

Análisis de la adsorción como método de pulimiento en el tratamiento de aguas residuales

Norma García Rojas
Paola Villanueva Díaz
Eduardo Campos Medina
Alma Velázquez Rodríguez

Facultad de Ciencias
Facultad de Planeación Urbana y Regional
Universidad Autónoma del Estado de México
E-mail: normita_8688@hotmail.com; aop_bless@hotmail.com
eduardoccmx@gmail.com; almaver@uaemex.mx

Resumen

La contaminación en el ambiente por metales pesados es un fenómeno significativo a nivel mundial. Los métodos convencionales físicos y químicos para la eliminación de metales pesados, tales como intercambio iónico o precipitación, a menudo son ineficaces y / o muy caros cuando se utiliza para la reducción de iones de metales pesados en concentraciones muy bajas.

El presente artículo muestra el fenómeno de adsorción como una opción viable en el tratamiento de aguas residuales, el cual es considerado como un tratamiento de pulimiento, y por lo tanto se lleva a cabo al final de los sistemas de tratamientos convencionales.

Palabras Clave: Adsorción, aguas residuales, metales pesados.

Abstract

Toxic heavy-metal contamination of the environment is a significant worldwide phenomenon. The conventional physical and chemical methods for removing heavy metals, such as ion exchange or precipitation, are often ineffective and/or very expensive when used for the reduction of heavy-metal ions at very low concentrations. This article shows the adsorption phenomenon as a viable option in the treatment of wastewater, which is regarded as a polishing treatment, and therefore takes place at the end of systems of conventional treatments.

Keywords: Adsorption, wastewater, heavy-metal

1. Introducción

El agua es uno de los recursos naturales más importantes debido a su utilidad, por lo cual existe una preocupación mundial de primer orden con respecto a su disponibilidad, conservación y preservación. El tratamiento del agua para el consumo humano se divide en varias etapas, entre las que se pueden mencionar: acondicionamiento químico, acondicionamiento sensorial y clarificación. La clarificación puede definirse como cualquier proceso o combinación de procesos, cuyo propósito es reducir la concentración de los materiales suspendidos en el agua (Aguamarket, 2004), tratándose de una de las etapas básicas en el tratamiento.

Con base en lo anterior, se ha establecido que la contaminación del agua se presenta por sustancias químicas como compuestos orgánicos e inorgánicos (Buseti *et al.* 2005), metales pesados o metaloides, cuya peligrosidad es mayor ya que no son biodegradables (Heyden y New, 2004), y que una vez emitidos pueden permanecer en el ambiente por cientos de años. Del mismo modo se ha demostrado científicamente que la exposición a estos elementos contaminantes en determinadas circunstancias, es causa de muerte en vegetación y fauna (Vázquez y Pena de Ortiz, 2004; Chen *et al.*, 2008), la degradación de mantos acuíferos y daños directos al hombre (Saigo y Conninham, 1999; Reddad *et al.* 2003; Bahadir *et al.*, 2007).

La contaminación del ambiente con metales tóxicos y radionúcleos surge como resultado de actividades humanas, principalmente industriales, sin embargo, fuentes como la agricultura y la eliminación de residuos también contribuyen a su contaminación. Estos contaminantes son descargados en la atmósfera y en los ambientes acuáticos y terrestres, principalmente como solutos o partículas y pueden alcanzar concentraciones elevadas, especialmente cerca del sitio de descarga. Los efectos de los metales sobre el funcionamiento de los ecosistemas varían considerablemente y son de importancia económica y de salud pública (Aksu, Z., 1998). Entre los mecanismos moleculares que determinan la toxicidad de los metales pesados se encuentran:

1. El desplazamiento de iones metálicos esenciales de biomoléculas y bloqueo de sus grupos funcionales,
2. modificación de la conformación activa de biomoléculas, especialmente enzimas y polinucleótidos,
3. ruptura de la integridad de biomoléculas y
4. modificación de otros agentes biológicamente activos.

La presencia de estos metales pesados en el ambiente acuático causa severos daños a la vida acuática, además de que eliminan microorganismos durante los tratamientos biológicos de aguas residuales, lo que ocasiona que el proceso de purificación decaiga. Aunado a lo anterior las sales de estos metales pesados son solubles en agua y por consecuencia no pueden ser separadas por los métodos ordinarios tradicionales (Hussein *et al.* 2004). Por tal razón, se han planteado diversos tratamientos avanzados que permiten la eliminación de estas sales los cuales son eficientes pero poco accesibles económicamente hablando.

2. Tratamientos del Agua Residual

2.1. Tratamientos Convencionales

En general, las plantas de tratamiento de agua residual incluyen tres tipos de tratamientos llamados convencionales, dentro de estos se tiene el Tratamiento primario, secundario, terciario.

2.1.1 Tratamiento primario

El tratamiento primario es para reducir aceites, grasas, arenas y sólidos gruesos. Este paso está enteramente hecho con maquinaria, de ahí conocido también como tratamiento mecánico.

- *Remoción de sólidos*

En el tratamiento mecánico, el afluente es filtrado en cámaras de rejillas para eliminar todos los objetos grandes que son depositados en el sistema de alcantarillado, tales como trapos, barras, compresas, tampones, latas, frutas, papel higiénico, etc. Éste es el usado más comúnmente mediante una pantalla rastrillada automatizada mecánicamente. Este tipo de basura se elimina porque esto puede dañar equipos sensibles en la planta de tratamiento de aguas residuales, además los tratamientos biológicos no están diseñados para tratar sólidos.

- *Remoción de arena*

Esta etapa (también conocida como escaneo o maceración) típicamente incluye un canal de arena donde la velocidad de las aguas residuales es cuidadosamente controlada para permitir que la arena y las piedras de ésta tomen partículas, pero todavía se mantiene la mayoría del material orgánico con el flujo. Este equipo es llamado colector de arena. La arena y las piedras necesitan ser quitadas a tiempo en el proceso para prevenir daño en las bombas y otros equipos en las etapas restantes del tratamiento. Algunas veces hay baños de arena (clasificador de la arena) seguido por un transportador que transporta la arena a un contenedor para la deposición. El contenido del colector de arena podría ser alimentado en el incinerador en un procesamiento de planta de fangos, pero en muchos casos la arena es enviada a un terraplén.

- *Investigación y maceración*

El líquido libre de abrasivos es pasado a través de pantallas arregladas o rotatorias para remover material flotante y materia grande como trapos; y partículas pequeñas como chicharos y maíz. Los escaneos son recolectados y podrán ser regresados a la planta de tratamiento de fangos o podrán ser dispuestos al exterior hacia campos o incineración. En la maceración, los sólidos son cortados en partículas pequeñas a través del uso de cuchillos rotatorios montados en un cilindro revolvente, es utilizado en plantas que pueden procesar esta basura en partículas. Los maceradores son, sin embargo, más caros de mantener y menos confiables que las pantallas físicas.

- *Sedimentación*

Muchas plantas tienen una etapa de sedimentación donde el agua residual se pasa a través de grandes tanques circulares o rectangulares. Estos tanques son comúnmente llamados clarificadores primarios o tanques de sedimentación primarios. Los tanques son lo suficientemente grandes, tal que los sólidos fecales pueden situarse y el material flotante como la grasa y plásticos pueden levantarse hacia la superficie y desnatarse. El propósito

principal de la etapa primaria es producir generalmente un líquido homogéneo capaz de ser tratado biológicamente y unos fangos o lodos que puede ser tratado separadamente. Los tanques primarios de establecimiento se equipan generalmente con raspadores conducidos mecánicamente que llevan continuamente los fangos recogido hacia una tolva en la base del tanque donde mediante una bomba puede llevar a éste hacia otras etapas del tratamiento.

2.1.2 Tratamiento secundario

El tratamiento secundario está diseñado para degradar sustancialmente el contenido biológico del agua residual, el cual deriva de residuos humanos, residuos de alimentos, jabones y detergentes. La mayoría de las plantas municipales utilizan procesos biológicos aeróbicos para este fin (Edelovitch, E., y K. Ringskog, 1997).

- *Desbaste*

Consiste habitualmente en la retención de los sólidos gruesos del agua residual mediante una reja, manual o auto-limpiante, o un tamiz, habitualmente de menor paso o luz de malla. Esta operación no sólo reduce la carga contaminante del agua a la entrada, sino que permite preservar los equipos como conducciones, bombas y válvulas, frente a los depósitos y obstrucciones provocados por los sólidos, que habitualmente pueden ser muy fibrosos: tejidos, papeles, etc. (Pedrero, 1998).

Los filtros de desbaste son utilizados para tratar particularmente cargas orgánicas fuertes o variables, típicamente industriales, para permitirles ser tratados por procesos de tratamiento secundario. (Buseti *et al.*, 2005) Son filtros típicamente altos, filtros circulares llenados con un filtro abierto sintético en el cual las aguas residuales son aplicadas en una cantidad relativamente alta. El diseño de los filtros permite una alta descarga hidráulica y un alto flujo de aire. En instalaciones más grandes, el aire es forzado a través del medio usando sopladores. El líquido resultante está usualmente con el rango normal para los procesos convencionales de tratamiento (Ramalho, 1996: 223-226).

- *Fangos activos*

Las plantas de [fangos activos](#) usan una variedad de mecanismos y procesos para usar oxígeno disuelto y promover el crecimiento de organismos biológicos que remueven sustancialmente materia orgánica. También puede atrapar partículas de material y puede, bajo condiciones ideales, convertir amoníaco en nitrito y nitrato, y en última instancia a gas nitrógeno. (Seames y otros, 2002: 2772)

- *Camas filtrantes (camas de oxidación)*

Se utiliza la capa filtrante de goteo utilizando plantas más viejas y plantas receptoras de cargas más variables, las camas filtrantes son utilizadas donde el licor de las aguas residuales es rociado en la superficie de una profunda cama compuesta de coque ([carbón](#), piedra [caliza](#) o fabricada especialmente de medios plásticos). Tales medios deben tener altas superficies para soportar las biopelículas que se forman. El licor es distribuido mediante unos brazos perforados rotativos que irradian de un pivote central. El licor distribuido gotea en la cama y es recogido en drenes en la base. Estos drenes también proporcionan un recurso de aire que se infiltra hacia arriba de la cama, manteniendo un medio aerobio. Las películas biológicas de bacterias, protozoarios y hongos se forman en la superficie media y se comen o reducen los contenidos orgánicos. Esta biopelícula es alimentada a menudo por insectos y gusanos (Edelovitch, E., y K. Ringskog, 1997).

- *Placas rotativas y espirales*

En algunas plantas pequeñas son usadas placas o espirales de revolvimiento lento que son parcialmente sumergidas en un licor. Se crea un flóculo biótico que proporciona el substrato requerido.

- *Reactor biológico de cama móvil*

El reactor biológico de cama móvil (MBBR, por sus siglas en inglés) asume la adición de medios inertes en vasijas de fangos activos existentes para proveer sitios activos para que se adjunte la biomasa. Esta conversión hace como resultante un sistema de crecimiento. Las ventajas de los sistemas de crecimiento adjunto son:

1. Mantener una alta densidad de población de biomasa
2. Incrementar la eficiencia del sistema sin la necesidad de incrementar la concentración del licor mezclado de sólidos (MLSS)
3. Eliminar el costo de operación de la línea de retorno de fangos activos (RAS).

- *Filtros aireados biológicos*

Filtros aireados (o anóxicos) biológicos (BAF) combinan la filtración con reducción biológica de carbono, nitrificación o desnitrificación. BAF incluye usualmente un reactor lleno de medios de un filtro. Los medios están en la suspensión o apoyados por una capa en el pie del filtro. El propósito doble de este medio es soportar altamente la biomasa activa que se une a él y a los sólidos suspendidos del filtro. La reducción del carbón y la conversión del amoníaco ocurre en medio aerobio y alguna vez alcanzado en un sólo reactor mientras la conversión del nitrato ocurre en una manera anóxica. BAF es también operado en flujo alto o flujo bajo dependiendo del diseño especificado por el fabricante (Lee y Lin 2000:103).

- *Reactores biológicos de membrana*

MBR es un sistema con una barrera de membrana semipermeable o en conjunto con un proceso de fangos. Esta tecnología garantiza la remoción de todos los contaminantes suspendidos y algunos disueltos. La limitación de los sistemas MBR es directamente proporcional a la eficaz reducción de nutrientes del proceso de fangos activos. El coste de construcción y operación de MBR es usualmente más alto que el de un tratamiento de aguas residuales convencional de esta clase de filtros (Ormad, 1997).

- *Sedimentación secundaria*

El paso final de la etapa secundaria del tratamiento es retirar los flóculos biológicos del material de filtro, y producir agua tratada con bajos niveles de materia orgánica y materia suspendida. En una planta de tratamiento rural, se realiza en el tanque de sedimentación secundaria (Murria, 1986).

2.1.3 Tratamiento terciario

El tratamiento terciario proporciona una etapa final para aumentar la calidad del efluente al estándar requerido antes de que éste sea descargado al ambiente receptor (mar, río, lago, campo, etc.) Más de un proceso terciario del tratamiento puede ser usado en una planta de tratamiento. Si la desinfección se practica siempre en el proceso final, es siempre llamada pulir el efluente (LAC CDE, 1992).

- *Filtración*

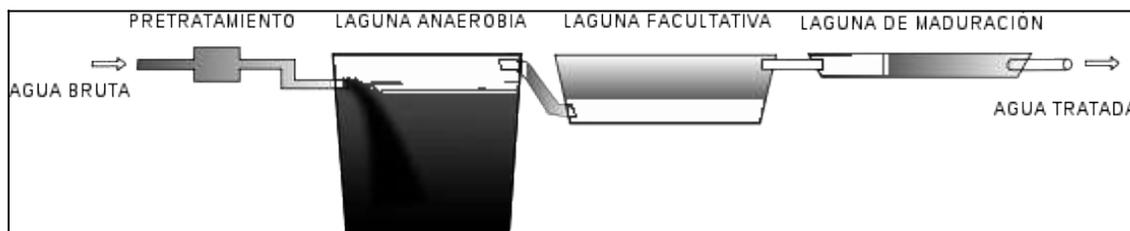
La filtración de arena remueve gran parte de los residuos de materia suspendida. El carbón activado sobrante de la filtración remueve las toxinas residuales.

- *Lagunaje*

El tratamiento de lagunas proporciona el establecimiento necesario y fomenta la mejora biológica de almacenaje en charcos o lagunas artificiales. Se trata de una imitación de los procesos de autodepuración que somete un río o un lago al agua residual de forma natural. Estas lagunas son altamente aerobias y la colonización por los macrofitos nativos, especialmente cañas, se dan a menudo. Los invertebrados de alimentación del filtro pequeño tales como *Daphnia* y especies de *Rotifera* asisten grandemente al tratamiento removiendo partículas finas.

En la Figura 1, se puede apreciar el sistema de lagunaje, contando con un pretratamiento por donde ingresa el agua abrupta, posteriormente se pasa a una laguna anaerobia en la cual se retiene más tiempo el agua para depurar la materia orgánica suspendida (SST) y parte de la fracción soluble de materia orgánica, seguido de la laguna facultativa y de maduración para salir tratada en 80% aproximadamente, este sistema es barato y fácil de mantener pero presenta los inconvenientes de necesitar gran cantidad de espacio y de ser poco capaz para depurar las aguas de grandes núcleos (Idelovitch, E., y K. Ringskog, 1997).

Figura 1. Esquema de una depuradora por lagunaje.



Fuente: Idelovitch, E., y K. Ringskog, 1997.

- *Tierras húmedas construidas*

Las tierras húmedas construidas incluyen camas de caña y un rango similar de metodologías similares que proporcionan un alto grado de mejora biológica aerobia y pueden ser utilizados a menudo en lugar del tratamiento secundario para las comunidades pequeñas, también para la fitoremediación (Ramalho, 1996: 223-226).

Un ejemplo es una pequeña cama de cañas (o camas de lámina) utilizada para limpiar el drenaje del lugar de los elefantes en el parque zoológico de Chester en Inglaterra (Winker, 1989).

- *Remoción de nutrientes*

Las aguas residuales poseen nutrientes pueden también contener altos niveles de nutrientes (nitrógeno y fósforo) que eso en ciertas formas puede ser tóxico para peces e invertebrados en concentraciones muy bajas (por ejemplo amoníaco) o eso puede crear condiciones insanas en el ambiente de recepción (por ejemplo: mala hierba o crecimiento de algas). (Mantzavinos, 1996). Las malas hierbas y las algas pueden parecer ser una edición estética, pero las algas pueden producir las toxinas, y su muerte y consumo por las

bacterias (decaimiento) pueden agotar el oxígeno en el agua y asfixiar los peces y a otra vida acuática. Cuando se recibe una descarga de los ríos a los lagos o a los mares bajos, los nutrientes agregados pueden causar pérdidas entrópicas severas perdiendo muchos peces sensibles a la contaminación en el agua. La retirada del nitrógeno o del fósforo de las aguas residuales se puede alcanzar mediante la precipitación química o biológica (Edelovitch, E., y K. Ringskog, 1997).

La remoción del [nitrógeno](#) se efectúa con la oxidación biológica del nitrógeno del amoníaco a nitrato (nitrificación que implica nitrificar bacterias tales como Nitrobacter y Nitrosomonas), y entonces mediante la reducción, el nitrato es convertido al gas nitrógeno (desnitrificación), que se lanza a la atmósfera (Pedrero, 1998). Estas conversiones requieren condiciones cuidadosamente controladas para permitir la formación adecuada de comunidades biológicas. Los filtros de arena, las lagunas y las camas de lámina se pueden utilizar para reducir el nitrógeno. Algunas veces, la conversión del amoníaco tóxico al nitrato solamente se refiere a veces como tratamiento terciario (Edelovitch, E., y K. Ringskog, 1997).

La retirada del [fósforo](#) se puede efectuar biológicamente en un proceso llamado retiro biológico realizado del fósforo. En este proceso específicamente bacteriano, llamadas Polyphosphate que acumula organismos, se enriquecen y acumulan selectivamente grandes cantidades de fósforo dentro de sus células. (Mantzavinos, 1996). Cuando la biomasa enriquecida en estas bacterias se separa del agua tratada, los biosólidos bacterianos tienen un alto valor del fertilizante. La retirada del fósforo se puede alcanzar también, generalmente por la precipitación química con las sales del hierro (por ejemplo: cloruro férrico) o del aluminio (por ejemplo: alumbre). El fango químico que resulta, sin embargo, es difícil de operar, y el uso de productos químicos en el proceso del tratamiento es costoso. Aunque esto hace la operación difícil y a menudo sucia, la eliminación química del fósforo requiere una huella significativamente más pequeña del equipo que la de retiro biológico y es más fácil de operar (Edelovitch, E., y K. Ringskog, 1997).

- *Desinfección*

El propósito de la desinfección en el tratamiento de las aguas residuales es reducir substancialmente el número de organismos vivos en el agua que se descargará nuevamente dentro del ambiente. La efectividad de la desinfección depende de la calidad del agua que es tratada (por ejemplo: turbiedad, pH, etc.), del tipo de desinfección que es utilizada, de la dosis de desinfectante (concentración y tiempo), y de otras variables ambientales (Winker, 1989). El agua turbia será tratada con menor éxito puesto que la materia sólida puede blindar organismos, especialmente de la luz ultravioleta o si los tiempos del contacto son bajos. Generalmente, tiempos de contacto cortos, dosis bajas y altos flujos influyen en contra de una desinfección eficaz. Los métodos comunes de desinfección incluyen el ozono, la clorina, o la luz UV. La Cloramina, que se utiliza para el agua potable, no se utiliza en el tratamiento de aguas residuales debido a su persistencia (LAC CDE, 1992).

La desinfección con [cloro](#) sigue siendo la forma más común de desinfección de las aguas residuales en Norteamérica debido a su bajo historial de costo y del largo plazo de la eficacia (Murria, 1986). Una desventaja es que la desinfección con cloro del material orgánico residual puede generar compuestos orgánicamente clorados que pueden ser carcinógenos o dañinos al ambiente. La clorina o las "cloraminas" residuales puede también ser capaces de tratar el material con cloro orgánico en el ambiente acuático natural.

Además, porque la clorina residual es tóxica para especies acuáticas, el efluente tratado debe ser químicamente desclorinado, agregándose complejidad y costo del tratamiento (Edelovitch, E., y K. Ringskog, 1997).

La [luz ultravioleta](#) (UV) se está convirtiendo en el medio más común de la desinfección en el Reino Unido debido a las preocupaciones por los impactos de la clorina en el tratamiento de aguas residuales y en la clorinación orgánica en aguas receptoras. La radiación UV se utiliza para dañar la estructura genética de las bacterias, virus, y otros patógenos, haciéndolos incapaces de la reproducción. Las desventajas dominantes de la desinfección UV son la necesidad del mantenimiento y del reemplazo frecuentes de la lámpara y la necesidad de un efluente altamente tratado para asegurarse de que los microorganismos objetivo no están blindados de la radiación UV (es decir, cualquier sólido presente en el efluente tratado puede proteger microorganismos contra la luz UV) (Edelovitch, E., y K. Ringskog, 1997).

El ozono O_3 es generado pasando el O_2 del oxígeno con un potencial de alto voltaje resultando un tercer átomo de oxígeno y que forma O_3 (Roche, 1994). El ozono es muy inestable y reactivo y oxida la mayoría del material orgánico con que entra en contacto, de tal manera que destruye muchos microorganismos causantes de enfermedades. El ozono se considera ser más seguro que la clorina porque, mientras que la clorina que tiene que ser almacenada en el sitio (altamente venenoso en caso de un lanzamiento accidental), el ozono es colocado según lo necesitado. La ozonización también produce pocos subproductos de la desinfección que la desinfección con cloro. Una desventaja de la desinfección del ozono es el alto costo del equipo de la generación del ozono, y que la cualificación de los operadores deben ser elevada (LAC CDE, 1992).

2.2. Tratamientos Avanzados

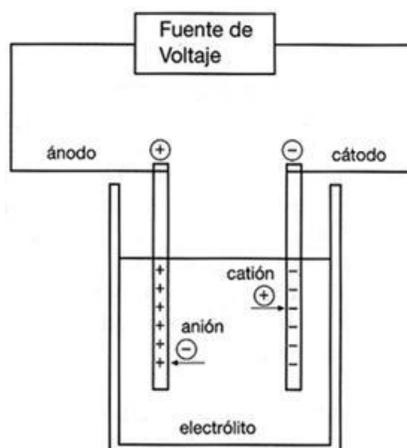
- *Procesos Electroquímicos*

Consiste en la utilización de técnicas electroquímicas, haciendo pasar una corriente eléctrica a través del agua (que necesariamente ha de contener un electrolito) y provocando reacciones de oxidación-reducción tanto en el cátodo como en el ánodo (Rodríguez *et.*, *al* 2006).

Ofrece como mayor ventaja que el reactivo principal en los procesos electroquímicos es el electrón, que es una especie particularmente limpia cuya energía se puede controlar por medio de un potencial aplicado, evitando la introducción de reactivos en disolución.

Las reacciones electroquímicas se llevan a cabo dentro de una celda de electrolisis o celdas electroquímicas. Las más simples generalmente constan de dos electrodos (ánodo y cátodo) conectados a una fuente externa de electricidad y sumergidos en un líquido que puede conducir electricidad a través del movimiento de iones como se puede apreciar en la Figura 2.

Figura 2. Celda electroquímica.



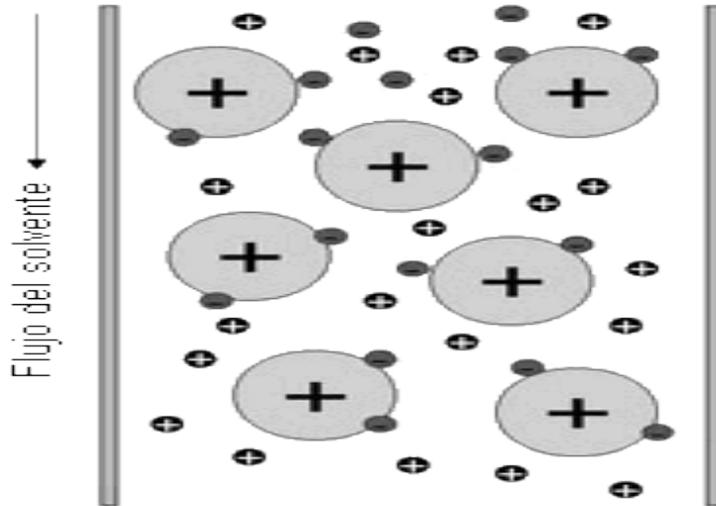
Fuente: Hernández, 2008.

Dentro de la celda electroquímica se desarrolla el proceso electrolítico, que consiste en la disolución de una sustancia en un determinado disolvente, con el fin de que los iones que constituyen dicha sustancia estén presentes en la disolución (Bolton, 1994). Posteriormente se aplica una corriente eléctrica a por lo menos un par de electrodos conductores colocados en la disolución. El electrodo cargado negativamente se conoce como cátodo y el cargado positivamente como ánodo, cada electrodo atrae a los iones de carga opuesta (Rodríguez *et. al.*, 2006). Así, los iones positivos o cationes, son atraídos al cátodo, mientras que los iones negativos, o aniones, se desplazan hacia el ánodo. Las reacciones de reducción, donde las sustancias añaden electrones, ocurren en el cátodo y las reacciones de oxidación, donde las especies pierden electrones, ocurren en el ánodo (Sánchez, 2004).

- *Intercambio iónico*

Se trata un proceso que involucra una reacción química, en la que un ión de la solución es intercambiado por otro similarmente cargado y unido a una partícula sólida móvil (Perry, 2001). Es una operación en la que se utiliza un material, habitualmente denominado resinas de intercambio iónico como se representa en la Figura 3, que es capaz de retener selectivamente sobre su superficie los iones disueltos en el agua, los mantiene temporalmente unidos a la superficie, y los cede frente a una disolución con un fuerte regenerante. (Rodríguez *et. al.*, 2006). Las resinas de intercambio catiónico son aquellas que tienen un ión de intercambio móvil cargado positivamente, mientras que los aniones de intercambio son aquellos que sus iones intercambiables están cargados negativamente. Mediante el uso de una combinación de resinas de intercambio aniónico y catiónico, virtualmente todos los contaminantes pueden ser removidos de una solución. La reacción de intercambio iónico es reversible, es decir, puede avanzar en los dos sentidos y puede llevarse a cabo por lotes o columna (Sánchez, 2004).

Figura 3. Intercambio iónico.



Principio de intercambio iónico: Las partículas cargadas negativamente se unen a la matriz sólida cargada positivamente y son retenidas.

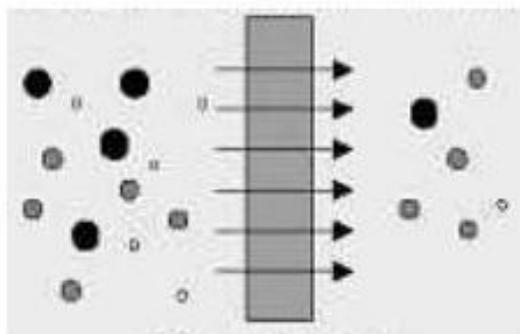
Fuente: www.viarural.com.ar/viarural.com.ar/insumosag, 2011.

- *Tecnología de Membranas*

Las membranas son barreras físicas semipermeables como se representa en la Figura 4, que separan dos fases, impidiendo su íntimo contacto y restringiendo el movimiento de las moléculas a través de ella de forma selectiva. Este hecho permite la separación de las sustancias contaminantes del agua, generando un efluente acuoso depurado (Rodríguez *et. al* 2006). Existen diferentes clasificaciones, según: Material de fabricación, porosidad de la membrana, estructura, geometría, fuerza impulsora y el proceso de separación del que forma parte.

Figura 4. Membranas semipermeables.

Feed water Membrane Permeate



Fuente: Moliner, 2009

De acuerdo con Rodríguez 2006, el proceso de separación con membranas presenta característica significativas, entre ellas, este proceso permite la separación de contaminantes que se encuentran disueltos o dispersos en forma coloidal, elimina

contaminantes que se encuentran a baja concentración, las operaciones se llevan a cabo a temperatura ambiente, los procesos son sencillos y diseños compactos que ocupan poco espacio y pueden combinarse con otros tratamientos (Volesky, 1990). Sin embargo, no eliminan realmente el contaminante, únicamente lo concentran en otra fase, de igual modo pueden darse el caso de incompatibilidades entre el contaminante y la membrana, problemas de ensuciamiento de la membrana: necesidad de otras sustancias para llevar a cabo la limpieza, ajustes de pH, ciclos de parada para limpieza del equipo, deficiente escalado: doble flujo-doble de equipos (equipos modulares), ruido generado por los equipos necesarios para conseguir altas presiones (Bolton, 1994).

De acuerdo con Volesky 1990, estos métodos fisicoquímicos han sido utilizados para remover metales pesados de aguas residuales industriales, desgraciadamente estos son generalmente muy caros y tienen sus limitantes (Ozdemir *et al.*, 2004). Un método que se ha empezado a explorar y ha mostrado resultados interesantes es la adsorción química, en la cual se emplean varios materiales naturales y sintéticos, que aprovechan las interacciones a nivel molecular para recolectar el elemento contaminante y es removido del medio acuoso (Ozdemir *et al.*, 2003).

- *Adsorción*

Castellan, 1987; Maron y Prutton 1977, definen adsorción como un proceso mediante el cual se concentra una sustancia sobre la superficie de otra fase sólida o líquida. Por lo cual es considerado un fenómeno superficial. La sustancia que se concentra en la superficie recibe el nombre de adsorbato y la fase que la retiene es llamada adsorbente.

La adsorción es un fenómeno muy general, sin embargo solo ciertos sólidos exhiben suficiente especificidad y capacidad de adsorción, para ser útiles como adsorbentes industriales, puesto que los sólidos poseen frecuentemente una capacidad muy específica de adsorber grandes cantidades de ciertas sustancias (Sánchez, 2004).

La necesidad de una mayor calidad de las aguas está haciendo que este tratamiento esté en auge. Es considerado como un tratamiento de refinado, y por lo tanto al final de los sistemas de tratamientos más usuales, especialmente con posterioridad a un tratamiento biológico. (Rodríguez *et. al* 2006).

- *Tipos de adsorción*

- a) Adsorción física: causada principalmente por las fuerzas de Van der Waals y electrostáticas, dándose estas entre las moléculas del adsorbato y los átomos que componen la superficie del adsorbente (Treybal, 1986).
- b) Adsorción química: es el resultado de la interacción química entre el sólido y la sustancia adsorbida. Se lleva a cabo cuando la sustancia se une a la superficie mediante fuerzas covalentes (Millán, 2008)

Una consecuencia importante de la quimisorción es que después de que la superficie se ha recubierto con una sola capa de moléculas adsorbidas, queda saturada; solo puede ocurrir adsorción adicional sobre la capa presente, y en general es de tipo débil, debido a ello Langmuir insistió en que la quimisorción incluye la formación de una capa unimolecular, pero la fisorción puede dar origen a capas adicionales (Frington y Alberty, 1975; Atkins, 1986; Laidler y Meiser, 2003). (Millán, 2008)

- c) Intercambio iónico: La adsorción cae de lleno dentro del intercambio iónico y a menudo se le llama adsorción por intercambio iónico (Linares, 2006). El proceso ocurre entre los iones mantenidos en la superficie (Laidler y Meiser, 2003). (Millán, 2008)

No obstante, estos procesos pueden ser poco efectivos o caros. Métodos biológicos tales como la biosorción/bioacumulación para la remoción de iones de metales pesados (Tsezos y Keller, 1983: 201-215) pueden proveer una atractiva alternativa a los métodos fisicoquímicos (Ramakrishna and Viraraghavan, 1995: 189-196)

De acuerdo con Ozdemir y otros 2003 la adsorción química es un método que se ha empezado a explorar y ha mostrado resultados interesantes empleando varios materiales naturales y sintéticos que aprovechan las interacciones a nivel molecular recolectan el elemento contaminante y es removido del medio acuoso

Se ha evaluado la capacidad de diferentes biosorbentes y su modificación para su mayor eficacia en el método de adsorción química, algunos trabajos destacados son los siguientes:

- a) Qingbiao Li y colaboradores (2004) realizaron el estudio de cadmio y plomo que se encontraban disueltos en aguas residuales en estado de oxidación 2+, la adsorción de estos iones se llevó a cabo utilizando biomasa de *Phanerochaete chrysosporium*, que es una variedad de hongo filamentoso. La biosorción fue investigada en términos de isothermas de equilibrio de Freundlich, los resultados mostraron la preferencia de biosorción de Pb (II) sobre la de Cd (II) a condiciones de 27 °C y un valor de pH de 4.5, la remoción se debió a la mayor afinidad por los iones Pb^{2+} .
- b) Conrad y Colaboradores (2007) aplicaron la biomasa de fibra de coco, para llevar a cabo la biosorción de plomo y zinc presentes en soluciones acuosas. Los experimentos se llevaron a cabo aplicando el sistema batch, a fin de estimar las cinéticas de sorción, el efecto del pH sobre los ensayos, las isothermas de sorción y desorción a valores de pH fijos. La investigación se realizó bajo las condiciones en donde la biomasa se empleo sin moler y sin ninguna modificación química, los intervalos de concentración para el Zn **fue de 0 a 1000 μgL^{-1} y para el Pb de 0 a 200 μgL^{-1}** . La máxima sorción alcanzada para el Zn fue de 91 % a un pH de 4.5 y para el Pb fue de 97% a un pH de 2.5. Los resultados de desorción fueron para el Zn de 13 % y para el Pb de 1% a un pH de 5.6 para ambos analitos, durante un tiempo de dos horas.
- c) Romero y Colaboradores (2007) analizaron la capacidad de sorción de seis diferentes tipos de biomasa de algas, con los elementos cadmio, níquel, zinc, cobre y plomo presentes en soluciones acuosas. Las condiciones óptimas de sorción fueron estudiadas para cada sistema monometálico. El pH óptimo fue de 6 para los elementos de Cd, Ni y Zn, y menos de 5 para Cu y Pb. Los mejores resultados de remoción fueron obtenidos a una baja concentración del biomaterial (5 mgL^{-1}). El modelo teórico que se estudio fue el de Langmuir y la secuencia de sorción fue la siguiente $Pb > Cd \gg Cu > Zn > Ni$, para la biomasa del alga *Fucus spiralis*.
- d) Shin y Colaboradores (2007) evaluaron la capacidad de sorción de la corteza y madera de enebro de manera específica para el cadmio presente en solución acuosa a diferentes valores de pH. El comportamiento de la adsorción fue caracterizada a través de los resultados de cinética de remoción, isothermas de adsorción. Los resultados mostraron que la corteza de enebro tiene una capacidad de sorción de 3 a 4 veces más que la **madera, esto se corroboró en los datos que fueron 76.3 a 91.6 $\mu\text{mol Cd g}^{-1}$ (corteza) y de**

24.8 a 28.3 $\mu\text{mol Cd g}^{-1}$ (madera). Para ambos adsorbentes la adsorción de cadmio aumenta con el incremento de los valores de pH en un rango de 2-6, esto sugiere que los grupos carboxilo pueden estar directamente relacionados con la interacción con el Cd.

- e) Uluozlu y Colaboradores (2008) estudiaron la sorción del Pb (II) y Cr (VI) presentes en soluciones acuosas, empleando la biomasa del líquen (*Parmelina tiliaceae*), las condiciones óptimas de sorción fueron determinadas en función del pH, dosis de biomasa, tiempo de contacto y temperatura. Los modelos teóricos de Langmuir y Freundlich fueron utilizados para describir la isoterma de biosorción de los analitos por medio del líquen, y mediante los resultados se determinó que la máxima capacidad de sorción fue para el Pb (II) de 75.8 mgL^{-1} y para el Cr (VI) de 52.1 mgL^{-1} respectivamente.

- *Parte experimental de la adsorción*

Normalmente para que se lleve a cabo la adsorción se debe de seleccionar un biomaterial, el más adecuado para la investigación que se pretende desarrollar, que actualmente la vertiente es que son residuos orgánicos. A estos residuos se les debe de dar un pretratamiento, que usualmente es un secado durante varias horas con la finalidad de que las moléculas de agua que se encuentran dentro del biomaterial se evaporen.

Dependiendo del tipo de biomaterial, se le puede dar un segundo pretratamiento, a continuación solo se citan de manera general algunos de ellos:

- a) Lavado con etanol, a fin de remover el color.
- b) Tratamiento con agua a punto de ebullición también con la finalidad de remover el color
- c) Un tratamiento ácido, esto con la finalidad de oxidar la superficie del biomaterial y generar una superficie homogénea en cuanto a porosidad.

Una vez que se tiene preparada la biomasa esta se transfiere a recipientes adecuados para llevar a cabo el contacto entre el biomaterial y el analito que se desea separar de la fase acuosa. Usualmente este proceso se lleva a cabo en lotes, que es el procedimiento más practicado y que los autores desarrollaron en su investigación de adsorción.

- *Adsorción por lotes*

La adsorción por lotes se suele usar para adsorber solutos de disoluciones líquidas cuando las cantidades tratadas son pequeñas, como en la industria farmacéutica y en otras. Al igual que en muchos otros procesos, se necesita una relación de equilibrio como las isotermas de Freundlich o de Langmuir y un balance de materia (Contreras, 2011).

- *Adsorción por Columnas de Adsorción de Lecho Fijo*

Es un método muy usado para la adsorción de solutos de líquidos o gases emplea un lecho fijo de partículas granulares. El fluido que se va a tratar se hace descender a través del lecho empacado a una tasa de flujo constante. La situación es más compleja que la de un simple proceso por lotes en un tanque agitado que alcanza el equilibrio. En el proceso de lecho fijo son importantes las resistencias a la transferencia de masa, y el proceso se lleva a cabo en estado no estacionario. La eficiencia del proceso depende de la dinámica global del sistema, y no sólo de las consideraciones de equilibrio. Las concentraciones del soluto en la fase fluida y en la fase adsorbente sólida cambian con el tiempo y también con la posición en el lecho fijo conforme prosigue la adsorción. En la entrada del lecho se supone que el

sólido no tiene soluto al principio del proceso; a medida que el fluido entra en contacto con la entrada del lecho, se realiza la mayor parte de la transferencia de masa y de la adsorción. Cuando el fluido pasa a través del lecho, su concentración va disminuyendo muy rápidamente con la distancia hasta llegar a cero mucho antes del final del lecho (Contreras, 2011; Weber, 2003).

Después de cierto tiempo, el sólido que se encuentra cerca de la entrada de la torre está casi saturado, y la mayor parte de la transferencia de masa y de la adsorción sucede ahora en un punto ligeramente más lejano a la entrada. En un tiempo posterior, el perfil o la zona de transferencia de masa donde ocurre la mayor parte del cambio de la concentración, se ha desplazado más lejos dentro del lecho. Los perfiles de concentración que se muestran corresponden a la fase fluida. Los perfiles de concentración para la concentración de adsorbatos en el sólido son similares. En la entrada, el sólido está casi saturado y su concentración permanece casi constante hasta la zona de transferencia de masa, donde desciende rápidamente hasta casi cero. La línea punteada correspondiente al tiempo final muestra la concentración en la fase fluida en equilibrio con el sólido. La diferencia de las concentraciones es la fuerza que impulsa la transferencia de masa (Contreras, 2011).

- *Factores que Influyen el proceso de Adsorción.*

La adsorción depende de la naturaleza y la estructura del adsorbente, de las propiedades físico-químicas del adsorbido y del medio en el cual la adsorción debe efectuarse. El medio puede intervenir modificando las propiedades físico-químicas del adsorbente (solubilidad, carga superficial, carácter hidrófobo/hidrófilo, etc.), modificando la accesibilidad a los sitios de adsorción por recubrimiento de la superficie externa del adsorbente o introduciendo compuestos susceptibles de entrar en competencia con la molécula cuya eliminación se busca. Es el caso de las aguas naturales, que contienen numerosas sustancias orgánicas o minerales que pueden modificar la adsorción de una molécula específica. Numerosos compuestos son susceptibles de ser adsorbidos por el carbón activo y, por lo tanto, los micropoluentes a eliminar entran en competencia con esas sustancias (Sánchez, 2004).

Una vez obtenidos los resultados de los contactos entre el biosorbente y el contaminante se procede a determinar los porcentajes de remoción y con ello las respectivas cinéticas de adsorción para obtener los modelos teóricos de isotermas correspondientes.

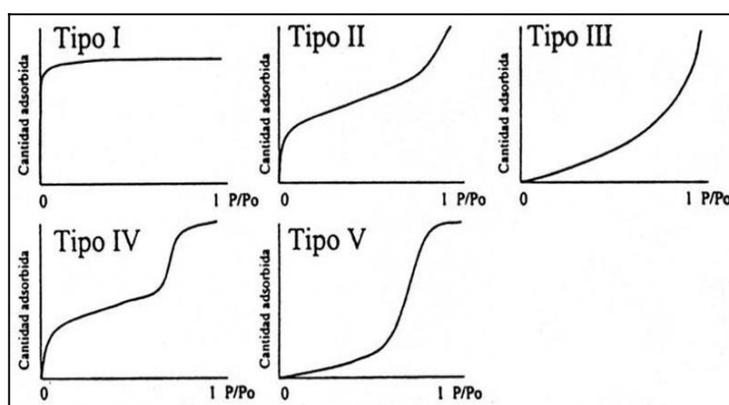
- *Cinéticas de reacción y las Isotermas de adsorción*

Una vez que se han realizado los contactos entre el biomaterial (adsorbente) y la solución acuosa que contiene disuelto al analito que se desea remover. Se procede a realizar los cálculos de las cinéticas y las isotermas correspondientes. Las cinéticas no es otra cosa que la medición de la velocidad con que se lleva a cabo el proceso de adsorción, para lo cual se requiere determinar las concentraciones del analito antes y después del tiempo de contacto, con estos datos se determina si la cinética es de 1er orden o segundo orden. Si los resultados muestran que la cinética es de primer orden el fenómeno se presenta en la superficie del adsorbente teniendo la característica que esta es homogénea y se forma una monocapa, caso contrario en el 2º orden ya que en este caso la superficie es heterogénea. Para ambos casos las gráficas que se generan siguen el modelo lineal, y para decidir cuál de los tipos de orden se ajusta al fenómeno de adsorción se contrastan los coeficientes de correlación de ambos tipos de orden y el mejor resultado es que se ajusta al tipo de orden,

cabe señalar que los resultados obtenidos se corroboran con el cálculo de las isothermas teóricas, es decir la interpretación que se obtenga de las cinéticas se debe de fortalecer con los resultados de las isothermas de adsorción.

Una isoterma de adsorción (también llamada isoterma de sorción) describe el equilibrio de la adsorción de un material en una superficie (de modo más general sobre una superficie límite) a temperatura constante. Representa la cantidad de material unido a la superficie (el sorbato) como una función del material presente en la fase gas o en la disolución. Las isothermas de adsorción se usan con frecuencia como modelos experimentales que no hacen afirmaciones sobre los mecanismos subyacentes y las variables medidas. Se obtienen a partir de datos de medida por medio de análisis de regresión (Atkins, 1998). La Figura 5 muestra los principales tipos de isoterma de adsorción.

Figura 5. Tipos de isothermas.



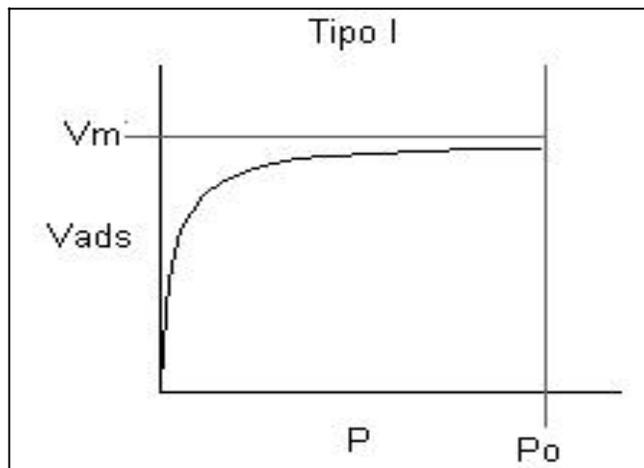
Fuente: <http://lqi.tripod.com/FQAv/isoterms.htm>, 2011

- *Isoterma de Freundlich*

La isoterma de adsorción de Freundlich o ecuación de Freundlich es una isoterma de adsorción, que es una curva que relaciona la concentración de un soluto en la superficie de un adsorbente, con la concentración del soluto en el líquido con el que está en contacto (Linares, 2006).

En la ecuación de tipo I (Figura 6), el adsorbato cubre al adsorbente, el cual tiene una superficie uniforme, hasta que se forma una monocapa y entonces el proceso se detiene. La gran mayoría de los procesos de quimisorción muestran este tipo de isoterma (Atkins, 1998).

Figura 6. *Isoterma de Freundlich.*



Fuente: Weber, 2003.

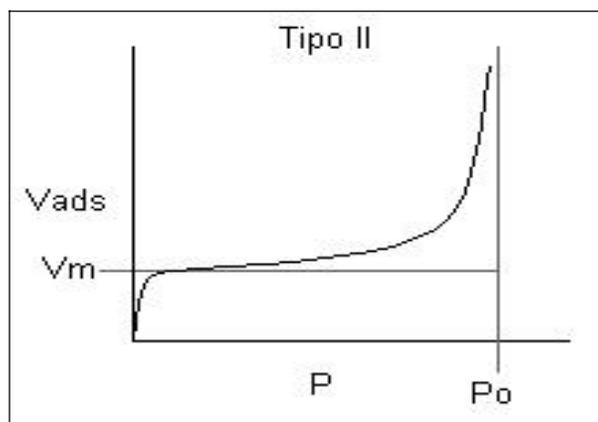
Esta isoterma se usa mucho en casos de quimisorción o de adsorción de gases en sólidos no porosos. Esto no significa que haga un buen trabajo en los casos de quimisorción. En un gran número de casos es necesario utilizar isotermas "de Langmuir" modificadas, tales como las propuestas por Freundlich o por Temkin (Sánchez, 2004).

- *Isoterma de Langmuir*

La isoterma de adsorción de Langmuir (tipo II) describe cuantitativamente el depósito de una gran capa de moléculas sobre una superficie adsorbente como una función de la concentración del material adsorbido en el líquido con el que está en contacto (Millán, 2008).

Dicho de otra forma, también puede definirse como se describe en la Figura 7, formando una bi-capa. La forma de la isoterma, asumiendo que en el eje X se representa la concentración de material adsorbente en contacto con el líquido es una curva gradual y positiva que se va allanando hasta llegar a un valor constante. A menudo se representa como una adsorción en la superficie inicial seguida por un efecto condensación como resultado de la extremadamente fuerte interacción soluto-soluto (Weber, 2003).

Figura 7. Isoterma de Langmuir.



Fuente: Weber, 2003.

- *Isoterma de BET*

Este tipo de isoterma se puede ajustar a la ecuación llamada *BET*, desarrollada por Brunauer, Emmett y Teller.

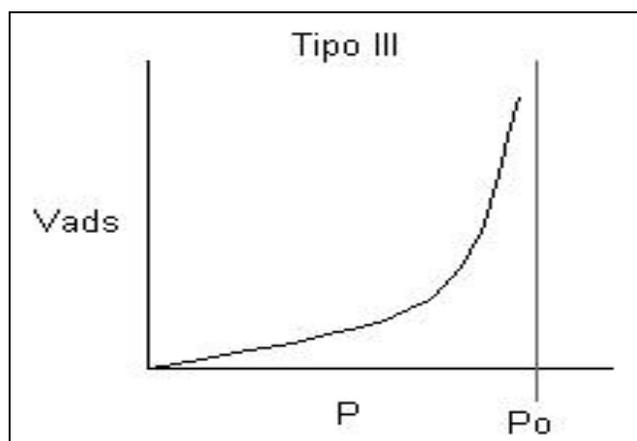
La isoterma BET es una extensión del argumento de Langmuir:

- La primera capa obedece a un calor de adsorción.
- Las capas posteriores a la primera tienen un calor de adsorción igual al calor de licuefacción.

La ecuación BET reproduce bastante bien capas adsorbidas físicamente.

En las isotermas de tipo III, el adsorbato tiene aproximadamente la misma afinidad por el adsorbente y por sí mismo, o es ligeramente más afín a sí mismo que al adsorbente, por lo cual es una vez que se ha adsorbido una molécula ésta actúa también como sitio libre para que otra molécula se adsorba. Esto conduce a un recubrimiento desigual, con partes limpias, partes cubiertas con monocapa y partes cubiertas con multicapa (Millán, 2008). Este modelo se representa en la Figura 8 de forma ascendente.

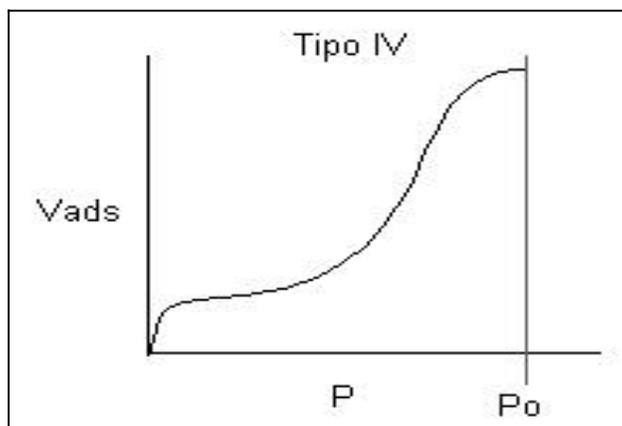
Figura 8. Isoterma de BET (Tipo III).



Fuente: Weber, 2003.

La Figura 9 muestra el tipo IV también corresponde a la isoterma de BET. En este caso el comportamiento inicial consiste en formar una monocapa, para luego mostrar comportamiento de formación de multicapas hasta alcanzar un espesor de multicapa máximo a una presión máxima. Este comportamiento se justifica postulando un adsorbente rugoso en el cual la monocapa inicial deja muchos huecos, que terminan por saturarse de adsorbato al alcanzar la presión (condensación capilar) (Sánchez, 2004).

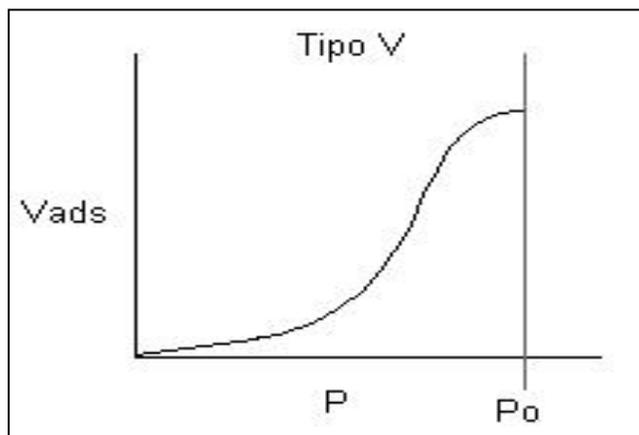
Figura 9. Isoterma de BET (Tipo IV).



Fuente: Weber, 2003.

De acuerdo con Weber 2003, para el caso de la isoterma de tipo V, el comportamiento inicial consiste en formar una multicapa hasta alcanzar un "espesor de multicapa" máximo mostrándose este fenómeno en la Figura 10. Este comportamiento se justifica postulando un adsorbente rugoso, como en el caso IV, y un adsorbato que interactúa débilmente con el adsorbente.

Figura 10. Isoterma de BET (Tipo V).



Fuente: Weber, 2003

En estos cálculos de isothermas también se puede ajustar a un modelo lineal con su correspondiente coeficiente de correlación, asimismo de la ecuación lineal se calculan coeficientes teóricos los cuales mostrarán cual de la isothermas explica mejor el fenómeno de adsorción que se realizó a fin de remover el analito de la solución acuosa.

Conclusiones

La adsorción representa una alternativa de solución para tratamiento de aguas residuales, sin embargo, la eficiencia de este proceso va depender en gran parte al tratamiento que se le aplique a los biosorbentes seleccionados. Por lo cual es necesario hacer distintos estudios referentes a los biomateriales que pueden ser utilizados para remoción de distintos metales pesados, debido a que no cualquier material orgánico es eficiente para todo tipo de metales

pesados, ni mantienen la misma área superficial para retenerlos. Aún así el proceso de adsorción empleando biomateriales representa una opción viable ya que los residuos orgánicos generados por las actividades del hombre han mostrado ser prometedores en la remoción de elementos contaminantes tales como metales pesados, sustancias orgánicas como colorantes, principios activos de medicinas disueltos en aguas residuales que generan las empresas industriales.

No obstante algunos científicos debaten el hecho de que cual será el tratamiento final de estos biomateriales que han adsorbido a las sustancias contaminantes, la respuesta a dicho debate, es que deben de realizarse mayores investigaciones orientadas a la desorción de estos materiales contaminantes y a la posible reutilización en un segundo ciclo de empleo de estos biomateriales.

Recomendaciones

Existe una gran demanda del recurso agua para consumo humano, sin embargo muchos de los procesos anteriormente mencionados son costosos y requieren gran cantidad de capital humano para su realización, por tal motivo es recomendable el diseño de un proyecto sostenible de un tratamiento de pulimiento para una solución viable económicamente y una eficiencia adecuada del agua residual, que cumpla con las condiciones determinadas después los tratamientos convencionales. Es recomendable, añadir un componente más de eficiencia en cuanto a la sostenibilidad: una eficiencia de uso de recursos de biomateriales como residuos orgánicos, puesto que este ámbito genera un gran volumen de residuos. Utilizar materiales que no provoquen lixiviados en su degradación o que en su contacto con el agua viertan contaminantes.

Estudiar procesos de adsorción, permitirá establecer si el reuso de residuos naturales son eficientes y de bajo costo, además eficaz para aplicarlo a un tratamiento de pulimiento con el fin de eliminar compuestos inorgánicos, como son los metales pesados. Con lo anterior se puede lograr el manejo adecuado de determinados residuos orgánicos y poder efficientar económicamente el proceso de calidad del agua.

Bibliografía

- Aguamarket (2004). Diccionario de términos de agua. Disponible en: www.aguamarket.com/diccionario/terminos.asp?Id=2862
- Atkins, P. W., "Physical Chemistry", Oxford University Press, 6th ed., 1998, ISBN 0-19-850101-3
- **Bolton J.R. "Aquatic and Surface Photochemistry", 467-490.** G.R. Helz, R.G. Zepp y D.G. Crosby Editores. Lewis, Boca Raton, FL, EEUU (1994).
- Busetti, F., S. Badoer, M. Cuomo, B. Rubino, and P. Traverso (2005) Occurrence and Removal of Potentially Toxic Metals and Heavy Metals in the Wastewater Treatment Plant of Fusina (Venice, Italy). *Ind. Eng. Chem. Res.* 44, 9264-9272
- Castellan, W. (1987) Fisicoquímica. Editorial Addison Wesley Longman, 2º edición.- México, D.F. pp. 452-459.
- Chen, Guiqiu, Guangming Zeng, Lin Tang, Chunyan Du, Xiaoyun Jiang, Guohe Huang, Hongliang Liu and Guoli Shen (2008) Cadmium removal from simulated wastewater to biomass byproduct of *Lentinus edodes*. *Bioresource Technology.* 99, 7034-7040.

- Contreras A. T. (2011) Manual de Laboratorio Tecnológico de Estudios Superiores de Ecatepec. Division Ingeniería Química y Bioquímica.
- Edelovitch, E., y K. Ringskog. (1997). “Directions & Development: Wastewater Treatment in Latin America, Old and New Options,” World Bank, Washington, D.C.
- Heyden, Von der and C.J., M.G., New. (2004) Groundwater pollution on the Zambian copperbelt: deciphering the source and the risk. *Sci. Total Environ.* 327, 17–30.
- Idelovitch, E., y K. Ringskog. (1997). “Directions in Development: Wastewater Treatment in Latin America, Old & New Options,” World Bank, Washington, D.C.
- LAC CDE, Our Own Agenda, Latin American and Caribbean Commission on Development and the Environment (LAC CDE). (1992). UNDP, IDB en colaboración con ECLAC y UNEP.
- Lee C. C. and Shu Dar Lin, 2000: Handbook of Environmental Engineering Calculations. New York, USA: McGraw-Hill Professional; 1^o edition
- Linares H. I. (2006) Tratamiento de aguas residuales por medio de un sistema de electrocoagulación-biosorción. Tesis de maestría en ciencias ambientales. UAEM.
- D.Mantzavinos, R. Hellenbrand, A.G. Livingston y I.S. Metcalfe, 1^o. *Conferencia Internacional en Tecnologías de Oxidación para Tratamiento de Aguas y Aguas Residuales*, Goslar, Alemania (mayo 1996).
- Maron S., Prutton, C. (1997) Fundamentos de fisicoquímica. Editorial Limusa, México, D.F. pp. 822–828.
- Millán C. E. (2008) Remoción de cadmio (II) y plomo (II) en soluciones acuosas usando *citrum limonum sp.* Como biosorbente. Tesis de Maestría en Ciencias Ambientales.
- Moliner S. R. (2009) Introducción a la tecnología de membranas. Unidad de Medio Ambiente. Castellón de la Plana.
- Murria. V. (1986) La contaminación en México. Fondo de Cultura Económica. México DF. Pp. 68
- Ormad P., S. Cortés, A. Puig y J.L. Ovelleiro, *Wat. Res.*, 31, 2387–2391 (1997).
- Ozdemir G., Ceyhan N., Ozturk T., Akirmak F and Cosar T. (2003) Heavy metal biosorption by biomass of *Ochrobactrum anthropi* producing exopolysaccharide in activated sludge. *Biores. Technol.* 90, 71–74
- Ozdemir G., Ceyhan N., Ozturk T., Akirmak F and Cosar T. (2004) Bisorption of Chromium (VI), cadmium (II) and copper (II) by *Pantoea sp.* TEM18. *Chemical Engineering Journal.* 102, 249–253
- Qingbiao Li, Songtao Wu, Gang Liu, Xinkai Liao, Xu Deng, Daohua Sun, Yuelin Hu and Yili Huang(2004)Simultaneous biosorption of cadmium (II) and lead (II) ions by pretreated biomass of *Phanerochaete chrysosporium*. En *Separation and Purification Technology*, 34 pp. 135–142
- Pedrero M. (1998) Determinación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) con digestión en horno de Microondas. UAEM 1998

- Perry, R. H. (2001) Manual del ingeniero químico. México: McGraw-Hill. pp. 16-20.
- Ramalho R. S., 1996: “**Teoría y práctica de la aireación**” en Tratamiento de Aguas Residuales: Ed. Reverte. España.
- P. Roche, C. Volk, F. Carbonnier y H. Paillard, *Ozone Sci. Engin.*, 16, 135-155 (1994).
- Rodríguez F. A., Letón G. P., Rosal G. R., Dorado V. M., Villar F. M., Sanz G. J. (2006). Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales.
- Romero-Gonzales, J., Peralta-Videa, J. R., Rodríguez, E., Ramírez, S. L. and J. L. Gardea-Torresdey (2005) Determination of Thermodynamic parameters of Cr(VI) adsorption from aqueous solution onto Agave lechugilla biomasa. en *J. Chem. Thermodynamics*. 37, 343-347
- Sánchez P. O. (2004). Estudio de la capacidad de sorción del alginato de calcio en la remoción de Cr (III) en competencia con Fe (III) presentes en soluciones acuosas. Tesis Ingeniería Química. UAEM.
- **Seames Wayne S., Art Fernandez and Jost O. L. Wendt, 2002: “A study of Fine Particulate Emissions from Combustion of Treated Pulverized Municipal Sewage Sludge”** *Environ. Sci. Technol.* 36, 2772-2776.
- Treybal, R. (1986) Operaciones de transferencia de masa. México: McGraw-Hill pp 625-645.
- Volesky B. (1990) Removal and recovery of heavy metals by biosorption. In: *Biosorption of heavy metals*. Boston, USA, CRC press. p. 7-43.
- Weber W. J. (2003) Control de la calidad del Agua/ Water Quality control: Procesos fisicoquímicos. Editorial Reverte. Sevilla. Pág. 210-236
- Winker Michael. (1989) Tratamiento Biológico de Aguas de Desecho. Limusa, México pp. 90-95