

## II. ANTECEDENTES

### 2.1 Contaminación del Agua

La contaminación de cuerpos de agua (ríos, lagos, océanos y agua subterránea) ocurre cuando los contaminantes son descargados directamente o indirectamente en cuerpos de agua sin un adecuado tratamiento que remueva los componentes dañinos. La contaminación del agua afecta plantas y organismos que viven en estos cuerpos de agua, y en la mayoría de los casos afecta dañando no solamente a las especies individuales y las poblaciones así como en las comunidades biológicas. El agua de dichos cuerpos se ha contaminado mediante sustancias tóxicas como ácidos, solventes orgánicos, pinturas, metales y demás, derivados de actividades industriales, agrícolas, ganaderas, domésticas, dicha agua ya no es apta para el consumo. La descarga de contaminantes específicos no es la única causa de contaminación del agua, también la construcción de presas, embalses y desviaciones de ríos pueden degradar seriamente su calidad (Heinke *et al.*, 1999).

#### 2.1.1 Contaminación del agua por metales pesados

La calidad de las aguas puede ser alterada como consecuencia de las actividades antropogénicas o naturales que producen efectos adversos que cambian su valor para el hombre y la biota. En forma general, puede definirse la contaminación del agua como la alteración desfavorable que sufre, al incorporársele una serie de sustancias que cambian sus condiciones naturales de calidad, ocasionando grandes riesgos para la salud y el bienestar de la población (Branco-Murgel, 1984). Particularmente peligroso es la contaminación provocada por las altas concentraciones de algunos metales pesados y su incremento en los efectos adversos causados por la persistencia y el fenómeno de biomagnificación (Topalian *et al.*, 1999). De forma natural, los metales son introducidos a los sistemas acuáticos como resultado de la lixiviación de suelos

y rocas, y erupciones volcánicas (Laws, 1993). También pueden provenir de las actividades antropogénicas como son, agrícolas, domésticas, industriales y mineras (Mountouris *et al.*, 2002). La actividad minera-metalúrgica a través del procesamiento de minerales y fundición, podría causar la dispersión y depósito de grandes cantidades de metales hacia el medio ambiente, si existe alguna operación inadecuada.

Al contrario de muchos contaminantes orgánicos los metales pesados, generalmente, no se eliminan de los ecosistemas acuáticos por procesos naturales debido a que no son biodegradables (Förstner *et al.*, 1979, Murray, 1996). Por el contrario son muy contaminantes y sufren un ciclo global ecológico, donde las aguas naturales son el principal camino. Hoy en día los metales pesados tienen un gran significado como indicadores de la calidad ecológica de todo flujo de agua debido a su toxicidad y muy especialmente al comportamiento bioacumulativo (Purves, 1985).

Asimismo los metales pesados tienen tendencia a formar asociaciones con sustancias minerales (carbonatos, sulfatos, etc.) y en mayor grado con sustancias orgánicas, mediante fenómenos de intercambio iónico, adsorción, quelación, formación de combinaciones químicas, etc., por lo que se acumulan en el medio ambiente, principalmente en los sedimentos de ríos, lagos y mares (Förstner *et al.*, 1981).

Las altas concentraciones de metales pesados en las aguas de corrientes fluviales asociados a sulfuros tales como el arsenico (As), cadmio (Cd), cobre (Cu), plomo (Pb) y zinc (Zn) pueden atribuirse a la minería lo cual son causa del fuerte impacto en el medio ambiente (Salomons, 1995). En cambio, otros metales no-sulfurosos como el cromo (Cr), níquel (Ni) y mercurio (Hg) posiblemente indican una contaminación antropogénica de metales pesados que están estrechamente asociados con las descargas industriales (Nelson *et al.*, 1993).

## **2.2 Metales Pesados**

Los metales pesados constituyen un grupo cercano a los 40 elementos de la tabla periódica que tienen una densidad mayor o igual a 5 g/cm<sup>3</sup>. El rasgo distintivo de la fisiología de los metales pesados, es que aun cuando muchos de ellos son esenciales para el crecimiento como el sodio (Na), potasio (K), magnesio (Mg), calcio (Ca), vanadio (V), manganeso (Mn), hierro (Fe), cobalto (Co), níquel (Ni), Cu, Zn y molibdeno (Mo), se ha reportado que también tienen efectos tóxicos sobre las células, principalmente como resultado de su capacidad para alterar o desnaturalizar las proteínas (Wood, 1974).

### **2.2.1 Toxicidad de metales pesados**

Existen evidencias experimentales que han llegado a demostrar el grado de importancia biológica de los iones metálicos pesados con respecto a los sistemas vivos, de los que algunos son oligoelementos, sigue el mismo patrón que tiene su disponibilidad en la naturaleza (Wood, 1974). Además existe una aparente correlación entre la abundancia de los elementos en la corteza terrestre y las necesidades alimentarias de las células microbianas (Wood, 1989). Estos metales, en cantidades mínimas o traza, pueden ejercer efectos positivos o negativos sobre los seres vivos.

El grado de toxicidad potencial de los metales pesados depende de una serie de factores. En primer lugar, depende de la propia naturaleza del metal y también de su disponibilidad en el ambiente. Atendiendo a estos dos factores, se clasificaron los metales en tres categorías:

No críticos: Fe, Mn y Al.

Tóxicos pero muy insolubles: Ti, Hf, Nb, Ta, Re, Ga, Os, Rh, Ir, Ru y Ba.

Muy tóxicos y relativamente disponibles: Be, Co, Ni, Zn, Sn, Cr, As, Se, Te, Pd, Ag, Cd, Pt, Au, Hg, Tl, Pb, Sb y Bi.

Otros factores que influyen en la toxicidad del elemento, son entre otros el estado molecular que presenta el metal, el tiempo de residencia en el sistema, el pH, el potencial redox del ambiente, los iones inorgánicos presentes en las aguas, la temperatura y diversos factores biológicos (Juvina, 2005).

### **2.3 Vías de Entrada y Origen de los Metales Pesados en los Sistemas Acuáticos.**

Los metales tienen tres vías principales de entrada en el medio acuático:

- a) La vía atmosférica, se produce debido a la sedimentación de partículas emitidas a la atmósfera por procesos naturales o antropogénicos (principalmente combustión de combustibles fósiles y procesos de fundición de metales).
- b) La vía terrestre, producto de filtraciones de vertidos, de la escorrentía superficial de terrenos contaminados (minas, utilización de lodos como abono, lixiviación de residuos sólidos, precipitación atmosférica, etc.) y otras causas naturales.
- c) La vía directa, de entrada de metales es a consecuencia de los vertidos directos de aguas residuales industriales y urbanas a los cauces fluviales.

En los sistemas acuáticos continentales (ríos, lagos, embalses, etc.) los metales pesados son introducidos como resultado de la acción de procesos naturales y antropogénicos. (Manzanares *et al.*, 2007)

#### **2.3.1 Origen natural**

El contenido en elementos metálicos de un suelo libre de interferencias humanas, depende en primer grado de la composición de la roca madre

originaria y de los procesos erosivos sufridos por los materiales que conforman el mismo (Adriano, 1986).

La acción de los factores medioambientales sobre las rocas y los suelos derivados de ellos son los determinantes de las diferentes concentraciones basales (niveles de fondo) de metales pesados en los sistemas fluviales (aguas, sedimentos y biota) (Adriano, 1986).

### **2.3.2 Origen antropogénico**

Se entiende por contaminación de origen antropogénico la procedente de la intervención humana en el ciclo biogeoquímico de los metales pesados. El uso de los metales pesados ha ido aumentando paralelamente al desarrollo industrial y tecnológico.

Actualmente es difícil encontrar una actividad industrial o un producto manufacturado en los que no intervenga algún metal pesado. Si bien, la tendencia aunque lenta, es sustituir progresivamente en la industria, algunos metales pesados potencialmente tóxicos por otros materiales más inocuos (Förstner, 1979).

### **2.4 Tecnologías para el Tratamiento de Aguas Contaminadas con Metales Pesados.**

Los procesos convencionales para el tratamiento de aguas residuales con metales que incluyen: precipitación, oxidación, reducción, intercambio iónico, filtración, tratamiento electroquímico, tecnologías de membrana y recuperación por evaporación los cuales resultan costosas e ineficientes, especialmente cuando la concentración de los metales es muy baja. El uso de sistemas biológicos para la eliminación de metales pesados a partir de soluciones diluidas tiene el potencial para hacerlo más efectivo. Los procesos químicos

resultan costosos debido a que el agente activo no puede ser recuperado para su posterior reutilización. Además, el producto final es un lodo con alta concentración de metales lo que dificulta su eliminación (Cañizares, 2000).

La descripción de algunos procesos se presenta a continuación.

**Osmosis inversa:** Se trata de un proceso en que los metales pesados están separados por una membrana semi-permeable a una presión mayor que la presión osmótica causada por los sólidos disueltos en las aguas residuales. La desventaja de este método es que es caro.

**Electrodiálisis:** En este proceso, los iones metálicos se separan mediante el uso de membranas semipermeables de iones selectivas. La aplicación de un potencial eléctrico entre los dos electrodos produce una migración de cationes y aniones hacia los electrodos respectivos. Debido a la separación alternativa de las membranas de cationes y aniones permeables, se forman células de concentrados y sales diluidas. La desventaja es la formación de hidróxidos de metal que obstruyen la membrana.

**Ultrafiltración:** Son membranas en donde la fuerza impulsora es la presión y se usan membranas porosas para la eliminación de metales pesados. La principal desventaja de este proceso es la generación de lodos.

**Intercambio iónico:** En este proceso, los iones metálicos de soluciones diluidas se intercambian con los iones en poder de las fuerzas electrostáticas de la resina de intercambio. Las desventajas son: alto costo y la eliminación parcial de ciertos iones.

**Precipitación química:** La precipitación de los metales se logra mediante la adición de coagulantes como alumbre, sales de calcio, hierro y otros polímeros orgánicos. La gran cantidad de lodos que contienen compuestos tóxicos que se producen durante el proceso es el principal inconveniente.

**Fitorremediación:** La fitorremediación es el uso de ciertas plantas para limpiar suelos, sedimentos y aguas contaminadas con metales. Las desventajas son que se necesita mucho tiempo para la eliminación de los metales y la regeneración de la planta de biosorción es aún más difícil.

Por lo tanto, las desventajas como la eliminación de metales incompleta, alta cantidad de reactivo, alto consumo de energía, la generación de lodos tóxicos y otros productos de desechos que requieren eliminación cuidadosa ha hecho imprescindible el uso de un tratamiento costo-efectivo que sea capaz de eliminar los metales pesados de efluentes acuosos (Ahalya *et al.*, 2003).

Actualmente, se están desarrollando nuevas tecnologías para la eliminación de metales pesados, las cuales se pretende tengan bajos costos de operación y que sean fáciles de implementar (Reyes *et al.*, 2006). La búsqueda de nuevas tecnologías que permiten la eliminación de metales tóxicos de las aguas residuales ha dirigido la atención a la biosorción, basada en la capacidad de unión de metales de diversos materiales biológicos.

**Biosorción:** se define como la capacidad de materiales biológicos de acumular metales pesados de aguas residuales a través de vías fisicoquímicas o metabólicas. Las algas, bacterias, hongos y levaduras han demostrado ser biosorbentes potenciales de metales. Las principales ventajas de biosorción sobre los métodos de tratamiento convencionales incluyen: bajo costo, alto rendimiento, reducción de productos químicos y lodos biológicos, no se requiere nutrientes adicionales, regeneración de biosorbente, y la posibilidad de recuperación de metales (Volesky, 1990).

El proceso de biosorción involucra una fase sólida (biosorbente que es el material biológico) y una fase líquida (disolvente que es normalmente agua) que contiene una especie para ser absorbida (sorbato, los iones de metal). Debido a la mayor afinidad del sorbente por el sorbato de las especies, este último se siente atraído y atado allí por diferentes mecanismos. El proceso continúa hasta

que se establece el equilibrio entre la cantidad de especies de sorbato de sólidos. El grado de afinidad del absorbente para el sorbato determina su distribución entre las fases sólida y líquida. (Reyes *et al.*, 2006)

Los dos mecanismos diferenciados para la captación de los metales pesados por parte de la biomasa son (Reyes *et al.*, 2006):

- Bioacumulación: Basada en la absorción de las especies metálicas mediante los mecanismos de acumulación al interior de las células de biomasa vivas. (Figura 1).
- Bioadsorción: Basada en la adsorción de los iones en la superficie de la célula. El fenómeno puede ocurrir por intercambio iónico, precipitación, complejación o atracción electrostática (Figura 2).

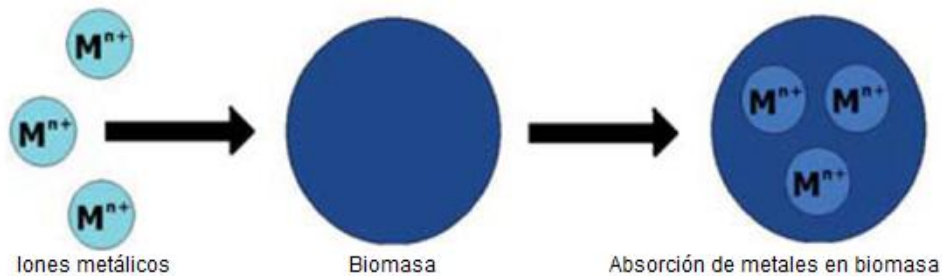


Figura 1. Bioacumulación de Metales Pesados

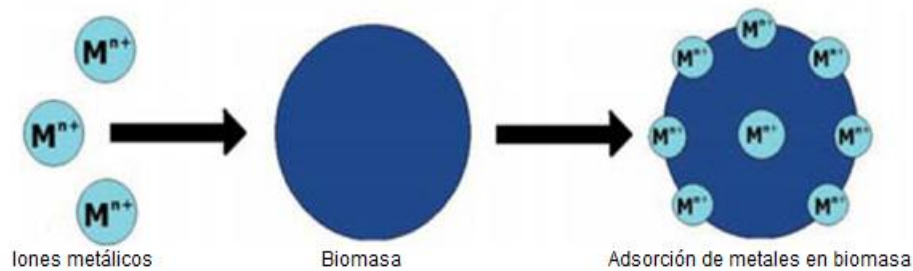


Figura 2. Bioadsorción de Metales Pesados

## 2.5 Procedimientos Experimentales de Biosorción

Los procesos de biosorción se pueden realizar a través de varias formas, pueden ser de tres tipos generales: discontinuos (lotes), continuos de flujo estacionario, y semicontinuos de flujo no estacionario. Aunque la mayoría de las aplicaciones industriales prefieren un modo continuo de operación, los experimentos por lotes tienen que ser utilizados para evaluar la información fundamental, como la eficiencia del biosorbente, condiciones óptimas experimentales, y la posibilidad de regeneración de la biomasa.

Los reactores discontinuos son sencillos de operar e industrialmente se utilizan cuando se han de tratar pequeñas cantidades de sustancias. Los reactores continuos son ideales para fines industriales cuando han de tratarse grandes cantidades de sustancia y permiten obtener un buen control de la calidad del producto. Los reactores semicontinuos son sistemas más flexibles pero de más difícil análisis y operación que los anteriores; en ellos la velocidad de la reacción puede controlarse con una buena estrategia en la dosificación de los reactantes (Borzacconi, 2003).

### 2.5.1 Uso de microorganismos como biosorbentes.

Los avances tecnológicos para el abatimiento de la contaminación por metales tóxicos consisten en el uso selectivo y en el mejoramiento de procesos naturales para el tratamiento de residuos particulares. Los procesos por los cuales los organismos interactúan con los metales tóxicos son muy diversos (Figura. 3). Sin embargo, existen en la práctica tres categorías generales de procesos biotecnológicos para el tratamiento de residuos líquidos que contienen metales tóxicos: la biosorción; la precipitación extracelular y la captación a través de biopolímeros purificados y de otras moléculas especializadas, derivadas de células microbianas. Estos procesos no son excluyentes y pueden involucrar fenómenos fisicoquímicos y biológicos. Las tecnologías que utilizan estos procesos se encuentran actualmente en uso para controlar la contaminación de diversas fuentes, incluyendo las actividades de fundición y de minería (Gadd *et al.*, 1993)

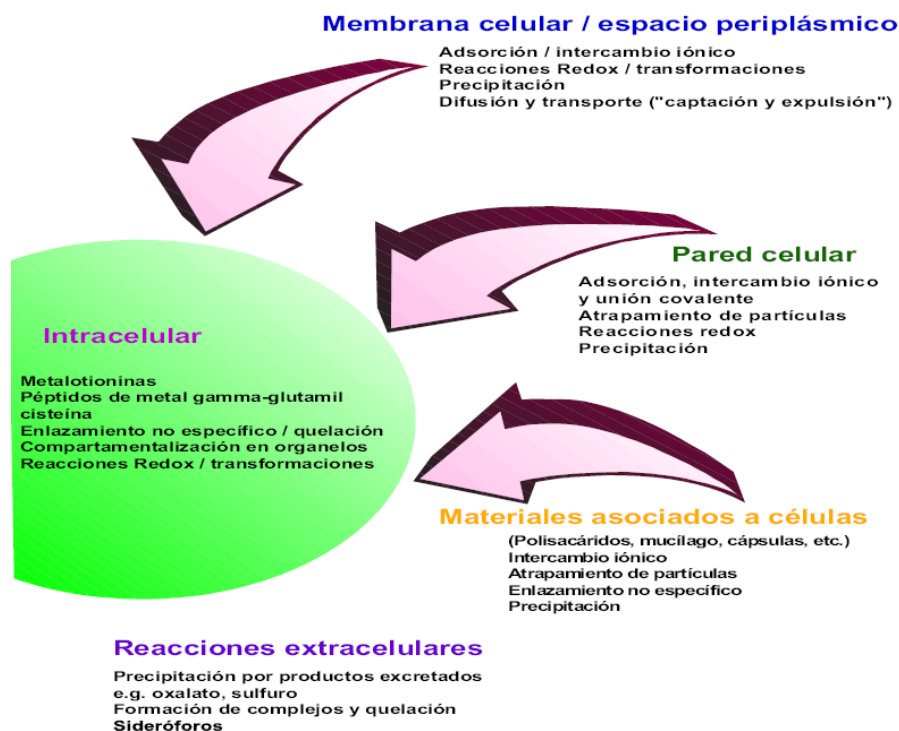


Figura 3. Procesos que Contribuyen a la Captación Microbiana y Destoxificación de Metales (Gadd *et al.*, 1993).

Con el fin de sobrevivir en la naturaleza, las bacterias necesitan desarrollar diferentes mecanismos para resistir las concentraciones de los metales pesados. Las bacterias poseen la capacidad para transformar algunos metales en formas menos tóxicas (Cervantes, 2006). Los microorganismos acuáticos heterótrofos utilizan y mineralizan los nutrientes orgánicos. El amonio se nitrifica, y junto con otros nutrientes inorgánicos, es utilizado e inmovilizado por las algas y las plantas acuáticas superiores. Las poblaciones alóctonas (no del lugar) de bacterias entéricas (móviles) y otros patógenos se reducen, y finalmente se eliminan por las presiones de competencia y depredación ejercidas por las poblaciones acuáticas autóctonas. De este modo, las aguas naturales pueden aceptar una cantidad moderada de aguas residuales sin depurar, sin que se produzca un deterioro significativo de la calidad (Atlas *et al.*, 2002).

### **2.5.2 Características de *Escherichia coli***

La *Escherichia coli* es un habitante común de la parte baja del tracto intestinal del hombre y de animales de sangre caliente. Es un organismo facultativamente anaerobio. Cuenta con dos tipos de sistemas metabólicos respiratorio y fermentativo. Estas cepas tienen una función muy útil en el cuerpo suprimiendo el crecimiento de bacterias dañinas y sintetizando apreciables cantidades de vitaminas. Es un bacilo gram negativo en forma de varilla que no forma esporas. Fermenta azúcares como simples como glucosa para formar ácido láctico, acético y fórmico (Bergey, 1994)

Esta bacteria cuando crece en medio líquido produce un enturbiamiento difuso; pero si se desarrolla en condiciones subóptimas, puede formar largas cadenas filamentosas y originar un crecimiento granular. Muchas cepas poseen flagelos y son móviles. En agar las colonias de cepas lisas (S) son brillantes convexas e incoloras pero cuando tales cepas se resiembran repetidamente en medios

artificiales se vuelven rugosas (R) y determinan la formación de colonias mates y granujentas. Las variantes capsuladas producen colonias mucoides, en especial cuando se incuban a bajas temperaturas y crecen en un medio pobre en nitrógeno y fósforo, pero rico en carbohidratos. Algunas cepas son hemolíticas, y en medios sólidos despiden un olor fétido característico (Davis *et al.*, 1975).

La condición óptima de crecimiento de la *Escherichia coli* es de 37°C. El pH óptimo para su crecimiento es de 6.0 a 8.0. Sin embargo, su crecimiento se puede dar desde un pH de 4.3 hasta 9 o 10 (Basel *et al.*, 1983). Dado a los buenos resultados de crecimiento en medio ácido Monge *et al.* (2008) reporta como un buen biosorbente de metales pesados. Se han realizado diferentes investigaciones sobre tolerancia de metales pesados en *Escherichia coli*, por ejemplo, Mergeay *et al.* (1985) reportan la concentración inhibitoria media de varios iones metálicos diferentes para *Escherichia coli* el metal más tóxico fue el mercurio, mientras que el menor de los metales tóxicos fue el manganeso.

## **2.6 Modelos Teóricos para el Tratamiento de Datos Experimentales del Proceso de Biosorción**

La calidad del material absorbente se juzga de acuerdo a cuánto puede atraer y retener el sorbato. Para este fin se acostumbra determinar la adsorción del metal ( $q$ ) por el biosorbente como la cantidad de sorbato enlazado por la unidad de fase sólida (peso, volumen, etc.).

El cálculo de la absorción del metal (mg/g) se basa en un balance de materia por el material de biosorción: el sorbato que desaparece de la solución debe de estar en el sólido. Correspondientemente la cantidad de metal unido al sorbente que desaparece de la solución puede ser calculado por un balance de masa para el sorbente en el sistema.

$$V(L) C_i \left(\frac{mg}{L}\right) = \text{Total del sorbato en el sistema (mg)}$$

$$V(L) C_f \left(\frac{mg}{L}\right) = \text{Total del sorbato dejado en solución (mg)}$$

La captación será la diferencia:

$$q = \frac{V(C_i - C_f)}{S} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde,

- V es el volumen de la solución que contienen los metales en contacto (lote) con el sorbente (L).
- $C_i$  y  $C_f$  son las concentraciones inicial y de equilibrio (residual), respectivamente (mg/L). Estas son determinadas analíticamente (mg/L).
- S es la cantidad de biosorbente en base seca (g).

La captación del sorbente puede expresarse en diferentes unidades dependiendo del propósito:

- 1) Para propósito de evaluación de procesos prácticos e ingenieriles en los que se incluyen balances de masa se acostumbra utilizar peso por peso (seco) (por ejemplo, mg de metales absorbidos por gramo de material seco) absorbente.
- 2) Cuando se utiliza un reactor (columna de lecho empacado) la captación puede ser expresada en base por volumen (por ejemplo, mg/L). Sin embargo, la porosidad de volumen puede presentar una complicación en

comparaciones cuantitativas de los resultados de rendimientos de biosorción.

- 3) Cuando se trabaja con la estequiometría del proceso y cuando se estudian los grupos funcionales y los mecanismos de unión de los metales es muy útil expresar  $q$  en moles o carga equivalente, por unidad de peso o volumen del sorbente (ejemplo, mmol/g o meq/g).

Estas unidades son interconvertibles con relativa facilidad. El único problema que puede surgir es la conversión de peso-volumen. Para interpretaciones científicas se usa de preferencia base seca de sorbente seco (Volesky, 2004).

### **2.6.1 Isotermas de un solo sorbato.**

Dado que los procesos de absorción tienden a ser exotérmicos el rendimiento de absorción puede variar con la temperatura, debido a eso la temperatura debe ser constante durante el proceso de absorción. Las isotermas de sorción se grafican por la captación de sorción ( $q$ ) y la concentración final de equilibrio del sorbato residual que queda en la solución ( $C_f$ ).

La biosorción no es necesariamente exotérmicamente fuerte como otras reacciones de adsorción física. El rango de temperatura para aplicaciones de biosorción es considerado relativamente estrecho, aproximadamente entre 10-70°C, disminuyendo por tanto la cuestión de sensibilidad a la temperatura en gran medida (Volesky, 2004).

### **2.6.2 Modelos simples de sorción.**

Los fenómenos de biosorción se caracterizan por la retención del metal mediante una interacción fisicoquímica del metal con ligandos, pertenecientes a

la superficie celular. Esta interacción se produce con grupos funcionales expuestos hacia el exterior celular pertenecientes a partes de moléculas componentes de las paredes celulares, como por ejemplo carboxilo, amino, hidroxilo, fosfato y sulfhidrilo. Es un mecanismo de cinética rápida, que no presenta una alta dependencia con la temperatura y en muchos casos, puede estudiarse en detalle mediante la construcción de los modelos de isothermas de Langmuir y Freundlich (Vullo, 2003).

La isoterma de Langmuir es de una forma hiperbólica:

$$q = \frac{q_o C_e}{k_d + C_e} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Linealizando la ecuación 2

$$\frac{1}{q} = \frac{k_d}{q_o} \frac{1}{C_e} + \frac{1}{q_o}$$

Dónde:

- $C_e$  es la concentración en el equilibrio (mg/L).
- $q$  es la cantidad intercambiada (mg/g).
- $q_o$  es la máxima absorción del sorbato en las condiciones dadas (mg/g).
- $K_d$  es la constante de la isoterma de Langmuir.

Teóricamente el modelo de Langmuir representa una interacción soluto-adsorbente de segundo orden y puede expresarse de la siguiente forma: toda la superficie tiene la misma actividad para la adsorción; no hay interacción entre las especies adsorbidas; toda la adsorción tiene lugar mediante el mismo mecanismo y el grado de adsorción es inferior a una capa monomolecular completa en la superficie (Smith, 1995).

La isoterma de Freundlich es una relación exponencial:

$$q = KC_f \left(\frac{1}{n}\right) \quad (\text{Ecuación 3})$$

Donde:

$k$  y  $n$  son constantes de Freundlich.

La relación de Freundlich es una ecuación empírica. No indica una capacidad de absorción limitada del absorbente y por lo tanto sólo puede aplicarse razonablemente a rangos de concentración bajos a intermedios. Sin embargo, es más fácil de manejar matemáticamente con cálculos más complejos (por ejemplo, en la modelización del comportamiento dinámico de columnas) donde aparece frecuentemente. El modelo de Freundlich puede ser fácilmente linealizado graficando en un formato log-log.

El modelo de Langmuir ha sido más utilizado, ya que contiene los dos parámetros más útiles ( $q_{max}$  y  $b$ ) que son fácilmente comprensibles, ya que reflejan las dos características más importantes del sistema de absorción (Holan *et al.*, 1993; 1994).

## 2.7 Investigaciones Relacionadas

Mediante diversas investigaciones a principios de 1980 se descubrió la capacidad de los microorganismos de acumular elementos metálicos. A partir de este problema se han realizado investigaciones desde el punto de vista toxicológico, estos preocupados por la acumulación en el metabolismo activo de las células vivas, los efectos de metal en las actividades metabólicas de las células microbianas y las consecuencias de la acumulación en los alimentos de la cadena alimenticia (Volesky, 1987). Sin embargo, investigaciones posteriores han revelado que la biomasa inactiva puede atraer iones metálicos a través de

diversos mecanismos físico-químicos. Con este nuevo hallazgo, las investigaciones sobre biosorción son una alternativa para la eliminación de metales y colorantes. Los investigadores han podido entender y explicar como la biosorción no sólo depende de la composición química o la biomasa, sino también de factores físico-químicos externos y de la solución. Algunos investigadores han sido capaces de explicar los mecanismos responsables de biosorción, lo que puede ser uno o combinación de intercambio iónico, complejación, adsorción, interacción electrostática de quelación y microprecipitación (Veglio *et al.*, 1997).

Varios estudios han demostrado que la biomasa de diferentes especies de bacterias, hongos y algas son capaces de concentrar en sus estructuras iones metálicos que se encuentran en ambientes acuáticos (Basso *et al.*, 2002). Se han detectado bacterias del género *Pseudomonas* de ambientes mineros que presenta resistencia a metales pesados como Cd, Cu y Pb (Rivas *et al.*, 2004). Algunas especies de microalgas marinas para biosorción de cadmio (Basso *et al.*, 2002). Se ha determinado la bioadsorción de cadmio con biomasa celular a partir de quince hongos (Acosta *et al.*, 2007) y para la remoción de cromo, plomo y cobre de aguas residuales, se ha utilizado *Staphylococcus saprophyticus* (Ilhan *et al.*, 2004). Se ha estudiado la biosorción de Cu de bacterias aisladas de sitios contaminados (*Escherichia coli* y *Burkholderia cepacia*) (Monge *et al.*, 2008)

En otras investigaciones se tiene conocimiento de cepas microbianas que tienen la capacidad de biorremediar suelos contaminados con distintos metales y compuestos orgánicos. Se sabe que *Escherichia coli* es capaz de bioacumular cadmio en concentraciones de 5 mg/L, así como cobre y zinc que son tomados del medio de cultivo, mediante un proceso en el cual ocurre una unión a péptidos secretados por la bacteria (Lasat, 2002). Se han aislado especies de *Pseudomonas* sp, *Bacillus* sp y *Aeromonas* sp de efluentes industriales y aguas residuales municipales, para llevar a cabo la biosorción de metales pesados y

reportan a *Pseudomonas cepacia* como una de las cepas que tiene buena capacidad de biosorción de cobre y plomo (Leung *et al.*,2000).

En estudios de suelos contaminados tanto con metales pesados como con contaminantes orgánicos, utilizando los géneros *Pseudomonas* sp, *Bacillus* sp y *Arthrobacter* sp, se ha encontrado que resisten distintas concentraciones de cadmio. Algunas especies de *Pseudomonas* sp y *Bacillus* sp, presentan un mecanismo de acumulación intracelular del metal, con una resistencia de hasta 225 y 275 µg/mL, respectivamente. Mientras que otras especies de *Pseudomonas* sp y *Arthrobacter* sp, resisten una concentración de 20 y 50 µg/mL del metal, respectivamente, por medio de un mecanismo extracelular, formando una pared polimérica extracelular a la cual se une el metal (Mijares *et al.*, 2003).

Es importante mencionar que en biosorciones utilizando biomasa bacteriana los datos experimentales no se pueden comparar directamente debido a las diferencias en las condiciones experimentales (pH, temperatura, tiempo de equilibrio y dosificación de biomasa). Sin embargo, los resultados proporcionan información básica para poder evaluar la utilización de biomasa bacteriana para la captación de iones metálicos (Volesky, 2004).