



Universidad de oriente
Núcleo de sucre
Escuela de ciencias
Departamento de Química

EVALUACIÓN DE LA ADSORCIÓN DE Cd (II) Y Cu (II), MEDIANTE LA
UTILIZACIÓN DE LA BIOMASA OBTENIDA DE LA SÁBILA (*Aloe vera*)
(Modalidad: Investigación)

ANDREINA JOSÉ MAITA RODRÍGUEZ

TRABAJO DE GRADO PRESENTADO COMO REQUISITO PARCIAL PARA
OPTAR AL TÍTULO DE LICENCIADA EN QUÍMICA

CUMANÁ, 2008

EVALUACIÓN DE LA ADSORCIÓN DE Cd (II) Y Cu (II), MEDIANTE LA
UTILIZACIÓN DE LA BIOMASA OBTENIDA DE LA SÁBILA (*Aloe vera*)

APROBADO POR:

Prof. Francisco López
Asesor

Profa. Maj Britt Mostue
Jurado Principal

Prof. José Guilarte
Jurado Principal

INDICE GENERAL

AGRADECIMIENTO	i
DEDICATORIA	ii
LISTA DE TABLAS	iii
LISTA DE FIGURAS	v
LISTA DE ABREVIATURAS	vi
RESUMEN.....	vii
INTRODUCCIÓN	1
Toxicidad.....	2
Cobre.....	3
Cadmio	4
Tratamientos para eliminar metales pesados.....	6
Precipitación de los metales	7
Oxidación o reducción química de los metales.....	7
Resinas intercambiadoras de iones.....	7
Osmosis reversa	7
Evaporación.....	7
Adsorción	9
Biosorción	11
Mecanismos de biosorción.....	12
Complejación o quelación.....	12
Adsorción física	12
Intercambio iónico	12
Precipitación.....	12
Factores que afectan el proceso de biosorción.....	13
Influencia de pH.....	13
Influencia de la fuerza iónica	14
Presencia de otros iones	14

Sitios de valencia.....	15
Influencia del ligando sobre la estabilidad de los complejos.....	15
Sábila.....	17
METODOLOGÍA	20
Preparación de la biomasa.....	20
Determinación de metales presentes en la biomasa	20
Metodología seguida por el Instituto Oceanográfico de Venezuela	20
Metodología seguida para ser procesada en un digestor.....	20
Soluciones patrones.....	21
Inmovilización de la biomasa.....	21
Preparación de las disoluciones	22
Método de adsorción.....	22
Efecto de las concentraciones	22
Efecto del tiempo de contacto.....	23
Efecto del pH sobre la adsorción	23
Caracterización de la biomasa.....	23
Espectroscopía infrarroja con transformada de Fourier (FTIR).....	23
Biomasa preparada antes del tratamiento con ácido clorhídrico.....	23
Biomasa preparada después del tratamiento con ácido clorhídrico	23
Biomasa inmovilizada.....	24
Microscopia Electrónica de Barrido (MEB)	24
Análisis estadístico.....	24
RESULTADOS Y DISCUSION	25
Determinación de metales presentes en la biomasa	25
Espectroscopia de infrarrojo con transformada de Fourier (IR-TF)	26
Microscopia Electrónica de Barrido (MEB)	30
Adsorción de cobre y cadmio por la biomasa inmovilizada y no inmovilizada	32
Efecto del tiempo de contacto.....	33
Efecto de la concentración del metal	34

Efecto del pH.....	35
Análisis estadísticos	37
CONCLUSIONES	41
BIBLIOGRAFÍA	43
APENDICE	53

AGRADECIMIENTO

Al Dr. Francisco López, por haberme asesorado en la realización de este trabajo de investigación. Igualmente, a los profesores Haydelba D' Armas, Luisa Rojas, Catalino y Oscar Gonzáles, por sus consejos y enseñanzas.

A todos mis compañeros del laboratorio 316.

Al Instituto de Investigación de Biomedicina y Ciencias Aplicadas (IIBCA-UDO), en especial, al TSU José Luís Prin, por su amistad, consejos y ayuda en la realización de análisis en el IR-TF y en el Microscopio Electrónico de Barrido.

Al Instituto Oceanográfico de Venezuela (IOV-UDO), en especial al TSU Edimir Parra, Adelquis y Deudedith, por su amistad, ayuda, y por la realización de los análisis en el espectrofotómetro de absorción atómica.

A la TSU Roseline Zavala y su esposo el MSc. Jorge Nuñez, por sus valiosos consejos cuando más los necesité, por su amistad y disposición en todo momento.

A la familia Figueroa, en especial, a la Sra. Leida Figueroa, por todo su apoyo, cariño y ayuda que me permitieron sentir en confianza y como una más de la familia. Mil gracias.

A la familia Rivero Farias, en especial a mi amiga Hermerys y la Sra. Iris Farias, por su apoyo y valiosos consejos.

A mis amigas Karleidys Vallejo, Lubnoris Rodríguez, Alina Velásquez, Alejandra Velásquez, Adriana Morillo y Diamela Castillo, por su valiosa y bonita amistad, ayuda y por todos los momentos compartidos.

A mis amigos José G. Lanza, Alfredo Díaz, José A. Búcaro, José L. Mata y Ronal Pereda, por su amistad y ayuda.

A todas aquellas personas que siempre estuvieron pendientes y me ayudaron en el transcurso de mi carrera.

Mil gracias.

DEDICATORIA

A dios todopoderoso, Jesús de Nazaret y la Virgen del Valle por su protección por darme paciencia, fe y esperanza ante los obstáculos que se presentaron. Gracias por ayudarme a cumplir este sueño.

A mis padres Ana Gisela Rodríguez y Andrés Antonio Maita, por su sacrificio, comprensión y tener fe en mi. Gracias este triunfo es de ustedes.

A mis tíos Nancy Flores de Rodríguez y Marcos Rodríguez, por acogerme en su hogar y darme lugar como uno más de sus hijos. Gracias por su gran ayuda y por ser más que mis tíos, unos padres.

A mis primos y mas que primos hermanos, Rafael Tomás, Marcos, Victor José, Xiomara, Nelson y María Felicia por todos los bellos momentos compartidos, por brindarme su amistad, calor fraternal y confiar en mi. Espero que este triunfo sea fuente de inspiración para ustedes y les sirva de estímulo para alcanzar todos sus sueños y metas en la vida.

A mis abuelos Felicia Rojas[†], Florencio Maita[†], Juliana García y Tomás Rodríguez[†], por ayudarme cuando más los necesité, por brindarme su cariño, amor y confiar en mi.

A mis tíos Tomás Rafael, Ofelia, Marlene, Gladis Rodríguez, José, Daniel, Jesús Maita y Arelis de Maita, por brindarme su apoyo y motivación. Gracias por estar siempre pendientes de mí, por sus consejos y ayuda.

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Clasificación de los ligandos o bases en duros y blandos (Collins y Stotzky, 1989).	16
Tabla 2. Clasificación de los iones metálicos o ácidos en duros y blandos (Collins y Stotzky, 1989).	16
Tabla 3. Grupos funcionales de acomplejamiento más importantes según la preferencia por iones duros, intermedios y blandos (Senesi, 1987).	17
Tabla 4. Condiciones y longitudes de onda (nm) utilizadas en el espectrofotómetro de absorción atómica para medir algunos metales presentes en la biomasa de sábila.	21
Tabla 5. Concentración promedio ($\mu\text{g/g} \pm \sigma$) de metales presentes en la biomasa en estudio obtenidos a través de los dos mecanismos de digestión.	25
Tabla 6. Bandas experimentales y teóricas de las diferentes interacciones del espectro FTIR de la biomasa tratada con HCl.	27
Tabla 7. Bandas experimentales y teóricas de las diferentes interacciones del espectro FTIR de la biomasa sin tratar con HCl.	28
Tabla 8. Bandas experimentales y teóricas de las diferentes interacciones del espectro FTIR de la biomasa inmovilizada con silicato de sodio.	30
Tabla 9. Tabla ANOVA. Análisis de varianza de los datos de la adsorción de Cd^{2+} y Cu^{2+} a diferentes pH con la biomasa no inmovilizada.	38
Tabla 10. Prueba de análisis a posteriori, según el rango múltiple de Duncan para comparar las medias de adsorción de Cd^{2+} y Cu^{2+} a diferentes pH con la biomasa no inmovilizada.	38
Tabla 11. Contraste y diferencias que existe entre los valores de q de Cd^{2+} y Cu^{2+} y el pH y entre los valores de q de cada metal con la biomasa no inmovilizada.	39
Tabla 12. Tabla ANOVA. Análisis de varianza de los datos de la adsorción de Cd^{2+} y Cu^{2+} a diferentes pH con la biomasa inmovilizada.	39

Tabla 13. Prueba de análisis a posteriori, según el rango múltiple de Duncan para comparar las medias de adsorción de Cd^{2+} y Cu^{2+} a diferentes pH con la biomasa inmovilizada.....	39
Tabla 14. Contraste y diferencias que existe entre los valores de q de Cd^{2+} y Cu^{2+} y el pH y entre los valores de q de cada metal con biomasa inmovilizada.....	39

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. <i>Aloe vera</i> (Sábila)	17
Figura 2. Anatomía de la hoja de sábila (Hurtado y Martínez, 1984).....	19
Figura 3. Espectro FTIR de la biomasa tratada con HCl 0,01mol l ⁻¹	27
Figura 4. Espectro FTIR de la biomasa sin tratar.	28
Figura 5. Espectro FTIR de la biomasa inmovilizada con silicato de sodio.	30
Figura 6. Micrografía de la biomasa proveniente de la sábila.	31
Figura 7. Micrografía de la biomasa inmovilizada con silicato de sodio.....	31
Figura 8. Efecto del pH con biomasa no inmovilizada, en un tiempo de contacto de 6 horas.	37
Figura 9. Efecto del pH con biomasa inmovilizada, en un tiempo de contacto de 6 horas.	37

LISTA DE ABREVIATURAS

m_i : Masa inicial del sorbato.

m_f : Masa final del sorbato.

m : Masa del adsorbente.

C_f : Concentración en equilibrio de los iones Cd (II) o Cu (II) en mg del metal/l de solución.

C_i : Concentración inicial de los iones Cd (II) o Cu (II) en mg del metal/l de solución.

q : Fracción cubierta del adsorbente por el adsorativo.

$q_{Máx}$: Máxima capacidad de adsorción de un adsorbente.

K_L : Constante de Langmiur.

θ : Número de sitios de la superficie ocupados por el sorbato.

$1 - \theta$: Número de sitios de la superficie vacantes o disponibles para la adsorción.

RESUMEN

Se determinó la capacidad de adsorción que tienen la biomasa proveniente de la hoja de sábila (biomasa no inmovilizada) y la misma inmovilizada con silicato de sodio, para Cd^{2+} y Cu^{2+} en disoluciones acuosas, variando diferentes factores, tales como: pH, concentración del metal y tiempo de contacto de la biomasa con los iones en disolución. El material adsorbente (sábila) fue recolectado en el sector La Llanada, de la ciudad de Cumaná, estado Sucre y se le determinó el contenido de Cd, Pb, Ni, Cu y Mn, presentes en la misma, mediante espectrofotometría de absorción atómica, previos a un proceso de digestión. La capacidad de bioadsorción de los distintos adsorbentes fue determinada en función de las concentraciones residuales en equilibrio de las soluciones de los metales Cd^{2+} y Cu^{2+} , por separado a pH 3, 4 y 5, en un tiempo de contacto de 6 y 12 horas a una temperatura constante, de las cuales se obtuvieron diferentes isothermas de adsorción, que por sus características fueron analizadas según el modelo de Langmuir, arrojando una capacidad máxima de adsorción ($q_{\text{máx}}$), igual a 7,43 mg/g para el Cd^{2+} y 13,91 mg/g para Cu^{2+} en un tiempo de contacto de 6 horas y a pH 5 con biomasa no inmovilizada, mientras que con la biomasa inmovilizada los resultados fueron mejores, ya que la $q_{\text{máx}}$, fue 13,89 mg/g y 24,16 mg/g para el Cd^{2+} y Cu^{2+} , respectivamente. También, se determinó que la capacidad de adsorción de los metales en estudio es directamente proporcional al aumento o disminución de la concentración de los mismos y que el pH y el tiempo óptimo para la adsorción fueron 5 unidades y 6 horas respectivamente. Los adsorbentes se analizaron mediante espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier (FTIR), y se pudieron identificar algunos grupos funcionales que pueden ser responsables de la adsorción de los metales en estudio y a través de microscopia electrónica de barrido (MEB), donde se alcanzó observar la superficie de los adsorbentes, demostrando que la biomasa se logró inmovilizar con silicato de sodio.

Palabras o Frases Claves: isothermas de adsorción, sábila (*Aloe vera*), biomasa

INTRODUCCIÓN

Los metales pesados son elementos naturales de la corteza terrestre, sólidos a temperatura ambiente (excepto el mercurio), conductores de la electricidad y del calor, insolubles en agua y con características físicas y químicas que los diferencian de los demás metales (Adriano, 1986; Sadiq, 1992; Márquez y Ramos, 1999). Son elementos con elevadas masas atómicas, superiores a 44,956 y una densidad superior a 5 g/cm^3 , excluyendo a los grupos alcalino y alcalinotérreo (Kennish, 1992). Ejercen efectos negativos por su toxicidad y acumulación en la biota acuática y en la población humana, en concentraciones superiores a las naturales (Morse *et al.*, 1993; Rainbow, 1995). Representan un gran peligro cuando ingresan a los ecosistemas, en altas concentraciones, ya que causan la destrucción de la flora y la fauna marina (Libes, 1992; Sadiq, 1992).

Cabe destacar que el rasgo distintivo de la fisiología de los metales pesados es que, aún cuando muchos de ellos son esenciales para el crecimiento, como el sodio, potasio, magnesio, calcio, hierro, cobalto, níquel, zinc y molibdeno, se ha reportado que también tienen efectos tóxicos sobre las células, principalmente como resultado de su capacidad para alterar o desnaturalizar las proteínas (Atkinson, 1998).

El estudio de metales pesados es de gran interés puesto que, en comparación con otros contaminantes, no son biodegradables y la principal fuente de entrada a los ecosistemas acuáticos es por la atmósfera (Hardstedt y Laumond, 1980; Tam y Wong, 1995). Sus concentraciones en las aguas superficiales están directamente relacionadas con la actividad humana, descargas de efluentes y las variaciones de caudal de ciertos vertidos puntuales que los ecosistemas acuáticos reciben.

De esta manera, incorporan a las aguas naturales, materiales exógenos bajo la forma de compuestos orgánicos e inorgánicos, aguas domésticas y otra gama de residuos industriales que causan el deterioro de la calidad y condición ambiental de estos cuerpos.

A pesar de la amplia variedad de fuentes exógenas, la mayoría de los contaminantes metálicos terminan por alcanzar las aguas superficiales (Fernández, 1984; Elbaz-Poulichet *et al.*, 1996).

En las aguas superficiales, los metales pesados existen en forma de coloides, partículas y como fases disueltas, aunque, debido a su baja solubilidad, estas últimas suelen presentar concentraciones muy bajas en forma iónica o complejos organometálicos. En las formas coloidales y partículas aparecen como hidróxidos, óxidos, silicatos, sulfuros o adsorbidos en minerales del grupo de las arcillas, sílice y materia orgánica (Connell y Millar, 1984).

Toxicidad

Generalmente, la toxicidad de los metales pesados es proporcional a la facilidad de ser absorbidos por los seres vivos. Un metal disuelto de manera iónica puede absorberse más fácilmente que en estado elemental.

Los efectos tóxicos dependen, también, del grado de oxidación en que se encuentre el metal, de su capacidad de enlace para formar compuestos organometálicos o de su interacción con otras sustancias como los ácidos nucleicos, proteínas y enzimas, que, a su vez, responden a funciones celulares, produciendo alteraciones en los tejidos y órganos de los seres vivos.

Otro de los factores que determina su peligrosidad es que, aun cuando se encuentren presentes en cantidades bajas e indetectables, la ya indicada inexistencia de vías naturales para la asimilación de estos compuestos (recalcitrancia) y consiguiente persistencia de los metales pesados en el agua, implica que a través de procesos naturales se produzca bioacumulación en los seres vivos (plantas y animales), es decir, se da una concentración mayor que la del ambiente en el interior de los organismos debido a que su acumulación es más rápida que su metabolización o excreción.

La bioacumulación genera un problema ecológico importante, ya que, una vez que estos compuestos entran en la cadena trófica, se produce un proceso conocido como biomagnificación, haciendo que en los estadios superiores de esta cadena, por ejemplo, los seres humanos, la concentración de metales pesados puede llegar a ser tan elevada que empiece a ser tóxica, mientras que en el ambiente más próximo no existe un problema de contaminación por metales pesados (Singh y Tiwari, 1997; Pagnanelli *et al.*, 2000; Sharma *et al.*, 2006).

Los aportes al medio natural de iones metálicos se han incrementado de manera considerable. Este aporte antropogénico se realiza por diferentes vías, siendo las más importantes las relacionadas con las actividades industriales y agrícolas, tales como operaciones mineras y de fundición, tratamientos electrolíticos, vertidos de aguas residuales, fabricación de baterías, uso de fertilizantes y pesticidas, entre otros (Beiger y Jernelov, 1986; Barisic *et al.*, 1992; Erlinch, 1997).

De los diversos metales procedentes de diferentes vertidos, los más peligrosos son: el cadmio, cromo, cobre, mercurio, plomo y zinc, puesto que poseen toxicidades a niveles de ppm y hasta de ppb (Atkinson *et al.*, 1998). Por esta razón, este trabajo de investigación tuvo como objeto de estudio los metales cobre y cadmio.

Cobre

Es un elemento químico, de símbolo Cu, con número atómico 29; uno de los metales de transición e importante metal no ferroso. Su utilidad se debe a la combinación de sus propiedades químicas, físicas y mecánicas, así como a sus propiedades eléctricas y su abundancia. El cobre fue uno de los primeros metales usados por los humanos (Kir y Othmer, 1998).

La mayor parte del cobre del mundo se obtiene de los sulfuros minerales como la calcocita, covelita, calcopirita, bornita y enargita. Este metal es una sustancia muy común que ocurre naturalmente y se extiende a través del ambiente en los fenómenos naturales, los humanos usan ampliamente el cobre. Las principales aplicaciones de los compuestos de cobre se encuentra en la agricultura, en especial como fungicidas e insecticidas; como pigmentos; en soluciones galvanoplásticas; en celdas primarias; como mordentes en teñido, y como catalizadores (Sutherland, 2000)

El cobre tiene importantes funciones a nivel bioquímico, está relacionado con la actividad de muchas enzimas que requieren de él para llevar a cabo sus funciones y, además, forma parte de la estructura de algunas proteínas como la ceruloplasmina, que participa en la oxidación del hierro, siendo necesario para asimilarlo correctamente de los alimentos y convertirlo en hemoglobina, por lo que la deficiencia de cobre afecta al aprovechamiento del hierro y puede conducir a anemia. Participa en la absorción de la vitamina C y forma parte de las oxigenasas, enzimas encargadas de transformar el oxígeno molecular en agua y peróxido de hidrogeno. También, interviene en la absorción del zinc y en

su distribución por todo el organismo y ejerce un papel destacado en el desarrollo de los vasos sanguíneos. Se considera asimismo, un elemento necesario para la recuperación de los tejidos dañados (ATSDR, 1997).

La producción de cobre se ha incrementado en las últimas décadas y, debido a esto, las cantidades de dicho metal en el ambiente se han expandido.

Cabe destacar que la absorción del cobre es necesaria, porque, como se mencionó anteriormente, él es un elemento esencial para la salud de los humanos. Aunque, los humanos pueden manejar concentraciones de cobre proporcionalmente altas, mucho cobre puede también causar problemas de salud. El contacto con cobre puede causar gripe conocida como la fiebre del metal. Esta fiebre pasará después de dos días y es causada por una sobre sensibilidad. Exposiciones de largo periodo al cobre pueden irritar la nariz, la boca y los ojos y causar dolor de cabeza, de estómago, mareos, vómitos y diarreas (ATSDR, 1997). Las concentraciones en el aire son, usualmente, bastante bajas, así que la exposición al cobre por respiración es descartable. Una toma grande de cobre puede causar daño al hígado y los riñones e incluso la muerte. Si el cobre es cancerígeno no se ha determinado aún (Figuera y Frontado, 2006).

Algunas personas que pueden ingerir elevadas cantidades de cobre a lo largo de su ciclo vital y, una vez, satisfechas las necesidades requeridas, puede acumularse en diferentes órganos y tejidos, y es, entonces, cuando comienzan a presentarse los efectos tóxicos y daños crónicos. Por ejemplo, demasiado cobre en la sangre ha sido asociado con infecciones frecuentes, náuseas, dolores de cabeza, enfermedades hepáticas, leucemia, ataques cardíacos y artritis reumatoide. Otra de las consecuencias de la alta acumulación de cobre en los tejidos, es provocar la activación de enzimas y destrucción de membranas, lo cual puede causar mutación del ADN y cirrosis hepática. La acumulación de cobre en el sistema nervioso central produce daños neurológicos que en algunos aspectos, tiene cierto parecido con el Mal de Parkinson, la cual puede acompañarse de manifestaciones síquicas, y la aparición en la córnea de un anillo parduzco pericorneal, el anillo Kayser-Fleisher (Osuna y Aguirre, 2001).

Cadmio

Es un elemento químico, cuyo símbolo es Cd, número atómico 48, tiene relación estrecha con el zinc, con el que se encuentra asociado a la naturaleza. Es un metal dúctil, de color blanco con un ligero

matiz azulado. Es más blando y maleable que el zinc, pero poco más duro que el estaño y masa atómica 112,40. El cadmio no se encuentra en estado libre en la naturaleza, la greenockita (sulfuro de cadmio), único mineral de cadmio, no es una fuente comercial de metal, casi todo el que se produce es obtenido como subproducto de la fundición y refinamiento de los minerales de zinc, los cuales por lo general, contienen de 0,2 a 0,4% (Kir y Othmer, 1998).

El cadmio entra en el cuerpo humano mayoritariamente a través de la comida. Los alimentos que son ricos en cadmio, como por ejemplos patés, champiñones, mariscos, mejillones, cacao y algas, entre otros, pueden incrementar en gran medida la concentración de dicho metal en los humanos, también, puede ocurrir por inhalación o ingestión de agua. Corren riesgo de inhalación de cadmio las personas que viven en las zonas cercanas a los vertederos de residuos peligrosos o fábricas que liberan cadmio en el aire y gente que trabaja en las industrias de refinerías del metal. También, contiene cadmio el humo del tabaco (Gordon, 1986).

Cuando la gente respira el cadmio, éste puede dañar severamente los pulmones, incluso, puede causar la muerte. El cadmio, primero, es transportado hacia el hígado por la sangre, allí se une a proteínas formando complejos que son transportados hacia los riñones donde se acumula, causando daño en el mecanismo de filtración. Esto causa la excreción de proteínas esenciales y azúcares del cuerpo y el consecuente daño de los riñones.

Otros efectos sobre la salud que pueden ser causadas por el cadmio son: diarreas, dolor de estómago y vómitos severos, fractura de huesos, fallos en la reproducción y posibilidad incluso de infertilidad, daño al sistema nervioso central, daño al sistema inmune, desordenes psicológicos, posible daño en el ADN o desarrollo de cáncer (Tang, *et al.*, 1998).

Se liberan grandes cantidades de cadmio de forma natural, sobre 25000 toneladas al año. La mitad de este cadmio es liberado en los ríos a través de la descomposición de rocas. Una pequeña parte de cadmio es liberado al aire a través de fuegos forestales y volcanes y el resto es liberado por las actividades humanas.

Las aguas residuales que contienen cadmio procedente de las industrias suelen acabar contaminando el suelo. Las causas de estas corrientes de residuos son, por ejemplo, la producción de zinc, minerales de fosfato y las bioindustrias del estiércol. El cadmio de las corrientes residuales puede, también, entrar en el aire a través de la quema de residuos urbanos y de la quema de residuos fósiles.

Gracias a las regulaciones, actualmente, sólo una pequeña cantidad de cadmio entra en el agua a través del vertido de aguas residuales. Otra fuente importante de emisión de cadmio es la producción de fertilizantes fosfatados artificiales.

Parte del cadmio terminará en el suelo después de que el fertilizante se aplique en las granjas y el resto terminará en las aguas residuales de las compañías productoras. El cadmio es fuertemente adsorbido por la materia orgánica del suelo y puede ser transportado a grandes distancias cuando es absorbido por el lodo. Esto puede ser extremadamente peligroso, ya que pasa a las plantas llegando, así, a los animales que se alimentan de ellas, generando un daño potencial para los animales que dependen de las plantas para sobrevivir, ya que el cadmio puede acumularse en sus cuerpos, especialmente, cuando éstos comen muchas plantas diferentes. Las vacas pueden tener grandes cantidades de cadmio en sus riñones debido a esta cadena (Ryan *et al.*, 1982; Ikeda *et al.*, 1990).

Las lombrices y otros animales esenciales para el suelo son extremadamente sensibles al envenenamiento por cadmio, pueden morir a muy bajas concentraciones, alterando el ecosistema del suelo.

En ecosistemas acuáticos, el cadmio puede bioacumularse en mejillones, ostras, langostas y peces. La susceptibilidad al cadmio puede variar ampliamente entre organismos acuáticos. Los organismos de agua salada son más resistentes al envenenamiento por cadmio que organismos de agua dulce. Animales que comen o beben cadmio, algunas veces, tienen la presión sanguínea alta y daños en el hígado y en el cerebro (Kiely, 1999).

Tratamientos para eliminar metales pesados

Teniendo en cuenta los efectos que tienen los metales pesados, es evidente que se hace necesaria su eliminación de los diversos efluentes. Las industrias se ven obligadas a reducir la cantidad y la

peligrosidad de sus vertidos al medio ambiente, a causa de las presiones legales, sociales y económicas. Este hecho ha conducido a que dichas industrias concentren sus esfuerzos en evacuar vertidos más limpios y en reciclar o reutilizar su contenido en proporciones significativas (Hidalgo, 2004). Debido a las consecuencias que tiene la presencia de metales pesados en el agua, muchos han sido los estudios realizados desde el punto de vista de la remoción de dichos elementos de las soluciones que forman. Los estudios realizados dentro de este campo han arrojado como resultado diversas técnicas, entre las que se encuentran:

Precipitación de los metales

Técnica basada en un proceso químico que ejerce un reactivo específico sobre los metales existentes en el agua, el cual por ajuste de pH puede llevar a los iones metálicos disueltos a formar sales insolubles, las cuales pueden ser removidas por procedimientos físicos (Skoog *et al.*, 1995).

Oxidación o reducción química de los metales

Al igual que la precipitación, esta técnica está basada en el empleo de reactivos específicos que contribuyen a la transformación de iones, con la finalidad de que éstos formen compuestos insolubles que puedan ser removidos con facilidad del agua (Skoog *et al.*, 1995).

Resinas intercambiadoras de iones

Son resinas sintéticas que contienen grupos activos (generalmente sulfónicos, carboxílicos, fenólicos o grupos aminos sustituidos) que dan a la resina la propiedad de intercambiar iones con el medio en el cual son colocadas (Volesky *et al.*, 1993).

Osmosis reversa

Método que incluye la aplicación de presión sobre la superficie de una solución de agua residual, forzando el agua pura a pasar de la solución a través de una membrana que es demasiado densa para permitir el paso de los iones de los metales pesados (Whitten *et al.*, 1998).

Evaporación

Proceso en el que se separa el agua de sus contaminantes a través de la alteración de la temperatura de la solución (método utilizado, generalmente, para pequeñas cantidades de agua) (Whitten *et al.*, 1998).

En general, estas tecnologías son inadecuadas para la eliminación de metales pesados de efluentes industriales al no conseguir reducir su concentración por debajo de los límites permitidos por la legislación y al no alcanzar una diferenciación clara en su composición, dificultando su reciclaje o reutilización de los subproductos, creando, además, problemas secundarios como lodos extremadamente difíciles de tratar y costos elevados (Gavrilescu, 2004; Min *et al.*, 2004; Lee *et al.*, 1998 y Lodeiro *et al.*, 2006). Además de estas técnicas, para la remoción de trazas metálicas de aguas residuales, también, existen otras, las cuales varían dependiendo de la eficacia, facilidad y economía de las mismas.

Las técnicas mencionadas anteriormente son bastante costosas, razón por la cual no están al alcance de las pequeñas y medianas industrias y ponerlas en práctica para el tratamiento de sus efluentes. De allí la idea de enfocar el problema y estudio de nuevas tecnologías, que generen menos gastos.

Una técnica que ha encontrado muchas aplicaciones en los campos científico y técnico y además puede resultar mejor y más económica por diversas causas es la adsorción, utilizando material biológico (biomasa) (Hutchins *et al.*, 1986; Kapoor y Viraraghavan, 1998).

Los microorganismos y sus productos pueden resultar bioacumuladores de metales pesados muy eficaces a partir de concentraciones externas diluidas, por eso, las tecnologías basadas en ellos ofrecen una importante alternativa a las técnicas convencionales para la eliminación o recuperación de minerales (Cañizares-Villanueva, 2000).

No obstante, muchos metales pesados resultan altamente tóxicos para las células vivas, por lo que esta toxicidad puede conducir a un envenenamiento y, por tanto, inactivación de dichos microorganismos (Shumate y Strandberg, 1985).

El empleo de biomasa muerta, o productos derivados de ella, elimina el problema de la toxicidad, no necesitándose la adición de nutrientes y pudiéndose, además, liberar y recuperar los metales pesados retenidos, así como reutilizar el biosorbente (Macaskie, 1990).

Adsorción

Es un proceso de separación mediante el cual ciertos componentes de una fase fluida (líquida o gaseosa) son transferidos hacia un sustrato sólido quedando física o químicamente enlazados en la superficie del adsorbente. 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 la masa molar o polaridad hacen que unas moléculas sean retenidas más fuertemente que otras, lo que hace que el proceso de adsorción sea selectivo (Trybal, 1980; y Martínez y Rus, 2004).

La relación entre la cantidad adsorbida sobre una superficie sólida y la concentración de un adsorptivo dado a una temperatura determinada se conoce como isoterma de adsorción, la extensión de la adsorción se mide por el grado de recubrimiento, (θ), definido como el número de sitios ocupados (q)/número total de sitios superficiales disponibles para la adsorción (q_m). Después de alcanzar el equilibrio, se mide la concentración residual del soluto en la fase líquida, para, luego, determinar las masas en miligramos del metal adsorbido (m_f). Conociendo la masa inicial m_i del sorbato y la masa m del adsorbente, se puede decir que:

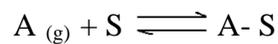
$$q = \frac{(m_i - m_f)}{m} \quad (1)$$

Existen varios modelos teóricos para analizar los datos obtenidos en las isotermas de adsorción (Steel y Torrie, 1996).

La isoterma derivada por Langmuir, en 1916, para la adsorción de gases sobre sólidos, también, es aplicable satisfactoriamente a la adsorción desde la fase líquida, éste es uno de los modelos más usados y mediante el cual se realizaron los análisis correspondientes a los resultados experimentales de este trabajo y tiene como postulados:

1. La superficie de un adsorbente contiene un número fijo de sitios de adsorción, en cada uno de los cuales sólo puede ser adsorbida una molécula.

2. En el equilibrio, a cualquier temperatura y concentración del adsorptivo, habrá una fracción θ de sitios ocupados y una fracción $(1 - \theta)$ de sitios vacantes.
3. El calor de adsorción es el mismo para todos los sitios y es independiente del recubrimiento; es decir, la superficie es energéticamente homogénea.
4. Se adsorbe una sola molécula (partícula) sobre cada sitio. No hay interacciones laterales entre moléculas adsorbidas.
5. Existe un equilibrio dinámico entre las moléculas adsorbidas A-S, las presentes en la fase gaseosa, A_(g) y los sitios vacantes en la superficie, S.



Se puede escribir una constante de equilibrio

$$K = \frac{[S-A]}{[S][A]},$$

donde $[S-A] \propto \theta$, $[S] \propto (1 - \theta)$ y $[A] \propto P$. Finalmente, se describe una constante de equilibrio

$$b = \frac{\theta}{(1 - \theta)P}. \quad (2)$$

Despejando θ de la ecuación 2, se obtiene que:

$$\theta = \frac{bP}{1 + bP}, \quad (3)$$

donde:

$$\theta = \frac{q}{q_{\max}}, \quad (4)$$

entonces, sustituyendo la ecuación 4 en la ecuación 3 y reagrupando, se obtiene la ecuación para la adsorción en fase líquida:

$$q = \frac{K_L q_{m\acute{a}x} C_f}{1 + K_L C_f}, \quad (5)$$

donde C_f , es la concentración del adsorbato en la fase líquida y K_L , es la constante de equilibrio de adsorción (Langmuir, 1918; Brierley y Brierley, 1993; Kuyucak y Volesky, 1988). Una de sus formas linealizadas es:

$$\frac{1}{q} = \frac{1}{q_{m\acute{a}x}} + \frac{1}{K_L q_{m\acute{a}x}} * \frac{1}{C_f}. \quad (6)$$

Biosorción

Se define como el fenómeno de captación pasiva de iones metálicos, basado en la propiedad que ciertos tipos de biomazas inactivas o muertas poseen para enlazar y acumular este tipo de contaminantes por diferentes mecanismos. Esto implica que el mecanismo de eliminación no está controlado metabólicamente.

En contrapartida, el término bioacumulación describe un proceso activo, donde la eliminación de metales requiere de la actividad metabólica de un organismo vivo (Davis *et al.*, 2003).

Un proceso de biosorción involucra una fase sólida (biosorbente) y una fase líquida (solvente, que es normalmente el agua) que contiene las especies disueltas que van a ser sorbidas (sorbato, esto es, iones metálicos). Debido a la gran afinidad del sorbente por las especies del sorbato, este último es atraído hacia el sólido y enlazado por diferentes mecanismos. Este proceso continúa hasta que se establece un equilibrio entre el sorbato disuelto y el sorbato enlazado al sólido.

La afinidad del biosorbente por el sorbato determina su distribución entre las fases sólida y líquida. Los biosorbentes naturales, generalmente, usados son algas, bacterias, lodos biológicos de plantas de depuración y residuos agrícolas e industriales (Schiewer y Volesky, 1995; Chong *et al.*, 1998; Gharaibeh *et al.*, 1998; Leung *et al.*, 2000; Reddad *et al.*, 2002; Fiol *et al.*, 2003; Pagnanelli *et al.*, 2005; Srivastava y Thakur, 2006).

Mecanismos de biosorción

Se considera que las especies adsorbidas forman una capa monomolecular en la superficie del adsorbente. Así mismo, se considera que la adsorción está, generalmente, limitada a moléculas con masa molecular menor de 2000, puesto que algunos de los lugares o sitios superficiales pueden tener accesibilidad limitada (Wagner y Jula, 1981; Dechow, 1989).

La fijación de metales pesados en la biosorción puede ocurrir por diferentes mecanismos, tales como:

Complejación o quelación

El metal se une a los centros activos de la pared celular mediante enlaces químicos formando determinados complejos.

Adsorción física

Se incluye aquí los fenómenos asociados a fuerzas de van der Waals. En este caso, la biosorción es rápida y reversible.

Intercambio iónico

Propio de los iones metálicos divalentes que se intercambian con iones propios de los polisacáridos presentes en la biomasa. El proceso también es rápido y reversible.

Precipitación

El mecanismo está asociado a la formación de un complejo en la pared celular que, posteriormente, es hidrolizado.

Cabe destacar que éstos pueden aparecer simultáneamente, siendo, en algunos casos, difícil de explicar el o los mecanismos que tienen lugar en un proceso de biosorción determinado (Ho *et al.*, 2001).

A pesar de los muchos intentos para describir el enlace de los metales en los diversos biosorbentes, el mecanismo de la adsorción no está todavía bien caracterizado. Friedman y Waiss (1972) estudiaron la adsorción de Hg^{2+} , encontrando que la unión del metal es aproximadamente proporcional al contenido proteico en los sorbentes, mostrando, además, que las proteínas y los taninos son los principales responsables de la adsorción de este metal. Tee y Khan (1988) indican que los residuos de las hojas de té contienen proteínas estructurales en los grupos funcionales ácidos que ayudan en el proceso de eliminación del metal. Bhatlacharya y Venkobachar (1984) explican el mecanismo de la fijación de Cd^{2+} usando cáscara de coco trituradas en términos de fuerzas electrostáticas e interacciones químicas. De acuerdo con estos autores, a pH bajo tanto el sorbente como las especies de sorbato están cargados positivamente, por lo que existe una repulsión electrostática. Los iones H^+ compiten con los iones Cd^{2+} por los sitios de adsorción, como indica la mínima adsorción a valores de pH muy bajos. A valores de pH altos, la superficie del sorbente se carga negativamente mientras que las especies del sorbato están cargadas positivamente.

Por otra parte, la mayoría de las investigaciones que se han llevado a cabo se han centrado en el uso de biosorbentes activados, en este sentido, estudios realizados sobre la capacidad de biosorción de levaduras húmedas con un gel de alginato muestran que la capacidad de esta biomasa activada es mucho mayor que en el caso de la biomasa sin tratar. Igual es el caso de Cano *et al* (2002), quienes utilizaron la biomasa de sorgo inmovilizada con un polímero de silicio, teniendo esta mayor capacidad de adsorción con respecto a la biomasa sin tratar.

La biomasa suele mezclarse con un agente inmovilizador, en proporciones de 1 a 6% sobre biomasa (m/m). Debe prestarse especial atención en el uso de estos inmovilizadores al momento de mezclarse, dado que un exceso de estos agentes puede provocar una disminución en la capacidad de biosorción de la biomasa (Ruiz, 2004).

Factores que afectan el proceso de biosorción

Influencia de pH

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 (Schiewer y Volesky, 1995; Kratochvil,

1997), la adsorción de aniones prefiere un valor bajo de pH, entre 1,5 y 4 (Giles y Hassan, 1958; Giles *et al.*, 1958; Kuyucak y Volesky, 1989; Roberts, 1992).

Influencia de la fuerza iónica

La influencia de la fuerza iónica sobre la biosorción no fue establecida hasta que Schiewer y Volesky (1997) estudiaron sistemáticamente el efecto sobre la biosorción de cationes tales como Zn, Cd, Cu y Na. El incremento de esta hacía descender la biosorción, debido al incremento de la carga electrostática. Niu y Volesky (2003) estudiaron la retirada de complejos aniónicos metálicos ($\text{Au}(\text{CN})_2^-$, CrO_4^{2-} , SeO_4^{2-} y VO_4^{3-}) y llegaron a la conclusión de que un aumento en la fuerza iónica hace disminuir dicha eliminación.

Según estos autores, un cambio en la fuerza iónica, es decir, de la concentración del electrolito de la disolución, tiene influencia sobre la adsorción, por lo menos de dos formas, uno afectando la actividad de los iones del electrolito y el otro afectando la competencia de los iones del electrolito y de los aniones adsorbentes por los sitios disponibles para la adsorción.

Los iones tales como cationes del metal y especies inorgánicas del anión presentes en la solución acuosa (en formas libres o complejas) exhiben, a menudo, una tendencia hacia la unión preferencial en los grupos funcionales ionizables (Tien, 1994).

Los iones se pueden unir a la superficie cargada formando complejos con vinculación covalente o complejos con atracción electrostática. Estos últimos están fuertemente influenciados por la fuerza iónica. La disminución significativa en la retirada de CrO_4^{2-} al aumentar la fuerza iónica indica que la biosorción de esta especie aniónica del metal implica la atracción electrostática.

Presencia de otros iones

La presencia de otros iones en disolución hace que éstos puedan competir con el metal de interés por los sitios de unión, pudiendo disminuir la retención del mismo. Generalmente, en la biosorción de cationes, los iones de metales ligeros se unen menos fuertemente que los iones de metales pesados (Schiewer, 1996).

Sitios de valencia

En el estudio de las características de los sólidos biosorbentes se han podido identificar numerosos grupos químicos que podrían contribuir al proceso de retención de metales. Entre éstos, se pueden citar el hidroxilo, carbonilo, sulfhidrilo, tioéter, sulfonato, amina, imina, amida, imidazol, fosfonato y fosfodiéster. Para que un determinado grupo tenga importancia en la biosorción de cierto metal por una determinada biomasa, deben tenerse en cuenta los siguientes factores:

1. Cantidad de sitios en el material biosorbente.
2. Accesibilidad del sitio.
3. Estado químico del sitio, es decir, disponibilidad.
4. Afinidad entre el sitio y el metal, es decir, fuerza de unión.

Influencia del ligando sobre la estabilidad de los complejos

El tipo de ligando influye de diversas maneras en las estabilidades de los complejos y esto se debe discutir con más detalle. La serie espectroquímica de una clasificación de los ligandos y la posición en la serie depende, en gran parte, del átomo dador en el orden:



Se han realizado varios intentos para hallar relaciones generales que indiquen la estabilidad total. Uno de los más amplios es la clasificación de Pearson en ligandos e iones metálicos duros y blandos (o empleando la nomenclatura de Lewis en la que un dador de pares solitarios de electrones es una base y un aceptor es un ácido), los iones metálicos se clasifican como ácidos duros y blandos y los ligandos en bases duras y blandas.

Un ligando se comporta como una base dura si es no polarizable, como ocurre para la mayoría de los ligandos, cuyo átomo dador pertenece al primer período de la tabla periódica, y es una base blanda si es polarizable, como sucede en ligandos como azufre o fósforo. De manera semejante, un ión metálico actúa como un ácido blando si tiene electrones fácilmente polarizables, o es voluminoso, o tiene una carga pequeña, mientras que un ión metálico será ácido duro si tiene una carga elevada, tamaño pequeño y electrones de valencia no polarizables. La clasificación se entiende más allá de los elementos de transición. En la Tabla 1, se muestran algunos ejemplos de ligandos e iones metálicos duros y blandos.

Para ser más específicos, a continuación en la Tabla 2 se muestran los grupos funcionales de acomplejamiento más importantes según la preferencia por iones metálicos duros, intermedios y blandos.

La generalización más importante sobre las estabilidades consiste en que los ligandos blandos forman complejos estables con los iones metálicos del mismo tipo y los complejos de ligando e ión metálico duro, también son más estables. Las combinaciones ión duro con ligando blando o viceversa son menos estables. La segunda tendencia general es que la sustitución de un ligando de un tipo particular hace que el ión metálico se comporte más como un ácido de su mismo tipo.

Esta clasificación en duros y blandos se ha extendido y ramificado mucho, y algunos aspectos son todavía objeto de controversia. Sin embargo, las predicciones fundamentales obtenidas a partir de la versión elemental, son las más útiles.

Tabla 1. Clasificación de los ligandos o bases en duros y blandos (Collins y Stotzky, 1989).

Duros	Intermedios	Blandos
H ₂ O, ROH, R ₂ O, OH ⁻ , OR ⁻ , NO ₃ ⁻ , RCO ₂ ⁻ , SO ₄ ²⁻ , CO ₃ ²⁻ , C ₂ O ₄ ⁴⁻ , PO ₄ ³⁻ (Dadores a través del átomo de oxígeno)	Br ⁻ , N ₃ ⁻ , SO ₃ ²⁻ , NO ₂ ⁻	R ₂ S, RSH, RS ⁻ , SCN ⁻ (Dadores por el átomo de azufre) R ₃ P, R ₃ As, I ⁻ , CN ⁻ , R ⁻ , S ₂ O ₃ ²⁻

Tabla 2. Clasificación de los iones metálicos o ácidos en duros y blandos (Collins y Stotzky, 1989).

Duros	Intermedios	Blandos
H ⁺ , Li ⁺ , Na ⁺ , K ⁺ , Be ²⁺ , Mg ²⁺ , Ca ²⁺ Sr ²⁺ , Al ³⁺ , Sc ³⁺ , La ³⁺ , Cr ³⁺ , Co ³⁺ , Fe ³⁺ , As ³⁺ , Si ⁴⁺ , Ti ⁴⁺ , Zr ⁴⁺ , Th ⁴⁺ , Pu ⁴⁺ , UO ₂ ²⁺ , VO ²⁺	Pb ²⁺ , Fe ²⁺ , Co ²⁺ , Ni ²⁺ , Cu ²⁺ , Zn ²⁺ , Ru ²⁺ , Bi ²⁺ , Rh ³⁺ , Ir ³⁺ , Sb ³⁺	Cu ⁺ , Ag ⁺ , Hg ⁺ , Au ⁺ , Pd ²⁺ , Cd ²⁺ , Hg ²⁺ , Tl ³⁺ , Au ³⁺

Tabla 3. Grupos funcionales de acomplejamiento más importantes según la preferencia por iones duros, intermedios y blandos (Senesi, 1987).

Ligandos preferidos por iones duros	Ligandos duros preferidos por cationes intermedios	Ligandos blandos preferidos por cationes blandos
CO ₂ ⁻ (carboxilato)	-NH ₃ , =NH, ≡N	R ⁻ (anión alquil)
CO ₂ ⁻ (éster)	(Grupos amino primario, secundario y terciario)	-SH, -S ⁻ (sulfidril y sulfuro)
-OH (alcohólico y fenólico)	NHCO ₂ ⁻ (amidas)	-S-S-, -S- (disulfuro y ioéter)
CO (carbonilo)		
PO ₄ ²⁻ (fosfato)		
PO ₄ ²⁻ (fosfato éster)		
SO ₄ ⁻ (sulfato)		

Sábila

La sábila o *Aloe vera* (nombre científico), la palabra se deriva del árabe, alloeh que significa "sustancia amarga y brillante". Esta planta forma parte de la extensa familia de las liliáceas (la misma a la que pertenecen la cebolla y el ajo). El ecosistema donde se encuentra la sábila es en regiones tropicales y subtropicales, también, se pueden hallar en regiones desérticas y semidesérticas a temperaturas cálidas.

Cabe destacar que la sábila está adaptada a tolerar calor y es muy resistente a la plaga y a la falta de agua. Son plantas de hojas suculentas, alargadas y espinosas en el margen y posee un tallo elevado arborescente, de larga base y terminadas en punta aguda; su color varía desde verde opaco, hasta jaspeado en diversas tonalidades de verde (Figura 1).



Figura 1. *Aloe vera* (Sábila)

Las hojas se mantienen en posición erecta, debido a la turgencia del parénquima central almacenador de agua (parénquima acuífero), compuesto de células muy grandes carentes de plastidios, almidón y muy pocos espacios intercelulares. Se caracteriza por la presencia de células especializadas, adyacentes a los polos floemáticos, llamadas células de aloina. Además, posee células epidérmicas de paredes periclinales muy gruesas (Beaumont *et al.*, 1985).

Hurtado y Martínez (1984) citan, en cuanto a la anatomía de la hoja (Figura 2), que las paredes de las células epidérmicas están fuertemente cutinizadas. Debajo de la epidermis se encuentra el mesófilo que se diferencia en una zona cortical externa y otra central interna. La zona cortical comprende varias capas de células con abundantes cloroplastos y algunas con cristales de oxalato de calcio; la zona interna o central ocupa aproximadamente las 3/5 partes del diámetro total de la hoja, está compuesta por grandes células transparentes de paredes delgadas y con abundante contenido mucilaginoso.

Lo más utilizado de esta planta son las hojas, donde se extrae la parte carnosa, mucílagos incoloros e inodoros, conocidos vulgarmente por el nombre de cristal, la cual ha sido objeto de diversos estudios, en el campo farmacéutico, ya que tiene propiedades curativas, se emplea como purgante, desinflamante y además en la fabricación de cosméticos (Roig, 1988).

Actualmente, se aprovechan sus cualidades emolientes, humectantes, hidratantes y desinfectantes, debido a su contenido de glucósidos y polisacáridos, que son ideales para tratamientos de quemaduras. También, se utiliza el jugo de la sábila para preparación de bebidas refrescantes y saludables por su contenido de proteínas, minerales, enzimas y otros complementos, que le dan cualidades aperitivas, nutricionales, tónicas y reconstituyentes (Álvarez, 1987).

Sin embargo, la parte verde de la sábila, generalmente, es desechada, por consiguiente, el presente trabajo de investigación se orientó hacia el estudio del fenómeno de adsorción de iones cadmio y cobre en soluciones diluidas, de dicho material, dándole uso como adsorbente.

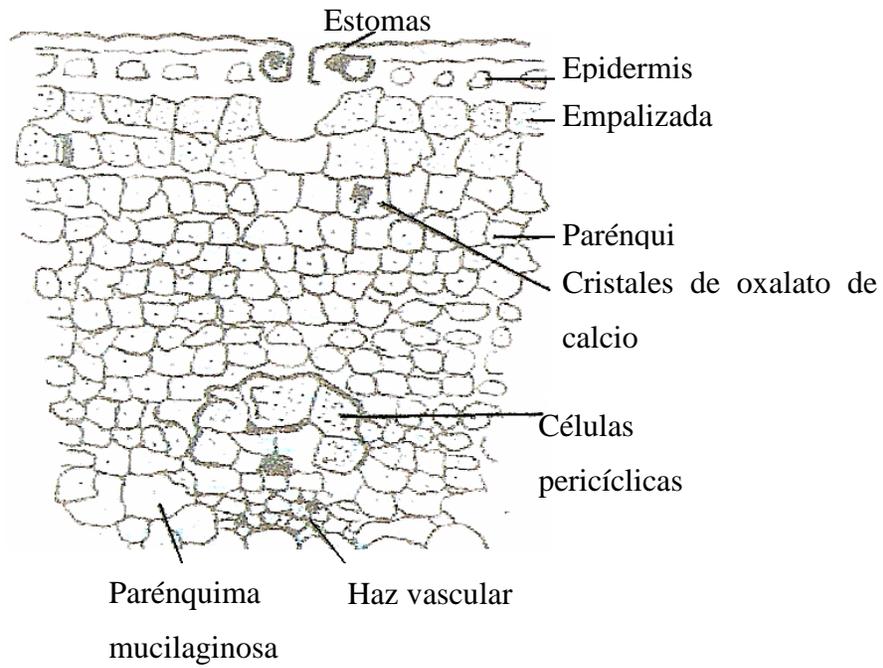


Figura 2. Anatomía de la hoja de sábila (Hurtado y Martínez, 1984).

METODOLOGÍA

Preparación de la biomasa

La biomasa que se utilizó en este trabajo de investigación fue proveniente de la hoja de sábila; las cuales se recolectaron en el sector La Llanada de la ciudad de Cumaná, estado Sucre. Una vez que se recolectaron las pencas, se lavaron con suficiente agua para eliminar residuos sólidos que ésta contenía, luego, se le eliminó el cristal. La parte verde (material de interés) se lavó varias veces con agua desionizada y HCl diluido 0,01 mol/l; seguidamente, este material se introdujo por 72 horas en una estufa a 80°C para secarlo. La biomasa seca se pasó por un molino eléctrico con una malla de 0,2 mm marca Thomas y, finalmente, se tamizó sobre una malla de 250 μm , para obtener partículas uniformes, obteniéndose, de esta manera, el material que se denominó “biomasa de sábila”.

Determinación de metales presentes en la biomasa

Metodología seguida por el Instituto Oceanográfico de Venezuela

1 g de biomasa de sábila se colocó en un erlenmeyer de 25 ml (previamente lavado con HNO_3 y enjuagado con suficiente agua desionizada), donde se sometió a una predigestión con 8 – 10 ml de ácido nítrico concentrado, durante 24 horas a temperatura ambiente. Posteriormente, se realizó una digestión a 100°C durante 6 horas, se dejó enfriar y se le añadió aproximadamente 6 ml de agua desionizada, luego, se filtró en papel Watman N° 42, hasta un volumen total de 25 ml en un balón aforado (la muestra debe ser clara o tomar un color amarillo). Este experimento se realizó por triplicado y, como control, se prepararon tres erlenmeyers con igual cantidad de ácido y agua, pero sin biomasa, los cuales fueron sometidos a las mismas condiciones e igual tratamiento. Finalmente, en cada uno de los erlenmeyers se determinaron las concentraciones de Cd, Pb, Ni, Cu y Mn en un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer modelo 3100 con una llama de aire-acetileno.

Metodología seguida para ser procesada en un digestor

1 g de biomasa de sábila se colocó en un erlenmeyer de 25 ml (previamente lavado con HNO_3 y enjuagado con suficiente agua desionizada) donde se sometió a una predigestión con 8 – 10 ml de ácido nítrico concentrado, durante 24 horas a temperatura ambiente, luego se sometió a una digestión durante 20 min, en un horno microondas microdigest, modelo 401, marca Prolabo. Posteriormente, se le añadieron, aproximadamente, 6 ml de agua desionizada, luego, se filtró en papel Watman N° 42, hasta

un volumen total de 25 ml en un balón aforado (la muestra debe ser clara o tomar un color amarillo). Este experimento se realizó por triplicado y como control, se prepararon tres erlenmeyers con igual cantidad de ácido y agua, pero sin biomasa, los cuales fueron sometidos a las mismas condiciones e igual tratamiento. Finalmente, en cada uno de los erlenmeyers se determinaron las concentraciones de Cd, Pb, Ni, Cu y Mn en un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer modelo 3100 con una llama de aire-acetileno.

Tabla 4. Condiciones y longitudes de onda (nm) utilizadas en el espectrofotómetro de absorción atómica para medir algunos metales presentes en la biomasa de sábila.

Metal	Longitud de onda (nm)	Slit (nm)	Corriente de la lámpara (A)
Cu	324,8	0,7	30
Ni	232,0	0,2	30
Mn	279,5	0,2	30
Cd	228,8	0,7	4
Pb	283,3	0,7	15

Soluciones patrones

- **Cobre:** Se prepararon soluciones patrones de 0,25; 0,5; 1,0 y 2,0 mg/l partiendo de una solución de cobre de 1000 mg/l.
- **Níquel:** Se prepararon soluciones patrones de 0,25; 0,5 y 1,0 mg/l partiendo de una solución de níquel de 1000 mg/l.
- **Manganeso:** Se prepararon soluciones patrones de 0,25; 0,5; 1,0 y 2,0 mg/l partiendo de una solución de manganeso de 1000 mg/l.
- **Cadmio:** Se prepararon soluciones patrones de 0,25; 0,5; 0,75 y 1,0 mg/l partiendo de una solución de cadmio de 1000 mg/l.
- **Plomo:** Se prepararon soluciones patrones de 0,25; 0,5; 1,0; 2,0 y 5,0 mg/l partiendo de una solución de plomo de 1000 mg/l.

Inmovilización de la biomasa

A 75 ml de una solución de H₂SO₄ al 5%, se le añadió suficiente Na₂SiO₃ al 6%, hasta que alcanzó un pH de 2. A esta solución se le agregaron 2,5 gramos de biomasa y se dejó reaccionar por 30

minutos en agitación continua. Posteriormente, se le añadió más solución de Na_2SiO_3 , hasta que la suspensión alcanzó un pH de 7; justo en ese pH se suspendió la agitación y se dejó en reposo. El sólido que resultó (biomasa inmovilizada) se lavó varias veces con agua hasta obtener una prueba negativa de sulfatos, usando BaCl_2 al 5%. La biomasa inmovilizada se secó en la estufa; una vez seca, ésta fue molida en un mortero y tamizada a $250\ \mu\text{m}$, para su posterior utilización (Cano *et al.*, 2002).

Preparación de las disoluciones

Las soluciones madres de 50 ppm de Cd y Cu se prepararon a partir de las sales de nitrato de cadmio(II) tetrahidratado ($\text{Cd}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) y sulfato de cobre(II) pentahidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) por separado en 500 ml de agua desionizada. A partir de estas soluciones se hicieron diluciones sucesivas para obtener las diferentes concentraciones iniciales, bajas y altas que se pusieron en contacto con la biomasa para el proceso de adsorción. Las concentraciones iniciales se conocieron a través de un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer modelo 3100 con una llama de aire-acetileno.

Método de adsorción

La adsorción se llevó a cabo en recipientes plásticos, en los cuales se colocaron 50 ml de soluciones previamente diluidas con agua desionizada que contenían los iones Cd^{2+} y Cu^{2+} , por separado a diferentes concentraciones y se ajustó el pH en cada uno de los casos a 3, 4 y 5 seguidamente se agregó aproximadamente 0,15 g de biomasa, con agitación a cada una de las soluciones en estudio. Los recipientes se taparon y se colocaron en una pecera con un termostato para asegurar de mantener la temperatura constante a 30°C y como tiempo de contacto un lapso de 6 horas. Al cabo del tiempo, las muestras se filtraron en papel de filtro de Microfibra de Borosilicato, Grado GC 50 en un embudo Büchner conectado a una bomba de vacío. El filtrado se recolectó en envases plásticos y se le determinó el contenido del metal en un espectrofotómetro de absorción atómica y por diferencia de concentraciones iniciales y finales se conoció la cantidad de metal adsorbida. Todo este procedimiento se hizo igual con la biomasa inmovilizada.

Efecto de las concentraciones

Se prepararon soluciones de cobre y cadmio separadamente a diferentes concentraciones en orden creciente en un rango de 0,06 a 2,5 ppm para las concentraciones bajas y de 40 a 230 ppm para las concentraciones altas, diluyendo por separado la solución madre de sus respectivas sales con agua

desionizada. La determinación del metal adsorbido se realizó de acuerdo con la metodología descrita anteriormente.

Efecto del tiempo de contacto

Se prepararon soluciones de cobre y cadmio a las mismas concentraciones anteriores, se ajustó el pH a 3, 4 y 5 y, luego, se pusieron en contacto con la biomasa a diferentes tiempos (6 y 12 horas), determinándose, así, la capacidad de adsorción de ésta con respecto al tiempo de contacto. La determinación del metal adsorbido se realizó de acuerdo con la metodología descrita en el método de adsorción

Efecto del pH sobre la adsorción

En recipientes plásticos, se colocaron 50 ml de soluciones de cadmio y cobre por separado de aproximadamente 0,300 ppm. El pH de las soluciones se ajustó de 2 a 7 con soluciones de ácido acético o hidróxido de sodio diluidas y fueron controlados con un pH metro Orion modelo 420^a. Las soluciones se pusieron en contacto con aproximadamente 0,15 g de biomasa por un tiempo de 6 horas.

Para todos estos experimentos, se realizaron blancos como controles. Para ello, se colocaron 50 ml de solución de cobre y cadmio por separado en recipientes plásticos sin biomasa, los cuales fueron sometidos a las mismas condiciones e iguales tratamientos.

Caracterización de la biomasa

Espectroscopía infrarroja con transformada de Fourier (FTIR)

Biomasa preparada antes del tratamiento con ácido clorhídrico

20 mg de biomasa se mezclaron con 450 mg de KBr, esta mezcla se secó en una estufa a 60°C por 5 días, luego, se maceró en un mortero y se prepararon las pastillas, las cuales fueron sometidas al análisis de FTIR en un equipo Perkin Elmer 16 PC.

Biomasa preparada después del tratamiento con ácido clorhídrico

20 mg de biomasa tratada con 0,01 mol l⁻¹ de ácido clorhídrico se mezclaron con 450 mg de KBr. Esta mezcla se llevó a secar en una estufa a 60°C por 5 días, seguidamente, se maceró y homogenizó la

mezcla para hacer las pastillas, las cuales fueron sometidas al análisis de FTIR en un equipo Perkin Elmer 16 PC.

Biomasa inmovilizada

20 mg de biomasa inmovilizada con silicato de sodio se mezclaron con 450 mg de KBr. Esta mezcla se dejó secar por 5 días en una estufa a 60°C, luego, se maceró en un mortero y se prepararon las pastillas con presión en una prensa mecánica y, finalmente, fueron analizadas en un equipo de FTIR Perkin Elmer modelo 16 PC.

Microscopia Electrónica de Barrido (MEB)

El microscopio electrónico de barrido es un instrumento que permite la observación y caracterización superficial de materiales inorgánicos y orgánicos, entregando información morfológica del material analizado. A partir de él, se producen distintos tipos de señal que se generan desde la muestra y se utilizan para examinar muchas de sus características. Funciona con un haz de electrones generados por un cañón electrónico, acelerados por un voltaje y focalizados por medio de lentes magnéticas. Los electrones atraviesan la muestra y la amplificación se produce por un conjunto de lentes magnéticas que forman una imagen sobre una placa fotográfica o sobre una pantalla sensible al impacto de los electrones que transfiere la imagen formada a la pantalla de un ordenador. Para este análisis, se empleó un microscopio electrónico de barrido marca Phillips XL-30, operado a 25 kV en el modo de electrones secundarios.

Análisis estadístico

A través del programa Statgraphics Plus versión 4.1, se realizaron análisis de varianza de los valores obtenidos en el estudio del pH para cada adsorbente. En el caso de los resultados significativos del factor Fisher (F), se compararon los pares de media de las distintas fuentes de variación con el fin de determinar las diferencias estadísticas para la adsorción de cadmio y plomo, según la prueba de rango múltiple de Duncan para cada parámetro estudiado.

RESULTADOS Y DISCUSION

Determinación de metales presentes en la biomasa

Las concentraciones de cobre, níquel, manganeso, cadmio y plomo analizadas en la biomasa proveniente de la hoja de sábila, recolectada en el sector La Llanada de la ciudad de Cumaná, estado Sucre se pueden observar en la Tabla 5 donde se puede apreciar la cantidad de metales presentes en la misma, siguiendo la metodología de digestión utilizada en el Instituto Oceanográfico de Venezuela (digestión 1) y la utilizada para ser procesada en un digestor (digestión 2), respectivamente.

Tabla 5. Concentración promedio ($\mu\text{g/g} \pm \sigma$) de metales presentes en la biomasa en estudio obtenidos a través de los dos mecanismos de digestión.

Digestión	Cu	Ni	Mn	Cd	Pb
1	8,1 \pm 0,6	1,80 \pm 0,15	22,6 \pm 2,8	0,54 \pm 0,09	6,6 \pm 2,0
2	8,4 \pm 0,9	1,83 \pm 0,22	20,0 \pm 1,7	0,62 \pm 0,14	4,6 \pm 1,8

Comparando los valores reportados en la Tabla mencionada anteriormente, se puede decir que las dos metodologías utilizadas para determinar la concentración de metales presentes en la estructura del material de estudio son confiables y precisos puesto que los valores de la desviación estándar (σ) son bajos, lo que indica que están más próximos al valor promedio de los resultados obtenidos.

Cabe destacar que los metales pesados en cantidades trazas (50 mg/kg), son esenciales para la vida de una gran cantidad de organismos animales y vegetales. Dentro de estos metales están Co, Cu, Fe, Mn, Ni y Zn, cuya importancia es relevante en los estudios nutricionales, fisiológicos y toxicológicos. En cuanto al Cd, Al, Cr, Pb, Se y Hg, no hay evidencias de que sean biológicamente esenciales, pero son encontrados en mayor o menor proporción en la mayoría de los organismos, principalmente, marinos (Egan *et al.*, 1987).

La sábila esta constituida principalmente por glúcidos, aminoácidos, polisacáridos, enzimas, proteínas y una gran variedad de grupos funcionales, capaces de retener metales en su estructura, hecho que se evidencia en la tabla antes mencionada (Tabla 5) donde se observa claramente que los metales Cu, Ni y Mn, se encuentran presentes en la biomasa en mayor proporción con respecto a los metales Cd y Pb, esto es debido a que la planta requiere de los metales esenciales para su crecimiento y desarrollo,

mientras que de los no esenciales tal es el caso del Cd y Pb no. La persistencia en nuestro material de estudio de los metales no esenciales, es debido a que ellos se encuentran en el ambiente en pequeñas o grandes cantidades y las plantas, a través de diversos mecanismos, tales como bioadsorción y bioacumulación, entre otros son capaces de retenerlos en su estructura. El cadmio y el plomo son elementos para los cuales la concentración máxima en el ambiente está regulada, debido a sus propiedades tóxicas. Una disposición final inadecuada de estos elementos puede elevar las concentraciones arriba de los valores naturales y/o permisibles.

Espectroscopia de infrarrojo con transformada de Fourier (IR-TF)

Se realizó un espectro de FTIR, a una porción de la biomasa tratada con HCl, donde se develaron las siguientes interacciones:

En el espectro FTIR de la Figura 3, se observa alrededor de 1730 cm^{-1} , bandas que pueden corresponder a enlaces de tipo C=O, éstas se producen en esta región debido al alto momento dipolar de este enlace, lo que ocasiona esta fuerte banda de estiramiento cuando se analizan compuestos que tienen este tipo de grupos funcionales. También, a 2920 cm^{-1} , aparece una banda de estiramiento C-H. En la región de la huella dactilar, que abarca desde 600 a 1400 cm^{-1} , se observan las denominadas bandas sobretono (537 , 669 y 773 cm^{-1}). Entre 1000 y 1400 cm^{-1} se aprecian pequeñas interacciones que corresponden a deformaciones en enlaces C-H, dentro y fuera del plano.

Alrededor de 3000 cm^{-1} , se observa una banda que puede ser correspondiente a los estiramientos de O-H y que se pueden encontrar solapados con interacciones de tipo C-H que, también, absorben en esta región del infrarrojo cuando son estructuras muy ramificadas o a una interacción N-H, que se encuentra solapada con el grupo O-H. Asimismo, se destaca, alrededor de 1593 cm^{-1} , una pequeña interacción que concuerda con las frecuencias de estiramiento de los enlaces N-H.

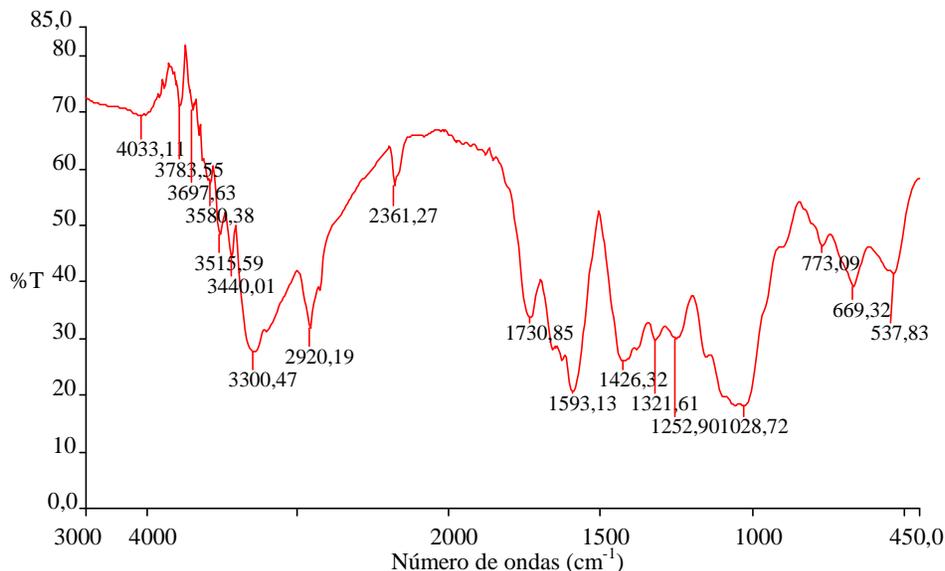


Figura 3. Espectro FTIR de la biomasa tratada con HCl 0,01 mol l⁻¹.

Haciendo una revisión de los componentes que constituyen la sábila (*Aloe vera*), se encuentra que está constituida por una gran diversidad de polisacáridos (Álvarez, 1987) y derivados de los mismos, que podrían ser los responsables de la presencia de ciertas bandas en este espectro infrarrojo. Estas interacciones, también, indican que la biomasa debe estar constituida por largas cadenas poliméricas, que, en este caso, podría ser celulosa, biopolímero que se encuentra constituyendo la pared celular de los vegetales (Flores *et al.*, 2001). En la Tabla 6, se encuentra un resumen de todas las interacciones observadas en el espectro.

Tabla 6. Bandas experimentales y teóricas de las diferentes interacciones del espectro FTIR de la biomasa tratada con HCl.

Interacción	Banda Experimental (cm ⁻¹)	Banda teórica (cm ⁻¹)
C=O	1730	1700
C-H	2920	2800-3000
C-H	537	550
C-H	669	650
C≡N	2361	2000-2300
C=C	1426	1000-1400

N-H	1593	1550-1640
N-H, O-H ó C-H (polisacáridos)	3300	Alrededor de 3000

Para el segundo espectro (Figura 4), el cual fue realizado a la biomasa de sábila sin tratar con HCl, se observaron en la mayoría de los casos, las mismas bandas de absorción que se presentaron en la biomasa tratada, lo que quiere decir que el HCl, no influyó en la estructura y composición de la biomasa. En la Tabla 7, se presenta un resumen de las interacciones observadas en el espectro.

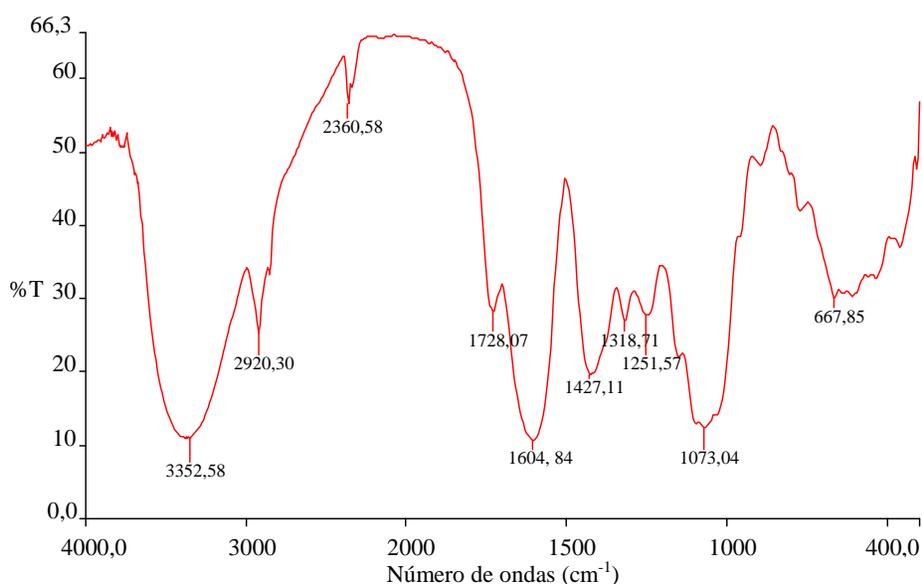


Figura 4. Espectro FTIR de la biomasa sin tratar.

Tabla 7. Bandas experimentales y teóricas de las diferentes interacciones del espectro FTIR de la biomasa sin tratar con HCl.

Interacción	Banda Experimental (cm ⁻¹)	Banda teórica (cm ⁻¹)
-------------	--	-----------------------------------

N-H	1604	1550-1640
C-H (carbonilo)	2920	2800-3000
C≡N	2360	2000-2300
C-H	667	650
C-O	1073	1150-1040
C=O	1728	1675-1750
C=C	1427	1000-1400
N-H, O-H ó C-H (polisacáridos)	3352	Alrededor de 3000

Para el caso del tercer espectro (Figura 5), el cual fue tratado con silicato de sodio para producir la inmovilización, se observan, en esencia, las mismas bandas, aunque algunas se encuentran solapadas. Lo que llama la atención en este espectro, es la aparición de nuevas interacciones, esta vez relacionadas con el tratamiento realizado a la biomasa. Se logran identificar claramente tres bandas de interacción Si-O, las cuales se aprecian a 465, 804 y 1091 cm^{-1} , esto indica que en efecto el tratamiento con el silicato tuvo éxito, y queda demostrado con la presencia de estas nuevas interacciones. También, como ya se mencionó, se observan algunas bandas presentadas en el primer espectro, y que concuerdan con la presencia de posibles interacciones de enlaces de compuestos polisacáridos (constituyentes principales de la sábila), tal es el caso de interacciones de tipo N-H en 1585 cm^{-1} y alrededor de 3000 cm^{-1} , donde pueden encontrarse solapadas interacciones de tipo O-H y C-H. Todas estas interacciones se encuentran resumidas en la Tabla 8.

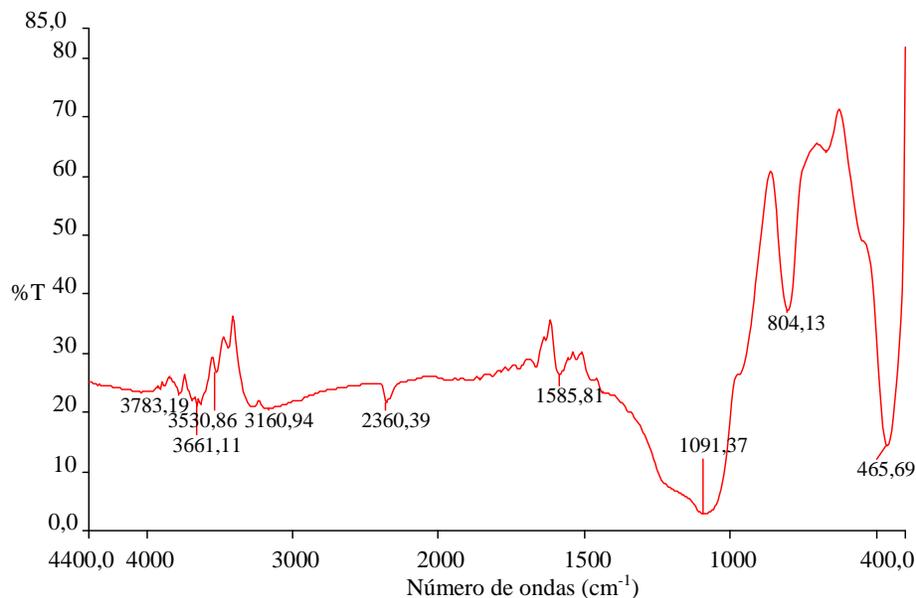


Figura 5. Espectro FTIR de la biomasa inmovilizada con silicato de sodio.

Tabla 8. Bandas experimentales y teóricas de las diferentes interacciones del espectro FTIR de la biomasa inmovilizada con silicato de sodio.

Interacción	Banda Experimental (cm ⁻¹)	Banda teórica (cm ⁻¹)
Si-O	465	450
Si-O	804	800
Si-O	1091	1080
N-H	1585	1550-1640
O-H ó C-H (polisacáridos)	3000	Alrededor de 3000

Microscopia Electrónica de Barrido (MEB)

Para corroborar la presencia o impregnación del silicato de sodio en la biomasa, se realizaron análisis de microscopia electrónica de barrido, donde se observa claramente la diferencia entre una micrografía y otra. En la Figura 6, se muestra la micrografía de la biomasa proveniente de la hoja de sábila, la cual tiene una morfología simétrica en forma de malla y laminar. Sin embargo en la micrografía de la biomasa inmovilizada (Figura 7) se observa una granulometría heterogénea que tiende

a presentar una morfología superficial frágil, asimétrica en forma de bloques. De esta manera, queda evidenciada la inmovilización de la biomasa de sábila con el silicato de sodio.

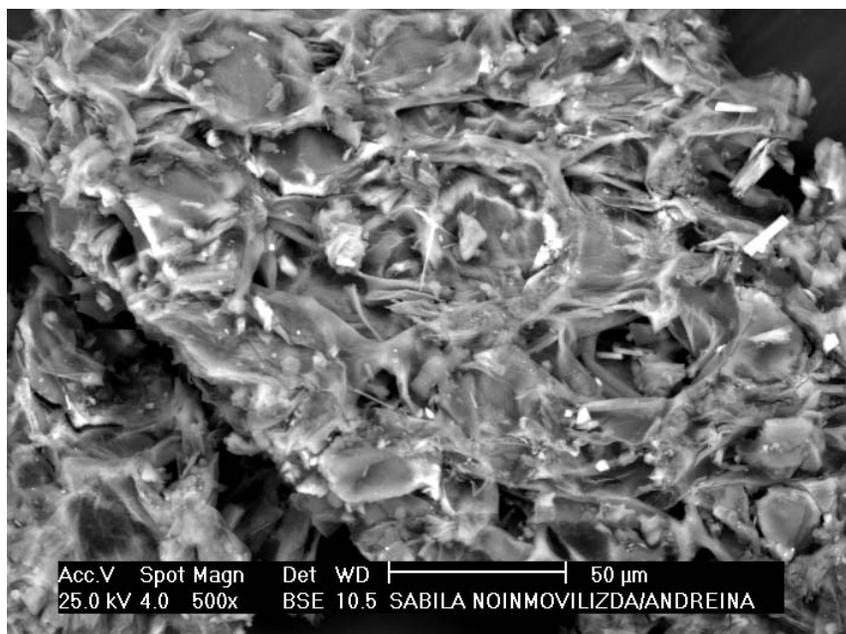


Figura 6. Micrografía de la biomasa proveniente de la sábila.

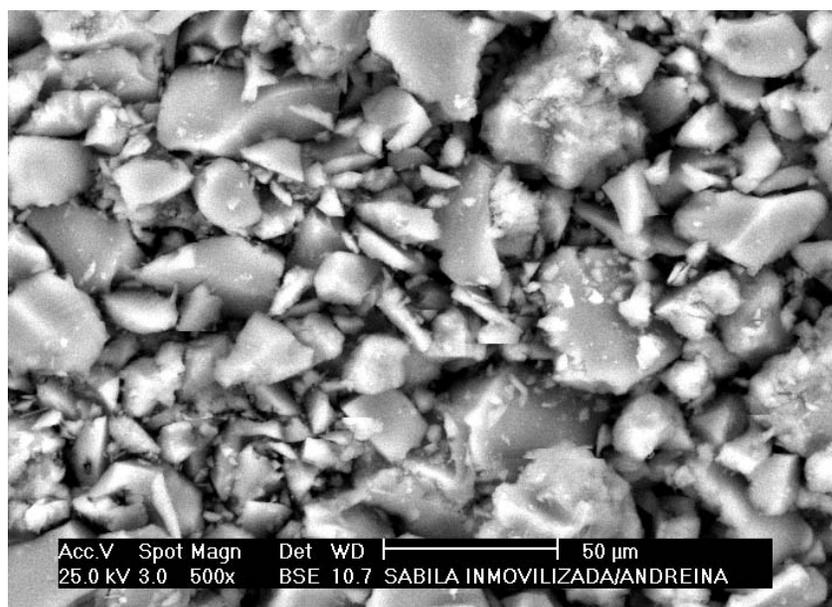


Figura 7. Micrografía de la biomasa inmovilizada con silicato de sodio.

Adsorción de cobre y cadmio por la biomasa inmovilizada y no inmovilizada

Para la realización de este trabajo de investigación se utilizó la biomasa proveniente de la hoja de sábila (biomasa no inmovilizada) y la biomasa inmovilizada con silicato de sodio y se evaluaron los factores: tiempo de contacto, concentración y pH, para determinar las condiciones óptimas de remoción de metales por las mismas. Los experimentos se realizaron mediante un sistema isotérmico, las concentraciones iniciales de soluciones antes del proceso de adsorción y después, es decir, una vez alcanzado el equilibrio de las mismas, luego de 6 horas de contacto, se midieron en un espectrofotómetro de absorción atómica.

Los resultados obtenidos se encuentran reportados en las Tablas (A4, A5, A6 y A7 del apéndice), los cuales obedecen a la adsorción de los iones cobre y cadmio en soluciones por separado sobre la biomasa inmovilizada y la biomasa no inmovilizada a pH 3, 4 y 5 a diferentes concentraciones.

De los resultados obtenidos, se puede inferir que la mayor adsorción ocurre con la biomasa inmovilizada, ya que ésta presenta mayor cantidad de fracción cubierta, 0,23 mg/g para cadmio y 0,29 mg/g para cobre, razón por la cual se trabajó con esta biomasa a tiempo y concentraciones óptimas.

Los resultados de los análisis de absorción atómica fueron graficados como isothermas de adsorción: Fracción cubierta “q”(mg ión/g sorbente) Vs concentración residual en equilibrio “Cf”(mg/l) de la solución, los cuales se muestran en las Tablas antes mencionadas. Estas isothermas de adsorción, pueden ser analizadas e interpretadas mediante varios modelos teóricos.

En las Figuras A1, A3, A5, A7, A9, A11, A13, A15, A17, A19, A21 y A23 del apéndice, se puede observar el comportamiento de las isothermas de adsorción para el cobre y el cadmio con los dos sorbentes, donde cada una de ellas muestran un comportamiento asintótico, es decir de tipo I, por lo que fueron analizadas mediante el modelo propuesto por Langmuir, basado en el uso de la siguiente ecuación:

$$1/q = (1/q \text{ max}) + (K_L/q \text{ max}) 1/C_f$$

Como se mencionó anteriormente, q es la fracción cubierta, $q_{\text{máx}}$ la capacidad máxima de adsorción que presenta el adsorbente, C_f la concentración final en el equilibrio y K_L es la constante de Langmuir.

Al graficar las isotermas de adsorción, según el modelo de Langmuir, $1/q$ (g de sorbente/mg ión) vs $1/C_f$ (l de solución/mg de metal), se obtuvieron como resultado rectas, las cuales se pueden observar en las Figuras A2, A4, A6, A8, A10, A12, A14, A16, A18, A20, A22 y A24 del apéndice. Estas graficas fueron ajustadas por el método de regresión lineal, para, así, poder determinar los parámetros de dicho modelo, que se muestran en la Tabla A1 del apéndice, donde, también, se puede notar que la máxima capacidad de adsorción del material en estudio la presentó la biomasa inmovilizada con un valor de 13,89 mg/g para el cadmio y 24,16 mg/g para el cobre, mientras que para la biomasa no inmovilizada fue 7,43 mg/g para el cadmio y 13,91 mg/g para el cobre.

El hecho de que el cobre haya presentado una máxima adsorción sobre la superficie de la biomasa inmovilizada más que para la biomasa no inmovilizada y, además, haya tenido mayor afinidad que el cadmio con los distintos adsorbentes, puede ser atribuido al intercambio iónico y las atracciones electrostáticas entre el adsorbente y el adsorativo; los grupos catiónafinídicos inducidos a la biomasa de sábila al ser modificada con silicato de sodio, aunque estabilizan sitios activos de las moléculas de la biomasa no inmovilizada, pueden ser responsables del intercambio iónico y la atracción de los iones de cobre, relativamente pequeño (0,069 nm) en comparación con los iones cadmio (0,097 nm). Se ha comprobado que la bioadsorción de cationes involucra intercambio iónico (Schierwer, 1996). En el caso de metales pesados, la unión se da por adsorción química a través de enlaces covalentes (Figueira *et al.*, 1997), sin embargo en el caso de cationes metálicos más alcalinos la unión es electrostática. También, hay que tomar en cuenta que el elemento cobre es un metal esencial, este hecho pudo haber influido en la adsorción del mismo por los adsorbentes en estudio.

Efecto del tiempo de contacto

Se realizaron isotermas de adsorción a pH 3, 4 y 5 con un tiempo de contacto de 12 horas con biomasa inmovilizada y no inmovilizada a concentraciones bajas en un orden creciente de 0,12 mg/l a 2,47 mg/l para el cadmio y 0,09 mg/l a 2,23 mg/l para el cobre.

Cabe destacar que el tiempo de contacto es uno de los factores importantes en la adsorción de metales en solución. En este trabajo de investigación, se estudió dicho factor, comparando la adsorción de los metales en estudio (Cd y Cu) en dos períodos: 6 y 12 horas. Comparando los resultados obtenidos en un tiempo de contacto de 12 horas, reportados en la Tabla A2 del apéndice con los que se encuentran expresados en la Tabla A1 del mismo correspondiente a un tiempo de contacto de 6 horas, se observa que la afinidad de los adsorbentes por los metales no se ve afectada por el tiempo de contacto, ya que se mantuvo el hecho de que el cobre presentara una mejor adsorción sobre la superficie de los bioadsorbente.

Sin embargo, la máxima capacidad de adsorción para ambos adsorbentes sí se vió afectada, ya que ésta fue mayor en un tiempo de contacto de 6 horas a pH 3, 4 y 5, tanto para el cobre como para el cadmio. Esto se refleja claramente en los valores de q_{max} , reportados en las tablas antes mencionadas, por lo que se puede decir que el tiempo óptimo de contacto entre la biomasa estudiada y las soluciones de cobre y cadmio para remover el metal fue 6 horas; lo que indica que dicho período es requerido para restablecer el equilibrio del sistema, favoreciendo, de esta manera, la formación de un gran número de complejos. No obstante, los resultados obtenidos con 12 horas como tiempo de contacto se debió posiblemente, al movimiento tan prolongado que existía en el entorno de la biomasa, lo que provocó choques constantes, ocasionando que ésta se dañara, ya que al colocarla en las soluciones en estudio ella se abultaba, lo que trajo como consecuencia que la biomasa malograra su capacidad como material bioadsorbente.

De esta manera, se observa que la mayor adsorción ocurre, generalmente, en tiempos cortos, como lo demuestran otras investigaciones, tal es el caso de Cano *et al.* (2002), quienes realizaron estudios de la adsorción de Cr^{3+} en biomasa de sorgo y encontraron que en un tiempo de contacto de 15 minutos, la biomasa alcanzó la máxima adsorción del metal al compararlo con 60 minutos, así como Holan y Volesky (1994), evaluaron la adsorción de Pb, realizada en Canadá, utilizando algas marinas, donde la mayor adsorción del metal ocurrió con un tiempo de contacto de 1 hora al compararlo con 12 horas.

Efecto de la concentración del metal

Se realizaron isotermas de adsorción a pH 3, 4 y 5 con biomasa inmovilizada en un tiempo de contacto de 6 horas con concentraciones altas, en las cuales se utilizaron cantidades iniciales crecientes

en un rango de 40,06 a 189,42 mg/l para cadmio y 45,09 a 227,97 mg/l para el cobre, esto para comparar el efecto de la concentración sobre la adsorción.

Las isotermas de adsorción de los metales cobre y cadmio por la biomasa inmovilizada a diferentes concentraciones se presentan en las Figuras A49, A51, A53, A55, A57 y A59 del apéndice, donde se aprecia, de la misma manera en las tablas A12 y A13 del apéndice, que la cantidad de metal removida por la biomasa, aumentó al incrementar la concentración del mismo en solución hasta alcanzar el equilibrio. Esto fue igual para la biomasa inmovilizada y no inmovilizada. Así mismo, se halló que la mayor cantidad de cobre adsorbida o fracción cubierta (25,00 mg/g) se logró con una solución cuya concentración inicial fue 184,2 mg/l, mientras que para el cadmio la mayor adsorción o fracción cubierta fue 21,50 mg/g con una concentración inicial del metal de 189,4 mg/l (Tablas A9 y A10 del apéndice).

No obstante, en la Tabla A3 del apéndice se puede apreciar que la máxima capacidad de adsorción $q_{\text{máx}}$ para el cobre utilizando biomasa inmovilizada fue 86,21 mg/g siendo este valor mucho mayor al obtenido con las concentraciones bajas (24,16 mg/g). Del mismo modo ocurre para el cadmio: la máxima capacidad de adsorción para este metal fue 60,24 mg/g para concentraciones altas, mientras que para concentraciones bajas fue aproximadamente 4,5 veces menor que este valor (Tabla A1 del apéndice).

De esta manera, queda en evidencia que la capacidad de adsorción es directamente proporcional al aumento de la concentración del metal, ya que algunos autores (Kapoor y Virarashavari 1995; Say *et al.*, 2003; Tobin *et al.*, 1984), sostienen que la cantidad de metal eliminado por las biombras de diferentes microorganismos tales como *Rhizopus arrhizus*, *Penicillium purpurogenum* aumenta en proporción directa con el incremento de la concentración del ión metálico en solución. Cabe resaltar, que para comparar el efecto de la concentración del metal solo se realizaron las experiencias con la biomasa inmovilizada, ya que esta biomasa resultó ser la que presentara mayor capacidad de adsorción.

Efecto del pH

Para determinar el efecto del pH en la biosorción de los metales cadmio y cobre, se realizó una serie de experimentos, donde se puso en contacto la biomasa con soluciones que contenían los metales cadmio y cobre por separado, cuyos pH fueron 2, 3, 4, 5, 6 y 7. Mediante esta experiencia, se observó

que al aumentar el pH de la solución, la biomasa tiende a adsorber la mayor cantidad del metal (Figuras 8 y 9). Las máximas cantidades de cobre y cadmio adsorbidas o fracciones cubiertas (0,15 mg/g y 0,12 mg/g, respectivamente), se alcanzaron a pH 5. Como se puede observar en las Tablas A16 y A17 del apéndice a pH menores que 5 la capacidad de adsorción disminuye, por otra parte numerosas investigaciones reportan que a pH mayores que 7 los metales comienzan a precipitar, dando como resultado una disminución en la capacidad de adsorción. Tal es el caso de la biosorción de Pb^{2+} por biomasa de *Saccharomyces cerevisial* de Gutiérrez *et al.*, (2004).

A pH elevados, la retención de metales puede disminuir, debido a la competencia entre la formación de especies hidratadas del metal y los lugares activos del biosorbente o la precipitación de la sal correspondiente (Alves *et al.*, 1993; Lee *et al.*, 1995).

En la mayoría de los casos se observa, que a pH 5 se presenta la mayor retención de los metales cobre y cadmio por parte de la biomasa y que a pH mayores o menores a este, la eficiencia de retención disminuye.

A pH bajo, tanto el sorbente como las especies de sorbato están cargados positivamente por lo que existe una repulsión electrostática. Los iones H^+ compiten con los iones Cd^{2+} y Cu^{2+} por los sitios de adsorción o sitios activos, por esta razón se observa la mínima adsorción a pH 2 (Figuras 8 y 9), tanto para el cadmio como para el cobre y con los dos sorbentes.

A valores de pH altos, la superficie del sorbente (biomasa) se carga negativamente, mientras que las especies del sorbato están cargadas positivamente (Bhattachorya y Venkobachar, 1984), hecho que explica la atracción entre los iones Cd^{2+} y Cu^{2+} y el material en estudio.

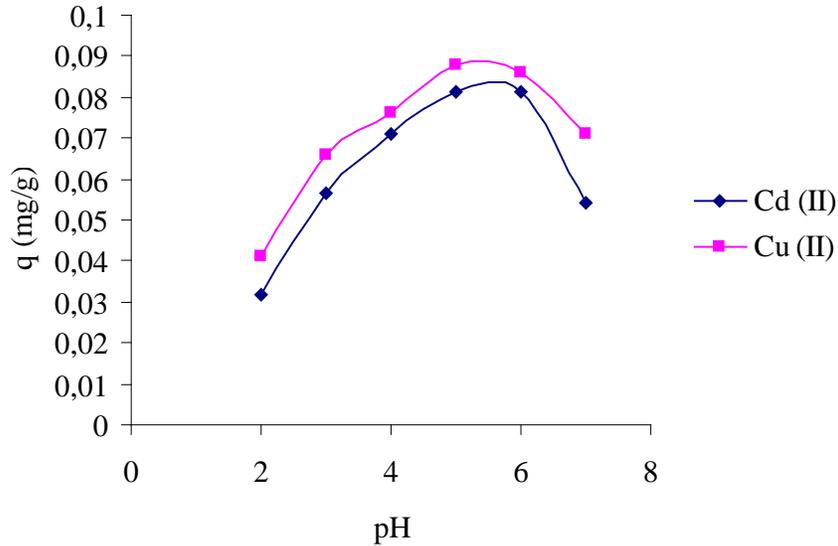


Figura 8. Efecto del pH con biomasa no inmovilizada, en un tiempo de contacto de 6 horas.

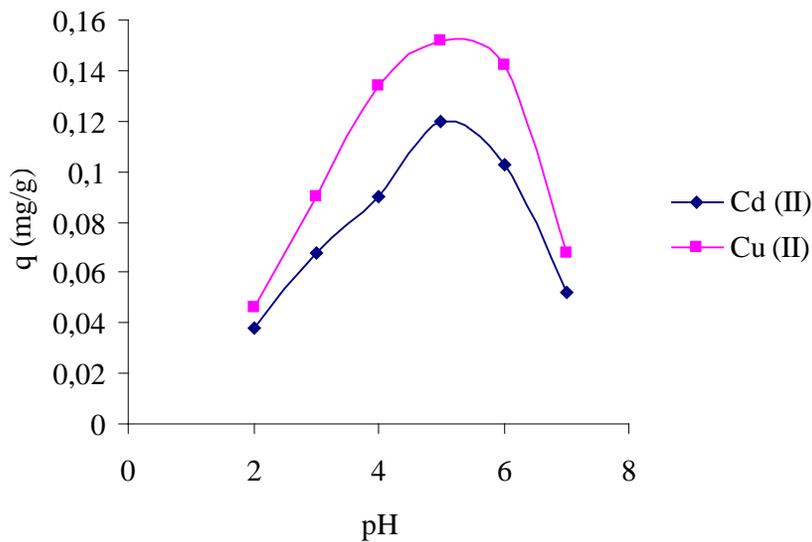


Figura 9. Efecto del pH con biomasa inmovilizada, en un tiempo de contacto de 6 horas.

Análisis estadísticos

Los resultados de q y pH con los dos adsorbentes fueron sometidos a un análisis de varianza. En las tablas de ANOVA, las variables de los datos se descomponen de dos formas: un componente entre grupos y otro dentro de los grupos. Como se puede observar, en las Tablas 9 y 12 con la biomasa no inmovilizada y biomasa inmovilizada, respectivamente, el valor de P entre los grupos es inferior a 0,05 en ambos casos, lo que quiere decir, que existe diferencia estadísticamente significativa entre las medias

de los 3 grupos. Por esta razón, se realizó un procedimiento de comparación múltiple (prueba de Duncan) para determinar cuáles son significativamente diferentes.

En la Tabla 10, correspondiente a los análisis de la biomasa no inmovilizada, se observa que las medias de qCd y qCu están unidos por una línea vertical de 'X', lo que quiere decir que son homogéneos, por lo tanto, sus medias no son diferentes entre sí, por lo que, las diferencias entre el contraste de esos dos grupos no indica una diferencia estadísticamente significativa en el 95% del nivel de confianza. Sin embargo, en la Tabla 13, se observa que las medias de qCd y qCu no están unidos por una línea vertical de 'X'(no son homogéneo), por tanto, sus medias son diferentes entre sí. Las diferencias estimadas entre cada par de medias, se encuentran reportadas en las Tablas 11 y 14 para la biomasa no inmovilizada y biomasa inmovilizada, respectivamente, donde se observa que entre el pH y q de cada metal existen diferencias en ambos casos, estadísticamente significativas en el 95% del nivel de confianza, ya que se hallan marcados con un asterisco.

Tabla 9. Tabla ANOVA. Análisis de varianza de los datos de la adsorción de Cd²⁺ y Cu²⁺ a diferentes pH con la biomasa no inmovilizada.

Fuente de Varianza	Suma de cuadrados	Grados de libertad	Media cuadrática	Factor de Fisher	de	Valor de p
Entre los grupos	78,61	2	39,30	33,68		0,0000
Dentro de los grupos	17,50	15	1,17	-----		-----

Con el método de comparación múltiple de Duncan, existe un 5,0% de riesgo de llamar a uno o más pares significativamente diferentes cuando su diferencia real es igual a cero.

Tabla 10. Prueba de análisis a posteriori, según el rango múltiple de Duncan para comparar las medias de adsorción de Cd²⁺ y Cu²⁺ a diferentes pH con la biomasa no inmovilizada.

Grupos	Número de datos	Media	Grupos homogéneo
qCd	6	0,06	X
qCu	6	0,07	X

pH	6	4,5	X
----	---	-----	---

Tabla 11. Contraste y diferencias que existe entre los valores de q de Cd²⁺ y Cu²⁺ y el pH y entre los valores de q de cada metal con la biomasa no inmovilizada.

Contraste	Diferencia
pH - qCd	*4,44
pH - qCu	*4,43
QCd - qCu	-0,01

*Indica una diferencia estadísticamente significativa.

Tabla 12. Tabla ANOVA. Análisis de varianza de los datos de la adsorción de Cd²⁺ y Cu²⁺ a diferentes pH con la biomasa inmovilizada.

Fuente de Varianza	Suma de cuadrados	de Grados de libertad	de Media cuadrática	Factor de Fisher	de Valor de p
Entre los grupos	77,73	2	38,86	33,28	0,00
Dentro de los grupos	17,51	15	1,17	-----	-----

Tabla 13. Prueba de análisis a posteriori, según el rango múltiple de Duncan para comparar las medias de adsorción de Cd²⁺ y Cu²⁺ a diferentes pH con la biomasa inmovilizada.

Grupos	Número de datos	Media	Grupos homogéneo
qCd	6	0,0785	X
qCu	6	0,105333	X
pH	6	4,5	X

Tabla 14. Contraste y diferencias que existe entre los valores de q de Cd²⁺ y Cu²⁺ y el pH y entre los valores de q de cada metal con biomasa inmovilizada.

Contraste	Diferencia
-----------	------------

pH – qCd	*4,42
pH - qCu	*4,39
qCd – qCu	-0,03

*Indica una diferencia estadísticamente significativa.

CONCLUSIONES

Se demostró que la superficie de la biomasa proveniente de la hoja de sábila, tiene la capacidad de adsorber los metales Cd^{2+} y Cu^{2+} en soluciones acuosas. La máxima adsorción fue 7,43 mg/g de biomasa para Cd^{2+} y 13,91 mg/g de biomasa para el Cu^{2+} , en soluciones de 0,07 a 0,27 mg/l, en un tiempo de contacto de 6 horas a pH 5.

Se logró modificar la superficie de la biomasa de la hoja de sábila, inmovilizándola con silicato de sodio, situación que se demostró utilizando la técnica de microscopia electrónica de barrido, antes y después de inmovilizar la biomasa, dando como resultado dos morfologías diferentes.

Los datos experimentales se ajustaron al modelo de Langmuir, ya que ésta es la representación matemática más adecuada para la interpretación de los gráficos de adsorción, a través de las ecuaciones de rectas que se obtienen al graficar los valores inversos de captación de iones o fracción cubierta vs concentración residual en equilibrio, para obtener las capacidades máximas de adsorción de cada ión sobre la superficie de los sorbentes utilizados (biomasa inmovilizada y biomasa no inmovilizada), lo que indica que se adsorbe una sola molécula, ión o partícula sobre cada sitio de adsorción, es decir, es específica.

La biomasa de sábila tratada con silicato de sodio mejoró considerablemente la capacidad de adsorción de los metales Cd^{2+} y Cu^{2+} en soluciones acuosas, lo que demuestra la eficiencia del material inmovilizado.

Quedó demostrada la influencia del pH con respecto a la capacidad de adsorción de los adsorbentes (biomasa inmovilizada y biomasa no inmovilizada). El pH óptimo para la adsorción de los metales Cd^{2+} y Cu^{2+} en soluciones acuosas fue 5, por encima o por debajo de este valor la capacidad de adsorción disminuyó.

La variación de la concentración de los iones en soluciones, afectó considerablemente la máxima capacidad de adsorción de los metales Cd^{2+} y Cu^{2+} por los adsorbentes, ya que a medida que aumenta o disminuye la concentración, aumenta o disminuye $q_{\text{máx}}$.

El tiempo óptimo para alcanzar la máxima capacidad de adsorción de los metales Cd^{2+} y Cu^{2+} por los adsorbentes fue 6 horas. La capacidad de adsorción, también, se vio afectada por el tiempo de contacto, ya que a un tiempo de 12 horas $q_{\text{máx}}$ disminuyó considerablemente, lo que indica que la mayor adsorción ocurre en tiempos de contacto cortos.

A través de la técnica de espectroscopia de infrarrojo con transformada de Fourier, se lograron observar la presencia de grupos funcionales que pueden ser responsables de la capacidad de adsorción de los metales en estudio.

BIBLIOGRAFÍA

- Adriano, D. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer-Verlag, New York.
- Alvarez, M. 1987. Estudio de la viabilidad técnica y financiera del cultivo de sábila (Aloe Vera) en la zona Centro de Tamaulipas. Tesis de Maestro en Ciencias. Fac. Med. Vet. y Zoot. UAT. Cd. Victoria, Tamaulipas, México. 143.
- Alves, M.; Beca, C.; Carvalho, R.; Castanheira, J.; Pereira, M. y Vascoucelos, L. 1993. Chromium removal intannery wastewaters polishing by *Pinus sylvestris* bark. *Water Research*, 27(8): 1333-1338.
- ATSDR, 1997. Toxicological Profiles. Agency for Toxic Substances and Disease Registry, U.S. Public Health Service (CD-ROOM).
- Atkinson, B.; Bux, F. y Kasan, H. 1998. Considerations for application of biosorption technology to remediate metal-contaminated industrial effluents. *Water SA*, 24(2): 151-164.
- Barisic, D.; Lulic, S. y Miletic, P. 1992. Radium and uranium in phosphate fertilizers and their impact on the radioactivity of waters. *Water Research*, 26(5): 607-611.
- Beaumont, J.; Cutler, D.; Reynolds, T. y Vaughan, J. 1985. The secretory tissue of aloes and their allies. *LSR. J. Bot*, 34: 265-282.
- Beiger, K. y Jernelov, A. 1986. General aspect of especific data on ecological effects of metals. En: *Handbook on the toxicology of metals*. Friberg, L.; Nordberg, G.F. y Vous, V. (Eds). Elsevier Science Publishers, New York, USA.
- Bhattacharya, A. y Venkobachar, C. 1984. Removal of cadmium (II) by low-cost adsorbents. *Journal of environmental Engineering-ASCE*, 110(1): 110-122.

Brierley, J. y Brierley, C. 1993. En: *Bio mineralization and biological metal accumulation*. Westbroek P. y De Jong E.W. (Eds.). Reidel Publishers Dordrech. 449-509.

Cano, I.; Pérez, J.; Gutiérrez, M. y Gardea, J. 2002. Removal and retrieval of chromium (III) from aqueous solutions by sorghum biomass. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 1: 97-103.

Cañizares-Villanueva. R. 2000. Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 42(3): 131-143.

Chong, S.; Jung, H.; Chung, H.; Lee, M. y Yang, J. 1998. Removal of heavy metals from aqueous solution by apple residues. *Process Biochemistry*, 33(2): 205-211.

Collins, Y. y Stotzky, G. 1989. Factors Affecting the toxicity of heavy metals to microbes. En: *Metal Ions and Bacteria*. Beveridge, T.y Doyle, R. (eds.), Wiley y Sons, New York. 31-90.

Connell, D. y Millar, G. 1984. *Chemistry and ecotoxicology of pollution*. (eds) John Wiley and Sons, New York, USA.

Crist, R.; H.; Oberholser, K.; Sank, N. y Nguyen, M. 1981. Nature of bonding between metallic ions and algal cell walls. *Environmental Science & Technology*, 15(10): 1212-1217.

Davis, T.; Volesky, B. y Mucci, A. 2003. A review of the biochemistry of heavy metal biosorption by brown algae. *Water Research*, 37(18): 4311-4330.

Dechow, F. 1989. *Separation and purification techniques in biotechnology*. Noyes publication, New Jersey, USA.

Egan, H.; Yirk, R. y Sawuer, R. 1987. *Análisis químico de alimentos de Pearson*. Tomo 1. Editorial continental, S.A. De C.V., México. 125-135.

Elbaz-Poulichet, F.; Garnier, J.; Guan, D.; Martin, J. y Thomas, A. 1996. The conservative behaviour of trace metals (Cd, Cu, Ni and Pb) and surface plume of stratified estuaries: example of the Rhone river (France). *Estuarine Coast and Shelf Science*, 42: 286-310.

Erlinch, H. 1997. Microbes and metals. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 48 (6): 687-692.

Fernández, E. 1984. Contaminación de los ríos Guasdua y Manzanares. *Boletín Instituto Oceanográfico de Venezuela Universidad de Oriente*, 23 (1 y 2): 113-126.

Figueira, M. y Frontado, R. 2006. Contenido de materia orgánica y metales totales en sedimentos superficiales de la zona marino costera del Estado Sucre. Departamento de Química, Instituto Universitario de Tecnología, Cumaná.

Figueira, M.; Volesky, B. y Ciminelli, V. 1997. Assesment of interference in the biosorption of a heavy metal. *Biotechnology and Bioengineering*, 54(4): 344-350.

Fiol, N.; Martínez, M. y Millares, N. 2003. Biosorption of Cr (VI) using low cost sorbents. *Environmental Chemistry Letters*, 1(2): 135-139.

Flores, J.; Ly, M.; Tapia, N. y Maldonado, H. 2001. Bioremediación de metales tóxicos en efluentes mineros aplicando biosorción. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Geología, Minas, Metalurgia y Ciencias Geográficas*, 4(7): 3-5

Friedman, M. y Waiss, A. 1972. Mercury uptake by selected agricultural products. *Environmental Science & Technology*, 6(5): 457-458.

Gavrilescu, M. 2004. Removal of heavy metals from the environment by biosorption. *Engineering in life Sciences*, 4(3): 219-232.

Gharaibeh, S.; Abu-El-Sha'r, W. y Al-Kofahi, M. 1998. Removal of selected heavy metals from aqueous solutions using processed solid residue of drive mill products. *Water Research*, 32(2): 498-502.

Giles, C. y Hassan, A. 1958. Adsorption at organic surfaces. V. A study of the adsorption of dyes and other organic solutes by cellulose and chitin. *Journal of the Society of Dyers and Colourists*, 74(12): 846-857.

Giles, C.; Hassan, A. y Subramanian, R. 1958. Adsorption at organic surfaces. IV. Adsorption of sulphonated azo dyes by chitin from aqueous solution. *Journal of the Society of Dyers and Colourists*, 74(10): 682-688.

Gordon, D. 1986. Minerals in seafoods: Availability and Interactions. *Seafood Quality Determination*. Elsevier Science Publishers. Ámsterdam. 517-542.

Greene, B.; Mcpherson, R. y Darnall, D. 1987. Algal sorbents for selective metal ion recovery. En: metals speciation, separation and recovery. Paterson, J. W. y Pasion, R. (eds). Lewis Publisher, Chelsea, UK.

Gutiérrez, M.; González, L.; Sánchez, E. y Mellado, P. 2004. Biosorción de Pb²⁺ por biomasa de *Saccharomyces cerevisiae*. Laboratorio de Investigación de Química y Bioquímica. Tecnológico de Estudios Superiores de Ecatepec. Estado de México.

Hardstedt, R. y Laumond, F. 1980. Zinc, copper and cadmium in zooplankton from the N. W. Mediterranean sea. *Marine Pollution Bulletin*, 11(5): 133-138.

Hidalgo, S. 2004. Reutilización de residuos de rapa para la eliminación de metales tóxicos en efluentes líquidos. Proyecto final de carrera, ETSEIB, universidad politécnica de Cataluña, Barcelona, España.

Ho, Y.; Ng, J. y McKay, G. 2001. Removal of lead (II) from effluents by sorption on peat using second-order kinetics. *Separation Science and Technology*, 36(2): 241-261.

Holan, Z. y Volesky, B. 1994. Biosorption of lead and nickel by biomasa of marine algae. *Biotechnology and Bioengineering*, 43(11): 1001-1009.

Hunt, S. 1986. Diversity of biopolymer structure and its potencial for ion- binding applications. En: immobilisation of ions by bio-sorption. Eccles, H. y Hunt, S. (Eds). Ellis Horwood, Chichester, UK.

Hurtado, C. y Martínez, M. 1984. Aloe vera. Trabajo de Pregrado. Facultad de Química. Universidad Nacional Autónoma de México. México.

Hutchins, S.; Davidson, M.; Brierley, J. y Brierley, C. 1986. Microorganism in reclamation of metals. Annual Review of Microbiology, 40: 311-336.

Ikeda, M.; Watanabe, T.; Koisumi, A.; Fujita, H. y Kasahara, M. 1990. Dietary intake of lead among japanese farmers. Archive Environmental Health, 44: 23-29.

Kapoor, A. y Viraghavan, T. 1998. Removal of heavy metals from aqueous solutions using immobilized fungal biomass in continuous mode. Water Research, 32(6): 1968-1977.

Kiely, G. 1999. Ingeniería Ambiental. Fundamentos, Entornos, Tecnologías y Sistemas de Gestión. Mc Graw Hill. Volumen I. España. 409.

Kirk, R.; Othmer, D. 1998. Enciclopedia Temática de Química. Editorial Limusa, S.A. México, D.F. 2.

Kratochvil, D. 1997. A study of the metal biosorption process utilizing sargassum seaweed biomasa, Ph.D. Thesis, McGill University, Montreal, Canadá.

Kuyucak, N. y Volesky, B. 1988. Recovery of cobalt by a new biosorbent. Cim Bulletin, 81(910): 95-99.

Kuyucak, N. y Volesky, B. 1989. Accumulation of cobalt by marine alga. Biotechnology and Bioengineering, 33(7): 809-814.

Kuyucak, N. y Volesky, B. 1989. The mechanism of gold biosorption. Biorecovery, 1: 219-235.

Langmuir, I. 1918. The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. *J. American Chemical Society*, 40(9): 1361-1403.

Lee, C.; Low, K. y Kek, K. 1995. Removal of chromium from aqueous solution. *Bioresource Technology*, 54(2): 183-189.

Lee, S.; Jung, C.; Chung, H.; Lee, M. y Yang, J. 1998. Removal of heavy metals from aqueous solution by apple residues. *Process Biochemistry*, 33(2): 205-211.

Leung, W.; Wong, M.; Chua, H.; Lo, W.; Yu, P. y Leung, C. 2000. Removal and recovery of heavy metals by bacteria isolated from activated sludge treating industrial effluents and municipal wastewater. *Water Science and Technology*, 41(12): 233-240.

Libes, S. 1992. *An introduction to marine biogeochemistry*. (eds) John Wiley and Sons. New York, USA.

Macaskie, L. 1990. An immobilized cell bioprocess for the removal of heavy metals from aqueous flows. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 49(4): 357-379.

Márquez, S. y Ramos, A. 1999. Clasificación en el aspecto fisicoquímico de las aguas del río Manzanares tramo Cumaná-Cumanacoa. Departamento de Química, Instituto Universitario de Tecnología, Cumaná.

Martínez, P. y Rus, E. 2004. *Operaciones de separación en ingeniería química. Métodos de cálculo*, Prentice Hall, Madrid, España.

Min, S.; Han, J.; Shin, E. y Park, J. 2004. Improvement of cadmium ion removal by base treatment of juniper fiber. *Water Research*, 38(5): 1289-1295.

Morse, J.; Presley, B.; Robert, T.; Benoit, G. y Santschi, P. 1993. Trace metal chemistry of Galveston Bay: water, sediments and biota. *Marine Environmental Research*, 36: 34-37.

Niu, H. y Volesky, B. 2003. Characteristics of anionic metal species biosorption with waste crab shells. *Hydrometallurgy*, 71(1-2): 209-215.

Osuna, I. y Aguirre, F. 2001. Cobre, amigo y adversario de la salud. *Revista Lunes en la Ciencia*, Diciembre. 11.

Pagnanelli, F.; Mainelli, S.; Angelis, S. y Toro, L. 2005. Biosorption of protons and heavy metals onto olive pomace: modelling of competition effects. *Water Research*, 39(8): 1639-1651.

Pagnanelli, F.; Papini, M. P.; Toro, L.; Trifoni, M. y Veglio, F. 2000. Biosorption of metal ions on *Arthrobacter* sp.; biomass characterization and biosorption modeling. *Environmental Science and Technology*, 34(13): 2773-2778.

Rainbow, P. 1995. Biomonitoring of heavy metal availability in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 31(4): 183-192.

Reddad, Z.; Gérente, C.; Andrés, Y.; Ralet, M.; Thibault, J. y Lecloirec, P. 2002. Ni (II) and Cu (II) binding properties of native and modified sugar beet pulp. *Carbohydrate Polymers*, 49(1): 23-31.

Roberts, G. 1992. *Chitin chemistry*. Macmillan, London, UK.

Roig, J. 1988. *Plantas medicinales, aromáticas o venenosas de cuba*. Científico Técnica, La Habana.

Ruiz, L. 2004. Estudio preliminar de aprovechamiento de hueso de aceituna para biosorción de cadmio. Trabajo de investigación. Departamento de Ingeniería Química, Universidad de Granada, Granada, España.

Ryan, J.; Pahren, H. y Lucas, J. 1982. Controlling cadmium in the human food chain: a review and rationale based on health effects. *Environmental Research*, 28: 251-305.

- Sadiq, M. 1992. Toxic metal chemistry in marine environments. Marcel Dekker, Inc., New York.
- Schiewer, S. 1996. Multi-metal ion Exchange in biosorption. Ph.D. Thesis, McGill University, Montreal, Canadá.
- Schiewer, S. y Volesky, B. 1995. Modelling of the proton-metal ion exchange in biosorption. *Environmental Science and Technology*, 29(12): 3049-3058.
- Schiewer, S. y Volesky, B. 1997. Ionic strength and electrostatic effects in biosorption of divalent metal ions and protons. *Environmental Science and Technology*, 31(7): 1863-1871.
- Senesi, N.; Sposito, G. y Martin, J. 1987. Copper (II) and iron (III) complexation by humic acid-like polymers (melanins) from soil fungi. *Science Environmental*, 62: 241-252.
- Sharma, P.; Kumari, P.; Srivastava, M. M. y Srivastava, S. 2006. Removal of cadmium from aqueous system by shelled *Moringa oleifera* Lam. Seed Powder. *Bioresource Technology*, 97(2): 299-305.
- Shumate, H. y Strandberg, G. 1985. Accumulation of metals by microbial cells. En: principle, applications and regulations of biotechnology in industry, agriculture and medicine. Vol. 4. Moo-Young, M.; Robinson, C. y Howell, S. (Eds), Pergamon Press, New York, USA.
- Singh, V. y Tiwari, P. 1997. Removal and recovery of chromium (VI) from industrial waste water. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 69(3): 376-382.
- Skoog, D.; West, D. y Holler, F. 1995. *Química Analítica*. 6th Edición. Mc Graw-Hill Interamericana de México S.A. México D.F. 612.
- Srivastava, S. y Thakur, I. 2006. Biosorption potency of *Aspergillus niger* for removal of chromium (VI). *Current Microbiology*, 53(3): 232-237.

Steel, R. y Torrie, J. 1996. Principles and procedures of statistics: A Biometrical Approach, 3th Edición. McGraw-Hill, New York.

Sutherland, R. 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, 39(6): 611-625

Tam, N. y Wong, Y. 1995. Spatial and temporal variations of heavy metal contamination in sediments of a mangrove swamp in Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin*, 31(5): 254-261.

Tang, W.; Sadovic, S. y Shaikh, Z. 1998. Nefrotoxicity of cadmium metallothionein: protection by zinc and a role of glutathione. *Toxicology Applied to Pharmacology*, 151: 276-282.

Tee, T. y Khan, A. 1988. Removal of lead, cadmium and zinc by waste tea leaves. *Environmental Technology Letters*, 9(11): 1223-1232.

Tien, C. 1994. Adsorption calculations and modelling, Butterworth-Heinemann, Boston, USA.

Tobin, J.; Cooper, D. y Neufeld, R. 1990. Investigation of the mechanism of metal uptake by denatured *Rhizopus arrhizus* biomass. *Enzyme and Microbial Technology*, 12(8): 591-595.

Treybal, R. E. 1980. Operaciones de transferencia de masa, McGraw-Hill, México.

Volesky, B.; Holán, Z. y Praseyo, L. 1993. Biosorption of cadmium by biomass of marine algae. *Biotechnology and Bioengineering*, 41: 819-825.

Wagner, N. y Jula, R. 1981. Activated carbon adsorption, en activated carbon adsorption for wastewater treatment, CRC Pres, INC.; Boca Raton (Florida), USA.

White, C. y Gadd, G. 1990. Biosorption of radionuclides by fungal biomass. *J. Chem. Technology. Biotechnology*, 49: 331-343.

Whitten, K.; Davis, R. y Peck, M. 1998. Química General. Mc Graw-Hill Interamericana de España S.A. Madrid, España. 1121.

APENDICE

Tabla A1. Parámetros de las isothermas de Langmuir, para el cadmio y cobre en un tiempo de contacto de 6 horas con concentraciones bajas.

Metal	Adsorbente	pH	$q_{\text{máx}}$ (mg/g)	K_L	R^2
Cd	Biomasa no inmovilizada	3	4,18	3,60	0,9923
		4	5,89	5,27	0,907
		5	7,43	5,80	0,9901
	Biomasa inmovilizada	3	7,31	21,22	0,9427
		4	12,12	4,40	0,9688
		5	13,89	12,47	0,9475
Cu	Biomasa no inmovilizada	3	7,89	7,27	0,9589
		4	11,40	13,92	0,9654
		5	13,91	17,44	0,9698
	Biomasa inmovilizada	3	17,48	30,33	0,9622
		4	21,23	58,13	0,978
		5	24,15	45,78	0,9768

Tabla A2. Parámetros de las isothermas de Langmuir para el cadmio y cobre en un tiempo de contacto de 12 horas con concentraciones bajas.

Metal	Adsorbente	pH	$q_{\text{máx}}$ (mg/g)	K_L	R^2
Cd	Biomasa no inmovilizada	3	4,13	6,47	0,9923
		4	4,89	1,50	0,9706
		5	6,83	3,05	0,9450
	Biomasa inmovilizada	3	6,69	1,27	0,9766
		4	10,57	1,22	0,9699
		5	12,06	0,47	0,9215
Cu	Biomasa no inmovilizada	3	8,77	16,4	0,9876
		4	10,44	13,34	0,9839
		5	12,12	17,16	0,9814
	Biomasa inmovilizada	3	16,50	1,85	0,9846
		4	19,96	14,74	0,9892
		5	22,83	6,49	0,9958

Tabla A3. Parámetros de las isothermas de Langmuir para el cadmio y cobre en un tiempo de contacto de 6 horas con concentraciones altas biomasa inmovilizada.

Metal	pH	$q_{\text{máx}}$ (mg/g)	K_L	R^2
-------	----	-------------------------	-------	-------

Cd	3	47,62	289,2	0,9768
	4	50,76	141,0	0,9845
	5	60,24	184,3	0,9841
Cu	3	64,10	198,9	0,9784
	4	76,92	293,3	0,988
	5	86,20	534,5	0,9867

Tabla A4. Datos de las isotermas de adsorción para cadmio, utilizando biomasa no inmovilizada en un tiempo de contacto de 6 horas.

pH	C _i (mg/l)	C _f (mg/l)	q (mg/g)	1/C _f (l/mg)	1/q (g/mg)	Masa (g)
3	0,118	0,02	0,02	58,82	52,63	0,1506
	0,085	0,02	0,02	52,63	45,45	0,1500
	0,074	0,03	0,03	38,46	32,26	0,1506
	0,492	0,04	0,05	26,32	21,28	0,1500
	0,179	0,05	0,06	21,28	16,95	0,1501
	0,225	0,06	0,07	16,67	14,71	0,1504
	0,265	0,07	0,08	14,29	13,16	0,1504
	0,298	0,14	0,12	7,19	8,47	0,1500
4	0,087	0,02	0,02	52,63	43,48	0,1503
	0,078	0,02	0,02	47,62	52,63	0,1499
	0,102	0,02	0,03	45,45	37,04	0,1503
	0,139	0,03	0,04	32,26	27,78	0,1501
	0,191	0,04	0,05	24,39	20,00	0,1504
	0,225	0,05	0,06	20,83	16,95	0,1506
	0,277	0,06	0,07	15,38	14,08	0,1502
	0,322	0,09	0,08	11,24	12,99	0,1506
5	0,068	0,01	0,02	71,43	55,56	0,1506
	0,072	0,01	0,02	66,67	52,63	0,1505
	0,083	0,02	0,02	55,56	45,45	0,1504
	0,13	0,02	0,03	40,00	28,57	0,1504
	0,163	0,03	0,04	30,30	23,25	0,1503
	0,219	0,04	0,06	23,81	16,95	0,1506
	0,235	0,05	0,06	19,61	16,39	0,1506
	0,274	0,06	0,07	15,62	14,29	0,1506

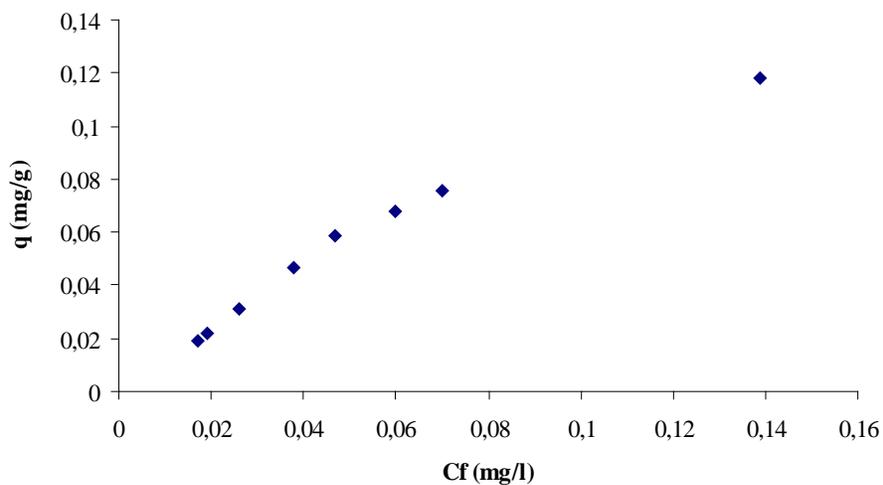


Figura A1. Isoterma de adsorción para el Cd^{2+} a pH 3 durante 6 horas con biomasa no inmovilizada.

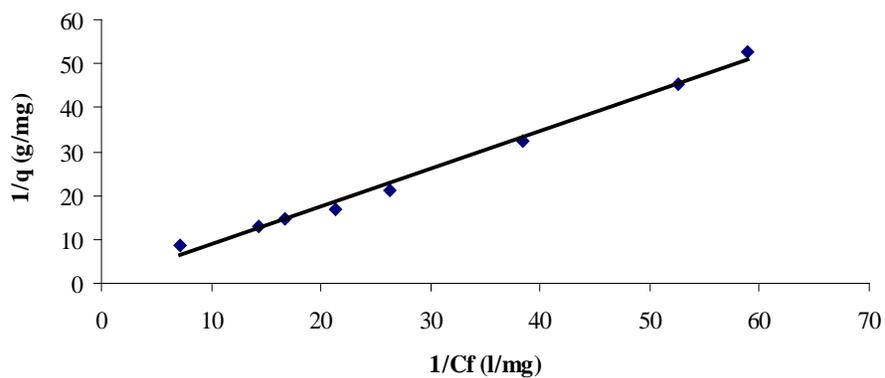


Figura A2. Isoterma de Langmuir para el Cd^{2+} a pH 3, durante 6 horas con biomasa no inmovilizada

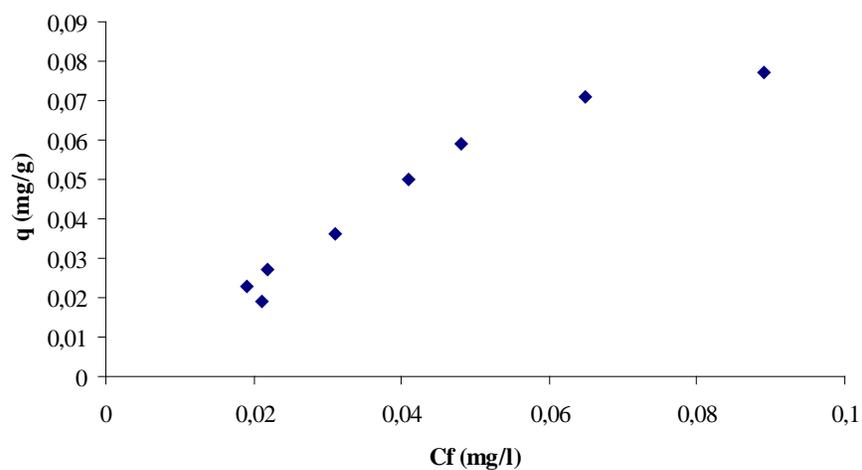


Figura A3. Isoterma de adsorción para el Cd^{2+} a pH 4 durante 6 horas con biomasa no inmovilizada.

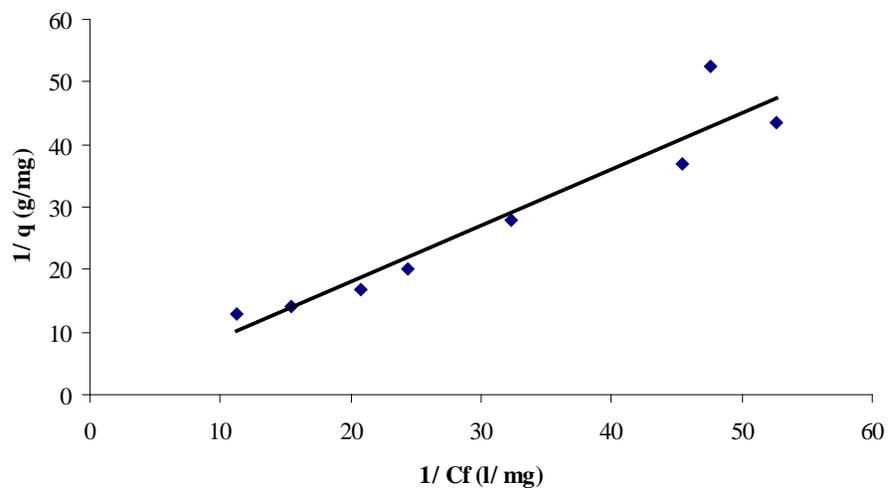


Figura A4. Isoterma de Langmuir para el Cd^{2+} a pH 4, durante 6 horas con biomasa no inmovilizada.

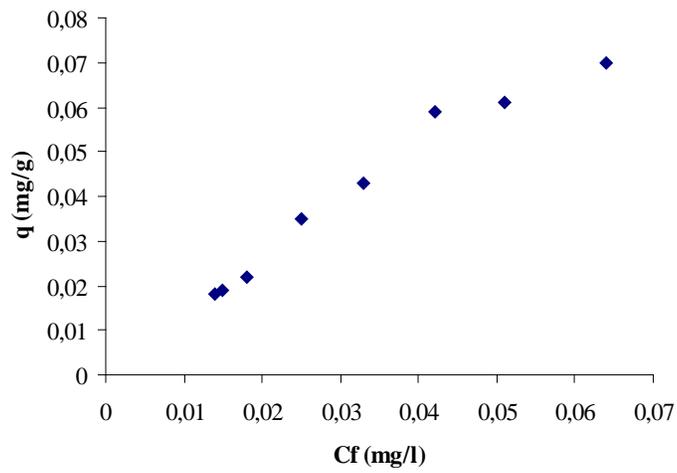


Figura A5. Isoterma de adsorción para el Cd^{2+} a pH 5 durante 6 horas con biomasa no inmovilizada.

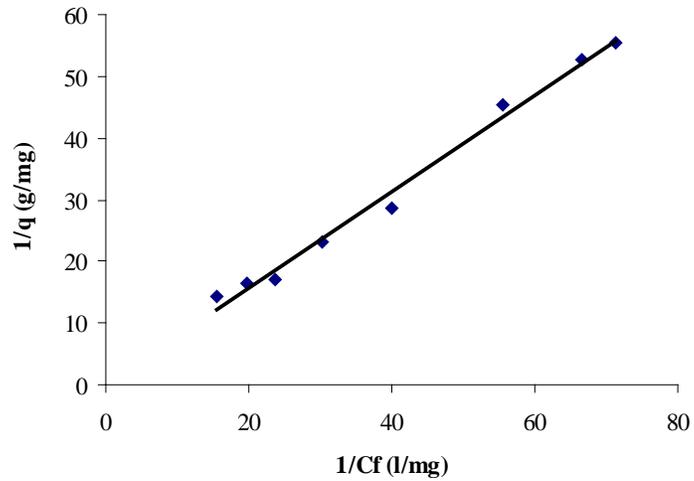


Figura A6. Isoterma de Langmuir para el Cd^{2+} a pH 5, durante 6 horas con biomasa no inmovilizada.

Tabla A5. Datos de las isotermas de adsorción para cadmio, utilizando biomasa inmovilizada en un tiempo de contacto de 6 horas.

pH	C _i (mg/l)	C _f (mg/l)	q (mg/g)	1/C _f (l/mg)	1/q (g/mg)	Masa (g)
3	0,093	0,05	0,01	20,83	66,67	0,1506
	0,126	0,06	0,02	16,67	45,46	0,1503
	0,196	0,08	0,04	11,77	27,03	0,1502
	0,233	0,11	0,04	9,09	24,39	0,1506
	0,291	0,14	0,05	6,94	20,41	0,1503
	0,313	0,16	0,05	6,29	19,61	0,1504
	0,361	0,18	0,06	5,44	16,95	0,1506
	0,409	0,23	0,06	4,33	16,95	0,1502
4	0,255	0,03	0,08	37,04	13,16	0,1404
	0,279	0,03	0,08	34,48	12,05	0,1502
	0,297	0,03	0,09	31,25	11,36	0,1504
	0,309	0,04	0,09	27,78	10,99	0,1504
	0,350	0,04	0,10	24,39	9,71	0,1502
	0,451	0,05	0,13	19,61	7,52	0,1501
	0,718	0,07	0,22	14,71	4,63	0,1505
	0,773	0,08	0,23	12,19	4,37	0,1506
5	0,099	0,02	0,03	41,67	40,00	0,1501
	0,122	0,03	0,03	35,71	32,26	0,1506
	0,168	0,03	0,06	30,30	22,22	0,1502
	0,165	0,04	0,04	25,00	23,81	0,1504
	0,207	0,05	0,05	20,41	19,23	0,1506
	0,280	0,06	0,07	16,13	13,89	0,1505
	0,349	0,07	0,09	13,33	10,99	0,1503
	0,391	0,11	0,09	9,43	10,53	0,1502

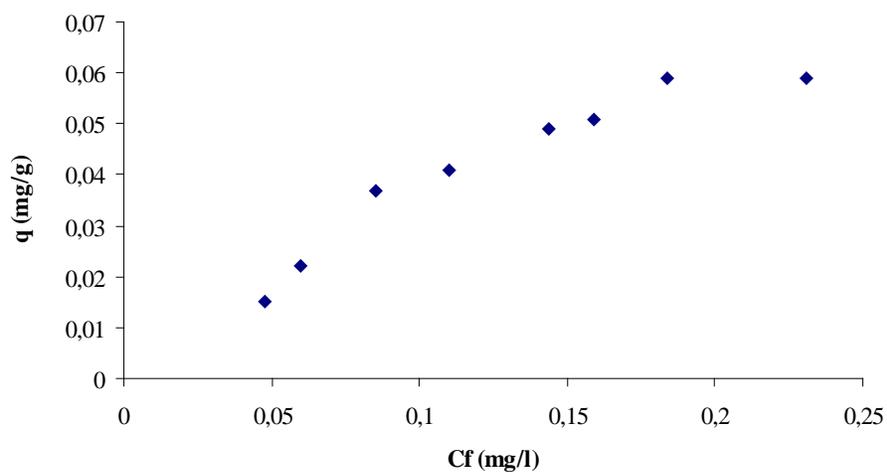


Figura A7. Isotherma de adsorción para el Cd^{2+} a pH 3, durante 6 horas con biomasa inmovilizada.

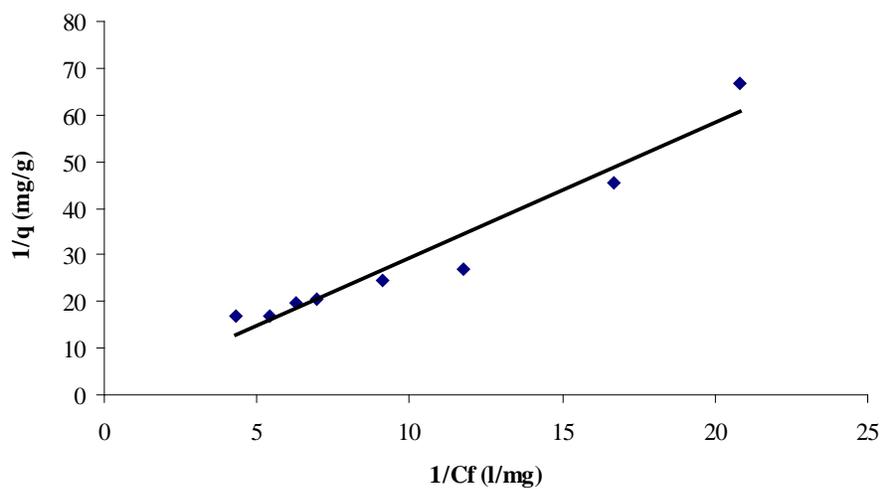


Figura A8. Isotherma de Langmuir para el Cd^{2+} a pH 3, durante 6 horas con biomasa inmovilizada.

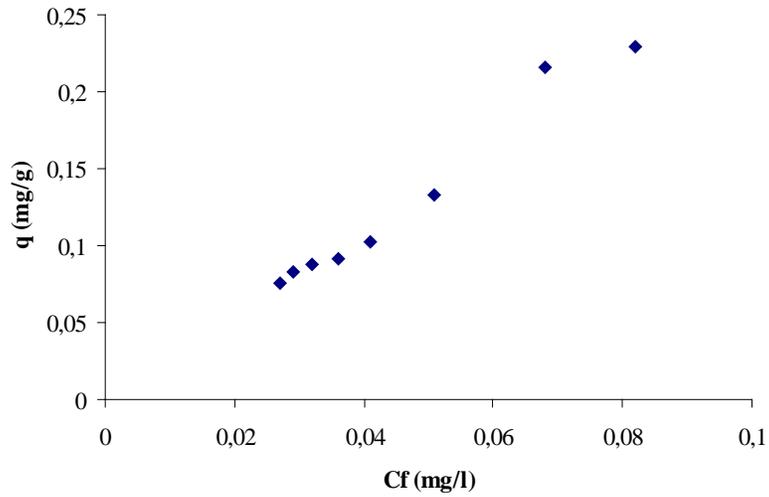


Figura A9. Isoterma de adsorción para el Cd^{2+} a pH 4, durante 6 horas con biomasa inmovilizada.

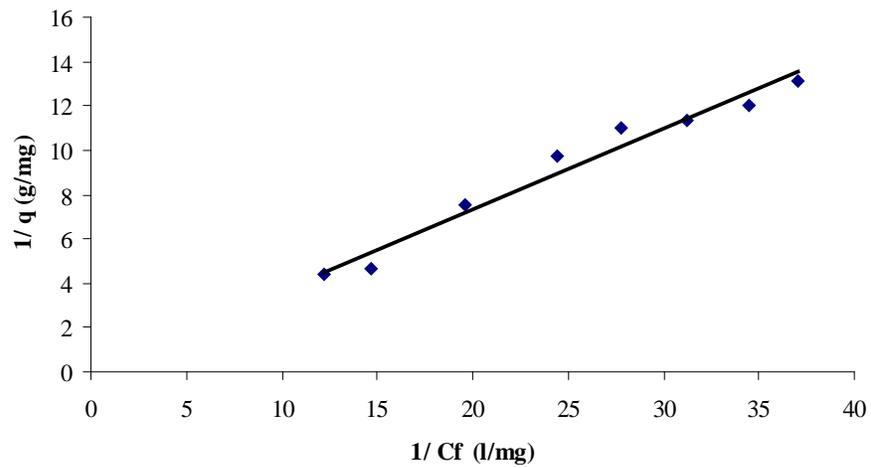


Figura A10. Isoterma de Langmuir para el Cd^{2+} a pH 4, durante 6 horas con biomasa inmovilizada.

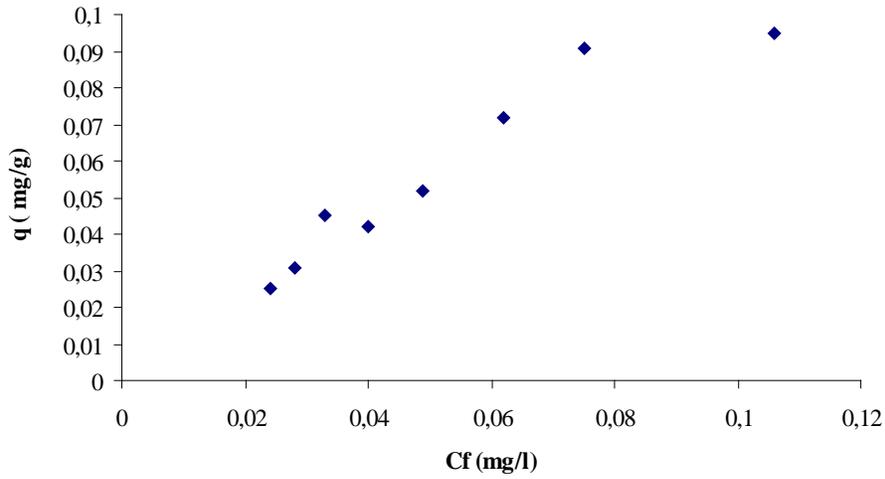


Figura A11. Isotherma de adsorción para el Cd^{2+} a pH 5, durante 6 horas con biomasa inmovilizada.

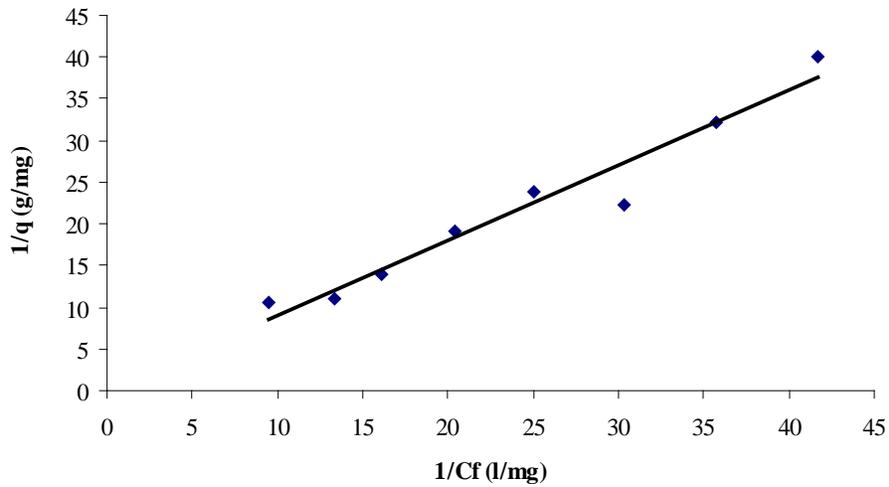


Figura A12. Isotherma de Langmuir para el Cd^{2+} a pH 5, durante 6 horas con biomasa inmovilizada.

Tabla A6. Datos de las isotermas de adsorción para cobre, utilizando biomasa no inmovilizada en un tiempo de contacto de 6 horas.

pH	C _i (mg/l)	C _f (mg/l)	q (mg/g)	1/C _f (l/mg)	1/q (g/mg)	Masa (g)
3	0,192	0,05	0,05	20,41	20,83	0,1502
	0,255	0,06	0,07	16,95	15,39	0,1502
	0,365	0,07	0,10	13,33	10,42	0,1505
	0,523	0,11	0,14	9,17	7,25	0,1504
	0,701	0,17	0,18	6,02	5,62	0,1501
	0,853	0,23	0,21	4,39	4,81	0,1506
	1,033	0,26	0,26	3,86	3,89	0,1506
	1,117	0,34	0,26	2,96	3,86	0,1504
4	0,252	0,08	0,06	13,16	16,95	0,1499
	0,442	0,13	0,11	7,87	9,52	0,1501
	0,528	0,15	0,13	6,80	7,87	0,1500
	0,689	0,17	0,17	5,81	5,81	0,1504
	0,716	0,19	0,17	5,13	5,78	0,1506
	0,837	0,26	0,19	3,83	5,21	0,1502
	1,031	0,33	0,24	3,08	4,26	0,1504
	1,220	0,44	0,26	2,29	3,85	0,1503
5	0,351	0,11	0,08	9,26	12,35	0,1503
	0,402	0,11	0,10	8,77	10,42	0,1501
	0,554	0,17	0,13	6,02	7,75	0,1504
	0,607	0,19	0,14	5,29	7,19	0,1504
	0,817	0,21	0,20	4,65	5,00	0,1502
	1,035	0,30	0,24	3,34	4,10	0,1506
	1,129	0,33	0,27	3,01	3,77	0,1506
	1,238	0,41	0,28	2,42	3,64	0,1502

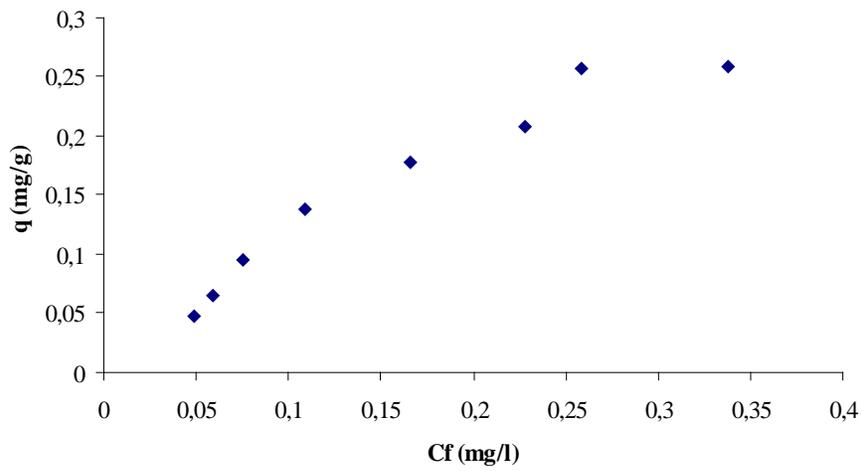


Figura A13. Isotherma de adsorción para el Cu^{2+} a pH 3, durante 6 horas con biomasa no inmovilizada.

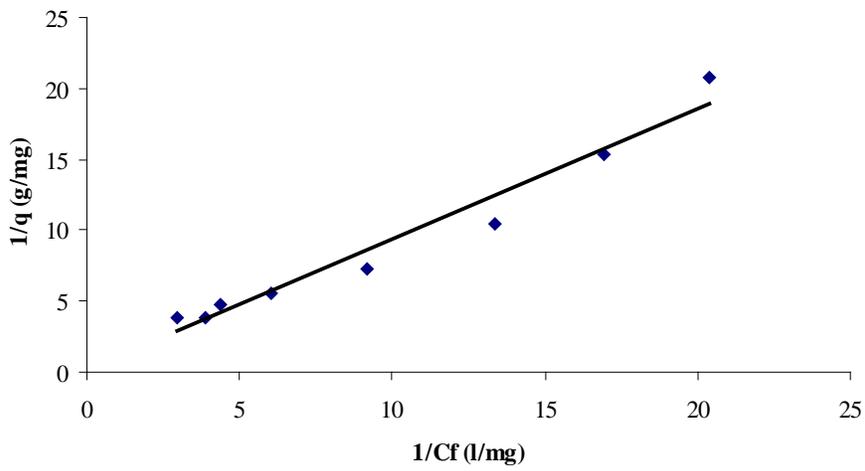


Figura A14. Isotherma de Langmuir para el Cu^{2+} a pH 3, durante 6 horas con biomasa no inmovilizada.

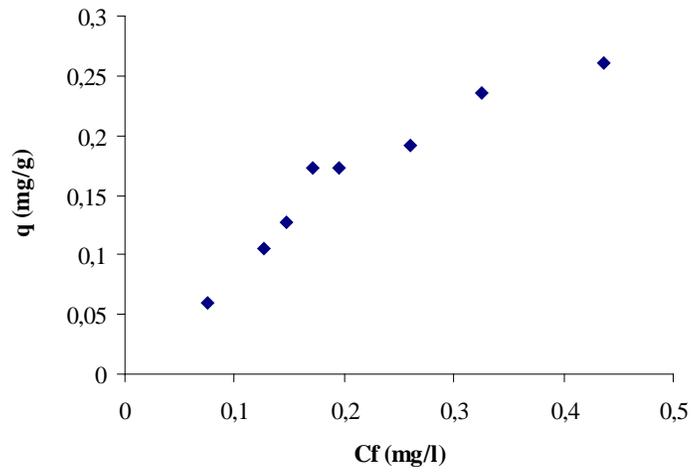


Figura A15. Isoterma de adsorción para el Cu^{2+} a pH 4, durante 6 horas con biomasa no inmovilizada.

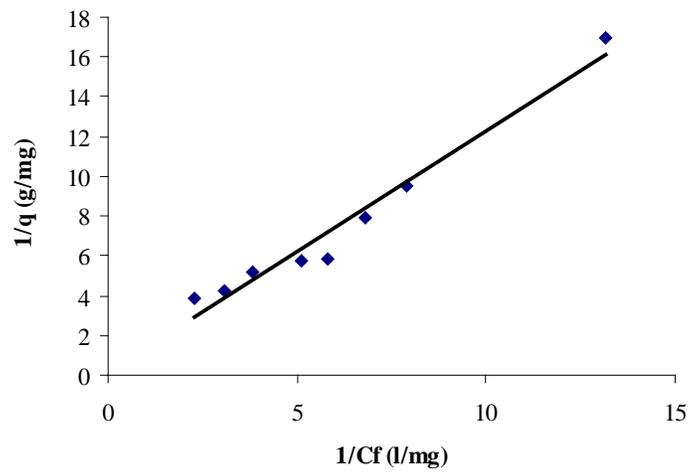


Figura A16. Isoterma de Langmuir para el Cu^{2+} a pH 4, durante 6 horas con biomasa no inmovilizada.

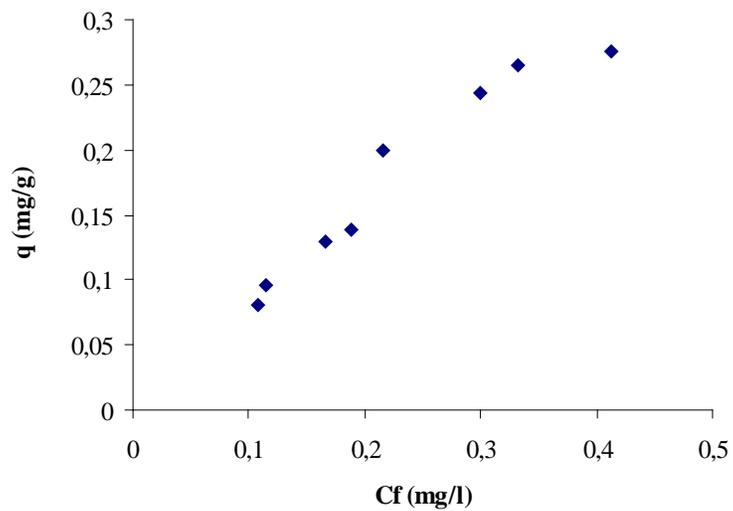


Figura A17. Isotherma de adsorción para el Cu^{2+} a pH 5, durante 6 horas con biomasa no inmovilizada

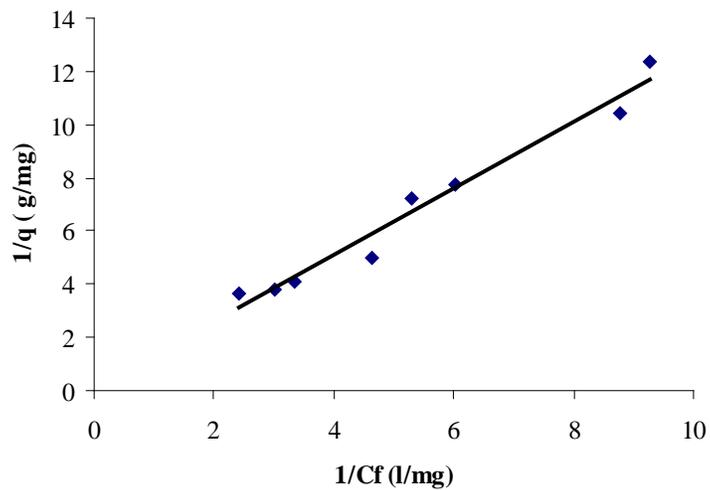


Figura A18. Isotherma de Langmuir para el Cu^{2+} a pH 5, durante 6 horas con biomasa no inmovilizada.

Tabla A7. Datos de las isotermas de adsorción para cobre, utilizando biomasa inmovilizada en un tiempo de contacto de 6 horas.

pH	C _i (mg/l)	C _f (mg/l)	q (mg/g)	1/C _f (l/mg)	1/q (g/mg)	Masa (g)
3	0,328	0,13	0,07	7,94	14,93	0,1504
	0,437	0,15	0,09	6,62	10,53	0,1506
	0,521	0,19	0,11	5,32	9,01	0,1504
	0,678	0,26	0,14	3,85	7,19	0,1502
	0,772	0,26	0,17	3,83	5,88	0,1504
	0,977	0,35	0,21	2,90	4,76	0,1506
	1,181	0,46	0,24	2,18	4,17	0,1506
	1,215	0,49	0,24	2,03	4,15	0,1502
4	0,390	0,19	0,07	5,32	14,93	0,1501
	0,427	0,21	0,07	4,81	13,70	0,1499
	0,551	0,26	0,10	3,85	10,20	0,15
	0,693	0,31	0,13	3,19	7,94	0,1503
	0,897	0,42	0,16	2,41	6,25	0,1506
	1,047	0,48	0,19	2,08	5,32	0,1504
	1,184	0,59	0,20	1,69	5,08	0,1504
	1,240	0,65	0,20	1,54	5,10	0,1502
5	0,244	0,09	0,05	10,64	20,00	0,1502
	0,291	0,11	0,06	9,09	16,67	0,1504
	0,384	0,16	0,08	6,41	13,16	0,1501
	0,509	0,22	0,10	4,55	10,42	0,1504
	0,787	0,27	0,17	3,72	5,81	0,1506
	0,943	0,35	0,20	2,88	5,05	0,1506
	1,279	0,47	0,27	2,14	3,70	0,1502
	1,463	0,59	0,29	1,69	3,45	0,1503

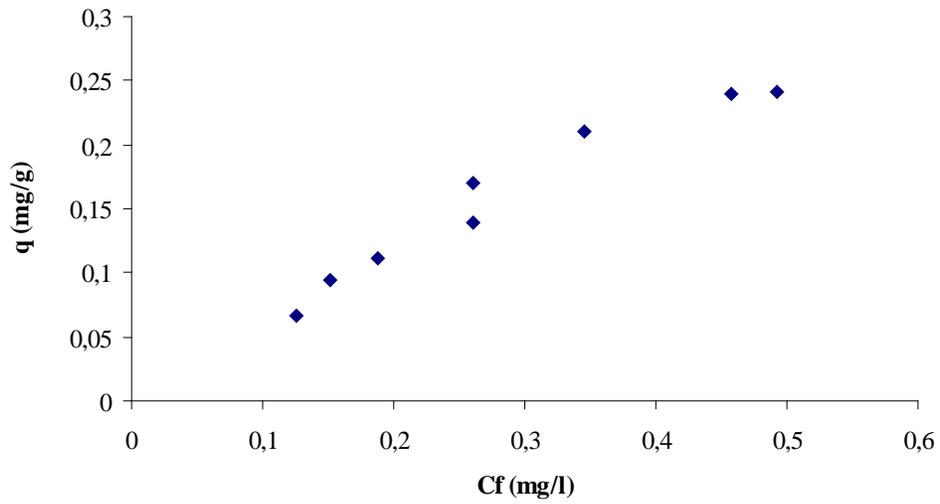


Figura A19. Isoterma de adsorción para el Cu^{2+} a pH 3, durante 6 horas con biomasa inmovilizada

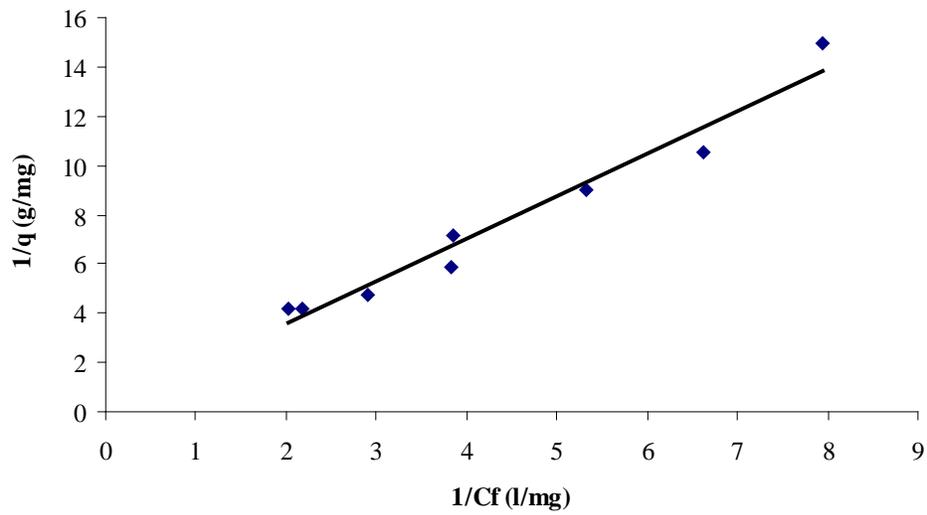


Figura A20. Isoterma de Langmuir para el Cu^{2+} a pH 3, durante 6 horas con biomasa inmovilizada.

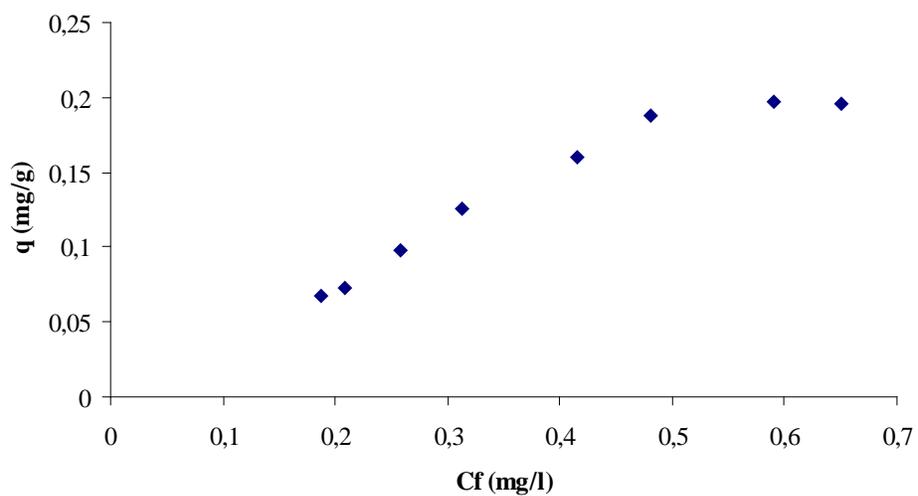


Figura A21. Isotherma de adsorción para el Cu^{2+} a pH 4, durante 6 horas con biomasa inmovilizada.

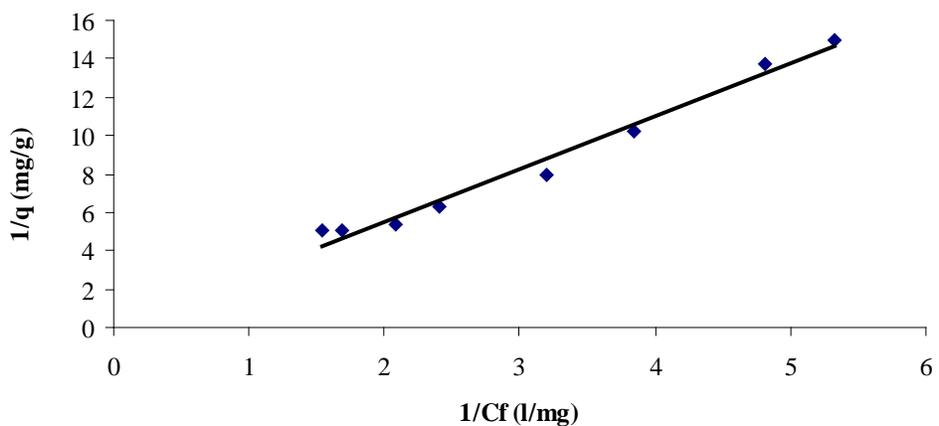


Figura A22. Isotherma de Langmuir para el Cu^{2+} a pH 4, durante 6 horas con biomasa inmovilizada.

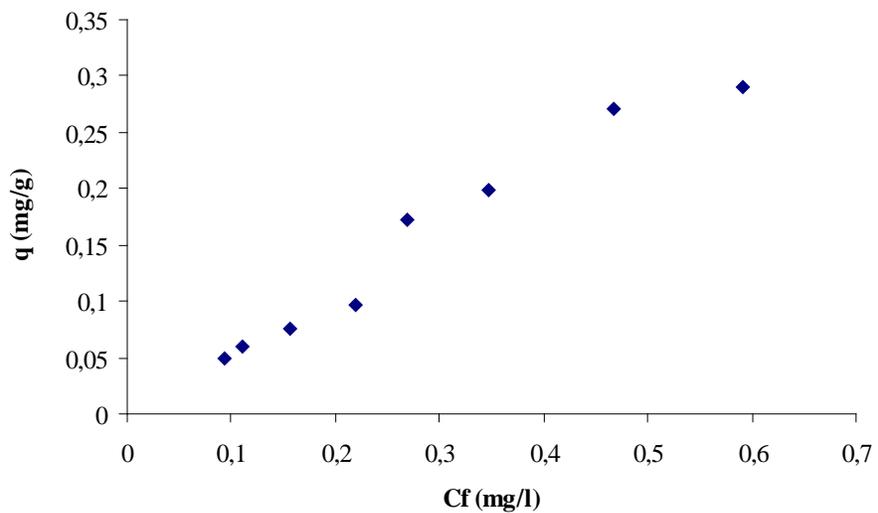


Figura A23. Isotherma de adsorción para el Cu^{2+} a pH 5, durante 6 horas con biomasa inmovilizada.

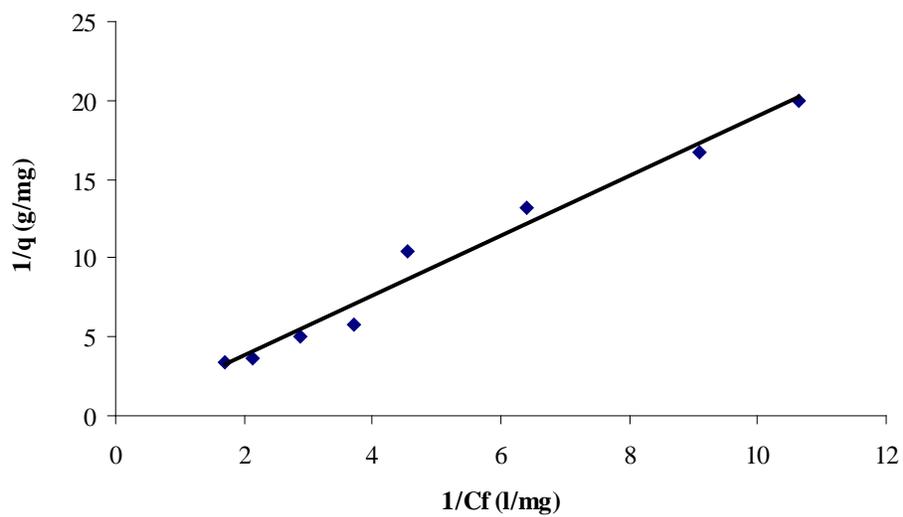


Figura A24. Isotherma de Langmuir para el Cu^{2+} a pH 5, durante 6 horas con biomasa inmovilizada.

Tabla A8. Datos de las isotermas de adsorción para cadmio, utilizando biomasa no inmovilizada en un tiempo de contacto de 12 horas.

pH	C _i (mg/l)	C _f (mg/l)	q (mg/g)	1/C _f (l/mg)	1/q (g/mg)	Masa (g)
3	0,164	0,06	0,04	17,24	27,78	0,1503
	0,283	0,09	0,06	10,99	16,63	0,1504
	0,322	0,11	0,07	8,85	14,29	0,1503
	0,406	0,14	0,09	6,99	11,49	0,1505
	0,477	0,16	0,11	6,21	9,52	0,1503
	0,601	0,20	0,14	5,05	7,30	0,1501
	0,779	0,28	0,17	3,58	5,99	0,1501
	0,922	0,37	0,18	2,70	5,44	0,1500
4	0,12	0,01	0,04	83,33	27,78	0,1503
	0,164	0,02	0,05	66,67	20,00	0,1500
	0,23	0,02	0,07	47,62	14,29	0,1501
	0,338	0,03	0,10	40,00	9,62	0,1507
	0,494	0,05	0,15	20,00	6,80	0,1508
	0,641	0,06	0,19	16,39	5,21	0,1509
	0,796	0,08	0,24	12,05	4,22	0,1504
	0,889	0,13	0,25	7,69	3,98	0,1511
5	0,479	0,07	0,14	15,15	7,30	0,1506
	0,603	0,08	0,17	12,35	5,78	0,1506
	0,887	0,10	0,26	10,53	3,80	0,1506
	0,748	0,11	0,21	9,17	4,72	0,1506
	1,322	0,16	0,39	6,14	2,60	0,1506
	1,588	0,22	0,45	4,48	2,20	0,1502
	2,009	0,28	0,58	3,60	1,74	0,1506
	2,301	0,39	0,63	2,54	1,58	0,1506

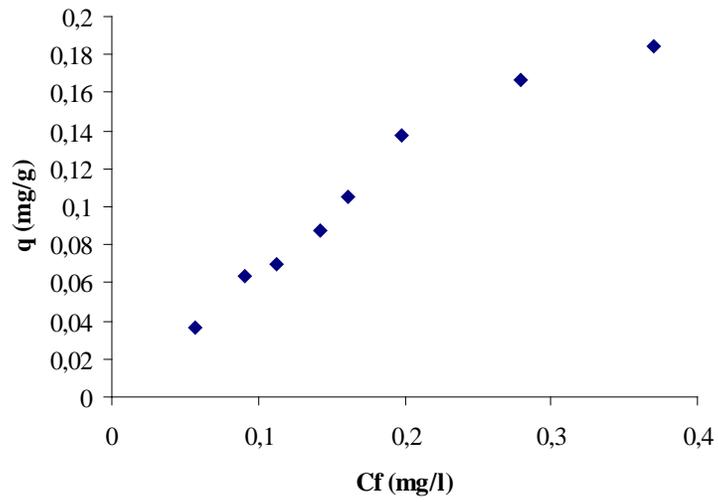


Figura A25. Isotherma de adsorción para el Cd^{2+} a pH 3, durante 12 horas con biomasa no inmovilizada.

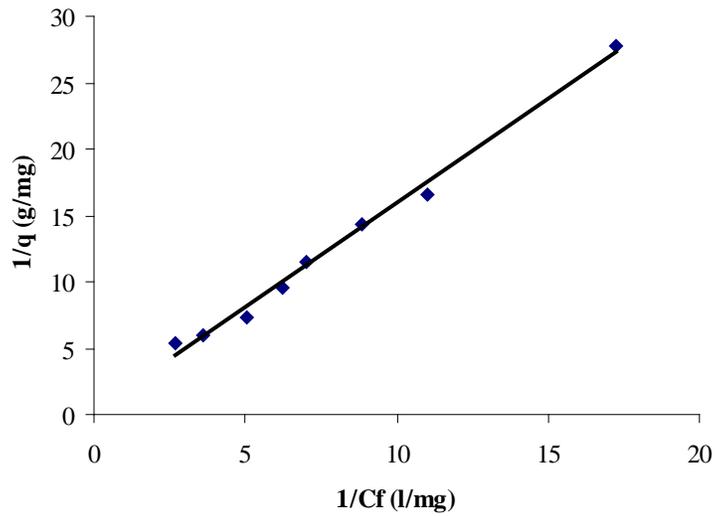


Figura A26. Isotherma de Langmuir para el Cd^{2+} a pH 3, durante 12 horas con biomasa no inmovilizada.

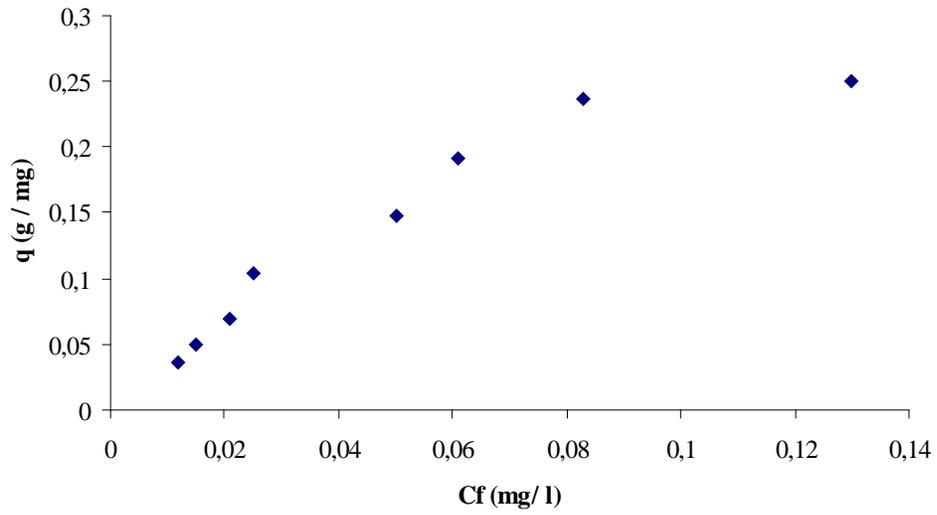


Figura A27. Isoterma de adsorción para el Cd^{2+} a pH 4, durante 12 horas con biomasa no inmovilizada.

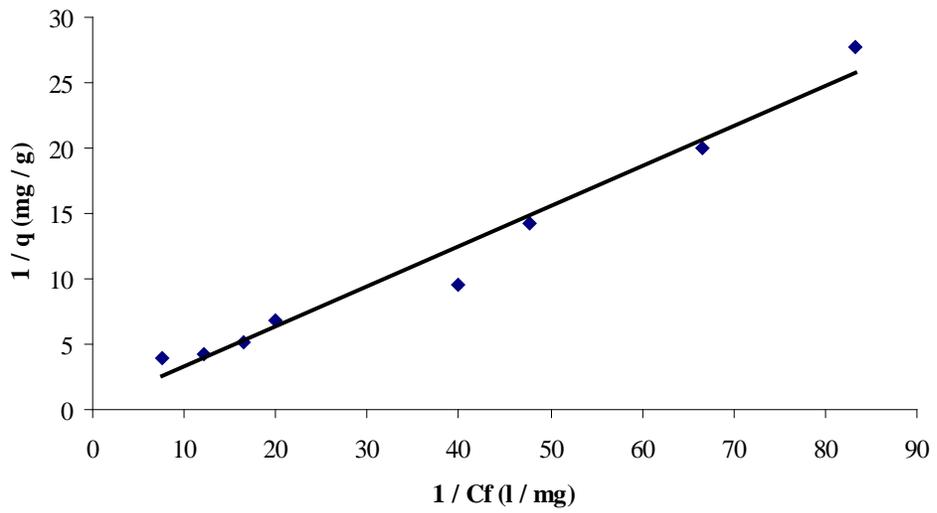


Figura A28. Isoterma de Langmuir para el Cd^{2+} a pH 4, durante 12 horas con biomasa no inmovilizada.

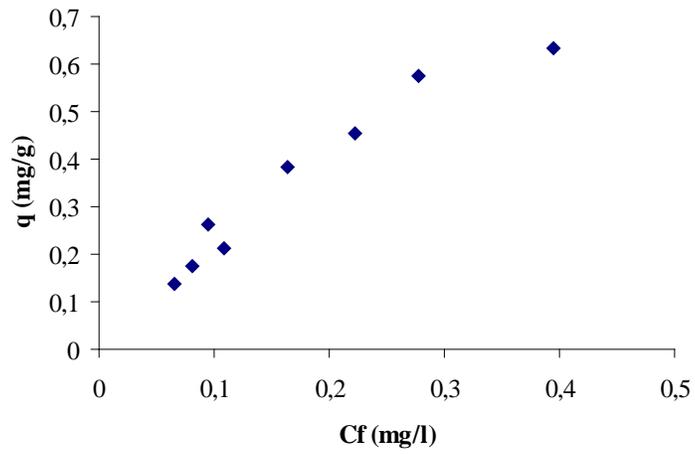


Figura A29. Isotherma de adsorción para el Cd^{2+} a pH 5, durante 12 horas con biomasa no inmovilizada

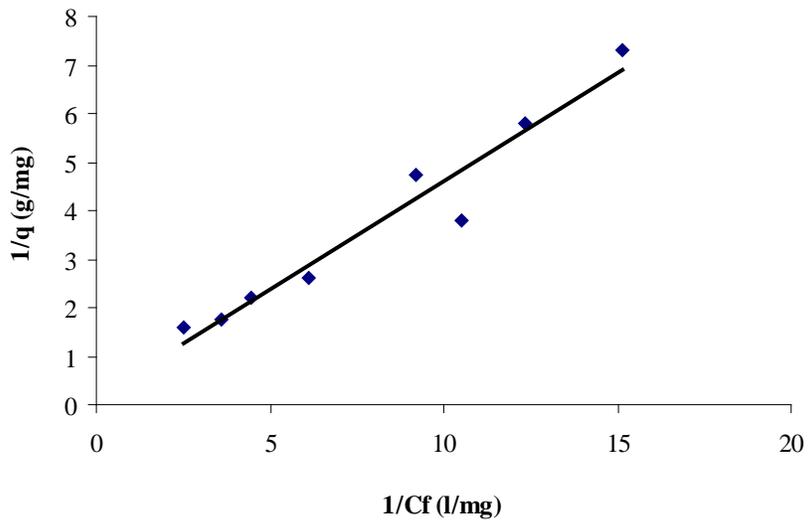


Figura A30. Isotherma de Langmuir para el Cd^{2+} a pH 5, durante 12 horas con biomasa no inmovilizada.

Tabla A9. Datos de las isotermas de adsorción para cadmio, utilizando biomasa inmovilizada en un tiempo de contacto de 12 horas.

pH	C _i (mg/l)	C _f (mg/l)	q (mg/g)	1/C _f (l/mg)	1/q (g/mg)	Masa (g)
3	0,198	0,01	0,06	76,92	16,13	0,1504
	0,266	0,01	0,08	71,43	12,99	0,1509
	0,385	0,02	0,08	62,50	12,05	0,1511
	1,119	0,02	0,12	45,46	8,33	0,1510
	0,850	0,03	0,16	37,08	6,10	0,1510
	1,150	0,06	0,26	18,18	3,80	0,1513
	0,520	0,07	0,35	13,51	2,89	0,1502
	0,246	0,09	0,35	10,99	2,86	0,1506
4	0,181	0,01	0,06	142,86	17,24	0,1508
	0,212	0,01	0,07	125,00	14,71	0,1502
	0,279	0,01	0,09	111,11	11,24	0,1509
	0,331	0,01	0,11	76,92	9,43	0,1506
	0,360	0,02	0,12	66,67	8,70	0,1506
	0,566	0,02	0,18	50,00	5,50	0,1500
	0,760	0,02	0,25	41,67	4,08	0,1505
	1,091	0,05	0,35	20,00	2,90	0,1509
5	0,526	0,01	0,17	142,86	5,78	0,1504
	0,556	0,01	0,18	125,00	5,50	0,1506
	0,952	0,01	0,31	90,91	3,20	0,1505
	0,926	0,01	0,30	76,92	3,30	0,1507
	1,971	0,02	0,65	62,50	1,54	0,1506
	1,801	0,02	0,59	41,67	1,70	0,1501
	1,815	0,03	0,59	33,33	1,70	0,1518
	2,469	0,05	0,80	18,87	1,25	0,1510

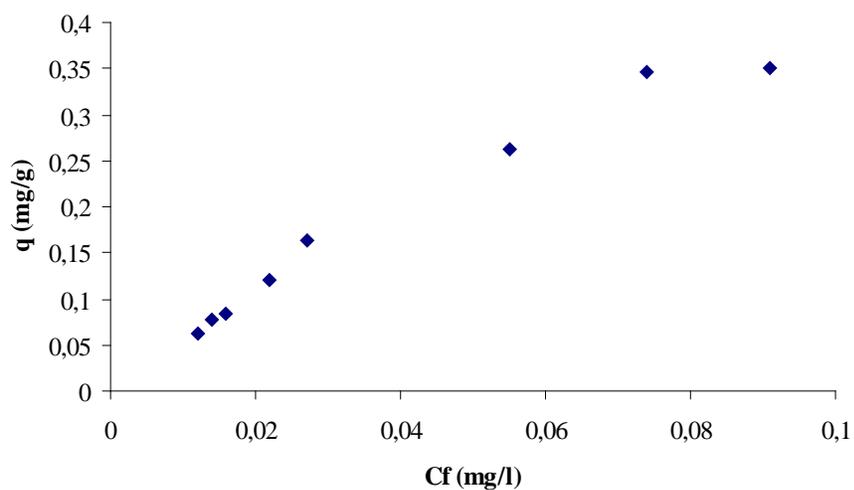


Figura A31. Isoterma de adsorción para el Cd^{2+} a pH 3, durante 12 horas con biomasa inmovilizada.

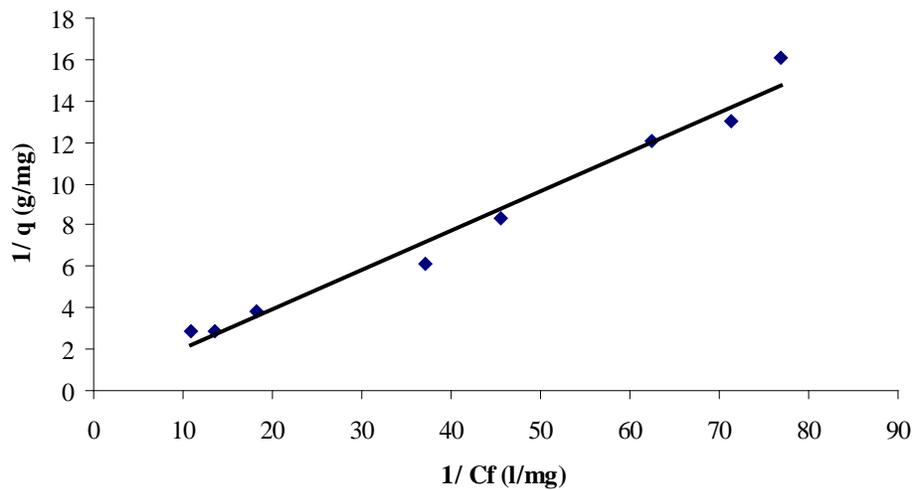


Figura A32. Isoterma de Langmuir para el Cd^{2+} a pH 3, durante 12 horas con biomasa inmovilizada.

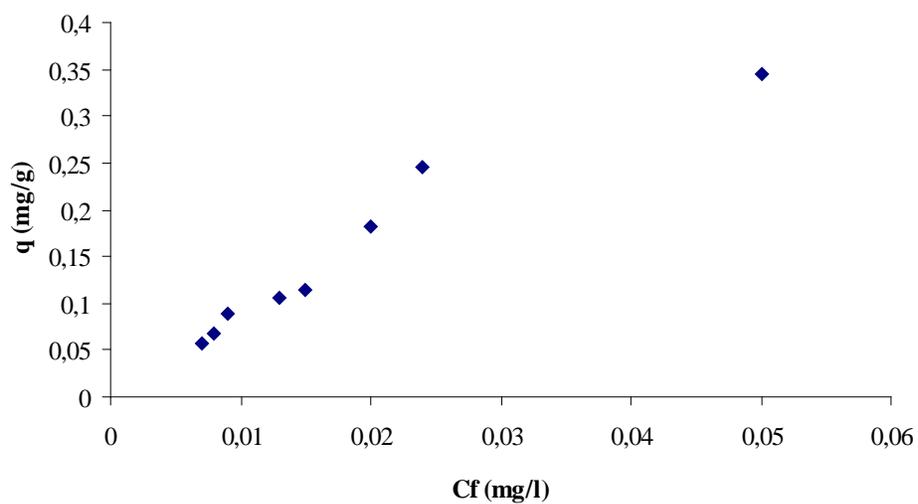


Figura A33. Isoterma de adsorción para el Cd^{2+} a pH 4, durante 12 horas con biomasa inmovilizada.

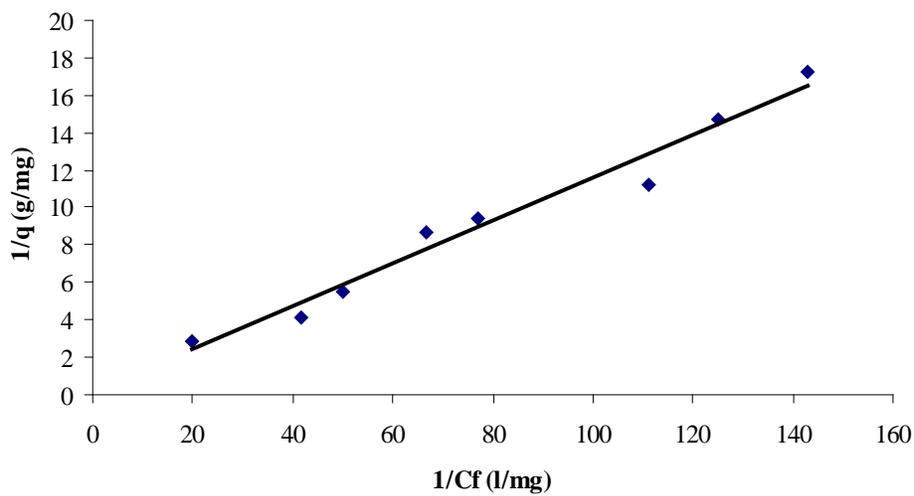


Figura A34. Isoterma de Langmuir para el Cd^{2+} a pH 4, durante 12 horas con biomasa inmovilizada.

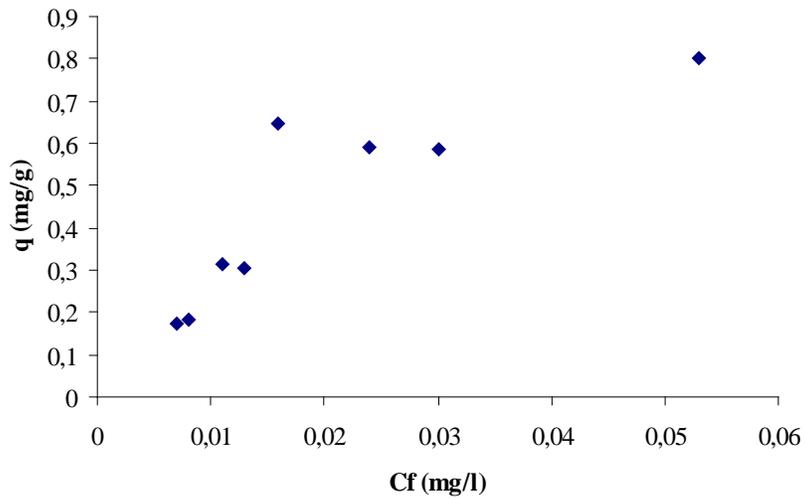


Figura A35. Isoterma de adsorción para el Cd^{2+} a pH 5, durante 12 horas con biomasa inmovilizada.

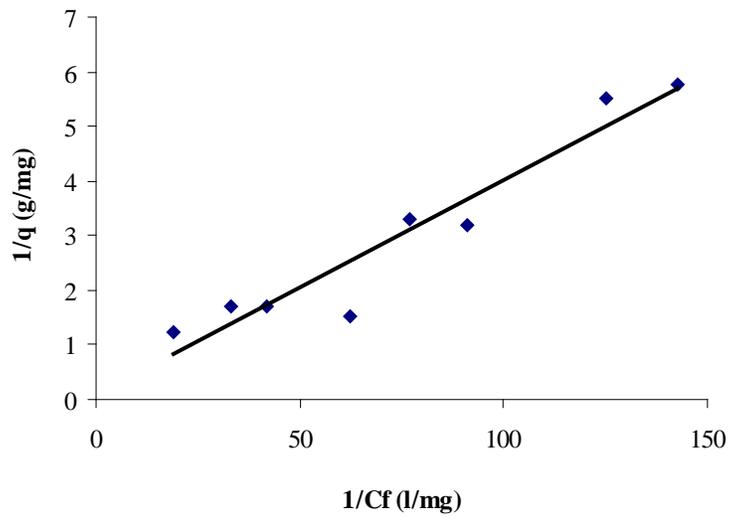


Figura A36. Isoterma de Langmuir para el Cd^{2+} a pH 5, durante 12 horas con biomasa inmovilizada.

Tabla A10. Datos de las isotermas de adsorción para cobre, utilizando biomasa no inmovilizada en un tiempo de contacto de 12 horas.

pH	C _i (mg/l)	C _f (mg/l)	q (mg/g)	1/C _f (l/mg)	1/q (g/mg)	Masa (g)
3	0,088	0,03	0,02	30,30	55,56	0,1503
	0,123	0,05	0,03	21,28	40,00	0,1502
	0,191	0,08	0,04	12,20	27,78	0,1508
	0,310	0,11	0,07	8,85	15,39	0,1506
	0,428	0,16	0,09	6,25	11,24	0,1504
	0,625	0,22	0,14	4,55	7,41	0,1500
	0,766	0,27	0,17	3,70	6,06	0,1503
	1,056	0,43	0,21	2,32	4,81	0,1502
4	0,185	0,06	0,04	18,18	23,26	0,1503
	0,409	0,07	0,06	14,49	17,54	0,1508
	0,634	0,10	0,07	9,90	14,49	0,1506
	0,842	0,13	0,09	7,69	10,74	0,1504
	0,308	0,18	0,15	5,50	6,67	0,1500
	1,145	0,23	0,20	4,39	4,90	0,1503
	0,240	0,32	0,27	3,12	3,65	0,1502
	1,311	0,42	0,30	2,37	3,38	0,1502
5	0,272	0,09	0,06	10,99	16,67	0,1511
	0,418	0,13	0,10	8,00	10,31	0,1509
	0,636	0,20	0,15	5,10	6,80	0,1498
	0,853	0,27	0,19	3,72	5,18	0,1512
	1,075	0,35	0,24	2,89	4,12	0,1501
	1,342	0,43	0,30	2,33	3,29	0,1505
	1,633	0,56	0,36	1,80	2,79	0,1504
	2,230	0,94	0,43	1,07	2,32	0,1502

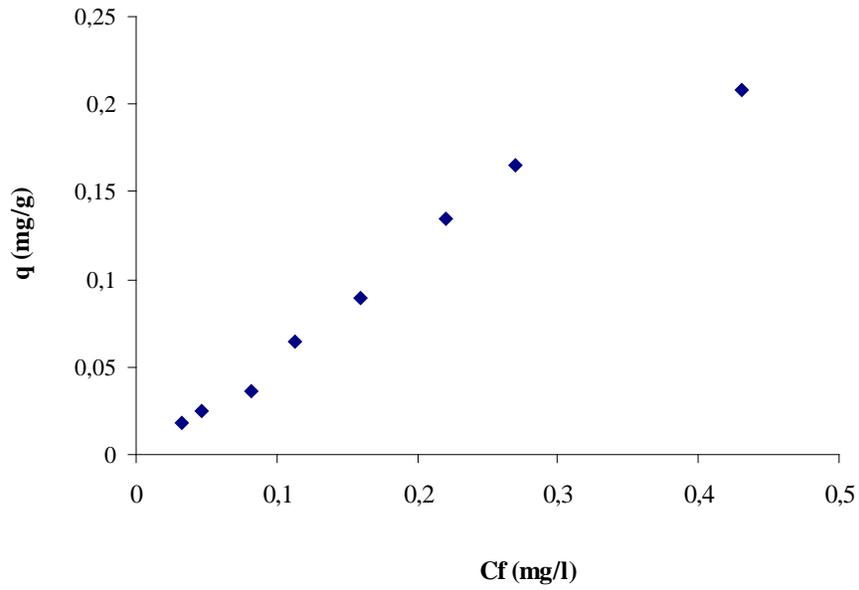


Figura A37. Isotherma de adsorción para el Cu^{2+} a pH 3, durante 12 horas con biomasa no inmovilizada.

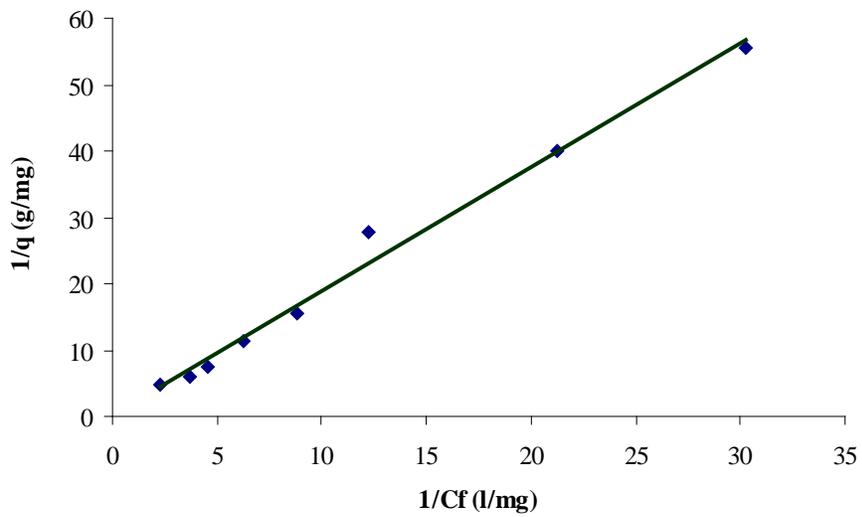


Figura A38. Isotherma de Langmuir para el Cu^{2+} a pH 3, durante 12 horas con biomasa no inmovilizada.

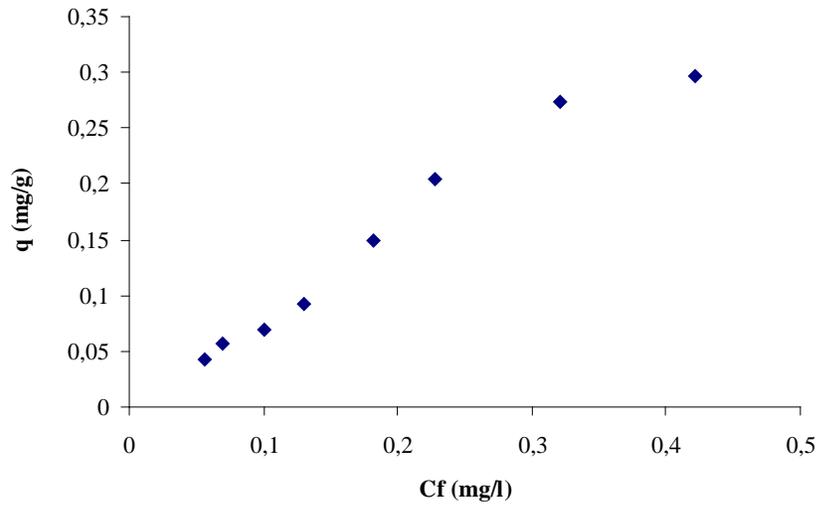


Figura A39. Isoterma de adsorción para el Cu^{2+} a pH 4, durante 12 horas con biomasa no inmovilizada.

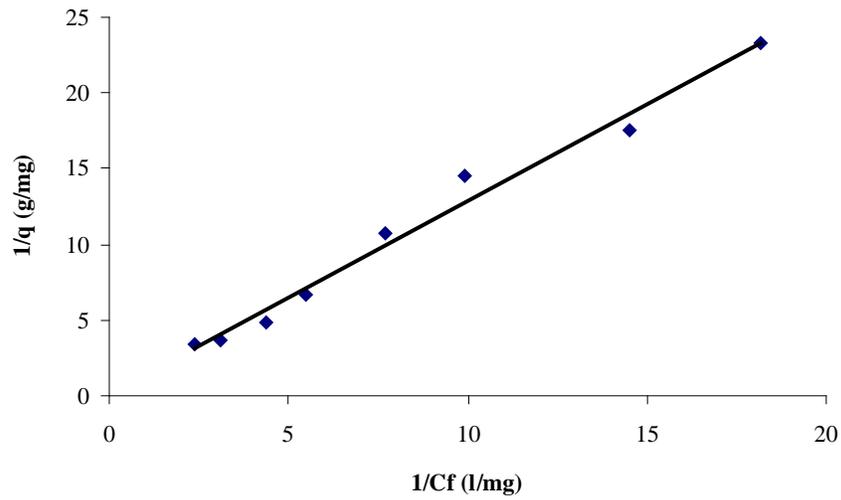


Figura A40. Isoterma de Langmuir para el Cu^{2+} a pH 4, durante 12 horas con biomasa no inmovilizada.

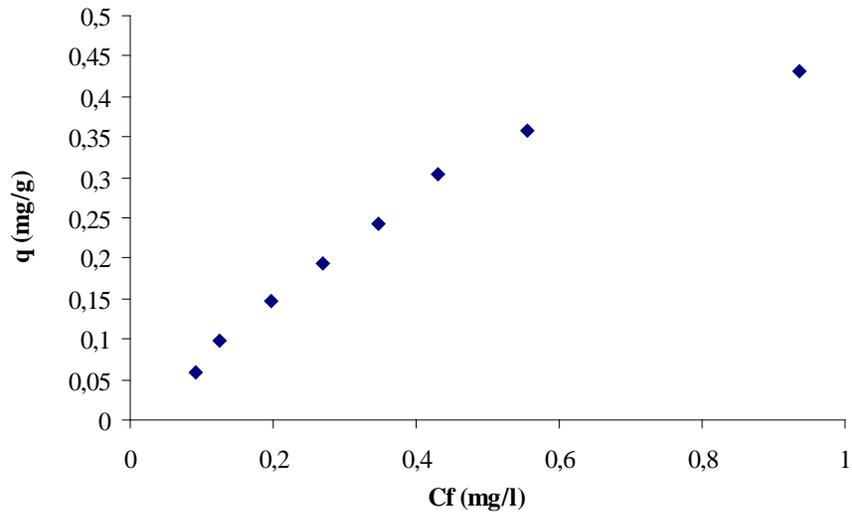


Figura A41. Isoterma de adsorción para el Cu^{2+} a pH 5, durante 12 horas con biomasa no inmovilizada.

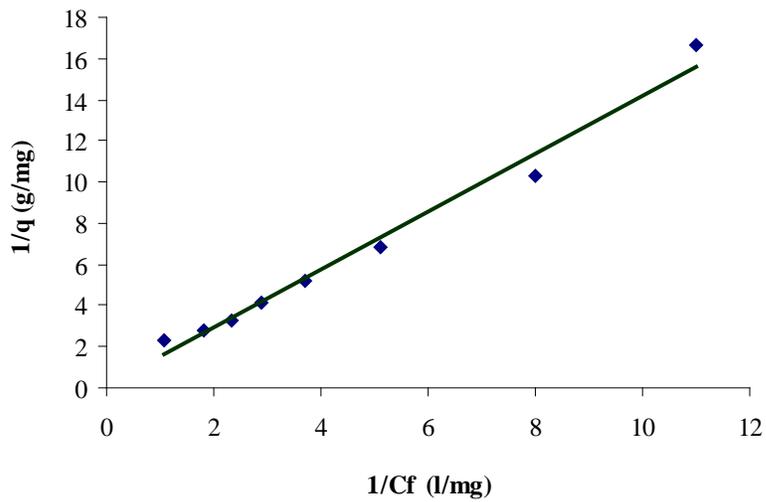


Figura A42. Isoterma de Langmuir para el Cu^{2+} a pH 5, durante 12 horas con biomasa no inmovilizada

Tabla A11. Datos de las isotermas de adsorción para cobre, utilizando biomasa inmovilizada en un tiempo de contacto de 12 horas.

pH	C _i (mg/l)	C _f (mg/l)	q (mg/g)	1/C _f (l/mg)	1/q (g/mg)	Masa (g)
3	0,175	0,01	0,06	166,67	17,86	0,1509
	0,201	0,01	0,06	125,00	15,63	0,1506
	0,452	0,02	0,14	58,82	6,94	0,1506
	0,706	0,02	0,23	45,46	4,39	0,1500
	1,105	0,03	0,36	29,41	2,80	0,1499
	1,502	0,05	0,48	19,61	2,08	0,1509
	1,651	0,07	0,53	14,29	1,90	0,1502
	1,676	0,08	0,53	12,05	1,89	0,1503
4	0,167	0,03	0,04	29,41	22,73	0,1508
	0,193	0,04	0,05	27,03	19,23	0,1500
	0,242	0,05	0,06	20,83	15,63	0,1506
	0,420	0,08	0,11	12,50	8,85	0,1503
	0,517	0,09	0,14	10,75	7,09	0,1505
	0,653	0,12	0,18	8,07	5,68	0,1502
	0,807	0,17	0,21	6,02	4,70	0,1505
	0,869	0,21	0,22	4,70	4,59	0,1504
5	0,323	0,03	0,10	35,71	10,20	0,1507
	0,369	0,03	0,11	31,25	8,93	0,1507
	0,445	0,04	0,14	25,64	7,41	0,1506
	0,559	0,05	0,17	20,41	5,92	0,1507
	0,970	0,08	0,30	12,35	3,39	0,1507
	1,356	0,10	0,42	9,80	2,40	0,1503
	1,760	0,17	0,53	6,02	1,89	0,1506
	1,914	0,20	0,57	5,00	1,76	0,1508

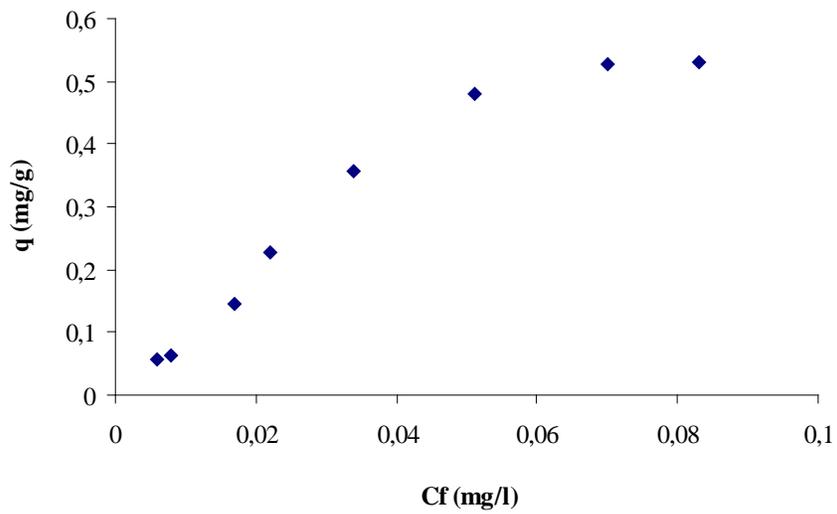


Figura A43. Isoterma de adsorción para el Cu^{2+} a pH 3, durante 12 horas con biomasa inmovilizada.

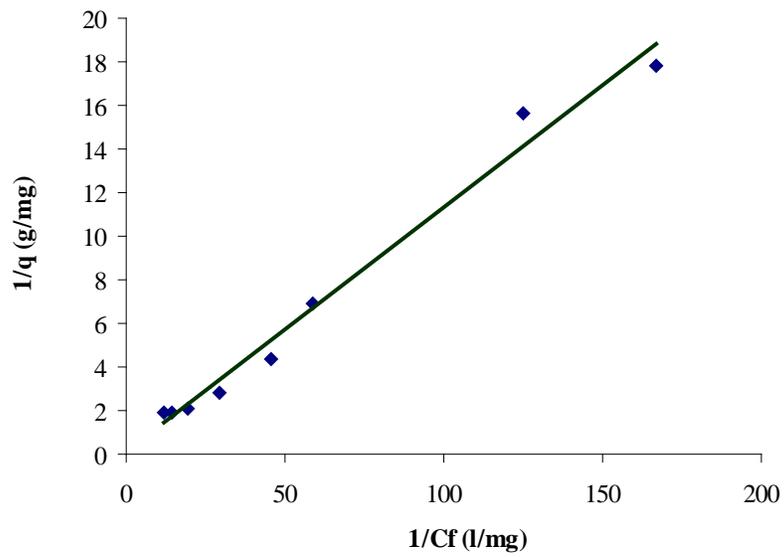


Figura A44. Isoterma de Langmuir para el Cu^{2+} a pH 3, durante 12 horas con biomasa inmovilizada.

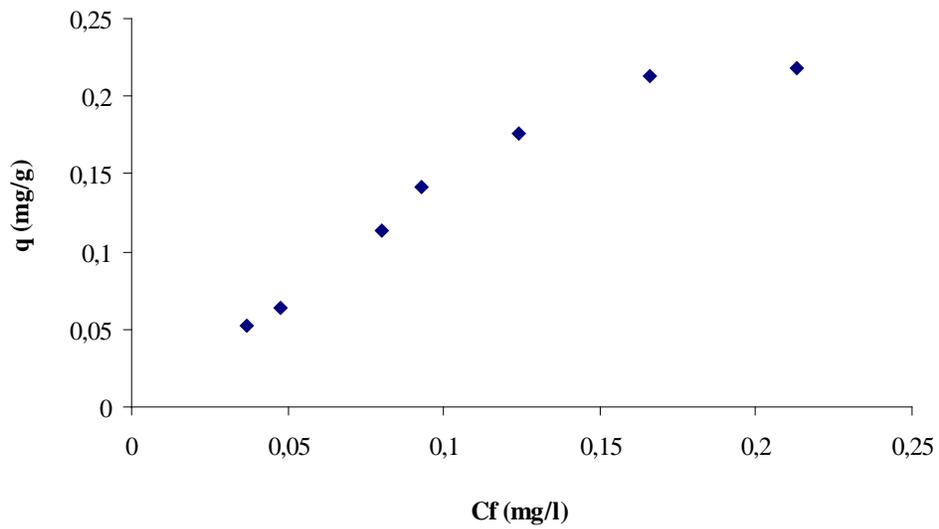


Figura A45. Isoterma de adsorción para el Cu^{2+} a pH 4, durante 12 horas con biomasa inmovilizada.

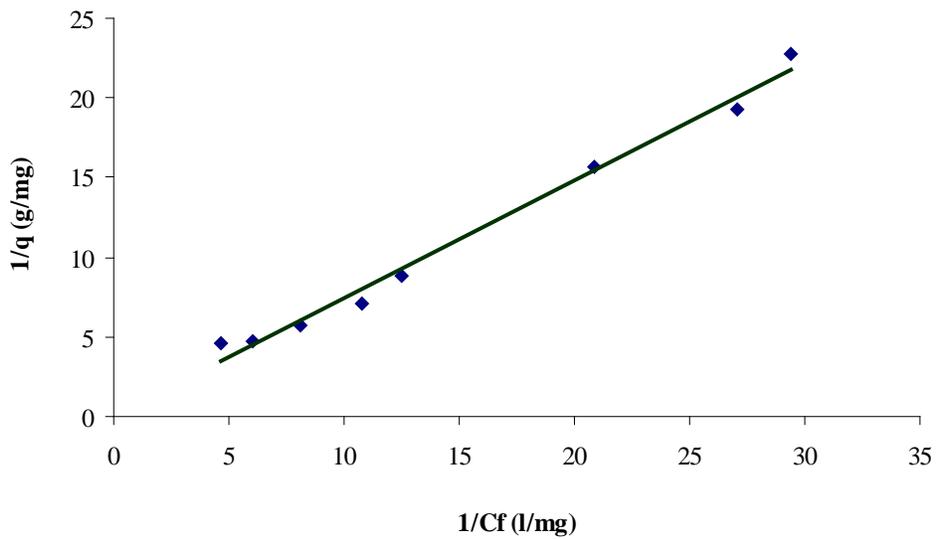


Figura A46. Isoterma de Langmuir para el Cu^{2+} a pH 4, durante 12 horas con biomasa inmovilizada.

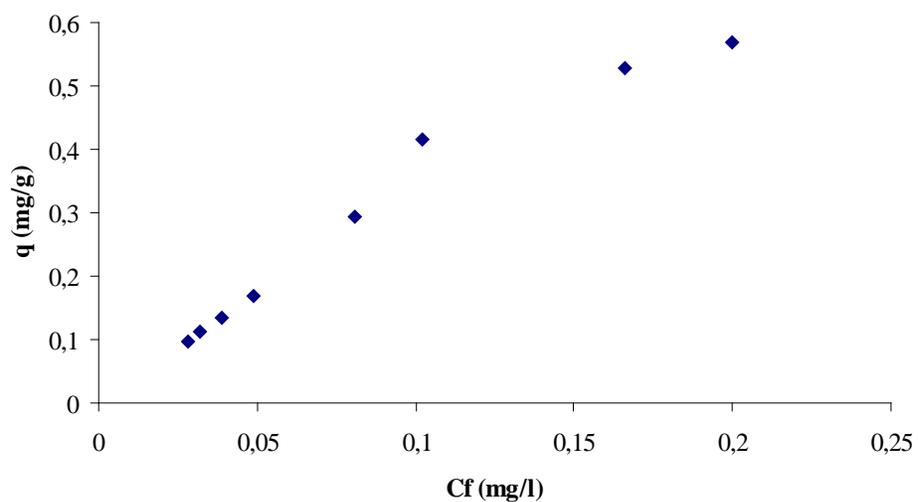


Figura A47. Isotherma de adsorción para el Cu^{2+} a pH 5, durante 12 horas con biomasa inmovilizada.

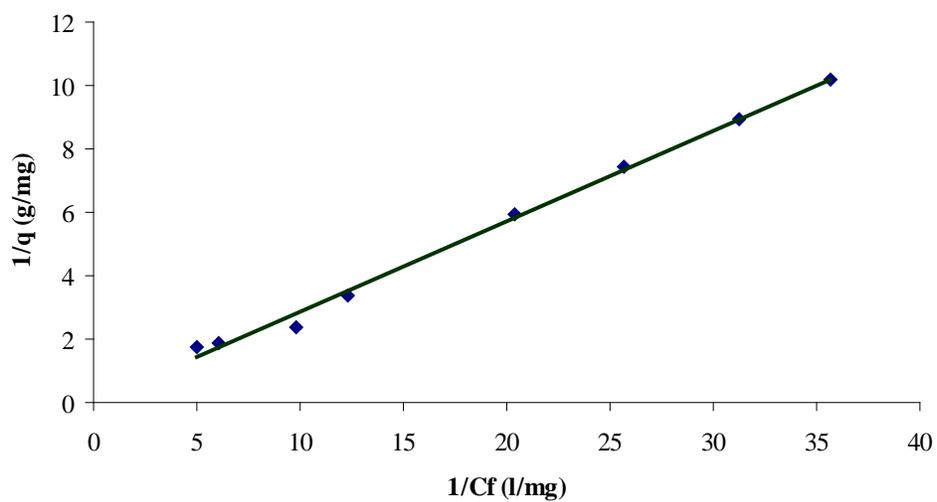


Figura A48. Isotherma de Langmuir para el Cu^{2+} a pH 5, durante 12 horas con biomasa inmovilizada.

ISOTERMAS CON CONCENTRACIONES ALTAS

Tabla A12. Datos de las isotermas de adsorción para cadmio, utilizando biomasa inmovilizada en un tiempo de contacto de 6 horas.

pH	C _i (mg/l)	C _f (mg/l)	q (mg/g)	1/C _f (l/mg)	1/q (g/mg)	Masa (g)
3	40,065	29,41	3,55	0,03	0,24	0,1502
	57,798	40,00	5,92	0,03	0,17	0,1504
	61,661	43,48	6,06	0,02	0,17	0,1500
	76,919	52,48	8,13	0,02	0,12	0,1503
	102,805	71,43	10,42	0,01	0,10	0,1506
	133,524	98,55	11,63	0,01	0,09	0,1504
	145,550	108,00	12,50	0,01	0,08	0,1502
	183,636	141,30	14,09	0,01	0,07	0,1503
4	42,023	21,74	6,76	0,05	0,15	0,1501
	59,315	31,24	9,35	0,03	0,11	0,1502
	74,038	41,80	10,71	0,02	0,09	0,1505
	85,933	47,86	12,66	0,02	0,08	0,1504
	99,059	53,11	15,25	0,02	0,07	0,1506
	125,961	71,15	18,25	0,01	0,06	0,1502
	152,169	90,00	20,61	0,01	0,05	0,1508
	189,417	124,75	21,50	0,01	0,05	0,1504
5	51,096	27,78	7,75	0,04	0,13	0,1504
	79,127	43,69	11,77	0,02	0,09	0,1506
	137,346	80,59	18,87	0,01	0,05	0,1504
	181,623	118,79	20,83	0,01	0,05	0,1508
	97,279	55,56	13,89	0,02	0,07	0,1502
	128,527	72,90	18,52	0,01	0,05	0,1502
	63,064	34,69	9,43	0,03	0,11	0,1504
	115,588	65,49	16,67	0,02	0,06	0,1503

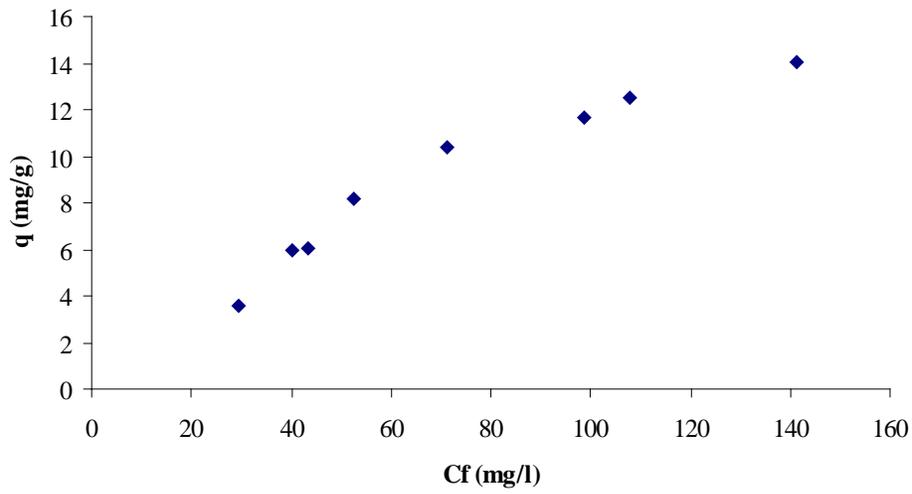


Figura A49. Isotherma de adsorción para el Cd^{2+} a pH 3, con biomasa inmovilizada durante 6 horas.

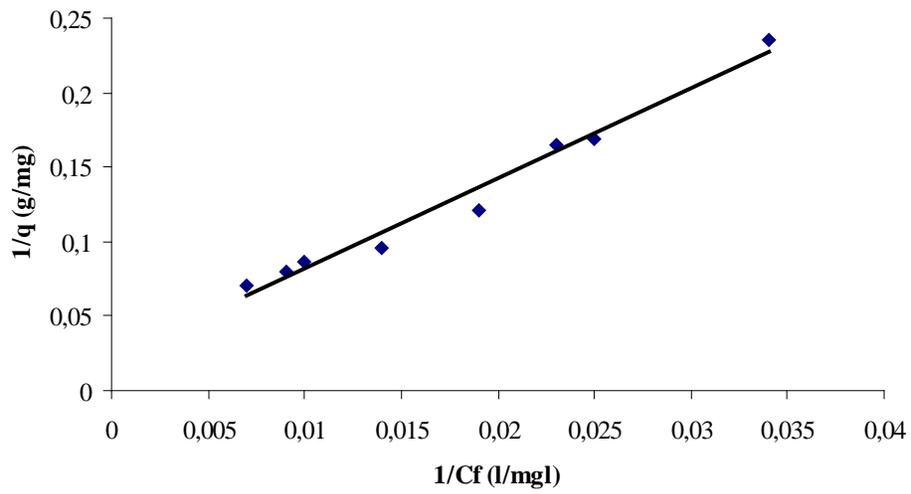


Figura A50. Isotherma de Langmuir para el Cd^{2+} a pH 3, con biomasa inmovilizada durante 6 horas.

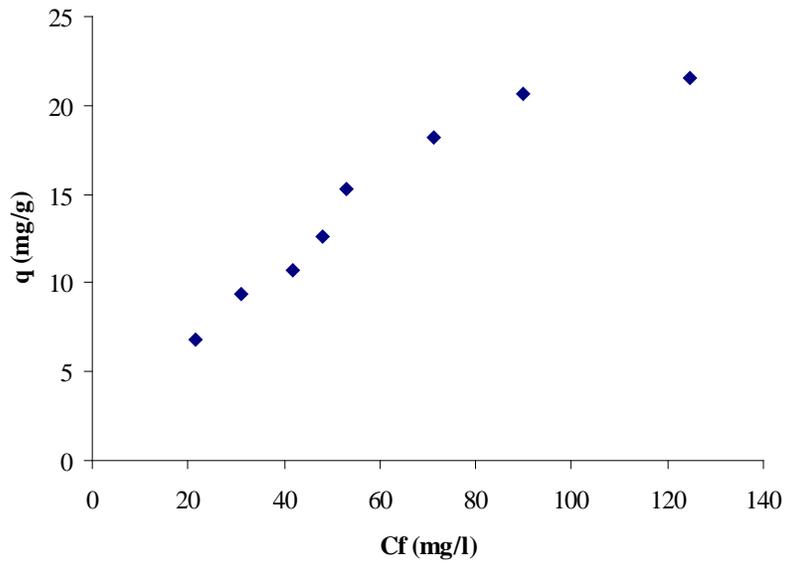


Figura A51. Isotherma de adsorción para el Cd^{2+} a pH 4, con biomasa inmovilizada durante 6 horas.

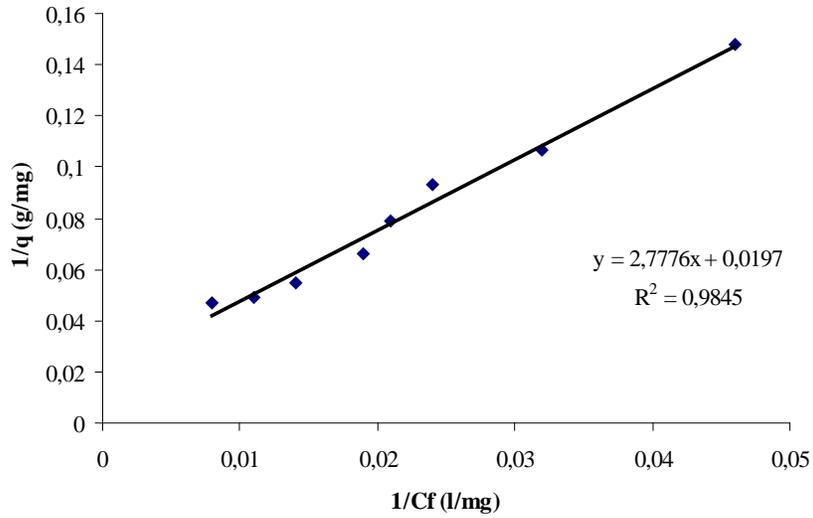


Figura A52. Isotherma de Langmuir para el Cd^{2+} a pH 4, con biomasa inmovilizada durante 6 horas.

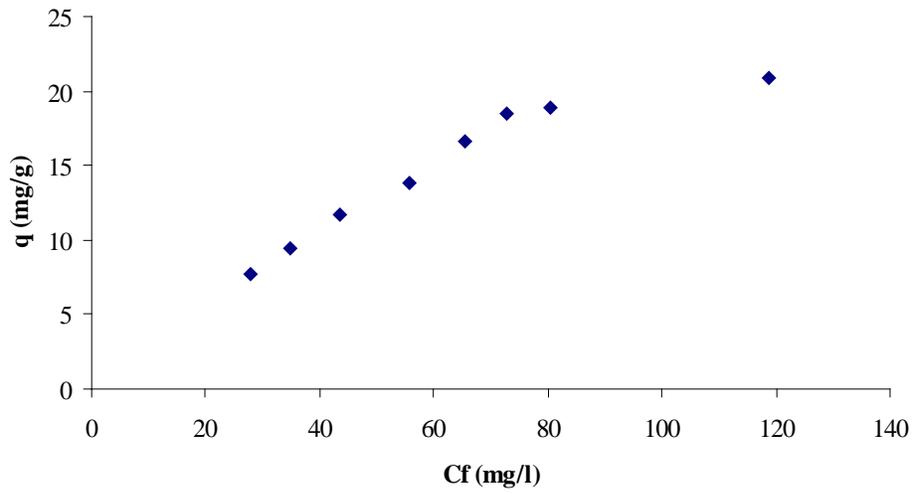


Figura A53. Isotherma de adsorción para el Cd^{2+} a pH 5, con biomasa inmovilizada durante 6 horas.

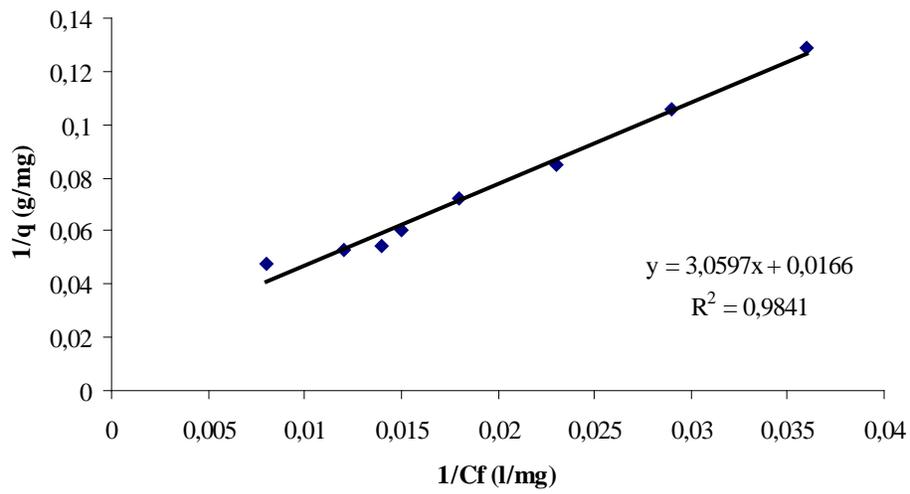


Figura A54. Isotherma de Langmuir para el Cd^{2+} a pH 5, con biomasa inmovilizada durante 6 horas.

Tabla A13. Datos de las isotermas de adsorción para cobre, utilizando biomasa inmovilizada en un tiempo de contacto de 6 horas.

pH	C _i (mg/l)	C _f (mg/l)	q (mg/g)	1/C _f (l/mg)	1/q (g/mg)	Masa (g)
3	50,582	27,78	7,58	0,04	0,13	0,1505
	94,352	54,30	13,33	0,02	0,08	0,1502
	184,172	108,87	25,00	0,01	0,04	0,1506
	197,639	130,80	22,22	0,01	0,05	0,1504
	67,909	36,25	10,53	0,03	0,10	0,1504
	110,416	64,20	15,39	0,02	0,07	0,1502
	146,385	88,65	19,23	0,01	0,05	0,1501
	134,426	76,59	19,25	0,01	0,05	0,1502
4	50,447	29,41	6,99	0,03	0,14	0,1504
	99,622	61,60	12,66	0,02	0,08	0,1502
	165,944	101,90	21,28	0,01	0,05	0,1505
	197,188	131,80	21,74	0,01	0,05	0,1504
	146,024	88,25	19,23	0,01	0,05	0,1502
	73,922	43,19	10,20	0,02	0,10	0,1506
	139,417	82,70	18,87	0,01	0,05	0,1503
	115,564	72,65	14,29	0,01	0,07	0,1502
5	45,092	31,25	4,61	0,03	0,22	0,1502
	62,747	42,59	6,71	0,02	0,15	0,1502
	90,964	62,59	9,43	0,02	0,11	0,1504
	129,499	92,00	12,45	0,01	0,08	0,1506
	133,894	92,69	13,70	0,01	0,07	0,1504
	144,672	101,70	14,29	0,01	0,07	0,1504
	197,667	145,00	17,54	0,01	0,06	0,1501
	227,968	177,80	16,67	0,01	0,06	0,1505

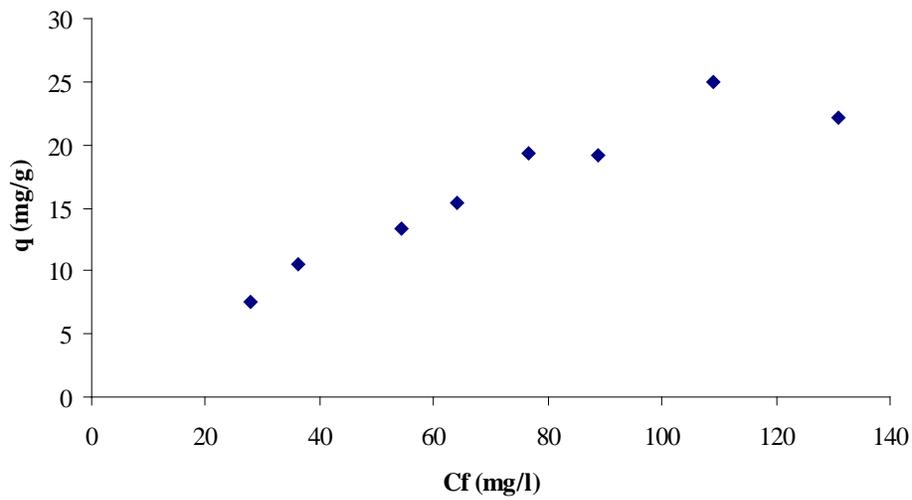


Figura A55. Isotherma de adsorción para el Cu^{2+} a pH 3, con biomasa inmovilizada durante 6 horas.

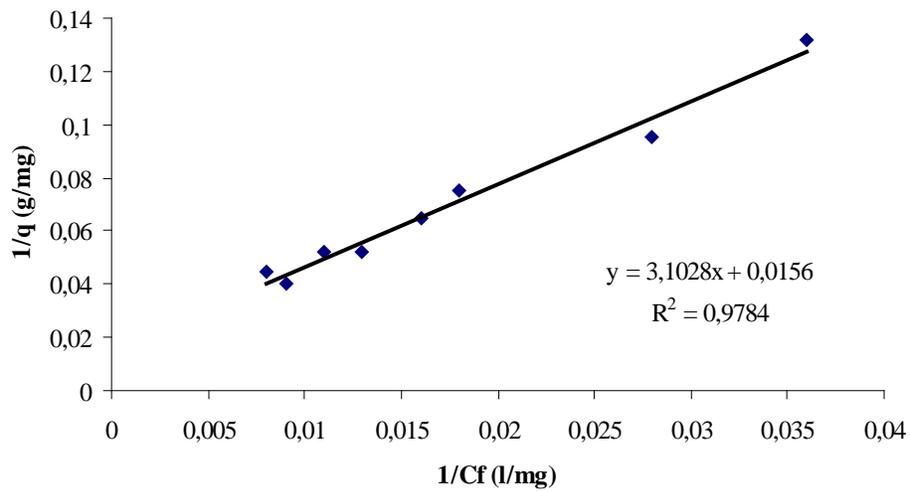


Figura A56. Isotherma de Langmuir para el Cu^{2+} a pH 3, con biomasa inmovilizada durante 6 horas.

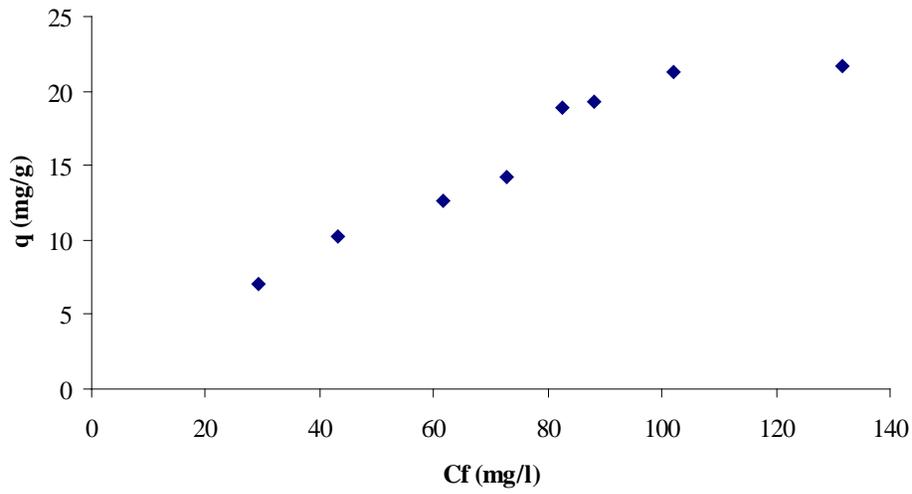


Figura A57. Isotherma de adsorción para el Cu^{2+} a pH 4, con biomasa inmovilizada durante 6 horas.

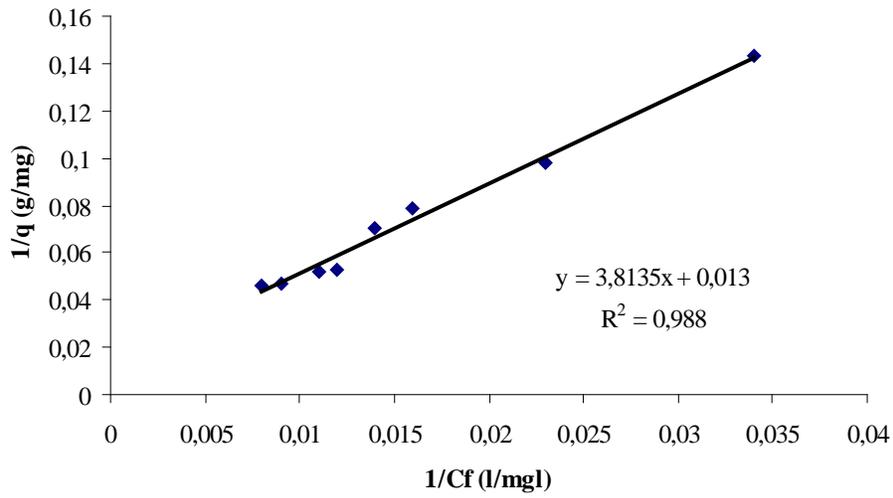


Figura A58. Isotherma de Langmuir para el Cu^{2+} a pH 4, con biomasa inmovilizada durante 6 horas.

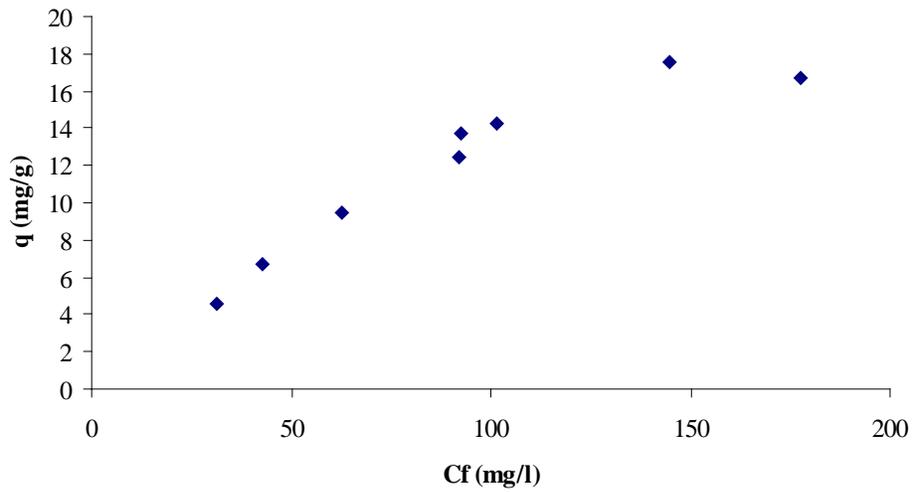


Figura A59. Isotherma de adsorción para el Cu^{2+} a pH 5, con biomasa inmovilizada durante 6 horas.

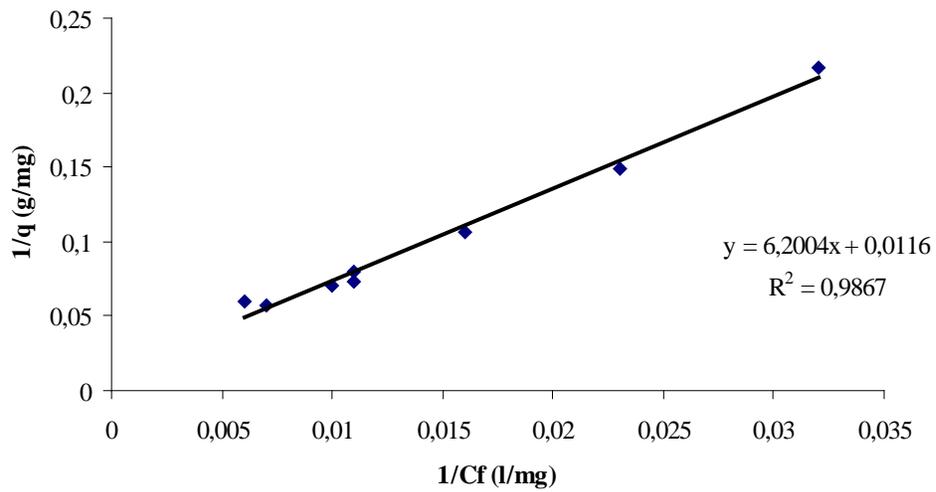


Figura A60. Isotherma de Langmuir para el Cu^{2+} a pH 5 con biomasa inmovilizada durante 6 horas.

CUANTIFICACIÓN DE ALGUNOS METALES PRESENTES EN LA SÁBILA

Tabla A14. Cantidad de metales presente en la biomasa en estudio en $\mu\text{g/g}$, obtenidas a través del mecanismo seguida por el Instituto Oceanográfico de Venezuela.

Muestra	Cu	Ni	Mn	Cd	Pb
1	7,78	1,88	20,08	0,48	9,03
2	8,83	1,90	25,55	0,50	5,28
3	7,78	1,63	22,23	0,65	5,55

Tabla A15. Cantidad de metales presente en la biomasa en estudio en $\mu\text{g/g}$, obtenidas a través de un digestor.

Muestra	Cu	Ni	Mn	Cd	Pb
1	7,38	1,98	20,35	0,50	2,58
2	8,80	1,58	21,55	0,58	5,65
3	9,10	1,95	18,13	0,78	5,58

Tabla A16. Variación de la cantidad de Cd^{2+} adsorbida por la biomasa con respecto al pH.

Adsorbente	pH	q (mg/g)
Biomasa no inmovilizada	2	0,03
	3	0,06
	4	0,07
	5	0,08
	6	0,08
	7	0,05
	Biomasa inmovilizada	2
3		0,07
4		0,09
5		0,12
6		0,10
7		0,05

Tabla A17. Variación de cantidad de la Cu^{2+} adsorbida por la biomasa con respecto al pH.

Adsorbente	pH	q (mg/g)
------------	----	----------

	2	0,04
	3	0,7
	4	0,08
Biomasa no inmovilizada	5	0,09
	6	0,09
	7	0,07
	2	0,05
	3	0,09
	4	0,13
Biomasa inmovilizada	5	0,15
	6	0,14
	7	0,05

Hoja de Metadatos

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 1/5

Título	EVALUACIÓN DE LA ADSORCIÓN DE Cd (II) Y Cu (II), MEDIANTE LA UTILIZACIÓN DE LA BIOMASA OBTENIDA DE LA SÁBILA (<i>Aloe vera</i>)
Subtítulo	

Autor(es)

Apellidos y Nombres	Código CVLAC / e-mail	
	Andreina José Maita Rodriguez	CVLAC
e-mail		andreinamaita15@hotmail.com
e-mail		
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	

Palabras o frases claves:

Adsorción
Biomasa
Aloe vera

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 2/5

Líneas y sublíneas de investigación:

Área	Subárea
QUÍMICA	Síntesis de sólidos

Resumen (abstract):

Se determinó la capacidad de adsorción que tienen la biomasa proveniente de la hoja de sábila (biomasa no inmovilizada) y la misma inmovilizada con silicato de sodio, para Cd^{2+} y Cu^{2+} en disoluciones acuosas, variando diferentes factores, tales como: pH, concentración del metal y tiempo de contacto de la biomasa con los iones en disolución. El material adsorbente (sábila) fue recolectado en el sector La Llanada, de la ciudad de Cumaná, estado Sucre y se le determinó el contenido de Cd, Pb, Ni, Cu y Mn, presentes en la misma, mediante espectrofotometría de absorción atómica, previos a un proceso de digestión. La capacidad de bioadsorción de los distintos adsorbentes fue determinada en función de las concentraciones residuales en equilibrio de las soluciones de los metales Cd^{2+} y Cu^{2+} , por separado a pH 3, 4 y 5, en un tiempo de contacto de 6 y 12 horas a una temperatura constante, de las cuales se obtuvieron diferentes isothermas de adsorción, que por sus características fueron analizadas según el modelo de Langmuir, arrojando una capacidad máxima de adsorción ($q_{\text{máx}}$), igual a 7,43 mg/g para el Cd^{2+} y 13,91 mg/g para Cu^{2+} en un tiempo de contacto de 6 horas y a pH 5 con biomasa no inmovilizada, mientras que con la biomasa inmovilizada los resultados fueron mejores, ya que la $q_{\text{máx}}$, fue 13,89 mg/g y 24,16 mg/g para el Cd^{2+} y Cu^{2+} , respectivamente. También, se determinó que la capacidad de adsorción de los metales en estudio es directamente proporcional al aumento o disminución de la concentración de los mismos y que el pH y el tiempo óptimo para la adsorción fueron 5 unidades y 6 horas respectivamente. Los adsorbentes se analizaron mediante espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier (FTIR), y se pudieron identificar algunos grupos funcionales que pueden ser responsables de la adsorción de los metales en estudio y a través de microscopia electrónica de barrido (MEB), donde se alcanzó observar la superficie de los adsorbentes, demostrando que la biomasa se logró inmovilizar con silicato de sodio.

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 3/5

Contribuidores:

Apellidos y Nombres	ROL / Código CVLAC / e-mail	
Dr. Francisco López	ROL	CA <input type="checkbox"/> AS <input checked="" type="checkbox"/> TU <input type="checkbox"/> JU <input type="checkbox"/>
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	
	ROL	CA <input type="checkbox"/> AS <input type="checkbox"/> TU <input type="checkbox"/> JU <input type="checkbox"/>
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	
	ROL	CA <input type="checkbox"/> AS <input type="checkbox"/> TU <input type="checkbox"/> JU <input type="checkbox"/>
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	
	ROL	CA <input type="checkbox"/> AS <input type="checkbox"/> TU <input type="checkbox"/> JU <input type="checkbox"/>
	CVLAC	
	e-mail	
	e-mail	

Fecha de discusión y aprobación:

Año	Mes	Día
2008	12	18

Lenguaje: Esp

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 4/5

Archivo(s):

Nombre de archivo	Tipo MIME
Tesis_maitaandreina	word

Alcance:

Espacial: _____ (Opcional)

Temporal: _____ (Opcional)

Título o Grado asociado con el trabajo: Licenciada en Química

Nivel Asociado con el Trabajo: _____ Licenciatura

Área de Estudio: Química

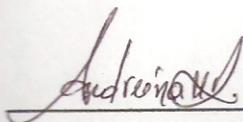
Institución(es) que garantiza(n) el Título o grado:

UNIVERSIDAD DE ORIENTE NÚCLEO DE SUCRE

Hoja de Metadatos para Tesis y Trabajos de Ascenso – 5/5

Derechos:

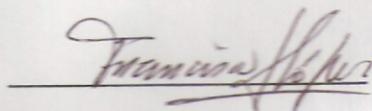
Los autores garantizamos en forma permanente a la Universidad de Oriente el derecho de archivar y difundir para cualquier medio, el contenido de esta tesis. Esta difusión será en fines estrictamente científicos y educativos, pudiendo cobrar la Universidad de Oriente una suma destinada a recuperar parcialmente el costo involucrado.



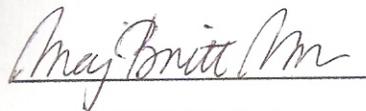
AUTOR 1
Andreina Maita

AUTOR 2

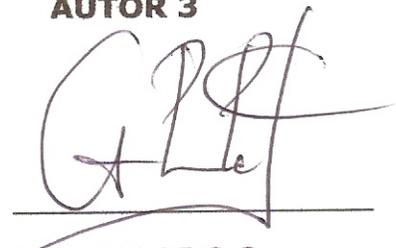
AUTOR 3



TUTOR
Prof. Francisco López



JURADO 1
Profa. Maj Britt Mostue



JURADO 2
Prof. José Guilarte

POR LA SUBCOMISIÓN DE TESIS:

