieron en el rango entre 4000 a 400 cm^{-1} . Un espectro infrarrojo (IR) muestran bandas a diferentes números de onda para diferentes tipos de enlace en un compuesto químico. Este número de onda es directamente proporcional a la energía de la radiación en el rango del infrarrojo coincidente con las energías de vibración del enlace.

Para el análisis morfológico del biosorbente.

La morfología de la superficie del biosorbente de los cladodios de la tuna se realizó mediante Microscopía Electrónica de Barrido (SEM).

Experimentos.

Para realizar los experimentos de manipulación de variables se utilizó un agitador magnético y pH-metro.

Para determinar las concentraciones iniciales y finales.

Para determinar las concentraciones iniciales y finales se utilizó un equipo de absorción atómica.

3.6.3. Fuentes

El presente trabajo de investigación se basó en fuentes de información de primera mano con la finalidad de identificar, seleccionar y realizar un análisis crítico sobre la información relacionada al presente trabajo.

Buonacore (1980) define que las fuentes primarias de información son aquellas “que contienen información original no abreviada ni traducida: tesis, libros, artículos de revista, manuscritos”.

3.7. Proceso estadístico de la información

3.7.1. Estadísticos

En la presente investigación se obtuvo gran cantidad de datos, por ello fue necesario utilizar medidas de tendencia central, que tuvo como objetivo sintetizar los datos en un valor representativo, las medidas de dispersión demostraron hasta qué punto estas medidas de tendencia central fueron representativas como síntesis de la información. Las medidas de dispersión cuantifican la separación, la dispersión, la variabilidad de los valores de la distribución respecto al valor central. Se utilizó los softwares como: Excel y Minitab.

3.7.2. Representación

La representación se realizó mediante los modelos de isothermas que representan la cantidad de iones retenidos por los adsorbentes y los modelos cinéticos. Para ello también usamos el software Excel.

3.7.3. Técnica de comprobación de la hipótesis

Para evaluar el efecto individual y conjunto de dos o más variables independientes sobre una variable dependiente (comprobación de hipótesis) se realizó mediante el análisis de varianza (ANOVA), con la finalidad de determinar si existen diferencias significativas entre los valores de los resultados obtenidos.

CAPITULO IV

ORGANIZACIÓN, PRESENTACIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS

4.1. Resultados y Discusión

4.1.1. Rendimiento de la biomasa obtenida de los cladodios de la tuna

En la tabla 3 se detalla la cantidad total que se recolecto de cladodios de tuna (974 g), y se obtuvo 48 g de polvo, logrando un rendimiento de la biomasa de 4.93 %.

Tabla 3. *Rendimiento de la biomasa.*

Cladodios de la tuna sin ectodermis- Húmedo	974 g
Cladodios de la tuna sin ectodermis-Seco	44 g
Total de polvo obtenido de los cladodios.	48 g
% Rendimiento	4.93 %

Fuente: Elaboración propia del autor.

4.1.2. Análisis próximo de la materia prima (cladodios de la tuna)

Mediante la técnica del análisis próximo, se procedió a determinar el contenido porcentual de humedad, material volátil, carbono fijo y

cenizas. En la tabla 4, se muestran los resultados obtenidos del análisis realizado al biosorbente.

Tabla 4. *Análisis próximo del biosorbente.*

Muestra	%Humedad	%Material volátil	%Cenizas	%Carbono fijo
Cladodios de la tuna (<i>Opuntia ficus indica</i>)	7.31	38.14	30.41	24.14

Fuente: Elaboración propia del autor.

Los cladodios de la tuna una vez secos son fáciles y prácticos de moler no requiere ejercer mucha fuerza a comparación de otros materiales. La determinación de cenizas es importante, debido a que la cantidad y naturaleza de estas afectan el desempeño del material como adsorbente. Adicionalmente, los cladodios de la tuna muestra un contenido de carbón fijo (24.14 %) y un valor alto de cenizas (30.41 %). Se encontró similitud en el porcentaje de humedad con lo reportado por Rodríguez et al., (2007) quienes realizaron la caracterización fisicoquímica y nutrimental del nopal fresco y el polvo de la misma, a diferentes etapas de desarrollo. Los resultados obtenidos fueron humedad 7.31 % y cenizas 23.24 % para nopales de 200 g (64 días). Determino que la composición química y el valor nutricional (composición nutrimental) cambian en función a la maduración del nopal.

4.1.3. Caracterización del material biosorbente

Análisis de la química superficial del biosorbente (cladodios de la tuna) mediante Espectroscopia Infrarroja con Transformada de Fourier (FTIR).

Esta técnica ayudó a conocer la química superficial del material adsorbente (cladodios de la tuna), antes del proceso de biosorción. La

técnica FTIR permitió identificar grupos funcionales que se encuentran presentes en la superficie de los cladodios de la tuna, lo cual les permitió desempeñar un rol importante en la remoción de contaminantes orgánicos e inorgánicos. Según Oré (2015) los grupos funcionales le confieren al biosorbente propiedades hidrofílicas porque incrementan la interacción específica ion - dipolo y dipolo – dipolo.

Una vez obtenido los espectros del biosorbente, se determinaron los grupos funcionales correspondientes a una longitud de onda. En la figura 18 se muestra los espectros FTIR del biosorbente (cladodios de la tuna) en el que se reconocen los principales grupos funcionales presentes.

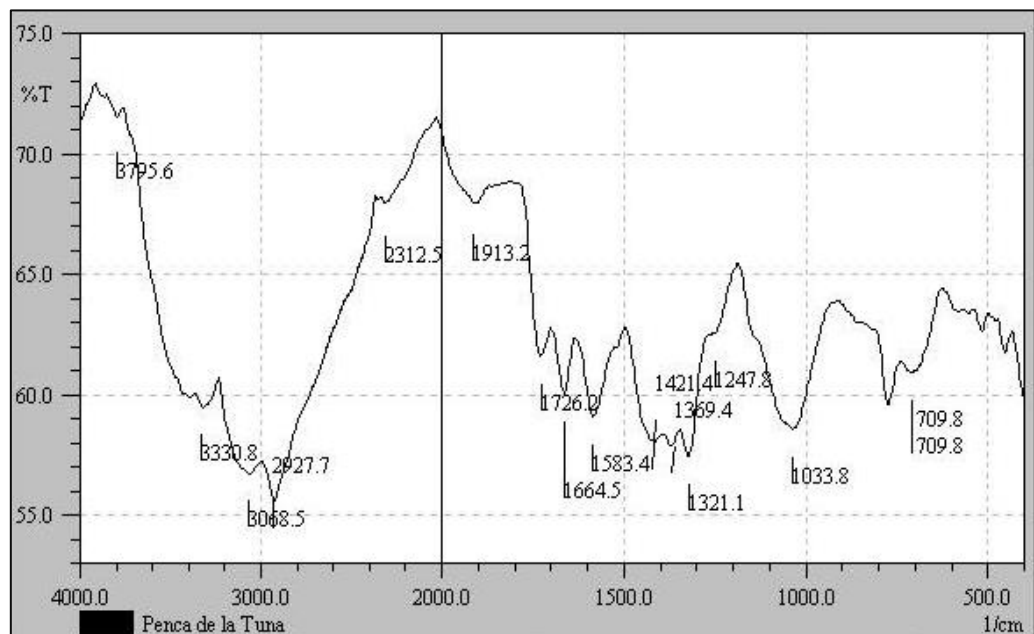


Figura 18. Espectro FTIR del biosorbente antes del proceso de biosorción.

Fuente: Propia del autor.

El espectro del bioadsorbente presento una banda ancha a 3795.6 y 3330.8 cm^{-1} que es atribuida a grupos hidroxilos (-OH), así como 3068.5 cm^{-1} atribuidos a la presencia de anillos aromáticos (C=C-H), a 2927.7 se atribuye a los alcanos, y así como dos picos intensos en

2312.5 cm^{-1} y 1913.2 cm^{-1} debido a la vibración de tensión y flexión en el plano, respectivamente atribuidos a la presencia de grupos carbonilos (C=O). También se localizaron las siguientes bandas atribuidas a las vibraciones de tensión: 1726.2, 1664.5 y 1583.4 cm^{-1} , respectivamente, atribuidos a la presencia de grupo carbonilo (C=O), proteínas (CONH₂) y aminas (NH). Otras señales presentes son: 1421.4, 1369.4 y 1321.1 cm^{-1} debido a la presencia de aminas aromáticas, 1247.8 cm^{-1} debido a ácidos carboxílicos (-COOH), 1033.8 cm^{-1} correspondiente a unidades de glucosa y biopolímeros (R-CH₂-OH). Por último, la banda a 709.8 cm^{-1} correspondió a grupos aromáticos. (Nharingo & Moyo, 2016)

Este resultado está acorde con lo reportado por Barka et al., (2013) quienes realizaron el FTIR al biosorbente (cladodios de la tuna) en cual indico la presencia de acido carboxilico y grupos aminos, determinando que estos grupos serian los responsables de lograr una mayor capacidad de adsorción de Cd (II) y Pb (II).

4.1.4. Análisis Morfológico del biosorbente obtenido a partir de cladodios de la tuna mediante Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)

La microscopía electrónica de barrido (SEM) se empleó para estudiar la estructura superficial y morfología del polvo obtenido a partir de cladodios de la tuna antes y después del proceso de biosorción. Según Madala et al., (2015) hay muchos estudios que informaron la utilización del análisis de microscopía electrónica de barrido para mostrar las modificaciones de la superficie en los biosorbentes desarrollados. Esta técnica permitió caracterizar la morfología y la superficie externa del biosorbente. Las figuras 19, 20 y 21 corresponden a las micrografías SEM del biosorbente antes del proceso de adsorción, el cual nos muestra una superficie rugosa y una

textura laminada, junto con la presencia de cavidades irregulares que mejorarían la difusión intraparticular. Tal como se puede observar en el trabajo presentado por Nharingo & Moyo, (2016) quienes realizaron la tecnica SEM para estudiar la estructura superficial y la morfología de los biosorbentes obtenidos a partir de cáscara de tuna, ectodermis y cladodios de cactus. Las micrografías revelaron la textura de la superficie (rugosa) y la porosidad, junto con la presencia de multicapas que estaban involucradas en el proceso de adsorción.

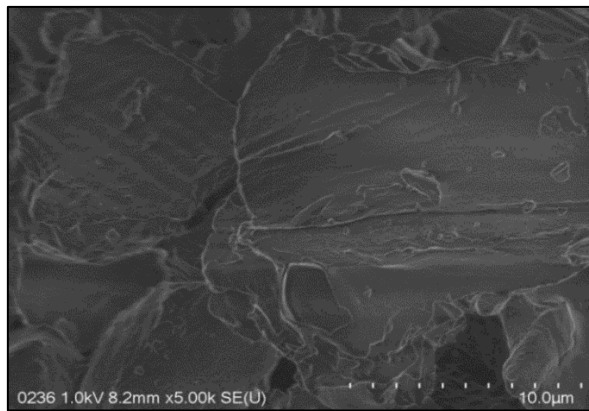


Figura 19. Micrografías de la biomasa antes del proceso de biosorción a 10 µm.

Fuente: Propia del autor.

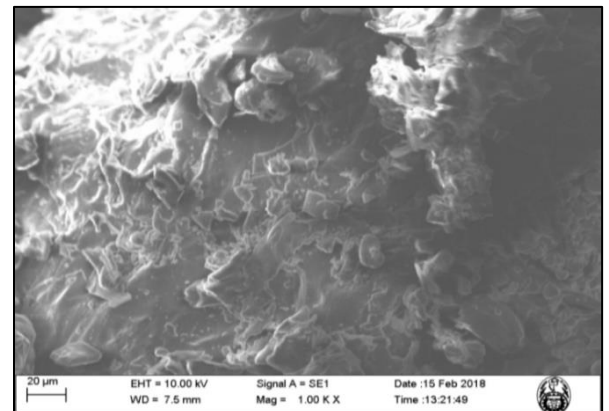


Figura 20. Micrografías de la biomasa antes del proceso de biosorción a 20 µm.

Fuente: Propia del autor.

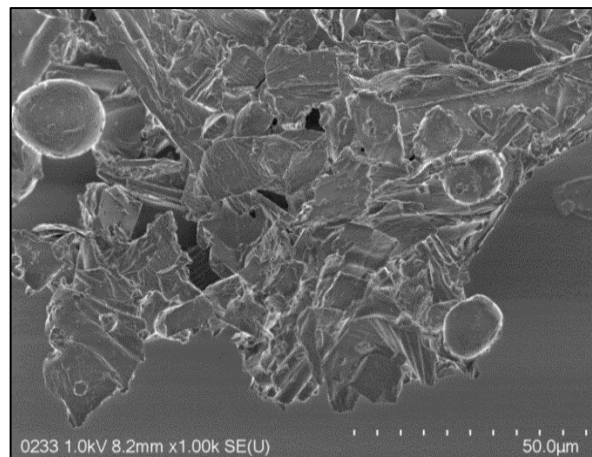


Figura 21. Micrografías de la biomasa antes del proceso de biosorción a 50 µm.

Fuente: Propia del autor.

La micrografía SEM de la superficie del biosorbente cargada con Pb^{+2} es significativamente diferente a la del biosorbente antes del proceso de adsorción, como se puede observar en las figuras 22, 23 y 24 la aglomeración y la formación de multicapas en la superficie del biosorbente, este mismo comportamiento observaron Nharingo & Moyo (2016) quienes realizaron la técnica SEM de los polvos generados a partir de cladodios de cactus secos, el cual mostró partículas poli-dispersas con paredes colapsadas y de estructura aglomerada debido a efectos electrostáticos y fuerzas de Van der Waals. El biosorbente presentó cavidades de forma irregular y de tamaño evidente que permitieron la adsorción de los iones.

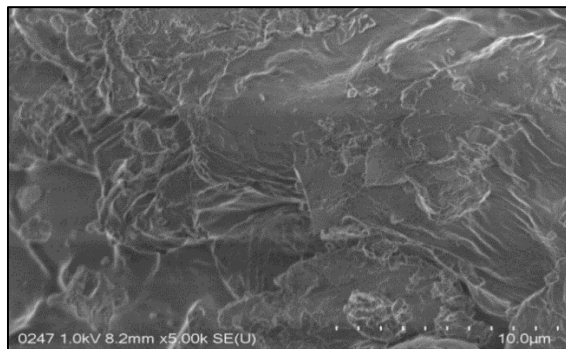


Figura 22. Micrografías de la biomasa después del proceso a 10 μm .

Fuente: Propia del autor.

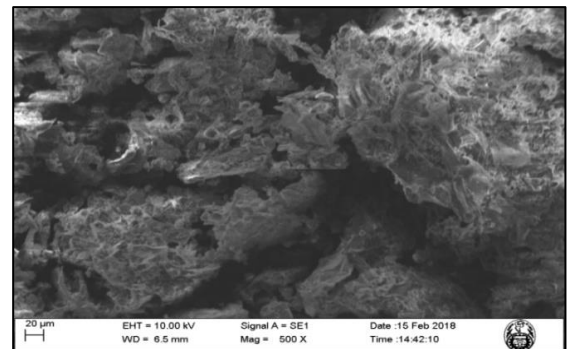


Figura 23. Micrografías de la biomasa después del proceso a 20 μm .

Fuente: Propia del autor.

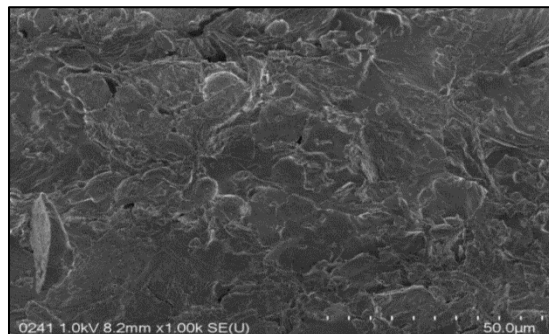


Figura 24. Micrografías de la biomasa después del proceso a 50 μm .

Fuente: Propia del autor.

4.1.5. Determinación de la acidez por el método Boehm

En la tabla 5 se muestra el valor obtenido de la acidez de la biomasa de los cladodios de la tuna, esto se determinó mediante el método Boehm como se detalló anteriormente.

Tabla 5. *Determinación de la acidez de la biomasa.*

Muestra	Grupos ácidos superficiales mmol H ⁺ /g
Cladodios de la tuna	7.34

Fuente: Elaboración propia del autor.

De la tabla 5 y figura 25 se puede inferir que existe una alta acidez total superficial en el adsorbente. El dato obtenido se corrobora con el análisis FTIR realizado en el que se evidencia la presencia de ácidos carboxílicos, este compuesto estaría favoreciendo la acidez superficial de la muestra. Se compararon los resultados obtenidos y se encontró similitud con lo reportado por (Oré, 2015) mediante el mismo método (Boehm) para el marlo de maíz cuya acidez fue de 8.15 mmol H⁺/g.

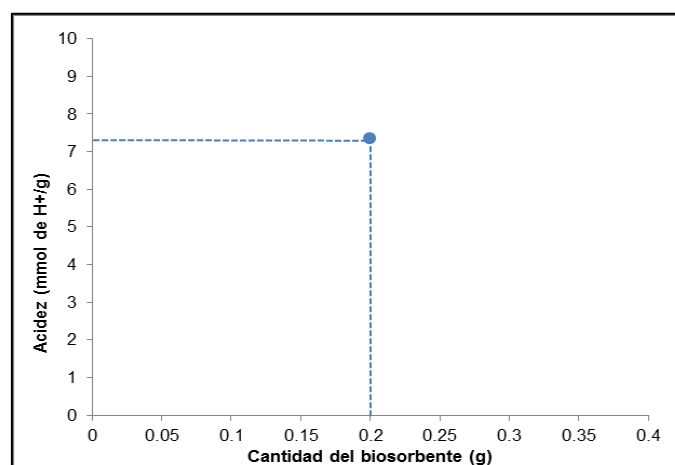


Figura 25. Relación entre la acidez superficial del biosorbente versus la cantidad de biomasa.

Fuente: Propia del autor.

4.1.6. Proceso de biosorción de Pb (II).

Determinación de la influencia del pH inicial de la solución de Pb (II).

En la figura 26 se muestra la influencia del pH inicial de la solución a diferentes concentraciones sobre la capacidad de biosorción de plomo. Las condiciones experimentales fueron las siguientes: volumen de la solución (0.05 L), tiempo de agitación (2 h), velocidad de agitación (800 rpm) y cantidad de biosorbente (0.2 g).

Como se puede observar la cantidad adsorbida de plomo, se incrementa cuando la concentración inicial de Pb (II) es elevada, obteniendo la mayor capacidad de adsorción a un pH igual a 4.5, para pH mayores a 4.5 la biosorción decreció levemente, manteniéndose la misma tendencia para todas las concentraciones de plomo.

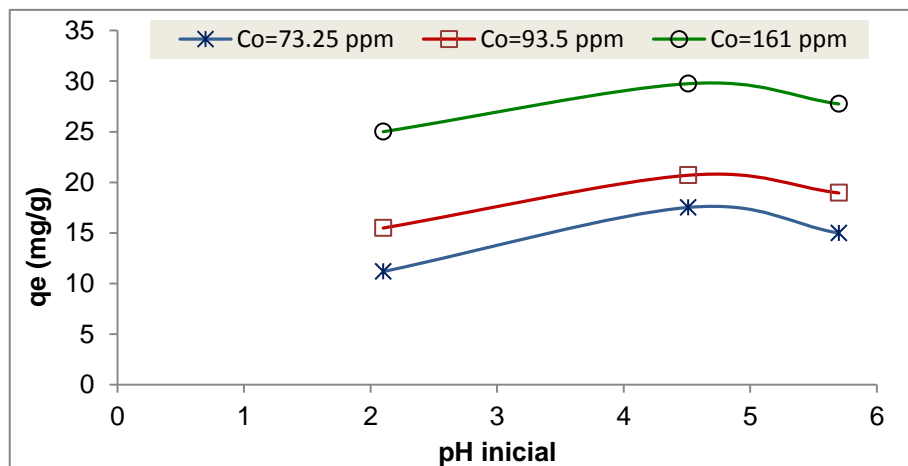


Figura 26. Influencia del pH inicial de la solución.

Fuente: Elaboración propia del autor.

La mayor capacidad de adsorción igual a 29.750 mg Pb/g se logró a un pH de 4.5 y C_0 de 161 mg/L, el resto de los resultados de los análisis de la capacidad de biosorción y concentración en equilibrio son reportados en las tablas 22, 23 y 24 (anexo N°3). Similar comportamiento fue reportado por (Rosique, 2013) quien removió Cd

(II) con biomasa de *Opuntia* logrando una mayor capacidad de adsorción a pH 5.

Con ayuda de la técnica de FTIR se ha determinado que la pared celular del biosorbente (cladodios de la tuna) contiene una cadena de grupos funcionales, ácidos débiles, grupos OH y grupos carboxílicos. El tipo y estado iónico de los grupos funcionales de la pared celular determina la magnitud de la biosorción (Oré, 2015).

La influencia del pH en la adsorción de plomo se explicaría en base a la atracción electrostática, debido que a valores bajos de pH existe mayor cantidad de iones de hidrógeno (H^+) los cuales estarían compitiendo con los cationes de plomo por los grupos funcionales con carga negativa del biosorbente lo que haría que la capacidad de biosorción disminuya.

A medida que se incrementa el pH del medio, las interacciones de los grupos funcionales del biosorbente con los iones OH^- aumenta, lo que indica que la superficie se encuentra cargada negativamente, esto favorecería el incremento de la capacidad de biosorción, debido a que existe una fuerza de atracción entre el metal Pb^{+2} con la superficie del biosorbente.

Adicionalmente, es posible la existencia de un intercambio iónico entre las especies de plomo y los iones de la superficie del biosorbente. (Nharingo & Moyo, 2016) realizaron la espectroscopia de absorción atómica de llama (FAAS) para estimar la composición mineral de *Opuntia ficus indica* obteniendo como resultado la presencia Ca, Mg, K y Na, con estos minerales estaría existiendo un posible intercambio iónico.

En la figura 27 se puede observar la formación de especies de Pb^{+2} a $pH < 5$ y la especie dominante a $pH > 5$ es $Pb(OH)_2$, en el cual la

capacidad de adsorción disminuye porque el plomo precipita en forma de $\text{Pb}(\text{OH})_2$.

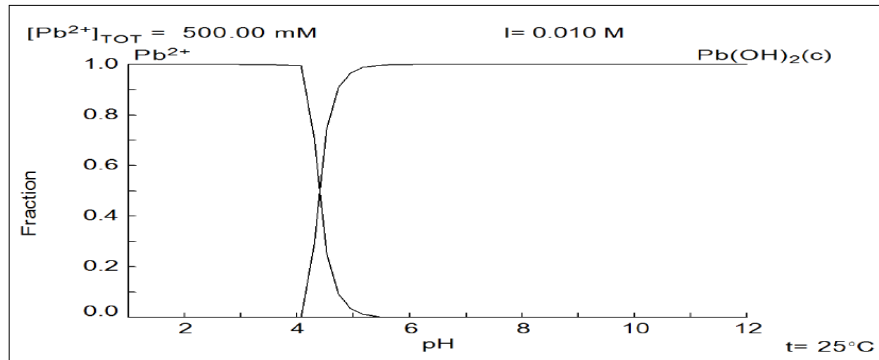


Figura 27. Diagrama de distribución de especies de plomo en solución acuosa.

Fuente: Oré (2015)

Influencia del pH inicial de la solución sobre el pH final en la biosorción de Pb (II) usando los cladodios de la tuna.

Para entender el mecanismo de adsorción de los iones metálicos sobre la superficie del biosorbente, se graficó la variación del pH final (pH_f) luego de la adsorción versus pH inicial (pH_i) con diferentes concentraciones iniciales de plomo (73.25, 93.5 y 161 mg/L). Para fines de comparación también se realizó una prueba en blanco. Los resultados de esta evaluación se observan en la figura 28.

El análisis de la curva de las muestras en un rango de pH entre 2-4.5 indica que el $\text{pH}_f > \text{pH}_i$. Esto se debería a que, en este rango de pH_i , la reacción entre el agua y la superficie del biosorbente produce la liberación de iones OH^- incrementándose de esta manera el valor del pH_f . La liberación de OH^- produciría la protonación de la superficie del biosorbente, quedando la superficie cargada positivamente. A partir de pH_i mayor a 4.5 este comportamiento cambia, siendo el $\text{pH}_f < \text{pH}_i$, es decir disminuye el valor del pH_f con respecto al pH_i , lo que implica que en la interfase agua-superficie del biosorbente, se produciría la liberación de iones H^+ , por lo tanto, se produce la desprotonación de la

superficie del biosorbente, quedando está cargada negativamente, favoreciendo la capacidad de adsorción.

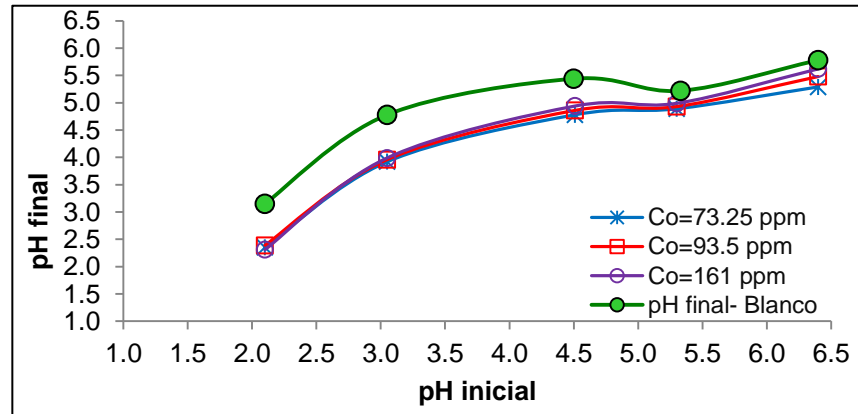


Figura 28. Influencia del pH_i sobre el pH_f de la solución.

Fuente: Elaboración propia del autor.

Determinación de la influencia de la concentración inicial de Pb (II).

La figura 29 muestra la influencia de las diferentes concentraciones iniciales de Pb (II) sobre la capacidad de adsorción (q_e). Las condiciones experimentales fueron las siguientes: volumen de la solución (0.05 L), tiempo de agitación (2 h), velocidad de agitación (800 rpm), cantidad de biosorbente (0.2 g) y pH inicial (4.5).

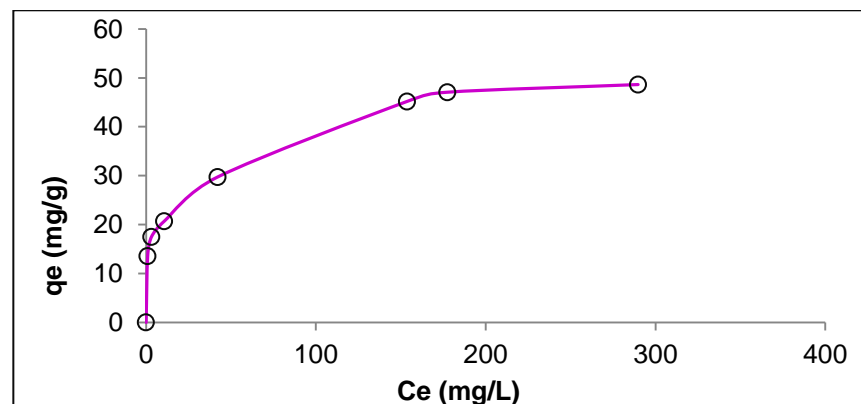


Figura 29. Isotherma de adsorción con C_0 de Pb (II)- (55.09 a 484.25 mg/L).

Fuente: Elaboración propia del autor.

Se puede observar que a medida que se incrementa la concentración de plomo en la solución se incrementa también la capacidad de biosorción en equilibrio (q_e). Esto se debe al incremento de la eficiencia de retención del biosorbente, ya que al incrementar la concentración del adsorbato (Pb^{+2}) aumentamos la capacidad de retención de Pb^{+2} por la saturación de sitios disponibles de biosorción, logrando retener más mg de Pb^{+2} con una misma cantidad de dosis de cladodios de la tuna.

El valor de q_e muestra un comportamiento ascendente muy rápido hasta lograr condiciones estacionarias a partir de $C_0 = 365.75$ mg/L, logrando una capacidad máxima de 48.63 mg de Pb/g de biomasa.

En la tabla 18 (anexo N°3) se detalla los resultados experimentales, del cual se establece que a mayor concentración del metal en la solución la capacidad de adsorción es mayor. Las características de sorción indican que la superficie del biosorbente se satura dependiendo de la concentración inicial de iones metálicos. Estos resultados están acorde con lo reportado por (Barka et al., 2013) en el cual la adsorción de metales pesados de Cd (II) y Pb (II) se incremento con el aumento de la concentración inicial de la solución. Logrando una capacidad de adsorción de 29.18 mg/g, para una concentración inicial de 300 mg/L Pb (II) y a un pH de 3.5.

4.1.7. Modelamiento de los datos experimentales

Isoterma de equilibrio

Las isotermas de adsorción se usan para caracterizar la interacción entre los iones metálicos y los adsorbentes, expresan la relación entre la concentración del ion metálico en solución y la cantidad de metal adsorbido por la superficie del sólido cuando las dos fases están en equilibrio. (Tejada et al., 2014)

Con el propósito de describir el equilibrio del soluto entre las fases sólida y líquida, se evaluaron los datos obtenidos en el proceso de adsorción de Pb (II) empleando biomasa de los cladodios de la tuna, mediante los modelos de Langmuir (1918) y Freundlich (1926), descritos por Rangabhashiyam et al., (2014) y Sánchez (2016).

Se analizaron las formas lineales de las isotermas de dos parámetros Langmuir y Freundlich.

Modelo de Langmuir

La ecuación no lineal que describe la isoterma de Langmuir es la siguiente:

$$q_e = \frac{q_{m\acute{a}x} \cdot b \cdot C_e}{1 + b \cdot C_e} \quad [ec. 1]$$

$$q_e + q_e \cdot b \cdot C_e = q_{m\acute{a}x} \cdot b \cdot C_e$$

$$\frac{1 + b \cdot C_e}{q_{m\acute{a}x} \cdot b} = \frac{C_e}{q_e}$$

La ecuación queda linealizada de la siguiente manera:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_{m\acute{a}x} b} + \frac{C_e}{q_{m\acute{a}x}} \quad [ec. 2]$$

Los datos necesarios para representar la isoterma de Langmuir se muestran en la tabla 6.

Tabla 6. *Datos calculados para representar Langmuir de forma lineal.*

C_e (mg/L)	C_e/q_e
0.90	0.07
3.17	0.18
10.70	0.52
42.08	1.42
153.75	3.40
177.50	3.77
289.75	5.96

Fuente: Elaboración propia del autor.

En la figura 30 se muestra la ecuación linealizada de Langmuir, graficando C_e versus C_e/q_e .

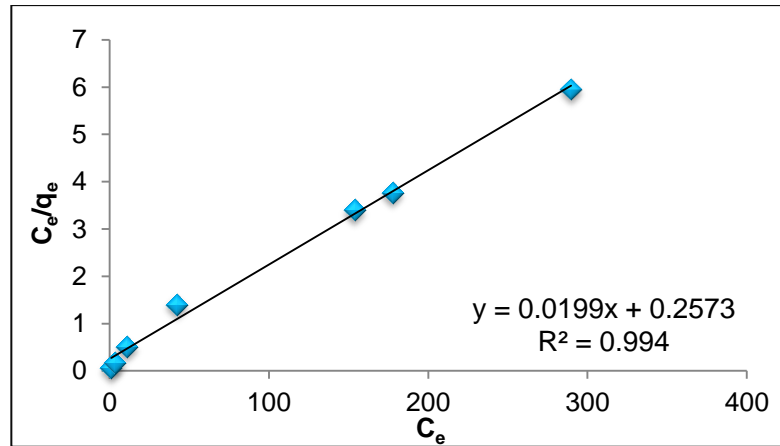


Figura 30. Forma lineal de la ecuación de Langmuir.

Fuente: Elaboración propia del autor.

El valor de las constantes $q_{m\acute{a}x}$ y b fueron determinados por regresión lineal, a partir de los valores de la pendiente de la recta y del intercepto.

Pendiente de la recta

$$\frac{1}{q_{m\acute{a}x}} = 0.199$$

$$q_{m\acute{a}x} = 50.2513 \text{ mg/g}$$

Intercepto de la recta

$$\frac{1}{b * q_{m\acute{a}x}} = 0.2573$$

$$b = 0.0773 \text{ L/mg}$$

Modelo de Freundlich

La ecuación que describe la isoterma de Freundlich es:

$$q_e = K_F \cdot C_e^{\frac{1}{n}} \quad [ec. 3]$$

$$\log q_e = \log K_F + \log C_e^{\frac{1}{n}}$$

Esta ecuación puede ser linealizada de la siguiente manera:

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e \quad [ec. 4]$$

Los datos para la representación de la isoterma de Freundlich se muestran en la tabla 7.

Tabla 7. Datos calculados para representar Freundlich de forma lineal.

$\log C_e$	$\log q_e$
-0.05	1.13
0.50	1.24
1.03	1.32
1.62	1.47
2.19	1.66
2.25	1.67
2.46	1.69

Fuente: Elaboración propia del autor.

En la figura 31 se muestra la ecuación linealizada de Freundlich, graficando $\log C_e$ versus $\log q_e$.

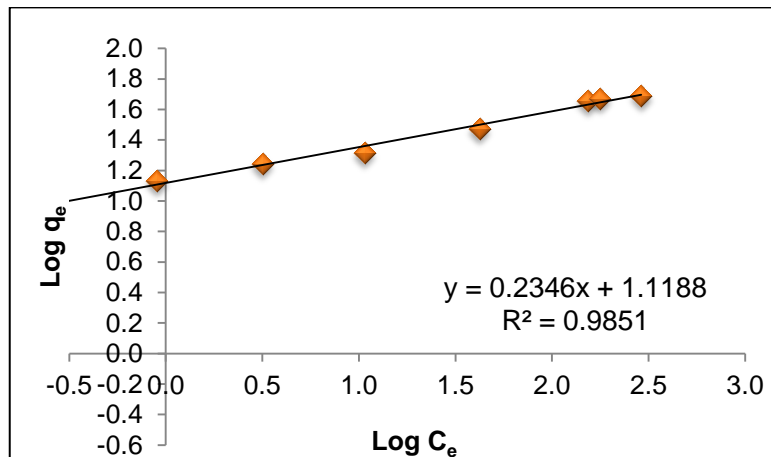


Figura 31. Forma lineal de la ecuación de Freundlich.

Fuente: Elaboración propia del autor.

El valor de las constantes n y K_F fueron determinados por regresión lineal, a partir de los valores de la pendiente de la recta y del intercepto.

Pendiente de la recta

$$\frac{1}{n} = 0.2346$$

$$q_{m\acute{a}x} = 50.2513 \text{ mg/g}$$

Intercepto de la recta

$$\ln K = 1.1188$$

$$K = 13.1462 \text{ mg/g}$$

De estas figuras mostradas anteriormente, se observó que la ecuación lineal de Langmuir tuvo un mejor ajuste para los datos experimentales de Pb (II) usando los cladodios de la tuna.

En la tabla 8 se puede observar las constantes de ambos modelos hallados a partir de las ecuaciones linealizadas, examinando las correlaciones se observa que los valores experimentales se ajustan mucho mejor al modelo de Langmuir con un valor de $R^2 = 0.994$, y una $q_{m\acute{a}x} = 50.251 \text{ mg Pb (II)/g}$ que predice una sorción en monocapa con centros activos energéticamente homogéneos (Rangabhashiyam et al., 2014). Los resultados obtenidos se compararon con lo reportado por Rosique (2013) quien obtuvo una $q_{m\acute{a}x}$ en monocapa para Cd (II) de $48.309 \text{ mg Cd (II)/g}$ a partir de usar biomasa de los cladodios de la tuna pretratada con HCl. También Barka et al., (2013) determinaron que el proceso de adsorción de Cd (II) y Pb (II) por cactus seco fue en monocapa, y la capacidad máxima de biosorción fue de 30.42 y 98.62 mg/g , respectivamente para Cd (II) y Pb (II).

Tabla 8. Constantes de las isotermas, aplicado a la adsorción de Pb (II).

Biomasa	Constantes de Langmuir			Constantes de Freundlich		
	$q_{m\acute{a}x} \text{ (mg/g)}$	$b \text{ (L/mg)}$	R^2	n	$K_F \text{ (mg/g)}$	R^2
Cladodios de la tuna (<i>Opuntia ficus indica</i>)	50.2513	0.0773	0.994	4.2626	13.1462	0.985

Fuente: Elaboración propia del autor.

En la tabla 9 se detalla los valores (q_e) obtenidos experimentalmente y calculados para demostrar el mejor ajuste de los puntos experimentales a cualquiera de las isothermas.

Tabla 9. Comparación entre los valores obtenidos q_e experimentalmente y teóricamente para las isothermas de Langmuir y Freundlich.

C_0 (mg/L)	C_f (mg/L)	q_e (mg/g)	Langmuir	Freundlich
0	0	0	0	0
55.09	0.9	13.55	3.27	12.83
73.25	3.2	17.52	9.89	17.23
93.5	10.7	20.70	22.75	22.92
161	42.1	29.73	38.44	31.61
334.5	153.8	45.19	46.35	42.84
365.75	177.5	47.06	46.84	44.31
484.25	289.8	48.63	48.10	49.70

Fuente: Elaboración propia del autor.

En la figura 32 se graficaron los datos ajustados al modelo Langmuir y Freundlich.

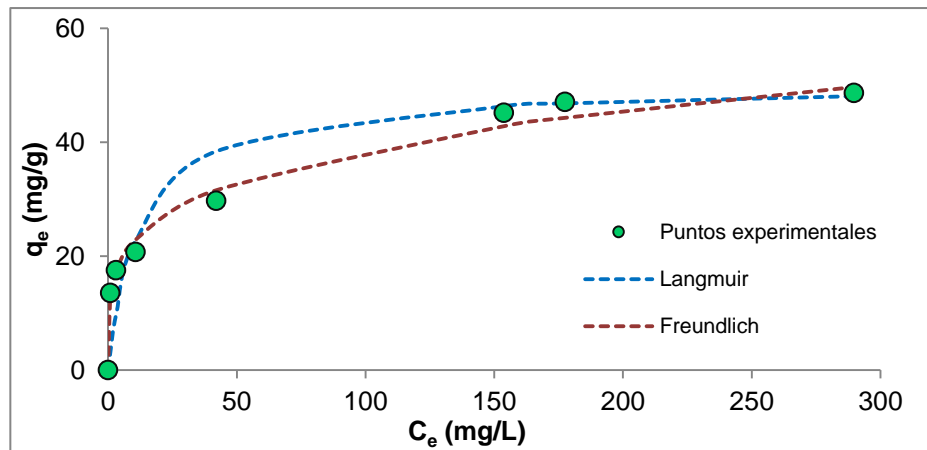


Figura 32. Ajuste de los datos calculados a las diferentes isothermas.

Fuente: Elaboración propia del autor.

Cinética de biosorción

Tejada et al., (2014) refiere que: los modelos cinéticos permiten explicar el fenómeno de adsorción dentro de un proceso específico; la cinética de adsorción muestra una gran dependencia de las características físicas y químicas del adsorbente.

El ajuste entre los datos experimentales y los modelos se expresa mediante los coeficientes de correlación R^2 (Tejada et al., 2014). Un alto valor indica que el modelo describe la cinética de adsorción de Pb (II). Los ajustes se realizaron siguiendo los modelos de Pseudo primer orden, Pseudo segundo orden, Elovich y difusión intraparticular, usando los datos del estudio de tiempo de contacto. En la figura 33 se muestra el tiempo de contacto versus la capacidad de adsorción.

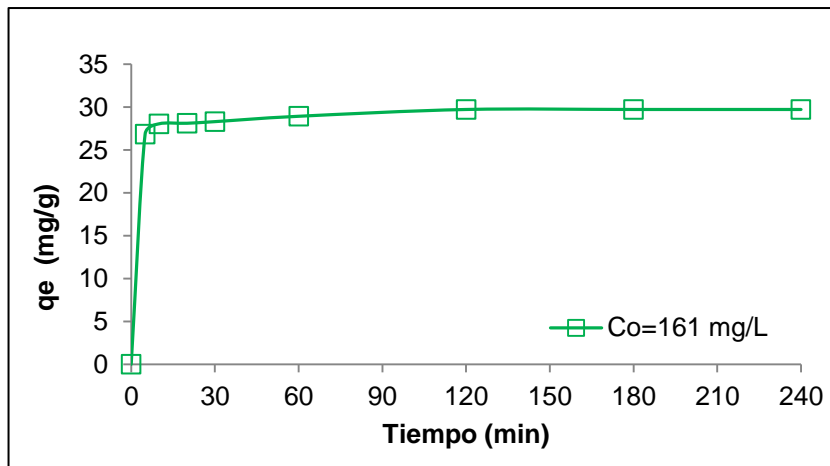


Figura 33. Estudio cinético de adsorción de plomo para una $C_o = 161$ mg/L de Pb (II).

Modelo de Pseudo-primer orden

Se formula a partir de la siguiente ecuación:

$$q_t = q_e (1 - e^{-k_1 \cdot t}) \quad [ec. 6]$$

$$q_t = q_e - q_e \cdot e^{-k_1 \cdot t}$$

$$\log q_t = \log q_e - \log q_e \cdot e^{-k_1 \cdot t}$$

$$\log q_e \cdot e^{-k_1 \cdot t} = \log q_e - \log q_t$$

$$\log q_e + \log e^{-k_1 \cdot t} = \log (q_e - q_t)$$

$$\log q_e - k_1 \cdot t \log e = \log (q_e - q_t)$$

$$\log q_e - k_1 \cdot t \frac{\log(10)}{\ln(10)} = \log (q_e - q_t)$$

$$\log q_e - k_1 \cdot t \frac{1}{2.303} = \log (q_e - q_t)$$

$\ln x = \frac{\log x}{\log e}$ $\log e = \frac{\log x}{\ln x}$ $\log e = \frac{\log 10}{\ln e}$
--

La ecuación queda linealizada de la siguiente manera:

$$\log(q_e - q_t) = \log(q_e) - \frac{k_1}{2.303} t \quad [ec. 7]$$

Los datos para representar el modelo cinético de Pseudo de primer orden se muestran en la tabla 10.

Tabla 10. *Datos calculados para representar la ecuación de Pseudo Primer Orden de forma lineal - $C_o = 161 \text{ mg/L}$.*

t (min)	q_t	$\log(q_e - q_t)$
0	0	1.4732
5	26.88	0.4558
10	28.06	0.2229
20	28.13	0.2058
30	28.31	0.1519
60	28.94	-0.1003
120	29.73	-
180	29.73	-
240	29.73	-

Fuente: Elaboración propia del autor.

En la figura 34 se muestra la forma lineal de la ecuación de Pseudo primer orden, graficando *tiempo (min)* versus $\log(q_e - q_t)$.

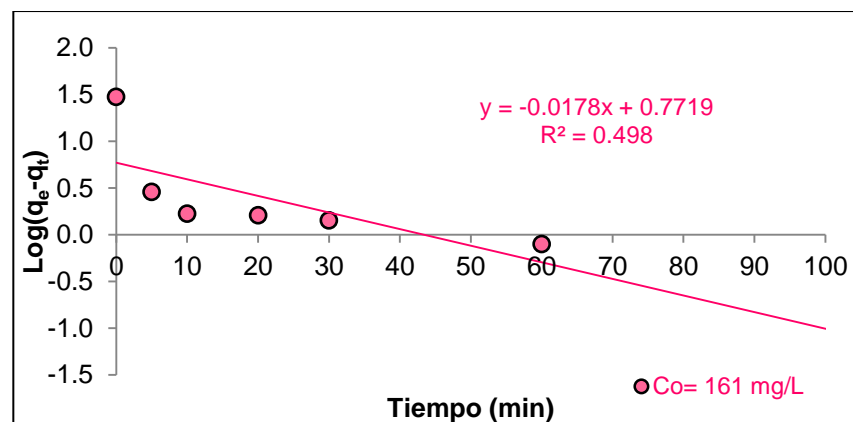


Figura 34. *Forma lineal de la ecuación de Pseudo Primer Orden.*

Fuente: Elaboración propia del autor.

El valor de los parámetros de k_1 y q_e fueron determinados por regresión lineal, a partir de los valores de la pendiente de la recta y del intercepto.

Pendiente de la recta

$$\frac{k_1}{2.303} = 0.0178$$

$$k_1 = 0.04099 \text{ min}^{-1}$$

Intercepto de la recta

$$\log q_e = 0.7719$$

$$q_e = 5.9143 \text{ mg/g}$$

Modelo de Pseudo-segundo orden

La ecuación de este modelo se muestra a continuación:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2(q_e - q_t)^2 \quad [ec. 8]$$

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

$$\int_0^{q_t} \frac{dq_t}{(q_e - q_t)} = \int_0^t k_2 dt$$

$$\frac{1}{(q_e - q_t)_0} = k_2 t$$

$$\frac{1}{(q_e - q_t)} - \frac{1}{(q_e - 0)} = k_2 t$$

$$\frac{q_e - q_e + q_t}{q_e(q_e - q_t)} = k_2 t$$

$$q_t = k_2 t(q_e^2 - q_e t)$$

$$q_t = k_2 t q_e^2 - q_e q_t k_2 t$$

$$q_t + q_e q_t k_2 t = k_2 t q_e^2$$

$$q_t(1 + q_e k_2 t) = k_2 t q_e^2$$

La misma que se puede expresar de la siguiente manera:

$$q_t = \frac{k_2 q_e^2 t}{1 + k_2 q_e t} \quad [ec. 10]$$

$$\begin{aligned} \int \frac{dx}{(ax+b)^2} &= \frac{-1}{a(ax+b)} \\ &= \frac{-1}{-1(-1q_t + q_e)} \\ &= \frac{1}{(q_e - q_t)} \end{aligned}$$

Los datos para representar el modelo cinético de Pseudo de primer orden se muestran en la tabla 11.

Tabla 11. *Datos calculados para representar la ecuación de Pseudo segundo orden de forma lineal- $C_o = 161 \text{ mg/L}$.*

t (min)	q_t	t/q_t
0	0	-
5	26.88	0.186
10	28.06	0.356
20	28.13	0.711
30	28.31	1.060
60	28.94	2.073
120	29.73	4.036
180	29.73	6.054
240	29.73	8.072

Fuente: Elaboración propia del autor.

En la figura 35 se muestra la forma lineal de la ecuación de Pseudo segundo orden, graficando **tiempo (min)** versus (t/q_t) .

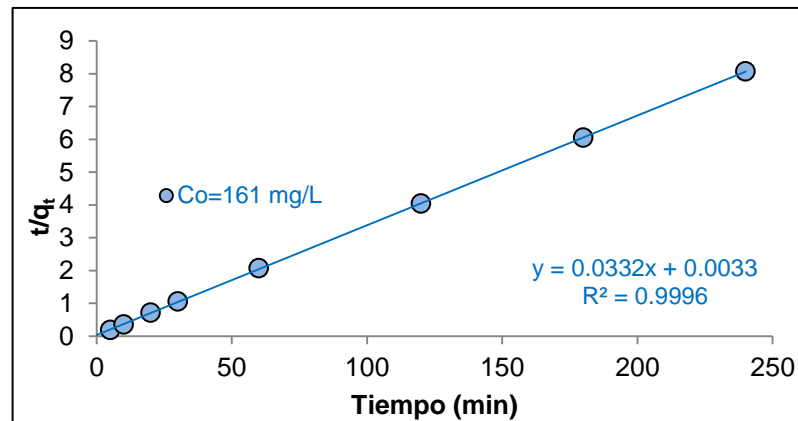


Figura 35. Forma lineal de la ecuación de Pseudo segundo orden.

Fuente: Elaboración propia del autor.

El valor de los parámetros de q_e y h fueron determinados por regresión lineal, a partir de los valores de la pendiente de la recta y del intercepto.

Pendiente de la recta

$$\frac{1}{h} = 0.0033$$

$$h = 303.0303$$

Intercepto de la recta

$$\frac{1}{q_e} = 0.0332$$

$$q_e = 30.1205 \text{ mg/g}$$

Modelo de Elovich

La ecuación de Elovich generalmente se expresa como:

$$\frac{dq_t}{dt} = \alpha e^{-\beta' q_t} \quad [\text{ec. 11}]$$

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

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

Integrando la ecuación con las condiciones $q_t = 0$ cuando $t = 0$, y $q_t = q_t$ cuando $t = t$, se puede expresar como:

$$\int_0^{q_t} e^{\beta' q_t} dq_t = \int_0^t \alpha dt$$

$$\frac{1}{\beta'} \int_0^{q_t} e^u du = \int_0^t \alpha dt$$

$$\frac{1}{\beta'} e^{\beta' q_t} - \frac{1}{\beta'} = \alpha t$$

$$\frac{1}{\beta'} e^{\beta' q_t} - e^{\beta' \cdot 0} = \alpha t$$

$$\frac{1}{\beta'} e^{\beta' q_t} - 1 = \alpha t$$

$$\frac{e^{\beta' q_t}}{\beta'} - \frac{1}{\beta'} = \alpha t$$

$$\frac{\ln e^{\beta' q_t}}{\beta'} - \frac{\ln 1}{\beta'} = \ln \alpha t$$

$$\frac{\ln e^{\beta' q_t}}{\beta'} - \frac{\ln 1}{\beta'} = \ln \alpha t$$

$$\begin{aligned} \beta' q_t &= u \\ \beta' dq_t &= du \\ dq_t &= \frac{du}{\beta'} \end{aligned}$$

$$\frac{\beta' q_t \ln e}{\beta'} - \frac{0}{\beta'} = \ln \alpha t$$

$$\beta' q_t = \ln \alpha t \beta'$$

$$q_t = \frac{1}{\beta'} \ln(\alpha \cdot \beta') + \frac{1}{\beta'} \ln(t) \quad [ec. 12]$$

Los datos para representar el modelo cinético de Elovich se muestran en la tabla 12.

Tabla 12. Datos calculados para representar la ecuación de Elovich de forma lineal- $C_o = 161 \text{ mg/L}$.

t (min)	$\ln(t)$	q_t
0	-	-
5	1.61	26.88
10	2.30	28.06
20	3.00	28.13
30	3.40	28.31
60	4.09	28.94
120	4.79	29.73
180	5.19	29.73
240	5.48	29.73

Fuente: Elaboración propia del autor.

En la figura 36 se muestra la forma lineal de la ecuación de Elovich, graficando $\ln(t)$ versus q_t .

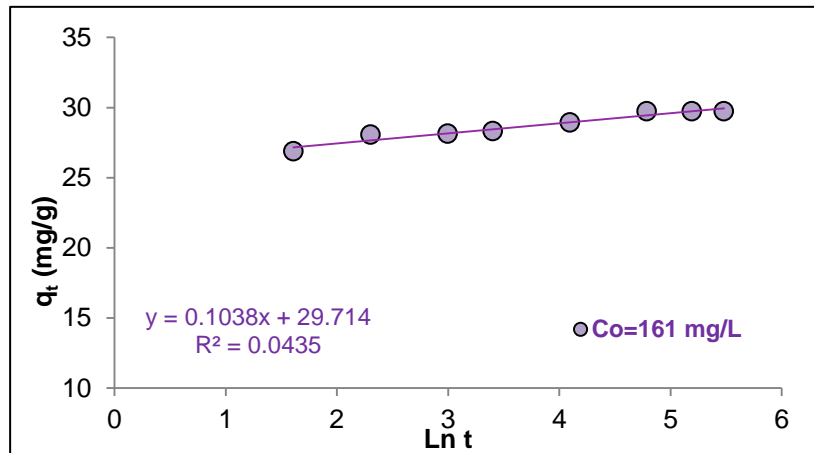


Figura 36. Forma lineal de la ecuación de Elovich.

Fuente: Elaboración propia del autor.

El valor de los parámetros de β y α fueron determinados por regresión lineal, a partir de los valores de la pendiente de la recta y del intercepto.

Pendiente de la recta

$$\frac{1}{\beta'} = 0.1038$$

$$\beta' = 9.6339 \text{ g/mg}$$

Intercepto de la recta

$$\ln \frac{(\alpha * \beta')}{\beta'} = 29.714$$

$$\alpha = 2.1781E + 123(\text{mg/g} * \text{min})$$

Modelo de difusión intraparticular

Con base en lo anterior, la ecuación que define la difusión intraparticular viene dada por:

$$q_t = k_{id}t^{1/2} + B \quad [\text{ec. 13}]$$

Los datos para representar el modelo cinético de Difusión intraparticular se muestran en la tabla 13.

Tabla 13. *Datos calculados para representar la ecuación de Difusión intraparticular de forma lineal- $C_o = 161 \text{ mg/L}$.*

t (min)	$t^{0.5}$	q_t
0	0	0
5	2.24	26.88
10	3.16	28.06
20	4.47	28.13
30	5.48	28.31
60	7.75	28.94
120	10.95	29.73
180	13.42	29.73
240	15.49	29.73

Fuente: Elaboración propia del autor.

En la figura 37 se muestra la forma lineal de la ecuación de Difusión intraparticular, graficando $t^{0.5}$ versus q_t .

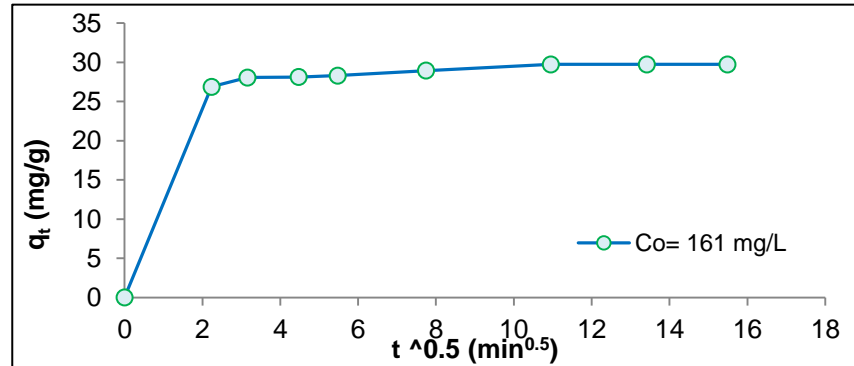


Figura 37. Forma lineal de la ecuación de Difusión intraparticular.
Fuente: Elaboración propia del autor.

En la figura 38 se muestra la linealización de la segunda porción de las curvas mostradas en la figura 37.

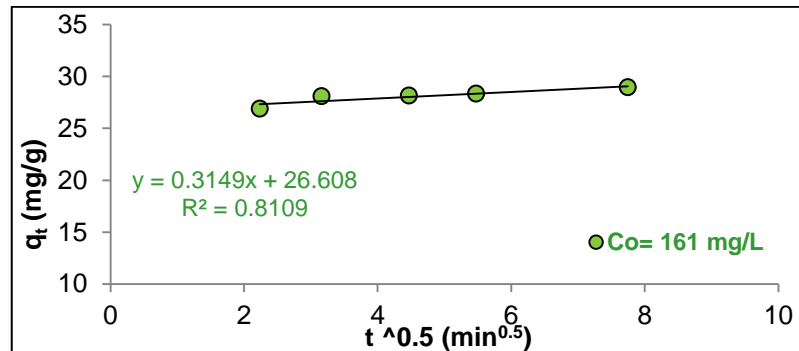


Figura 38. Linealización de la segunda porción de las curvas mostradas en la figura 37.

Fuente: Elaboración propia del autor.

El valor de los parámetros de k_{id} y B fueron determinados por regresión lineal, a partir de los valores de la pendiente de la recta y del intercepto.

Pendiente de la recta

$$k_{id} = 0.3149$$

Intercepto de la recta

$$B = 26.608$$

A continuación en la tabla 14 se muestra los valores de los parámetros obtenidos de las ecuaciones lineales de los diferentes modelos cinéticos.

Tabla 14. *Parámetros de los modelos cinéticos.*

Modelo	Parámetro	$C_0 = 161 \text{ mg/L}$
Pseudo Primer Orden	$q_{max} \text{ (mg/g)}$	5.9143
	$k_1 \text{ (min}^{-1}\text{)}$	0.04099
	R^2	0.4980
Pseudo Segundo Orden	$q_e \text{ (mg/g)}$	30.1205
	$k_2 \text{ (min}^{-1}\text{)}$	0.334
	$h \text{ (mg/g * min)}$	303.0303
	R^2	0.9996
Elovich	$\beta' \text{ (g/mg)}$	9.6339
	$\alpha \text{ (mg/g * min)}$	2.1781E+123
	R^2	0.0435
Difusión Intraparticular	$k_{id} \text{ (mg/g * min}^{\frac{1}{2}}\text{)}$	0.3149
	$B \text{ (mg/g)}$	26.608
	R^2	0.8109

Fuente: Elaboración propia del autor.

En la tabla 15 se muestra los valores de q_t , calculados a partir de las ecuaciones no lineales de los modelos cinéticos para la concentración inicial de 161 mg/L.

Tabla 15. *Valores calculados de q_t a partir de los modelos matemáticos para una concentración inicial de 161 mg/L.*

Tiempo (min)	Puntos experimentales	Langergren	Pseudo Segundo Orden	Elovich	Difusión Intraparticular
	q_t	q_t	q_t	q_t	q_t
0	0	0	0	0	0
5	26.88	1.0960	26.2892	29.8811	27.3121
10	28.06	1.9889	27.7644	29.9530	27.6038
20	28.13	3.3089	27.9761	30.0250	28.0163
30	28.31	4.1851	28.2131	30.0670	28.3328
60	28.94	5.4087	28.8877	30.1390	29.0472

120	29.73	5.8711	29.7063	30.2109	30.0576
180	29.73	5.9106	29.7146	30.2530	30.8328
240	29.73	5.9140	29.7188	30.2829	31.4864

Fuente: Elaboración propia del autor.

En las figuras 39 se graficaron los datos ajustados a los diferentes modelos cinéticos, para una concentración de 161 mg/L.

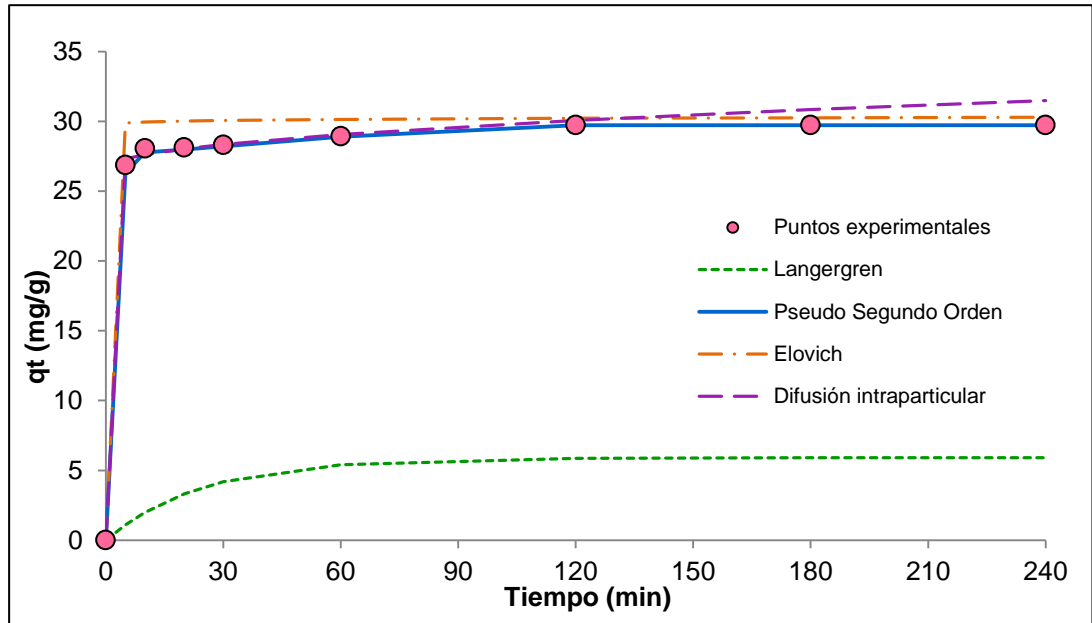


Figura 39. Ajuste de los datos calculados a los diferentes modelos cinéticos
- $C_0 = 161 \text{ mg/L}$.

Fuente: Elaboración propia del autor.

Con la ayuda de la figura 39, se puede concluir que el modelo que mejor se ajustó a los datos experimentales para una concentración inicial de plomo de 161 ppm, es el de Pseudo segundo orden, el cual se fundamenta en que el adsorbato se quimisorbe sobre la superficie del biosorbente (Oré, 2015). Estos resultados concuerdan con otros trabajos realizados por (Barka et al., 2013) quienes obtuvieron los valores de los coeficientes de correlación para el modelo cinético de pseudo segundo orden casi iguales a 1 y los valores predichos de q_e son comparables a los experimentales. Esto sugiere que la biosorción de Cd (II) y Pb (II) con los cladodios de cactus presume un proceso de

quimisorción que implica intercambio de iones principalmente entre iones metálicos y grupos funcionales (principalmente grupos hidroxilo y carboxilo) del biosorbente.

A continuación en la siguiente figura se grafico $t^{0.5}$ versus q_t , en el cual se muestra las etapas de la difusión intraparticular.

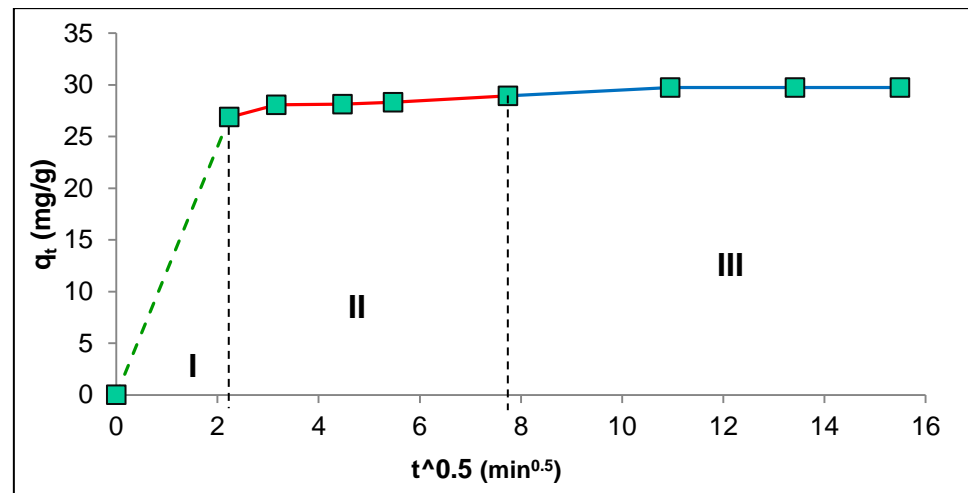


Figura 40. Correlación de los datos experimentales con el modelo de difusión intraparticular para la biosorción de Pb (II).

Fuente: Elaboración propia del autor.

Como se puede observar, la figura 40 presenta las tres etapas de la difusión intraparticular para la biosorción del contaminante. La porción inicial de la curva (valores de $t^{0.5}$ entre 0 y 2.24 min) se asocia a la difusión del adsorbato a través de la solución, hacia la superficie externa del adsorbente. Los valores obtenidos indican que este proceso es bastante rápido. La segunda porción, identificada en la curva a valores de $t^{0.5}$ entre 2.24 y 7.75 min, describe el proceso de difusión interna (difusión intraparticular) en el cual los iones plomo penetran dentro de la estructura porosa del adsorbente. En todos los casos, parece ser que la difusión intraparticular es la etapa limitante, ya que este proceso se lleva a cabo gradualmente. La tercera porción,

es atribuida a la etapa final de equilibrio, la difusión intraparticular comienza a disminuir debido a la concentración extremadamente baja de adsorbato que queda en la solución.

4.2. Contratación de Hipótesis.

4.2.1. Prueba de Normalidad

En la figura 41 se muestra la prueba de normalidad realizada a los datos del trabajo de investigación, el cual cumple con la regla siguiente P-valor mayor a 0.05.

H_0 : Los datos tienen una distribución normal.

H_1 : Los datos no tienen una distribución normal.

Nivel de significancia: $\alpha = 0.05$

P-valor= 0.279

Decisión: No se rechaza la hipótesis nula.

Conclusión: Con una significancia del 5%, se concluye que los datos tienen una distribución normal. (Si se cumple el supuesto)

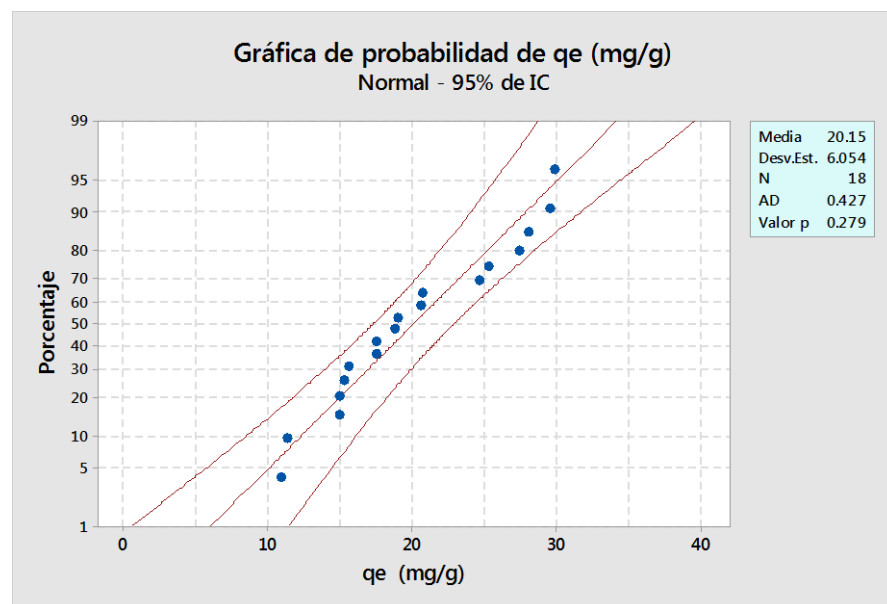


Figura 41. Gráfica de Prueba de Normalidad- q_e (mg/g)

Fuente: Elaboración propia del autor.

4.2.2. Contrastación de Hipótesis

Mediante pruebas estadísticas como la realización de un ANOVA se procede a comprobar si las hipótesis planteadas inicialmente son compatibles con la evidencia.

Contrastación de Hipótesis específicos- pH inicial

H₀: Los distintos niveles de pH no influye significativamente sobre la capacidad de adsorción de Pb (II) usando biomasa proveniente de los cladodios de la tuna.

H₁: Los distintos niveles de pH influyen significativamente sobre la capacidad de adsorción de Pb (II) usando biomasa proveniente de los cladodios de la tuna.

Contrastación de Hipótesis específicos – Concentración inicial

H₀: Las distintas concentraciones iniciales de Pb (II) no influyen significativamente sobre la capacidad de adsorción del contaminante usando biomasa proveniente de los cladodios de la tuna.

H₁: Las distintas concentraciones iniciales de Pb (II) influyen significativamente sobre la capacidad de adsorción del contaminante usando biomasa proveniente de los cladodios de la tuna.

Contrastación de Hipótesis específicos- interacción

H₀: La interacción del pH y la concentración inicial de la solución no influye significativamente sobre la capacidad de adsorción usando la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (*Opuntia ficus indica*).

H₁: La interacción del pH y la concentración inicial de la solución influye significativamente sobre la capacidad de adsorción usando la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (*Opuntia ficus indica*).

Tabla 16. *Análisis de varianza para la capacidad de adsorción de Pb (II).*

Fuente de Variabilidad	Suma de Cuadrados	Grados de Libertad	Cuadrado Medio	F	Valor-p
Efecto A (pH)	530.639	2	265.319	4317.65	0.000
Efecto B (C ₀)	90.444	2	45.222	735.91	0.000
Efecto AB (pH x C ₀)	1.502	4	0.375	6.11	0.012
Error	0.553	9	0.061		
Total	623.137	17			

Fuente: Elaboración propia del autor.

La tabla 16 muestra el análisis de varianza para la capacidad de adsorción del biosorbente, en ella se prueba la significancia estadística de cada efecto comparando el cuadrado medio contra un estimado del error experimental. Los efectos tienen un valor -p menor a 0.05 como son el pH, concentración inicial de la solución y la interacción pH –concentración, todos ellos indican que son significativamente diferentes de cero con un nivel de confianza del 95%, es decir que tienen un efecto estadísticamente significativo sobre la capacidad de adsorción, lo cual nos llevó a la conclusión de que **“SE RECHAZA LAS HIPÓTESIS NULAS Y SE ACEPTA LA HIPÓTESIS ALTERNATIVAS”**.

Contrastación de Hipótesis General

Comparación múltiple de Scheffé para la determinación del mejor tratamiento que garantice la mayor capacidad de adsorción.

H₀: La mayor capacidad de adsorción se logra a un pH igual a 2.10 y una concentración inicial de Pb (II) de 93.5 mg/L, usando la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (*Opuntia ficus indica*).

H₁: La mayor capacidad de adsorción se logra a un pH igual a 4.51 y una concentración inicial de Pb (II) de 161 mg/L, usando la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (*Opuntia ficus indica*).

Tabla 17. Cuadro de agrupación de la información utilizando Scheffé y una confianza del 95 % para la capacidad de adsorción de Pb (II).

Tratamientos	N	Subconjunto							
		1	2	3	4	5	6	7	8
73.25 mg/L - pH 2.10	2	11.175							
73.25 mg/L - pH 5.70	2		14.980						
93.5 mg/L - pH 2.10	2		15.475						
73.25 mg/L - pH 4.51	2			17.525					
93.5 mg/L - pH 5.70	2				18.950				
93.5 mg/L - pH 4.51	2					20.705			
161 mg/L - pH 2.10	2						25.000		
161 mg/L - pH 5.70	2							27.755	
161 mg/L - pH 4.51	2								29.750

Fuente: Elaboración propia del autor.

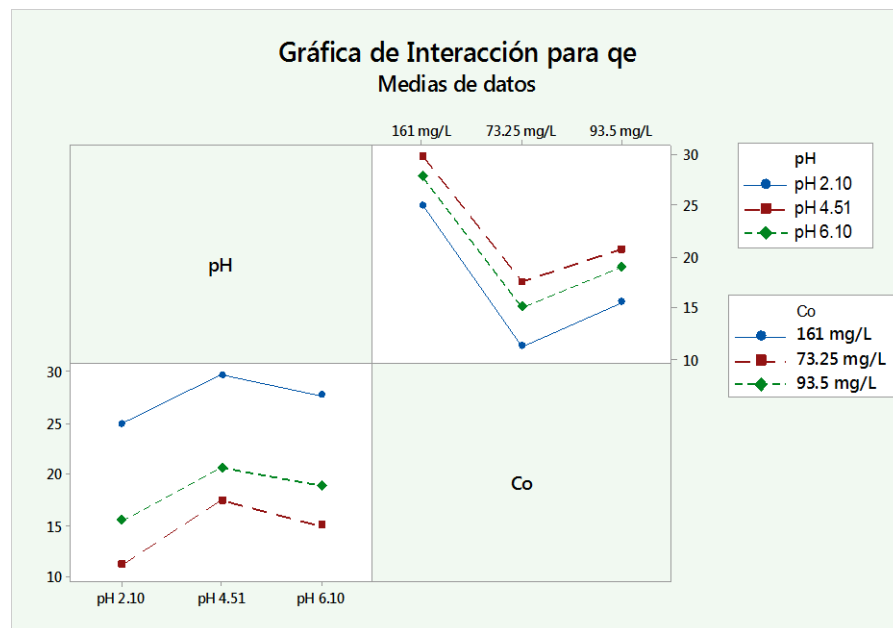


Figura 42. Grafica de interacción de Co*pH

Fuente: Elaboración propia del autor.

En la tabla 17 y figura 42 muestran que se logra una mayor capacidad de adsorción con las muestras en donde se utilizó una concentración inicial de 161 mg/L y pH de 4.51 con una capacidad de adsorción 29.750 mg/g.

La segunda mejor fue la combinación de concentración inicial de 161 mg/L y pH 5.70 con una capacidad de adsorción de 27.755 mg/g.

La menor capacidad de adsorción que se logro fue con la combinación de concentración inicial de 73.25 mg/L y pH 2.10 con una capacidad de adsorción de 11.175 mg/g.

CONCLUSIONES

1. La mayor capacidad de adsorción de Pb (II) igual a 29.750 mg/g se logra a una concentración inicial de 161 mg/L y pH de 4.51.
2. Se caracterizó el biosorbente mediante la técnica del análisis próximo, obteniendo el contenido porcentual de humedad (7.31%), material volátil (38.14%), carbono fijo (24.14%) y cenizas (30.41%). A través de la técnica de FTIR se determinó la presencia de grupos funcionales como hidroxilo, carbonilo, proteínas, aminas y ácidos carboxílicos los cuales estarían favoreciendo el proceso de biosorción. Las micrografías SEM mostraron que el biosorbente presenta una superficie rugosa y una textura laminada, junto con la presencia de cavidades irregulares que mejoran la difusión intraparticular.
3. El pH influye significativamente en la capacidad de adsorción, y se obtuvo una mayor capacidad de adsorción a un pH igual a 4.5 y la menor la capacidad de adsorción a un pH 2.10. El proceso de biosorción se estaría dando por interacción electrostática entre el adsorbato y la superficie del biosorbente.
4. La mayor capacidad de adsorción se logró utilizando una concentración inicial de Pb (II) igual a 161 mg/L, los resultados demostraron que la capacidad de sorción es directamente proporcional a la cantidad de iones del metal.
5. La interacción del pH y la concentración inicial influyen significativamente sobre la capacidad de adsorción del contaminante. La mayor capacidad de adsorción se consiguió a una concentración inicial de 161 mg/L y pH de 4.51, y la capacidad de adsorción disminuye a concentración inicial de 73.25 mg/L y pH de 2.10.

6. Los datos de la isoterma en el proceso de adsorción de Pb (II) se ajustó mejor al modelo matemático de Langmuir, con un valor de $R^2=0.994$, el cual indica una biosorción en monocapa con una capacidad máxima de sorción de 50.25 mg/g.
7. Con respecto, a los datos del mejor tratamiento se ajustó mejor al modelo cinético de Pseudo Segundo Orden con un valor de $R^2 =0.9996$, lo que indico que el adsorbato se quimisorbe sobre la superficie del biosorbente.

RECOMENDACIONES

1. La Ofi presenta una eficiente capacidad de biosorción de plomo, se sugiere comparar la eficiencia de la capacidad de biosorción con otros metales pesados como cromo, cadmio.
2. Desarrollar investigaciones con respecto al proceso de desorción, para la recuperación del metal Pb (II) y posible recuperación del biosorbente para su posterior uso.
3. Estudiar la biosorción de plomo en sistemas continuos, ya que es una de las opciones más utilizadas en el tratamiento de aguas residuales industriales y mineros.
4. Finalmente, se sugiere desarrollar el estudio de eliminación de metales pesados en efluentes reales

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abbas, S. H., Ismail, I. M., Mostafa, T. M., & Sulaymon, A. H. (2014). Biosorption of Heavy Metals: A Review. *Journal of Chemical Science and Technology*, 3(4), 74-102.
- Arias, F. G. (2006). *El proyecto de Investigación - Introducción a la metodología científica*. Caracas, Venezuela: EPISTEME, C.A.
- Astete, J., Cáceres, W., Gastañaga, M., Lucero, M., Sabastizagal, I., Oblitas, T., Rodríguez, F. (2009). Intoxicación por Plomo y otros problemas de salud en niños de poblaciones aledañas a relaves mineros. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, 26(1), 15-19.
- Autoridad Nacional del Agua [ANA]. (2010). *Evaluación de recursos hídricos superficiales en la cuenca del río Mantaro*. Lima.
- Banco Mundial. (2005). *Riqueza y Sostenibilidad: Dimensiones sociales y ambientales de la minería*. Recuperado de <http://documents.worldbank.org/curated/en/410671468079729976/pdf/335450a1PE0studio0Mineria.pdf>
- Barka, N., Abdennouri, M., El Makhfouk, M., & Qourzal, S. (2013). Biosorption characteristics of cadmium and lead onto eco-friendly dried cactus (*Opuntia ficus indica*) cladodes. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1, 144-149.
- Barka, N., Khalid, O., Abdennouri, M., & El Makhfouk, M. (2013). Dried prickly pear cactus (*Opuntia ficus indica*) cladodes as a low-cost and eco-friendly biosorbent for dyes removal from aqueous solutions. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 44, 52-60.
- Buonacore, D. (1980). *Diccionario de Bibliotecología*. Buenos Aires, Argentina: Marymar.

- Calero, M., Hernáinz, F., Dionisio, E., Blázquez, G., & Martín Lara, M. A. (2011). Evaluación de la biosorción de cobre con cáscara de almendra. *Afinidad*, 68(554), 274-284.
- Cardona, A., Cabañas, D., & Zepeda, A. (2013). Evaluación del poder biosorbente de cáscara de naranja para la eliminación de metales pesados, Pb (II) y Zn (II). *Revista Académica de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán*, 17(1).
- Dionisio, E. (2012). *Aprovechamiento de residuos vegetales para la eliminación de cobre presente en medios acuosos mediante biosorción*. (Tesis doctoral), Universidad de Granada, Granada.
- Fernández, J. A., Angosto, J. M., & Avilés, M. D. (2014). Biosorption of Hexavalent Chromium from Aqueous Medium with Opuntia Biomass. *The Scientific World Journal*, 8.
- Freire Moncayo, P. S. (2018). *Remoción de paracetamol por biosorción en tanque agitado usando cáscara de cacao y bagazo de caña de azúcar*. (Tesis de Pregrado), Universidad de Cuenca, Cuenca.
- García, N. (2014). *Una nueva generación de carbones activados de altas prestaciones para aplicaciones medioambientales*. (Tesis doctoral), Universidad de Oviedo, Oviedo.
- Gutiérrez, S. (2015). *Estudio de la Bioadsorción de Cadmio y Plomo con Biomasa de Serratia marcescens M8a-2T, a Nivel de Laboratorio*. (Tesis doctoral), Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima.
- Guzmán Loayza, D., & Chávez, J. (2007). Estudio bromatológico del cladodio del nopal (*Opuntia ficus- indica*) para el consumo humano. *Revista de la Sociedad Química del Perú.*, 73(1), 41-45.
- Kamar, F. H., Nechifor, A. C., Mohammed, A. A., Abu, P. C., & Craciun, M. E. (2015). Removal of Lead and Cadmium Ions from Aqueous Solution using Walnut Shells as Low-Cost Adsorbent Materials. *CHIMIE*, 66(5), 615-620.

- Machado Álvarez, S. X. (2017). *Análisis del proceso de biosorción de cobre presente en efluentes líquidos utilizando bagazo de caña de azúcar y cáscara de cacao*. (Tesis de Pregrado), Universidad de Cuenca, Cuenca.
- Madala, S., Narayana Reddy, M. V., Vudagandla, S., & Abburi, K. (2015). Modified lead biomass for Pb (II) removal from aqueous solution: Application of response surface methodology. *Ecological Engineering*, 83, 218-226.
- Maldonado, A., Luque, C., & Urquizo, D. (2011). Biosorción de Plomo de aguas contaminadas utilizando *Pennisetum clandestinum Hochat* (KIKUYO). *LatinAm.Metal.Mat.*, S(4), 54-57.
- Martín, Á. (2008). *Caracterización y aplicación de biomasa residual a la eliminación de metales pesados*. (Tesis doctoral), Universidad de Granada, Granada.
- Martín, Á. (2008). *Caracterización y aplicación de biomasa residual a la eliminación de metales pesados*. Tesis doctoral.
- Municipalidad Distrital de Pilcomayo. (2017). *Municipalidad Distrital de Pilcomayo*. Recuperado de Municipalidad Distrital de Pilcomayo: <http://www.munipilcomayo.gob.pe/portal/historia/>
- Muñoz Cobo, A. J. (2016). *Biosorción de plomo, zinc y plata con biomasa microbiana aislada de aguas residuales de la provincia de Jaén*. (Tesis doctoral), Universidad de Jaén, Jaén.
- Muñoz, J. C. (2007). *Biosorción de plomo (II) por cáscara de naranja "citrus cinensis" pretratada*. Tesis de Pregrado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Lima.
- Nharingo, T., & Moyo, M. (2016). Application of *Opuntia ficus-indica* in bioremediation of wastewaters. *Journal of Environmental Management*, 166, 55-72.
- Nilanjana, D., Vimala, R., & Karthika, P. (2008, april). Biosorption of heavy metals- An overview. *Indian Journal of Biotechnology*, 7, 159-169.

- Oré Jiménez, F. (2015). Biosorción de Pb (II) de aguas residuales de mina usando el marlo de maíz (*Zea mays*). *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 81(2), 122-134.
- Pinzón Bedoya, M. L., & Cardona Tamayo, A. M. (2010). Influencia del pH en el bioadsorción de Cr (III) sobre cáscara de naranja: Determinación de las condiciones de operación en proceso discontinuo". *Bistua: Revista de la Facultad de Ciencias Básicas.*, 8(1), 21-30.
- Rangabhashiyam, S., Anu, N., Giri Nandagopal, M. S., & Selvarajju, N. (2014). Relevance of isotherm models in biosorption of pollutants by agricultural byproducts. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2, 398-414.
- Rentería, M., Ramírez, L., Aguilar, N., Rubio, H., Pinedo, C., & Sánchez, C. (2014). Remoción de plomo en solución acuosa por la cáscara de naranja (*Citrus sinensis*). *Investigación y ciencia*, 22(62), 5-10.
- Ribeiro, E. M., Silva, N. H., Lima Filho, J. L., Brito, J. Z., & Silva, M. d. (2010). Study of carbohydrates present in the cladodes of *Opuntia ficus-indica* (fodder palm) according to age and season. *Ciencia e Tecnologia de Alimentos*, 30(4), 933-939.
- Rodríguez Garcia, M. E., De Lira, C., Hernández Becerra, E., Cornejo Villegas, M. A., Palacios Fonseca, A. J., Rojas, M. I.,... Muñoz Torres, C. (2007). Physicochemical Characterization of Nopal Pads (*Opuntia ficus indica*) and dry vacuum nopal powders as a function of the maturation. *Plant Foods Hum Nutr*, 62, 107-112.
- Rosique, M. (2013). *Biosorción de cadmio por biomasa de opuntia*. (Tesis de Pregrado), Universidad Politécnica de Cartagena, Cartagena.
- Sánchez Salamea, N. A. (2016). *Biosorción en tanque agitado de Cd+2 y Pb+2 con cascara de cacao*. (Tesis de Pregrado), Universidad de Cuenca, Cuenca.

- Santos, W. N., Dias Cavalcante, D., Paranhos da Silva, E. G., Virgens, C. F., & De Souza, D. F. (2011). Biosorption of Pb (II) and Cd (II) ions by Agave sisalana (sisal fiber). *Microchemical Journal*, 97(2), 269-273.
- Tejada Tovar, C., Villabona Ortiz, Á., & Garcés Jaraba, L. (2014). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *TecnoLógicas*, 18(34), 109-123.
- Thi, H., Dinh, N., Matsukawa, M., Okajima, M., Kaneko, T., Ohki, K., & Yoshikawa, S. (2016). Heavy metal biosorption from aqueous solutions by algae inhabiting rice paddies in Vietnam. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(2), 2529-2535.
- Verma, A., Kumar, S., & Kumar, S. (2016). Biosorption of lead ions from the aqueous solution by *Sargassum filipendula*: Equilibrium and kinetic studies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(4), 2213-3437.
- Villanueva Huerta, C. C. (2006). *Biosorción de Cobre (II) por biomasa pretatada de cascara de Citrus Sinensis (naranja), citrus Limonium (limón) y Opuntia Ficus (palmeta de nopal)*. (Tesis de Pregrado), Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima.
- Vizcaíno Mendoza, L., & Fuentes Molina, N. (2015). Biosorción de Cd, Pb y Zn por biomasa pretatada de algas rojas, cáscara de naranja y tuna. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25(1), 43-60.
- Yang, C. (2010). Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment. *Process Biochemistry*, 45, 1437–1444.

ANEXOS

ANEXO N° 1: ESTUDIOS PREVIOS

Estudio Dosis

De la solución de 55.09 ppm se extrajo 4 veces 50 mL y se pesó 0.1, 0.15, 0.20 y 0.40 gramos de la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna, estos se colocaron respectivamente en 4 matraz Erlenmeyer para ser agitados a 800 rpm, pH inicial (4.5) y por 2 horas. Al cabo de este tiempo, la solución fue filtrada con papel filtro Wattman N° 40. La concentración final del plomo en la solución en equilibrio se determinó por absorción atómica con un espectrofotómetro marca SHIMADZU modelo AAS 6800 a una longitud de onda de 283.3 nm. Se manipulo la cantidad del biosorbente en base a artículos científicos, donde los autores trabajaron con las siguientes cantidades 0.05 g – 1 g (Barka et al., 2013), 0.002 g – 0.02 g (Thi et al., 2016) y 0.1 - 1.6 g (Oré, 2015)

Resultados del estudio dosis

La tabla 19 (anexo N° 3) muestra los resultados experimentales del estudio previo que se realizó para determinar la dosis del biosorbente.

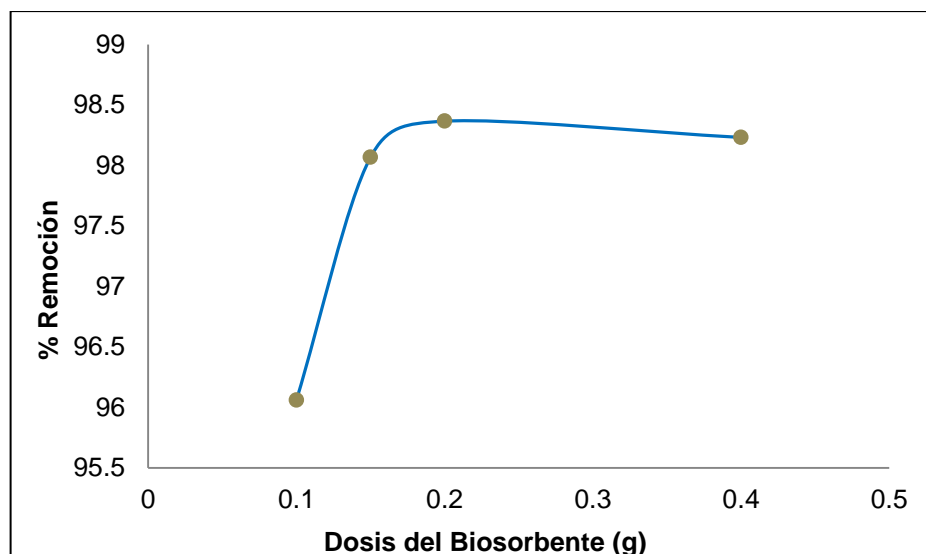


Figura 43. Influencia de la dosis del biosorbente en el porcentaje de remoción de Pb (II).

Fuente: Elaboración propia del autor.

Se puede observar el incremento del porcentaje de remoción de iones de Pb a medida que va aumentando la dosis del biosorbente. Lográndose un mayor porcentaje de remoción con la dosis de 0,2 g igual a 98.37 %.

Este incremento está relacionado al aumento del área de contacto del sólido adsorbente con el adsorbato; de esta manera va aumentando el número de los sitios de biosorción disponibles; se observa también que un aumento en la cantidad de dosis de biosorbente después de 0.2 g no provoca un cambio sustancial en el porcentaje de biosorción, motivo por el cual la dosis que se usa en los ensayos próximos es de 0.2 g. (Barka et al., 2013) demostraron que el rendimiento de biosorción aumentó, cuando la dosis de biosorbente aumentó de 0,5 a 4,0 g/L y de 0,5 a 10,0 g/L respectivamente para Cd (II) y Pb (II). La mejora observada en el rendimiento de biosorción con el aumento de la dosificación de biosorbente podría ser debido a un aumento en el número de posibles sitios de unión y superficie del biosorbente.

Tiempo de contacto

Determinación del tiempo de contacto para la adsorción de plomo (II)

Se tomaron 0.4 g de polvo de los cladodios de la tuna y se mezclaron con 100 mL de soluciones de plomo a determinadas concentraciones iniciales (93.5 ppm y 161 ppm), esto se colocó en los matraz Erlenmeyers respectivamente, las mezclas se mantuvieron en agitación continua a temperatura ambiente, y se tomaron alícuotas de 3 mL a diferentes intervalos de tiempo (0 – 240 min), se filtraron y eliminaron las primeras gotas. La concentración de Pb (II) en las alícuotas se determinó por absorción atómica.

Resultados del tiempo de contacto

En la figura 44 se ilustra la capacidad de adsorción versus el tiempo de contacto para una concentración inicial de 93.5 y 161 mg/L. Las condiciones experimentales fueron las siguientes: volumen de la solución (0.1 L), tiempo de agitación (0-240 min), velocidad de agitación (800 rpm), cantidad de biosorbente (0.4 g) y pH inicial (4.5).

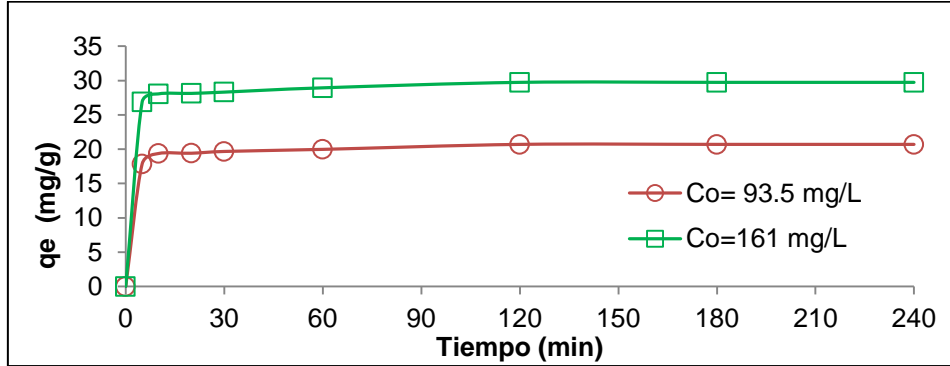


Figura 44. Estudio cinético de adsorción de plomo para una $C_0 = 93.5$ mg/L y 161 mg/L de Pb (II).

Fuente: Elaboración propia del autor.

Se identificó que los valores de la capacidad de adsorción (q_e) aumentan con el incremento del tiempo de contacto los cuales se puede evidenciar en los resultados de las tablas 20 y 21 (anexo N° 3).

En la figura 44 se distingue una adsorción rápida durante los 10 primeros minutos y se alcanzó el equilibrio en aproximadamente 120 min. Una vez alcanzado el equilibrio la curva de la figura se hace lineal lo que indica la posible formación de una monocapa de Pb (II) en la superficie del biosorbente. (Oré, 2015)

De acuerdo con los resultados mostrados, para el proceso de biosorción utilizando la biomasa de los cladodios de la tuna el tiempo de contacto fijado en todos los ensayos posteriores fue 2 horas. Oré (2015) refiere que a nivel industrial este tiempo de contacto determinado puede ser considerado corto, lo cual es una condición económicamente favorable para la industrialización del proceso de adsorción con el biosorbente en estudio. Un comportamiento similar fue reportado por (Barka et al., 2013) quienes usaron los cladodios de la tuna para la remoción de tres colorantes (Azul de metileno, Negro de eriocromo T y Alizarina), determinaron que la biosorción era rápida en el primer período del proceso y luego la tasa de biosorción era más lenta y se estancaba con el aumento del tiempo de contacto. El tiempo de equilibrio reportado fue de 60 minutos para los tres colorantes.

**ANEXO N° 2: INFORMES DE RESULTADOS DE
LABORATORIO**

Tabla 18. *Especificación de los rótulos colocados a las muestras.*

Rótulo	Especificación de cada rótulo
C-55	Primer análisis para conocer la concentración inicial.
C2-55	Segundo análisis para conocer la concentración inicial.
D1	Primer análisis de la muestra después del proceso de adsorción, al emplear las diferentes cantidades de biomasa.
D2	Segundo análisis de la muestra después del proceso de adsorción, al emplear las diferentes cantidades de biomasa.
I	Primer análisis de las muestras para conocer las concentraciones iniciales exactas.
IS	Segundo análisis de las muestras para conocer las concentraciones iniciales exactas.
P2-	Primer análisis de las muestras después del proceso de adsorción, a un pH inicial igual 2.1 y a diferentes concentraciones.
P3-	Primer análisis de las muestras después del proceso de adsorción, a un pH inicial igual 3.05 y a diferentes concentraciones.
P4-	Primer análisis de las muestras después del proceso de adsorción, a un pH inicial igual 4.51 y a diferentes concentraciones.
P5-	Primer análisis de las muestras después del proceso de adsorción, a un pH inicial igual 5.30 y a diferentes concentraciones.
P6-	Primer análisis de las muestras después del proceso de adsorción, a un pH inicial igual 6.4 y a diferentes concentraciones.
P2- *	Segundo análisis de las muestras después del proceso de adsorción, a un pH inicial igual 2.1 y a diferentes concentraciones.
P3- *	Segundo análisis de las muestras después del proceso de adsorción, a un pH inicial igual 3.05 y a diferentes concentraciones.
P4- *	Segundo análisis de las muestras después del proceso de adsorción, a un pH inicial igual 4.51 y a diferentes concentraciones.
P5- *	Segundo análisis de las muestras después del proceso de adsorción, a un pH inicial igual 5.30 y a diferentes concentraciones.
P6- *	Segundo análisis de las muestras después del proceso de adsorción, a un pH inicial igual 6.4 y a diferentes concentraciones.
N° de muestra	Especificación según el número de muestra
11F- 16F	Primer análisis de las muestras después del proceso de adsorción.
17F- 22F	Segundo análisis de las muestras después del proceso de adsorción.
47-54	Primer análisis de las muestras después del proceso de adsorción en diferentes intervalos de tiempo, a partir de una $C_0=93.5$ mg/L.
55-62	Primer análisis de las muestras después del proceso de adsorción en diferentes intervalos de tiempo, a partir de una $C_0=161$ mg/L.
63-70	Segundo análisis de las muestras después del proceso de adsorción en diferentes intervalos de tiempo, a partir de una $C_0=93.5$ mg/L.
71-78	Segundo análisis de las muestras después del proceso de adsorción en diferentes intervalos de tiempo, a partir de una $C_0=161$ mg/L.

Fuente: Elaboración propia del autor.

ANEXO N° 3: TABLAS DE DATOS EXPERIMENTALES

Tabla 19. *Estudio dosis*

N° de muestra	Masa (gr) en 50 mL	g/L	C_e	% R	q_e
1	0.1	2	2.17	96.06	54.28
2	0.15	3	1.06	98.07	26.62
3	0.2	4	0.90	98.37	22.50
4	0.4	8	0.97	98.23	24.35

Fuente: Elaboración propia del autor.

Tabla 20. *Datos del análisis de la cinética para una $C_0 = 93.5$ ppm.*

Tiempo (min)	C_e	q_e (mg/g)
0	0	0
5	22.10	17.85
10	16.01	19.37
20	15.86	19.41
30	14.81	19.67
60	13.60	19.98
120	10.70	20.70
180	10.70	20.70
240	10.70	20.70

Fuente: Elaboración propia del autor.

Tabla 21. *Datos del análisis de la cinética para una $C_0 = 161$ ppm.*

Tiempo (min)	C_e	q_e (mg/g)
0	0	0
5	53.50	26.88
10	48.76	28.06
20	48.50	28.13
30	47.75	28.31
60	45.25	28.94
120	42.08	29.73
180	42.08	29.73
240	42.08	29.73

Fuente: Elaboración propia del autor.

Tabla 22. Influencia del pH en la biosorción de Pb (II) - $C_o=73.25$ ppm.

pH_o	pH_f	C_e	q_e
2.10	2.35	28.55	11.18
4.51	4.74	3.17	17.52
5.70	5.28	13.33	14.98

Fuente: Elaboración propia del autor.

Tabla 23. Influencia del pH en la biosorción de Pb (II) – $C_o=93.5$ ppm.

pH_o	pH_f	C_e	q_e
2.10	2.39	31.6	15.48
4.51	4.86	10.7	20.70
5.70	5.48	17.7	18.95

Fuente: Elaboración propia del autor.

Tabla 24. Influencia del pH en la biosorción de Pb (II) – $C_o=161$ ppm.

pH_o	pH_f	C_e	q_e
2.1	2.31	61.00	25.00
4.51	5.01	42.01	29.75
5.70	5.91	50	27.75

Fuente: Elaboración propia del autor.

Tabla 25. Influencia de la concentración inicial de Pb (II).

C_o	C_e	q_e	% R
0	0	0	0
55.09	0.9	13.55	98.37
73.25	3.2	17.52	95.67
93.5	10.7	20.70	88.56
161	42.1	29.73	73.87
334.5	153.75	45.1875	54.04
365.5	177.5	46.875	51.47
484.25	289.8	48.63	40.17

Fuente: Elaboración propia del autor.

Matriz de consistencia.

Problemas	Objetivos	Hipótesis	Variables
General	General	General	Independiente
1. ¿Cuál será el mejor tratamiento para lograr la mayor capacidad de adsorción de Pb (II), usando la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (<i>Opuntia ficus indica</i>)?	2. Determinar el mejor tratamiento para lograr la mayor capacidad de adsorción de Pb (II), usando la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (<i>Opuntia ficus indica</i>).	3. La mayor capacidad de adsorción se logra a un pH igual a 4.51 y una concentración inicial de Pb (II) de 161 mg/L, usando la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (<i>Opuntia ficus indica</i>).	1. Concentración inicial de plomo (Pb). 2. Potencial de hidrogeno (pH).
Específicos	Específicos	Específicos	Dependiente
<ul style="list-style-type: none"> ■ ¿Cuáles son las características físicas y químicas de la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (<i>Opuntia ficus indica</i>)? 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Caracterizar física y químicamente la biomasa de los cladodios de la tuna (<i>Opuntia ficus indica</i>). 	<ul style="list-style-type: none"> ■ La superficie de los cladodios de la tuna contiene grupos funcionales como: ácido carboxílico, amino y carbonilo que contribuyen a la biosorción plomo. 	1. Capacidad de adsorción (q_e)
<ul style="list-style-type: none"> ■ ¿Cuál será la influencia de los distintos niveles de pH sobre la capacidad de adsorción de Plomo (II) usando la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (<i>Opuntia ficus indica</i>)? 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Determinar la influencia de los niveles de pH sobre la capacidad de adsorción del contaminante usando la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (<i>Opuntia ficus indica</i>). 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Los distintos niveles de pH influyen significativamente sobre la capacidad de adsorción de Pb (II) usando biomasa proveniente de los cladodios de la tuna. 	

<p>■ ¿Cuál será la influencia de las distintas concentración inicial de Pb (II) sobre la capacidad de adsorción del contaminante usando la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (<i>Opuntia ficus indica</i>)?</p>	<p>■ Determinar la influencia de las distintas concentración inicial de Pb (II) sobre la capacidad de adsorción del contaminante usando la biomasa proveniente de los cladodios de la tuna (<i>Opuntia ficus indica</i>).</p>	<p>■ Las distintas concentraciones iniciales de Pb (II) influyen significativamente sobre la capacidad de adsorción del contaminante usando biomasa proveniente de los cladodios de la tuna.</p>
<p>■ ¿Cuál será la influencia de la interacción del pH y la concentración inicial de Pb (II) sobre la capacidad de adsorción del contaminante usando la biomasa de los cladodios de la tuna (<i>Opuntia ficus indica</i>)?</p>	<p>■ Determinar la influencia de la interacción del pH y la concentración inicial de Pb (II) sobre la capacidad de adsorción del contaminante usando la biomasa de los cladodios de la tuna (<i>Opuntia ficus indica</i>).</p>	<p>■ La interacción del pH y la concentración inicial de Pb (II) influyen significativamente sobre la capacidad de adsorción del contaminante usando la biomasa de los cladodios de la tuna (<i>Opuntia ficus indica</i>).</p>
<p>■ Los datos de la isoterma en el proceso de adsorción Pb (II), ¿A qué modelo matemático se ajusta mejor?</p>	<p>■ Determinar el ajuste de los datos de la isoterma en el proceso de adsorción de Pb (II) a los modelos matemáticos.</p>	<p>■ Los datos de la isoterma en el proceso de adsorción de Pb (II) se ajusta mejor al modelo matemático de Langmuir, con un valor de $R^2=0.994$.</p>
<p>■ Los datos del mejor tratamiento, ¿A qué modelo cinético se ajusta?</p>	<p>■ Determinar el ajuste de los datos del mejor tratamiento a los modelos cinéticos.</p>	<p>■ Los datos del mejor tratamiento se ajustan al modelo cinético Pseudo segundo orden, con un valor de $R^2=0.9996$.</p>

Matriz de Operacionalización de variables.

VARIABLE		DEFINICIÓN	INDICADOR	UNIDADES
INDEPENDIENTE	Potencial de hidrogeno (pH)	Es el parámetro más importante que influye en la capacidad de adsorción de un adsorbato sobre la superficie de la biomasa. Oré (2015)	$pH = -\log [H^+]$	Escala 0-14
	Concentración inicial de plomo (Pb).	“La extensión de la eliminación de metales pesados de soluciones acuosas depende fuertemente de la concentración inicial de metal” (Thi et al., 2016).	$C_o = \frac{\text{masa de plomo}}{\text{volumen de solución}}$	mg/L
DEPENDIENTE	Capacidad de adsorción.	“La capacidad o cantidad adsorbida (q_e) de la biosorción, es la cantidad de iones metálicos adsorbidos por gramo de biosorbente” (Thi et al., 2016).	$q_e = \frac{(C_o - C_f)}{M} * V$	$\frac{mgPb}{gBiomasa}$
			$\%R = \frac{C_o - C_f}{C_i} * 100$	%

Fuente: Elaboración propia.



Figura 45. Trozado de los cladodios de la tuna



Figura 46. Trozado en láminas delgadas.



Figura 47. Cladodios de la tuna secos.



Figura 48. Polvo de los cladodios de tuna.



Figura 49. Filtración de las muestras después del proceso de adsorción.



Figura 50. Muestras rotuladas.

Fuente: Elaboración propia