



Universidad Autónoma del Estado de México
Facultad de Planeación Urbana y Regional



“Estudio de la remoción de cromo hexavalente presente en solución acuosa,
empleando la biomasa de la *Musa Paradisiaca* como biosorbente”

TESIS

Para obtener el Título de Licenciada en Ciencias Ambientales.

PRESENTA

Alejandra Villanueva Carrillo

DIRECTORES DE TESIS:

Dr. C.A. Eduardo Campos Medina.

Dra. C.A. Patricia Balderas Hernández

Toluca, Estado de México, Noviembre 2017.

Índice	Pág.
Resumen.....	1
Introducción.....	3
Planteamiento.....	5
Justificación.....	7
Hipótesis	9
Objetivo general.....	9
Objetivos específicos.....	9
Capítulo I CONTAMINACION DEL AGUA.....	10
1.1.-Contaminación	10
1.2.- Contaminación del Agua.....	10
1.2.1.- Aguas Residuales (AR)	11
1.2.2.- Aguas residuales domésticas o urbanas.....	12
1.2.3.- Aguas residuales industriales.....	12
1.2.4.- Contaminantes orgánicos.....	13
1.2.5.- Contaminantes inorgánicos	13
1.3.- Efectos tóxicos.....	14
1.3.1.- Parámetros la calidad del Agua (H ₂ O)	15
1.3.2.- Análisis Cuantitativo.....	18
1.3.3.- Análisis Cualitativo.....	20
Capitulo II CARACTERÍSTICAS DEL CROMO (VI).....	22
2.1- Cromo (VI)	22
2.2.- Propiedades del Cromo.....	22
2.3.- El cromo en la naturaleza	23
2.4.- Los estados de oxidación 3 ⁺ y 6 ⁺	23
2.5.- Fuentes del Cromo (VI)	24
2.6.- Orígenes de contaminación en el ambiente general por Cromo.....	25
2.6.1.- Aire.	25

2.6.2.- Agua.....	25
2.6.3.- Suelo.....	25
2.6.4.-Alimentos.....	25
2.6.5.- Tabaco.....	25
2.7.- Efectos Tóxicos del Cromo	26
2.8.- Cromo (VI) en el agua.....	28
2.9.- Contaminación del Cr(VI) en el agua.....	29
2.10.- Limite permisible del Cr (VI) en el agua	29
Capitulo III TRATAMIENTOS DEL AGUA	31
3.-Tratamientos del Agua Residual.....	31
3.1.-Tratamientos Generales.....	31
3.1.1.- Tratamientos primarios para la eliminación de materias en suspensión para el tratamiento de aguas residuales	31
3.1.2.-Tratamientos secundarios para el tratamiento de aguas residuales.....	33
3.1.3.- Tratamientos terciarios para la eliminación de solido suspendidos para el tratamiento de aguas residuales	35
3.2.- Tratamientos avanzados.....	38
3.2.1.- Tecnologías emergentes.....	38
3.3.- Nuevas Propuestas de Tratamiento de aguas.....	39
3.3.1.- Remediación.....	38
3.3.2.- Biorremediación	39
3.3.3.- Fitorremediación	40
3.3.4.- Fitorremediación aplicada a la remoción del Cromo (Cr).	40
3.4.- Integración de propuestas de tratamientos para la remoción de Cr (VI) y desventajas de su implementación	41
Capitulo IV Adsorción	43
4.- Adsorción	43
4.1.- Adsorción definición.....	43
4.1.1.- Mecanismo del proceso de adsorción	44
4.1.2.- Adsorción física	45

4.1.3.- Adsorción química (quimisorción).....	46
4.2.- Características fisicoquímicas del adsorbente	47
4.3.- Factores que afectan el proceso de adsorción.....	47
4.3.1.- Influencia del pH en la adsorción.....	48
4.3.2.- Influencia de la temperatura en la adsorción	48
4.3.3.- Tiempo de equilibrio en la adsorción	48
4.3.4.- Efecto de la concentración de la biomasa	48
4.3.5.- Poros	49
4.4.- Isotermas	51
4.4.1.-Isotermas.....	51
4.4.1.- Modelos de adsorción.	51
4.4.1.1.- Modelo de Langmuir	51
4.4.1.2.- Modelo de Freundlich.....	52
4.5.- Materiales que se emplean para la adsorción.....	53
4.5.1.- Adsorción de cromo (VI) empleando diferentes biomateriales	56
4.5.2.- Remoción de metales pesados por <i>Musa paradisiaca</i>	58
4.5.3.- Diversos biomateriales manipulados como adsorbentes.....	58
Metodología Experimental.....	63
5.1.- Preparación de Biomaterial a emplearse de Manera Natural y con tratamiento químico.....	64
5.1.1.- Secado.....	64
5.1.2.- Triturado, tamizado y tratamiento con etanol.....	64
5.1.3.- Tratamiento del biomaterial.....	64
5.1.3.1.- Tratamiento Químico.....	65
5.1.4.- Caracterización mediante microscopia electrónica de barrido y microanálisis (MEB)	65
5.2.- Etapa II. Preparación de Soluciones Sintéticas de Cromo (VI)	65
5.2.1.- Soluciones de $K_2Cr_2O_7$	65
5.2.2.- Curva patrón de Cr(VI)	66
5.2.3.- Determinación colorimétrico del Cr (VI)	66

5.3.- Etapa III. Fenómeno de Adsorción.....	66
5.3.1.- Tiempo de contacto.....	66
5.3.2.- Determinación de remoción de Cr (VI)	67
5.3.3.- Estudio de las Isotermas.....	67
5.3.4.- Caracterización empleando la Microscopia electrónica de barrido, microanálisis y XPS.....	68
Resultados.....	69
6.1.- Resultados del tratamiento de los dos tipos de biomateriales.	69
6.2.- Caracterización mediante microscopia electrónica de barrido y microanálisis (MEB) antes de los contactos de los dos tipos de biomasa.....	70
6.3.-Cuantificación de Cr (VI) después del contacto con biomasa tipo natural	71
6.3.1.- Determinación de porcentajes de reducción de Cr (VI) por absorción atómica	75
6.4.- Cuantificación del Cr(VI) empleando el biomaterial tratado químicamente.....	81
6.5.- Cálculo de isotermas de Langmuir y Freundlich.....	85
6.6.- Caracterización empleando el microanálisis (MEB) después de los contactos.	88
Conclusiones.....	90
Glosario.....	93
Bibliografía.....	94

INDICE DE TABLAS Y FIGURAS

Pág.

TABLAS

Tabla 1. Contaminantes, procesos y fuentes que afectan la calidad del agua.....	11
Tabla 2. Efectos causados por los contaminantes presentes en las aguas.	15
Tabla 3. Clasificación del tamaño de poro propuesta por la IUPAC.....	50
Tabla 4. Clasificación del tamaño de microporos propuesta por la IUPAC.....	50
Tabla 6.1 Resultados de cuantificación de Cr (VI)	72
Tabla 6.2 Resultados de la cuantificación de Cromo mediante Absorción Atómica.....	76
Tabla 6.3. Resultados de remoción de Cr (VI) con biomaterial tratado.....	82
Tabla 6.4 Resultados para la Isoterma de Langmuir.....	86
Tabla 6.5 Resultados para la isoterma de Freundlich.....	86

FIGURAS

Figura 1.1. Elementos que constituyen el agua residual doméstica.....	12
Figura 6.1 Textura de la Biomasa de manera natural.....	69
Figura 6.2 Tratamiento ácido del biomaterial Musa paradisiaca.	70
Figura 6.3 Microscopía electrónica de la Biomasa de manera natural.....	70
Figura 6.4 Microscopía electrónica de la Biomasa tratada químicamente.....	71
Figura 6.5. Disminución de la concentración de cromo hexavalente en función del tiempo de tratamiento.....	74
Figura 6.6. Disminución de la concentración de cromo hexavalente en función del tiempo de tratamiento.....	75
Figura 6.7 Reducción de cromo hexavalente a trivalente para 5 mgL^{-1}	78
Figura 6.8 Reducción de cromo hexavalente a trivalente para 10 mgL^{-1}	78
Figura 6.9 Reducción de cromo hexavalente a trivalente para 20 mgL^{-1}	79
Figura 6.10 Reducción de cromo hexavalente a trivalente para 30 mgL^{-1}	79
Figura 6.11 Reducción de cromo hexavalente a trivalente para 40 mgL^{-1}	80
Figura 6.12 Reducción de cromo hexavalente a trivalente para 50 mgL^{-1}	80
Figura 6.13 Reducción de cromo hexavalente a trivalente para 60 mgL^{-1}	81
Figura 6.14. Porcentaje de remoción para soluciones de 5,10 y 20 mgL^{-1} de Cr(VI).....	84
Figura 6.15. Porcentaje de remoción para soluciones de 30,40, 50, y 60 mgL^{-1} de Cr(VI)...	84
Figura 6.16 a) adsorción de Cr(VI) a baja concentraciones, b) adsorción del Cr(VI) a altas concentraciones.....	85
Figura 6.17. Isoterma de Langmuir.....	87
Figura 6.18 Isoterma de Freundlich.....	87
Figura 6.19 Microanálisis del biomaterial después del tiempo de contacto.....	88

RESUMEN

Actualmente uno de los problemas de la contaminación del agua y que con más frecuencia afecta la calidad del agua es la presencia de metales pesados, como el cromo hexavalente Cr (VI), los cuales representan una amenaza al ser humano y al ambiente debido a su persistencia y toxicidad. Por lo que estos contaminantes deben ser removidos o degradados a un nivel aceptable, antes de ser descargados a los cuerpos de agua.

En este trabajo se realizó el estudio de la remoción de Cr (VI) por medio del biomaterial de la *Musa Paradisiaca* como una alternativa de método de pulimiento en el tratamiento de aguas con metales pesados. La investigación consistió en la utilización del biomaterial conocido como plátano para remover el cromo hexavalente en solución acuosa mediante el proceso de adsorción, la cual representa una alternativa prometedora por lo que es importante partir de los conceptos generales de la contaminación del agua para su posterior tratamiento.

En el capítulo I se aborda la problemática de los orígenes de los principales contaminantes del agua y los efectos dañinos de la contaminación de esta, los parámetros que intervienen en la calidad de la misma, y los peligros que representan para el medio ambiente.

Posteriormente en el capítulo II se señalan las características generales del contaminante Cr (VI), su toxicidad y su descripción al entrar en contacto con el agua lo cual resulta invariablemente en las descargas del metal al medio ambiente. Estas aguas contaminadas con Cr (VI) son tratadas principalmente mediante técnicas de reducción química-precipitación; sin embargo, este método como otros son ineficientes, peligrosos y generan grandes cantidades de lodos químicos y tóxicos que son difíciles de tratar, manipular y disponer apropiadamente. Los costos de inversión y de operación de las tecnologías no convencionales de tratamiento, son elevados para la mayoría de las empresas, por lo que su uso es muy limitado.

Por consiguiente, en el capítulo III es de gran importancia el estudio de diferentes tratamientos, para la eliminación de metales pesados, para desarrollar tecnologías económicas, eficientes y seguras para la remoción de cromo hexavalente y de otros metales tóxicos.

Una tecnología potencial para la remoción de metales pesados de aguas contaminadas es la biosorción, en la cual se utilizan materiales inactivos para la separación del metal de las soluciones acuosas y la posterior recuperación.

En el capítulo IV se desglosa el uso de metodología alternativa de la adsorción de materiales orgánicos considerados como residuos orgánicos con la finalidad de recuperar o remover el metal contaminante disuelto en fase acuosa como es en este caso el Cr (VI).

En el capítulo V se trabajó la metodología científica para la determinación de la remoción del analito mencionado con la biomasa de *Musa Paradisiaca*. Uno de los objetivos principales fue determinar la remoción del cromo (VI) en solución acuosa, por lo cual dicho biomaterial se puso en contacto con soluciones de diferente concentración dicho elemento. Posteriormente se procedió a una agitación mecánica en función del tiempo, a continuación se separaron las fase sólida y líquida, de esta última se recolectaron muestras para formar un complejo coloreado de cromo no adsorbido con la difenilcarbazida (DFC), esto con la finalidad de estudiar el comportamiento de la adsorción. De los resultados generados calcularon los porcentajes de remoción y las correspondientes isothermas de adsorción de los modelos de Langmuir y Freundlich. Los resultados mostraron que el biomaterial con un tratamiento químico de acidificación muestra una adsorción máxima del 92% del ión metálico a los primeros 5 minutos de contacto.

INTRODUCCIÓN

La remoción de metales pesados de aguas residuales plantea un problema de difícil solución debido a que no son biodegradables y usualmente presentan una elevada toxicidad para los organismos acuáticos de los cuerpos receptores. El Cromo es un contaminante ampliamente difundido en el ambiente proveniente de industrias metalúrgicas, cromados, curtiembres y químicas. Este metal puede acumularse en la flora y fauna e ingresar a la cadena alimentaria humana originando diferentes trastornos y enfermedades.

Los estados de oxidación del Cromo más comúnmente encontrados en la naturaleza son Cr (III) y Cr (VI) principalmente bajo la forma de los aniones cromato, cromato ácido o dicromato. Cada uno de ellos tiene propiedades químicas y biológicas diferentes. “El Cr (VI) es muy soluble y tóxico debido principalmente a sus propiedades oxidantes y penetra rápidamente a las células provocando alteraciones potencialmente cancerígenas en el ADN. Se ha encontrado que el Cr (VI) presenta una alta mutagenicidad en ensayos in-vitro empleando bacterias, levaduras y células humanas” (EPA 1998a).

Por su parte, el Cr (III) es un oligoelemento relacionado con el factor de tolerancia a la glucosa (GTF) el cual es un complejo Cr (III)-ácido nicotínico; la FDA recomienda una ingesta diaria de Cr (III) de 120 g/d. “En general se sabe que el Cr (III) es mucho menos tóxico que el Cr (VI); sin embargo hay relativamente pocos estudios con relación a la toxicidad del Cr (III) exclusivamente, muchos de los cuales son estudios epidemiológicos” (EPA 1998b).

Con el desarrollo de la industrialización ha aumentado la utilización de recursos con lo cual se han ido contaminando ecosistemas y degradando los recursos naturales; agua, aire y el suelo; por lo tanto es de gran importancia tratar de reducir los índices de contaminación generados por la actividad industrial.

Las aguas contaminadas con Cr (VI) son tratadas principalmente mediante la técnica de reducción química-precipitación; sin embargo, este método es ineficiente, peligroso y genera grandes cantidades de lodo químico tóxico que es difícil de tratar, manipular y disponer apropiadamente (Alvarez, 2007).

Los costos de inversión y de operación de las tecnologías no convencionales de tratamiento, tales como la adsorción con carbón activado, el intercambio iónico, evaporación recuperativa y la ósmosis inversa, son elevados para la mayoría de las empresas, por lo que su uso es muy limitado (Kurniawan, 2006).

Por consiguiente, es de gran importancia desarrollar tecnologías económicas, eficientes y seguras para la remoción de cromo hexavalente y de otros metales tóxicos (Muñoz *et al.* 2010). Una tecnología potencial para la remoción de metales pesados de aguas contaminadas es la biosorción, en la cual se utilizan materiales metabólicamente inactivos para la separación del metal de las soluciones acuosas y la posterior recuperación de éste (Ahluwalia, 2007).

Los materiales biológicos inactivos más estudiados para la remoción de metales han sido principalmente la biomasa de algas, bacterias y hongos, y en menor medida los derivados de plantas y animales (Gardea *et al.* 2004). Por lo tanto la adsorción por medio de biomateriales como la *Musa Paradisiaca* es un método ampliamente difundido para eliminar contaminantes orgánicos e inorgánicos presentes en aguas residuales industriales.

En este trabajo se estudia la capacidad de adsorción del Cr VI, utilizando para este efecto una solución acuosa de Cr (VI) a distintas concentraciones, utilizando el biomaterial de la *Musa Paradisiaca* como biosorbente.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.

El agua es un recurso finito y es considerado un factor para el crecimiento y desarrollo de las naciones y al mismo tiempo puede ser un recurso limitante de estos, ya que es indispensable para el desarrollo económico-social también para el funcionamiento de los ecosistemas que sustentan la vida del hombre.

El problema de contaminación del agua es un escenario que ha cobrado gran importancia en los últimos años, ya que diversas investigaciones científicas han develado la magnitud de toxicidad que tienen compuestos químicos que ha arrojado el hombre al ambiente. Asimismo se han evidenciado los efectos negativos de estas sustancias en todos los seres vivos.

Dada la diversidad de las actividades antrópicas, estas sustancias tóxicas abarcan desde la parte orgánica, que implican el uso de colorantes, insecticidas, fertilizantes, pigmentos, principios farmacéuticos, hasta la inorgánica que consiste principalmente de metales pesados. En este sentido en la propuesta de investigación se eligió al cromo hexavalente ((Cr (VI)) como objetivo de investigación, ya que este elemento es muy utilizado en diversas actividades industriales que van desde el proceso de curtiduría hasta su uso como pigmento. Por lo cual no es absurdo plantear que las aguas residuales de las industrias mencionadas contengan altas concentraciones de este elemento.

Dada la naturaleza química de todas las sustancias mencionadas y en especial el Cr (VI), el hombre ha sufrido graves efectos de mortandad debido a ha estado en contacto con estas por diversos mecanismos. Esta problemática se ha detectado principalmente en países industriales que utilizan como materias primas estas mismas y que las vierten como contaminantes en el aire, suelo y agua. En este último escenario la comunidad científica ha desarrollado varias propuestas de solución empleando diversas técnicas cuyo principal objetivo ha sido remover los contaminantes del agua. Desgraciadamente estos procedimientos cotidianos a la larga generan inconvenientes ambientales adicionales, como son la generación de lodos que pueden ser considerados como residuos peligrosos.

Por esta razón el Licenciado en Ciencias Ambientales debe de buscar y proponer alternativas viables de solución a esta problemática. Con base en su formación profesional en este estudio se propone emplear materiales orgánicos de desecho como un medio para remover el Cr (VI) disuelto en fase acuosa, mediante un proceso de adsorción, analizando y valorando su eficiencia en este proceso de remoción.

Asimismo al final se establece si la propuesta puede escalarse a nivel industrial a manera de emplearse como un método de pulimiento final de las aguas residuales industriales.

JUSTIFICACIÓN

Actualmente el problema de contaminación en los diferentes escenarios que toca el hombre con sus actividades cotidianas es considerado de orden prioritario, ya que en dichas diligencias el lanzan al medio ambiente infinidad de sustancias contaminantes de origen tanto orgánico como inorgánico.

Una de las mayores preocupaciones es por la calidad del agua que hoy ha propiciado la instrumentación de diversas técnicas para disminuir su contaminación de diferentes orígenes. Las propuestas han sido diversas desde los tratamientos convencionales (químicos) hasta los altamente sofisticados (técnicas avanzadas de oxidación), sin embargo presentan un gran inconveniente, que es la generación de grandes volúmenes de lodos residuales que normalmente son considerados como residuos peligrosos.

Este inoportuno escenario ha impulsado que diversas investigaciones se orienten a la remoción de estos contaminantes disueltos en fase acuosa empleando otros recursos tanto técnicos como materiales. Las alternativas han sido diversas entre las cuales los tratamientos por adsorción han cobrado importancia y se han desarrollado manipulando gran cantidad de materiales sintéticos como naturales.

Con base en esto, los tratamientos de biosorción son empleados para la remoción de metales pesados, a través de la adsorción de éstos y pretende mitigar sus efectos negativos. No es extraño encontrar diversas investigaciones que tengan como objetivo primordial remover el Cr (VI) ya que su presencia afecta directamente los procesos biológicos, la estabilidad de la calidad del agua y principalmente presentan riesgos para la salud humana.

Los materiales empleados en estas propuestas han sido diversos, desde cáscaras de tuna hasta residuos de azúcar, no obstante se siguen desarrollando nuevos planteamientos que mejoren los resultados hasta ahora reportados. Por esta razón en este trabajo de investigación se plantea reutilizar los residuos orgánicos de la Musa Paradisiaca (Plátano) que usualmente son considerados como basura orgánica y manipulada para los procesos de composta y vermicomposta.

En el área de las ciencias naturales se busca generar nuevas alternativas de disminución de contaminantes en el agua y una de ellas como se especifica es la biosorción. La investigación fue diseñada en función de la ciencia básica la cual busca establecer puntos de referencia para otras investigaciones relacionadas con esta temática y que asimismo se optimicen los resultados reportados en este trabajo de tesis de licenciatura.

HIPÓTESIS

Mediante el uso de la biomasa de la *Musa paradisiaca* en un estudio de biosorción del Cr (VI) en solución acuosa, se alcanzaran altos porcentajes de remoción de este elemento tóxico.

OBJETIVO GENERAL

Estudiar la biosorción del Cr(VI) disuelto en solución acuosa, empleando la biomasa de la *Musa Paradisiaca* en un proceso de adsorción.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Elaborar la curva estándar del Cr (VI) a concentraciones conocidas reportadas en investigaciones previas de dicho analito.
- Manipular la biomasa de la musa paradisiaca de manera física y química, con la finalidad de generar un material biosorbente, con el fin de utilizarla como analito.
- Efectuar el estudio de adsorción entre la biomasa preparada y las soluciones sintéticas de Cr (VI), ponerlas en contacto a diferentes tiempos de tratamiento.
- Establecer los porcentajes de remoción del analito después a diferentes tiempos de contacto.
- Emplear los modelos teóricos de las isotermas de adsorción, con la finalidad de establecer el mecanismo por el cual el analito es adsorbido por el biomaterial.

CAPÍTULO I

CONTAMINACIÓN DEL AGUA

1.1.- Contaminación

De acuerdo a la LGEEPA (1988.) el concepto de “**contaminación**” se refiere a: La presencia en el ambiente de uno o más contaminantes o de cualquier combinación de ellos que cause desequilibrio ecológico.

El origen de la contaminación es muy variado, pero se pueden citar como causantes a los desechos urbanos e industriales, los drenados de la agricultura y de la minería, la erosión, los derrames de sustancias tóxicas, los efluentes de plantas depuradoras, los subproductos de los procesos de depuración, entre otros (Jiménez, 2000).

1.2.- Contaminación del Agua

La Organización Mundial de la Salud en 1992, definió a la polución o contaminación de las aguas dulces de la siguiente manera:

“Debe considerarse que un agua está polucionada, cuando su composición o su estado están alterados de tal modo que ya no reúnen las condiciones a una u otra o al conjunto de utilidades a las que se hubiera destinado en su estado natural”.

De acuerdo a la definición que da la OMS para la contaminación debe considerarse también, tanto las modificaciones de las propiedades físicas, químicas y biológicas del agua, que pueden hacer perder a ésta su potabilidad para el consumo diario o su utilización para actividades domésticas, industriales, agrícolas, etcétera; como asimismo los cambios de temperatura provocados por emisiones de agua caliente (polución térmica).

Contaminante se refiere como toda materia o energía en cualesquiera de sus estados físicos y formas, que al incorporarse o actuar en la atmósfera, agua, suelo, flora, fauna o cualquier elemento natural, altere o modifique su composición y condición natural (LGEEPA), con base a la NOM-002-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

1.2.1.- Aguas Residuales (AR)

Se define AR a las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas (NOM – 002-SEMARNAT-1996).

A esto hay que añadir, en las aguas residuales, las impurezas procedentes del proceso productor de desechos, que son los propiamente llamados vertidos. Las aguas residuales pueden estar contaminadas por desechos urbanos o bien proceder de los variados procesos industriales (Romero, 2013). Los contaminantes de interés en el tratamiento de las aguas residuales se presentan en la tabla 1.

Tabla 1. Contaminantes, procesos y fuentes que afectan la calidad del agua

Contaminantes y Procesos	Descripción	Fuentes
Contaminantes orgánicos	Se descomponen en el agua y disminuyen el oxígeno disuelto, induciendo la eutrofización	Industriales, domésticas.
Nutrientes	Incluyen principalmente fosfatos y nitratos, su incremento en el agua induce a una eutrofización. Se originan de desechos humanos y animales, detergentes y escorrentía de fertilizantes agrícolas.	Domésticas, industriales, escorrentía agrícola.
Metales pesados	Se originan principalmente alrededor de centros industriales y mineros.	Industriales, mineras.
Contaminación microbiológica	Desechos domésticos no tratados, criaderos de animales (<i>E. coli</i> , protistas, amebas, etc.).	Domésticas, industriales.
Compuestos tóxicos orgánicos	Origen industrial, dioxinas, plásticos, pesticidas agrícolas, hidrocarburos de petróleo, hidrocarburos policíclicos aromáticos generados de la combustión del petróleo. Compuestos orgánicos persistentes (COP).	Industriales, domésticas, escorrentía agrícola
Partículas suspendidas	Pueden ser orgánicas o inorgánicas y se originan principalmente de prácticas agrícolas y del cambio en el uso de la tierra, como deforestación, conversión de pendientes en pastizales originando erosión.	Industria, domésticas, escorrentía agrícola y cambios en el uso de la tierra.
Salinización	Se produce por la presencia de sales en los suelos y drenajes inadecuados. También ocurre por afloramiento de agua proveniente de zonas altas, donde se riega (lavado de sales).	Presencia de sales en los suelos, la que aflora por carecerse de un buen drenaje, irrigación con agua salobre, agua de yacimientos secundarios de petróleo.
Acidificación	Está relacionada con un pH bajo del agua dado por la deposición sulfúrica producida por la actividad industrial y por las emisiones urbanas.	Fuentes industriales y fuentes municipales.

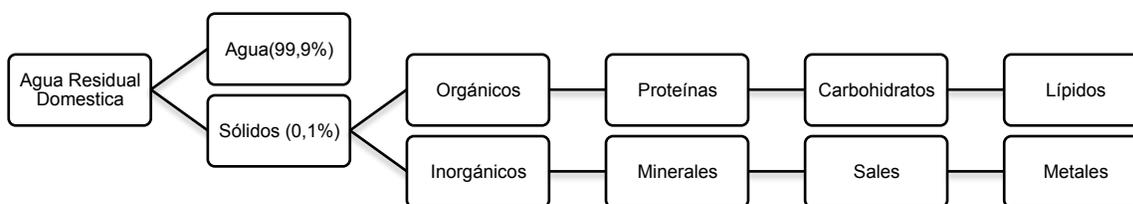
Fuente: Kraemer *et al.* (2001)

1.2.2.- Aguas residuales domésticas o urbanas

Las aguas residuales domésticas o urbanas consisten de agua, de los sólidos disueltos en ella y de los sólidos suspendidos en la misma. La cantidad de sólidos es generalmente muy pequeña, casi siempre menos de 0.1 por ciento en peso, pero es la fracción que presenta el mayor problema para su tratamiento y disposición adecuados. El agua provee solamente el volumen y es el vehículo para el transporte de los sólidos (Bello, 2014).

De esta división se desglosa la Figura 1.1 en la cual se puede apreciar que el 0.1 % corresponde a sólidos, posteriormente se presenta una división de los mismos, que pueden ser orgánicos e inorgánicos, para finalmente señalar los compuestos que conforman cada uno de los sólidos señalados.

Figura 1.1. Elementos que constituyen el agua residual doméstica.



Fuente: Doménech, (1995).

1.2.3 .- Aguas residuales industriales:

Las aguas residuales industriales se denominan al conjunto de líquidos residuales provenientes de distintos procesos y usos industriales. Las industrias que utilizan materias primas orgánicas son las principales contribuyentes a la contaminación orgánica, mientras que las industrias del petróleo, el acero y la minería representan el mayor riesgo en la liberación de metales pesados (Terry *et al.* 2010). Los contaminantes industriales presentan una composición muy variable dependiendo del uso industrial al que hayan sido destinadas las aguas (Muñoz, 2008).

Estas aguas presentan una gran cantidad de contaminantes que tienen una acción muy compleja sobre el medio ambiente, afectando el desarrollo natural de los ecosistemas. Asimismo estas han sido tradicionalmente tratadas por métodos convencionales. Sin embargo, la efectividad de estos procesos se está viendo seriamente limitada en los últimos años principalmente por restricciones cada vez más severas.

Estas restricciones son debido al mayor conocimiento del impacto de los contaminantes en el ambiente, la disminución de la disponibilidad de agua fresca, y al aumento de la demanda tanto humana como industrial, lo cual significa mayores flujos de agua residual a tratar (Forero *et al.* 2005).

Los contaminantes en el agua residual son generalmente una mezcla compleja de compuestos orgánicos e inorgánicos. Se puede caracterizar de acuerdo a sus componentes físicos, químicos y biológicos (Pérez, 2015).

1.2.4.- Contaminantes orgánicos

La materia orgánica es uno de los componentes característicos de las aguas residuales, formados por combinaciones de carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno, fósforo y azufre, al igual que los inorgánicos constituyen uno de los indicadores claros de contaminación acuática y el parámetro de medición es la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Los compuestos orgánicos presentes en las aguas residuales industriales están constituidas básicamente en proteínas en un 40-60%, carbohidratos de 25-50% y grasas y aceites en un 8-12% (Muñoz, 2008).

1.2.5.- Contaminantes inorgánicos

La contaminación química inorgánica consiste en el aporte de iones, nutrientes, detergentes o metales y productos de desechos de actividades urbanas y rurales que llegan a los cuerpos de agua. Algunos metales son necesarios para los seres vivos, pero pueden tornarse tóxicos si rebasan ciertas concentraciones. Se les conoce químicamente como metales pesados cuando presentan densidad mayor a 5 g/cm^3 , y ese término se ha asociado con los metales tóxicos como cadmio (Cd), cromo (Cr), mercurio (Hg), níquel (Ni), plomo (Pb) y zinc (Zn) (Camargo, 2006).

Algunos de los metales pesados están entre los más dañinos de los contaminantes elementales y son de particular interés debido a su toxicidad para los humanos y el ambiente. Los metales pesados incluyen a los elementos esenciales como el hierro y también a metales tóxicos (Manahan, 2007).

La toxicidad para una concentración dada de metal pesado presente en los cuerpos de agua, depende del pH y de las cantidades disueltas, así como del carbono suspendido, ya que las interacciones, del tipo complejidad y adsorción pueden remover parte de los iones metálicos de la actividad biológica potencial.

Los metales pesados se bioconcentran en muchos organismos acuáticos y las cantidades que ingerimos a través de éstos son, usualmente, mucho más preocupantes que las atribuidas al agua de consumo (Baird, 2001). Por esta y otras razones los metales disueltos son unos de los contaminantes más importantes en los sistemas acuáticos, ya que siguen mecanismos de precipitación, evaporación, movilización, etc. Lo que puede provocar su bioacumulación en la cadena alimenticia (Tejeda *et al.* 2005) .

En cuanto al cromo se refiere, existen indicios de que puede acumularse en diversos animales y vegetales, principalmente acuáticos. Así, puede ser que se encuentren cantidades importantes de cromo en organismos que sirvan de alimento a otros y por lo tanto, que se haga presente en la cadena alimenticia (Corey *et al.* 1987).

1.3.- Efectos tóxicos

Como tóxico se entiende cualquier sustancia que, introducida en el cuerpo en una cierta cantidad, ocasiona la muerte o graves trastornos. Los efectos tóxicos pueden variar entre reacciones alérgicas más o menos leves y la muerte, con todo tipo de enfermedad o daño temporal o permanente en el entremedio (Romero, 2013).

Existen numerosas sustancias que, en pequeña dosis, son necesarios o beneficiosos para la salud y que ingeridas en dosis superior a un cierto límite pueden dañar al organismo receptor (Romero, 2013).

Debido a la amplia gama de compuestos (naturales o antropogénicos) que pueden presentarse en el agua, actualmente no se han identificado cuáles son todos los agentes. De los tipos de efectos que se pueden presentar resaltan los carcinogénicos, los mutagénicos y los teratogénicos (CNA, 2007).

Particularmente en México, la contaminación del agua con químicos ha ido en aumento, los de mayor preocupación son metales, diversos compuestos orgánicos volátiles, pesticidas y nitratos. En la Tabla 2 se muestran los efectos que tiene ciertos contaminantes en el agua.

Tabla 2. Efectos causados por los contaminantes presentes en las aguas.

CONTAMINANTES	PARÁMETRO DE CARACTERIZACIÓN	TIPO DE EFLUENTES	CONSECUENCIAS
Sólidos suspendidos	•Sólidos suspendidos totales	<ul style="list-style-type: none"> • Domésticos • Industriales 	<ul style="list-style-type: none"> • Problema estéticos • Depósitos de barros • Adsorción de contaminantes • Protección de patógenos
Sólidos flotantes	•Aceites y grasas	<ul style="list-style-type: none"> • Domésticos • Industriales 	<ul style="list-style-type: none"> • Problemas estéticos
Materia orgánica biodegradable	•DBO	<ul style="list-style-type: none"> • Domésticos • Industriales 	<ul style="list-style-type: none"> • Consumo de Oxígeno • Mortalidad de peces • Condiciones sépticas
Patógenos	•Coliformes	<ul style="list-style-type: none"> • Domésticos 	<ul style="list-style-type: none"> • Enfermedades transmitidas por el agua
Nutrientes	<ul style="list-style-type: none"> • Nitrógeno • Fósforo 	<ul style="list-style-type: none"> • Domésticos • Industriales 	<ul style="list-style-type: none"> • Crecimiento excesivo de algas (eutrofización del cuerpo receptor) • Toxicidad para los peces (amonio) • Enfermedades en niños (nitratos) • Contaminación del agua subterránea
Compuestos no biodegradables	<ul style="list-style-type: none"> • Pesticidas • Detergentes • Otros 	<ul style="list-style-type: none"> • Industriales • Agrícolas 	<ul style="list-style-type: none"> • Toxicidad (varios) Espumas (detergentes) • Reducción de la transferencia de Oxígeno (detergentes) • No biodegradabilidad • Malos olores
Metales pesados	• Elementos específicos (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni)	<ul style="list-style-type: none"> • Industriales 	<ul style="list-style-type: none"> • Toxicidad • Inhibición al tratamiento biológico de las aguas

Fuente: Elaboración propia*. Con base en tesis Medrano, 2014.

1.3.1. - Parámetros la calidad del Agua

Tchobanoglous y Schroeder (1985), consideran que para diagnosticar una alteración de calidad del agua se requieren mediciones específicas de una sola característica como los metales pesados, los compuestos orgánicos tóxicos o, en relación directa con el uso previsto. Por lo cual la primera evaluación de las condiciones del agua se basa en las características físicas que, de acuerdo con consideran lo siguiente:

- **Sólidos Totales:** Se define el contenido de sólidos totales como la materia que se obtiene como residuo después de someter el agua a un proceso de evaporación entre 103 - 105 °C. Los sólidos totales incluyen suspendidos y disueltos, los sólidos disueltos son

aquellos que quedan después del secado de una muestra de agua a 103 - 105°C previa filtración de las partículas mayores a 1.2 μm (Metcalf y Eddy, 1985).

Los primeros corresponden a partículas menores a 1.2 micras (limos, arcillas, materia orgánica finamente dividida, o incluso plancton y otros microorganismos), los segundos constituyen los iones solubles en el agua cuyos principales cationes y aniones son: Na, K, Ca, Mg, Cl, SO_4 , HCO_3 y CO_3 .

Estas sales se incorporan al agua a través de la atmósfera durante las lluvias, o en los suelos durante la escorrentía (Ramírez *et al.* 1998).

La OMS establece una concentración de 1000 mg/l para los sólidos disueltos. Estos presentan variabilidad en la cantidad establecida por cada país, tanto por encima del estándar de la OMS como por debajo de este (OMS, 1992).

Existen medidas de las características del agua como la alcalinidad, la dureza y la conductividad, que también se utilizan como medidas generales de la calidad del agua las cuales se describen a continuación (Rigola, 1990).

a) *Alcalinidad*: Es la capacidad de neutralizar ácidos y en una muestra es la suma de todas las bases titulables, la alcalinidad de muchas aguas superficiales es primariamente una función del contenido de hidroxilos, carbonatos, bicarbonatos (calcio, potasio, sodio y magnesio) por tanto se toma como un indicador de la concentración de estos constituyentes (Faña, 2000).

Este parámetro proporciona la acción buffer o amortiguadora de cambios de pH al agua, conocer por tanto la alcalinidad de un cuerpo de agua es fundamental para determinar su capacidad para mantener los procesos biológicos y una productividad sostenida y duradera (Roldán 2003). La alcalinidad es importante además en los procesos de coagulación química ablandamiento y control de la corrosión (Romero y Rojas, 1996).

b) *Dureza total*. La dureza del agua está definida por la cantidad de iones de calcio y magnesio presentes en ella, evaluados como carbonato de calcio y magnesio. Las aguas con bajas durezas se denominan blandas y biológicamente son poco productivas, por lo contrario, las aguas con dureza elevada duras son muy productivas, la productividad está generalmente dada por unas pocas especies que se han adaptado a estas condiciones,

aguas con durezas intermedias pueden poseer fauna y flora mas variada pero son menos productivas en términos de biomasa (Roldán, 2003). La dureza total también se define como la capacidad para precipitar el jabón (Ramírez y Viña 1998).

c) *Conductividad*. Significa la conducción de la energía por los iones. La medida de la conductividad del agua puede proporcionar una visión clara de la concentración de iones en el agua, pues el agua es naturalmente resistente a la conducción de la energía.

La conducción se expresa en Siemens y se mide con un conductímetro. Las reacciones químicas que tienen lugar durante la realización de esta técnica son las mismas que ocurren durante un proceso de electrólisis, la oxidación en el ánodo y la reducción en el cátodo (Crites & Tchobanoglous, 2000).

Las mediciones químicas más comunes (Tchobanoglous y Schroeder, 1985) son las siguientes:

a) *Iones mayores en agua*

Incluyen los cationes calcio (Ca^{+2}), magnesio (Mg^{+2}), sodio (Na^{+}) y potasio (K^{+}), y los aniones bicarbonato (HCO_3^{-}), cloruros (Cl^{-}) y nitratos (NO_3^{-}). Las interacciones entre iones determinan muchas características químicas.

b) *Iones menores en agua*

Comprenden cationes como aluminio (Al^{+3}), amonio (NH_4^{+}), arsénico (As^{+}), bario (Ba^{+2}), borato (BO_4^{-3}), cobre (Cu^{+2}), hierro (Fe^{+3}) y manganeso (Mn^{+2}), al igual que aniones como bisulfato (HSO_4^{-}), bisulfito (HSO_3^{-}), carbonatos (CO_3^{-2}), flúor (F^{-}), hidróxido (OH^{-}), mono fosfatos ($\text{H}_2\text{PO}_4^{-2}$), difosfatos (HPO_4^{-3}), trifosfatos (PO_4^{-3}), sulfuro (S^{-2}) y sulfito (SO_3^{-2}).

c) *Especies inorgánicas*

Principalmente metales pesados, entre ellos: arsénico (As^{+3}), bario (Ba^{+2}), cadmio (Cd^{+2}), cromo (Cr^{+3} y Cr^{+6}), plomo (Pb^{+2}), mercurio (Hg^{+2}), selenio (Se), plata (Ag^{+2}), zinc (Zn^{+2}) y cianuro (CN^{-}).

d) Fósforo y fosfatos

El fósforo en un cuerpo de agua permite la formación de biomasa, la cual requiere un aumento de la demanda biológica de oxígeno para su oxidación aerobia, además de los procesos de eutrofización y consecuentemente crecimiento de fitoplancton.

El fósforo en forma de ortofosfato es nutriente de organismos fotosintetizadores y por tanto un componente limitante para el desarrollo de las comunidades, su determinación es necesaria para estudios de polución de ríos, así como en procesos químicos de y biológicos de purificación y tratamiento de aguas (Roldán, 2003).

e) Nitrógeno, Nitritos y Nitratos

El nitrógeno es un elemento esencial para el crecimiento de algas y causa un aumento en la demanda de oxígeno al ser oxidado por bacterias reduciendo por ende los niveles de este. Las diferentes formas del nitrógeno son importantes en determinar para establecer el tiempo transcurrido desde la polución de un cuerpo de agua. En el tratamiento biológico de aguas residuales, los datos de nitrógeno amoniacal y orgánico son importantes para determinar si el residuo contiene suficiente nitrógeno para nutrir a los organismos (Roldán, 2003).

Según Soares 2005, Para determinar la necesidad de tratamiento y la correcta tecnología de tratamiento, existen 2 tipos de análisis: cuantitativos y cualitativos, en los cuales se describen los parámetros de calidad citados.

1.3.2. - Análisis Cuantitativo

La empresa Lenntech (2015) señala que la identificación y la cuantificación de los contaminantes disueltos en fase acuosa se hace por medio de métodos muy específicos en laboratorios, porque éstos mismos son los que se asocian a riesgos para la salud.

La calidad del agua se puede también determinar por un número de análisis cuantitativos en el laboratorio, tales como pH, la contaminación microbiana DBO, DQO y temperatura.

a) pH. Es el valor que determina si una sustancia es ácida, neutra o básica, calculado el

número de iones de hidrógeno presentes. Se mide en una escala a partir de 0 a 14, en la cual en el medio, es decir 7 la sustancia es neutra. Los valores de pH por debajo de 7 indican que una sustancia es ácida y los valores de pH por encima de 7 indican que es básica. (Wood, 1989; Baruah, *et al.* 1996; Bilos, *et al.* 1998).

Este factor afecta a la especiación química y a la movilidad de muchos metales pesados (Wood, 1989; Baruah, *et al.* 1996; Bilos, *et al.* 1998).

Así mismo juega un papel importante en las interacciones de los metales pesados con parámetros como la dureza del agua (carbonatos) y con los compuestos orgánicos (Prosi, 1981; Rovira, 1993; Rosas, 2001).

El nivel de pH tiene un efecto en muchas fases del proceso de tratamiento de las aguas y afecta a la formación de costras de las fuentes de agua. El nivel de pH se puede determinar con varios métodos de análisis, tales como indicadores del color, pH-papel o pH-metros (Rigola, 1992).

b) Demanda química de oxígeno (DQO). La demanda química de oxígeno (DQO) es un parámetro analítico de contaminación que mide el material orgánico contenido en una muestra líquida mediante oxidación química. La determinación de DQO es una medida orgánica presente en una muestra y oxidable por un agente químico oxidante fuerte (Romero, 1999).

c) Demanda bioquímica de oxígeno (DBO). El oxígeno disuelto es uno de los indicadores más importantes de la calidad del agua. Los valores normales varían entre los 7.0 y 8.0 mg/L. La fuente principal del oxígeno es el aire, el cual se difunde rápidamente en el agua por la turbulencia en los ríos y por el viento en los lagos (Roldán, 2003).

La oxigenación de la materia orgánica por medios químicos constituye la demanda química de oxígeno (DQO); la descomposición de la materia orgánica por vías biológicas (microbios) se denomina demanda bioquímica o biológica de oxígeno (DBO) (Ramírez y Viña 1998).

El Oxígeno se considera un compuesto ligeramente soluble en el agua y su presencia en solución está determinada por la solubilidad del gas, la presión, la temperatura y la pureza del agua. Se conoce además que la concentración del oxígeno disuelto es dependiente de

factores como: re-oxigenación atmosférica, respiración animal y vegetal, demanda béntica, demanda bioquímica (Perdomo y Gómez, 2000).

d) Temperatura. Este parámetro es importante en el tratamiento de aguas residuales ya que muchos procesos biológicos dependen de la temperatura ya que su aumento influye en la tasa de las reacciones químicas y bioquímicas.

Asimismo, es determinante para el desarrollo de la actividad bacteriana, cuyo rango óptimo se encuentra entre 25°C a 35°C. Cuando la temperatura se acerca a los 50°C los procesos de digestión aerobia y nitrificación bacteriana se detienen, por otro lado, cuando la temperatura es menor a 5°C la actividad microbiana se inhibe (Crites y Tchobanoglous, 2000).

1.3.3. - Análisis Cualitativo

Se determina mediante la descripción de características visibles del agua, incluyendo turbidez y claridad, sabor, color y olor del agua:

a) Turbidez y claridad. Es una expresión de la propiedad óptica que origina que la luz se disperse y absorba en vez de transmitirse en línea recta a través de la muestra. La turbiedad define el grado de opacidad producido en el agua por la materia particulada en suspensión. Debido a que los materiales que provocan la turbiedad son los responsables del color, la concentración de las sustancias determinan la transparencia del agua puesto que limita el paso de luz a través de ella (Roldán, 2003).

Por esta razón, la medición de la turbidez se realiza por comparación entre la intensidad de la luz dispersa en una muestra y la luz dispersa para una suspensión de referencia bajo las mismas condiciones (Crites y Tchobanoglous, 2000).

Para la medición de la luz se utilizan instrumentos llamados turbidímetros o nefelómetros; los resultados de las mediciones se expresan en Unidades Nefelométricas de Turbiedad (UNT). El nefelómetro mide la luz que es dispersada con un ángulo de 90°.

b) Sabor. El sentido del gusto puede detectar concentraciones de algunas décimas a varios centenares de ppm y el gusto puede indicar que los contaminantes están presentes, pero no puede identificar contaminantes específicos (Rigola, 1990).

c) *Color*. El color se debe a la presencia de materiales de naturaleza orgánica e inorgánica que contiene el agua. Se debe distinguir entre el color verdadero (debido a los materiales disueltos) y el color aparente (por los materiales en suspensión) (Mendoza Roca, et al. 2003). Las medidas de color se hacen normalmente en laboratorio, por comparación con un estándar arbitrario a base de cloruro de cobalto Cl_2Co y cloroplatino de potasio Cl_6PtK_2 , y se expresa en una escala de unidades de Pt-Co (Rigola, 1990).

d) *Olor*. La detección del olor puede ser útil, porque al oler puede detectar generalmente incluso niveles bajos de contaminantes. Sin embargo, en la mayoría de los países la detección de contaminantes con olor está limitada a determinadas regulaciones, pues puede ser un peligro para la salud cuando algunos contaminantes peligrosos están presentes en una muestra (Rigola, 1990).

CAPÍTULO II

CARACTERÍSTICAS DEL CROMO (VI)

2.1- Cromo (VI)

El Cromo es un elemento que ha sido identificado tanto como un micronutriente esencial, como un agente carcinógeno, dependiendo de su forma química (Katz y Salem, 1994; Arauzo, *et al.* 2003).

En su aplicación industrial, forma parte de curtientes, pigmentos y conservantes textiles, aleaciones, pinturas anti incrustantes, catalizadores, agentes anticorrosivos, lodos de perforación, baterías de altas temperatura, fungicidas, conservantes de madera, recubrimientos metálicos y electrogalvanizados (Katz y Salem, 1994; U.S.EPA, 1998; Arauzo *et al.* 2003).

El Cromo puede funcionar con distintas valencias y en el ambiente se encuentra en varias formas; las más comunes son las derivadas del cromo trivalente ó Cromo (III), y las del Cromo hexavalente ó Cromo (VI), (Palacios, A., 1997), siendo éste particularmente tóxico (Corey *et al.*, 1989).

El Cromo (III) es un nutriente esencial para los seres humanos, en los que promueve la acción de la insulina (Palacios, A., 1997), y tiene también un papel importante en los factores de tolerancia a la glucosa (Corey *et al.* 1989). El Cromo metálico o Cromo cero, y los derivados del cromo (VI), usualmente son de origen antropogénico (Palacios, 1997).

2.2.- Propiedades del Cromo

El cromo es un elemento blanco azulado, muy duro, pertenece al grupo VI B de los elementos de transición con un número atómico de 24 y sus valencias +2,+3,+6, y un peso atómico de 51.996. Su máximo estado de oxidación es de +6 ; los compuestos de Cr VI son en general agentes oxidantes, que reducen con facilidad al estado +3 , el más estable. Tienen puntos de fusión y ebullición de 1857 ° C y 2200 ° C. Y una densidad de 7.19 gcm⁻³ (Gillespie R. J y Colin N.B , 1990; Hawley G.G, 1993).

El cromo hexavalente es más tóxico que el trivalente, este último se encuentra en la cromita pero al entrar en contacto con el oxígeno del aire, se oxida y se convierte en Cr⁺⁶ . Finalmente forma compuestos ácidos y sales de Cromo (Albert, 1995).

2.3.- El Cromo en la naturaleza

Debido a que el Cromo es un metal de transición tiene la capacidad de formar aleaciones con los principales grupos metálicos. La abundancia del Cromo en la tierra y en el universo es muy variable, en el universo se encuentra aproximadamente 15 partes por millón (ppm) por masa, en el sol 20 ppm y en meteoritos de carbono 3.2 partes por miles por masa (Guerth *et al.* 2005).

La cromita es también conocida como Óxido de Hierro (II) - Cromo (III) (FeCr_2O_4) es la principal fuente mineral de Cromo, pertenece al grupo de las rocas gabroicas — las cuales son rocas oscuras, presentan un aspecto moteado, suelen formar agregados masivos pardos negruzcos. Los cristales carecen de exfoliación, tienen un brillante lustre metálico y dejan una traza parda oscura. Los agregados de cromita son considerablemente pesados y son fáciles de rayar (Guerth *et al.* 2005).

2.4.- Los estados de oxidación 3^+ y 6^+

El Cromo trivalente Cr(III) es el más abundante en la naturaleza y es un nutriente traza indispensable para algunos procesos fisiológicos de muchos organismos. En soluciones acuosas, es la forma de Cromo más estable, encontrándose como ion hexacuoso ($[\text{Cr}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$), sobre todo a pHs ácidos (Cotton y Wilkinson, 1998).

El Cromo es un nutriente esencial requerido por el cuerpo humano para promover la acción de la insulina para la utilización de los azúcares, proteínas y grasas. El Picolinato de Cromo (CrP) ha sido utilizado como un suplemento nutricional, permite el control del azúcar en sangre en diabéticos, puede reducir el colesterol y disminuir los niveles de la presión sanguínea (Shrivastava *et, al.* 2002).

El Cromo hexavalente Cr(VI) es el más tóxico de todos los estados de oxidación del metal, ya que es un potente oxidante de la materia orgánica (Mclean y Beveridge, 2001). En soluciones acuosas el Cromo hexavalente se puede encontrar en forma de distintas especies químicas, dependiendo del pH de la solución; así, a valores de pH mayores a 6 predomina el ión cromato (CrO_4^{2-}) (color amarillo), a valores de pH entre 2 y 6 se encuentra como hidrogenocromato (HCrO_4^-) y dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) (color naranja) y, finalmente, a valores de pH debajo de uno, es el ácido crómico (H_2CrO_4) el que predomina (Cotton y Wilkinson, 1998).

2.5.- Fuentes del Cromo (VI)

Industria: Por sus características químicas y por los beneficios que brindan en la elaboración de múltiples productos, los compuestos del Cromo son ampliamente utilizados en diversos procesos industriales. Los estados de valencia del Cromo de interés industrial son, en primer lugar, el Cromo hexavalente, seguido del Cromo trivalente y del Cromo 0 (Gil y col., 2002).

Los compuestos del Cromo se emplean en la manufactura de colorantes y pigmentos, fabricación de pinturas, curtido de cuero, producción de compuestos conservadores de la madera, como catalizador en la industria petroquímica y en la síntesis de amoníaco, para fabricar cintas magnéticas, en la industria textil, en la manufactura de tintas para copiadoras, entre muchas otras aplicaciones (ATSDR, 2006; Cotton y Wilkinson, 1981; National Toxicology Program, 2006).

De particular importancia es el uso de los compuestos del Cromo en la formación de recubrimientos para proteger otros materiales, como en la galvanización, proceso en el cual se emplean soluciones de electrolitos fuertes de Cromo (dicromatos) que son reducidos a Cromo elemental por electrodeposición en un metal generalmente más barato (Malone, 1999). El Cromo también se emplea en la elaboración de materiales refractarios para procesos industriales a alta temperatura o para ambientes corrosivos, como por ejemplo en incineradores, hornos de cemento y hornos de fundición (Velez, 2000).

La principal actividad industrial responsable de la emisión de partículas con Cromo (VI) a la atmósfera es la producción de cromatos, que además genera residuos sólidos que al no ser tratados adecuadamente se convierten en contaminantes potenciales del suelo y del agua. Las industrias del cromado y del curtido de pieles son las principales fuentes de contaminación del agua con Cromo. En la primera industria, las partes cromadas son enjuagadas con agua, la cual se reemplaza con agua fresca al contaminarse con la solución de cromatos que se empleó en el proceso (Hach, 2004). Por otra parte, en el curtido de pieles, se obtiene Cromo (VI) como subproducto del proceso y junto con las sales de Cromo (III) que no son fijadas al colágeno son descargadas en aguas y suelos (Blackman, 2005).

2.6.- Orígenes de contaminación en el ambiente general por Cromo

Existen varias fuentes bibliográficas que señalan cual es el origen del Cromo en el ambiente, pero la más aceptada es la que se señala la Organización Panamericana de la Salud que a continuación se muestra:

2.6.1.- Aire. En el aire no contaminado el Cromo se encuentra normalmente en concentraciones entre 0,01-0,002 μ g/m³, niveles que no causan daños a la salud. La contaminación de origen industrial por plantas de cemento, de asbesto y por los gases de combustión de vehículos motorizados, puede elevar las concentraciones del Cr en aire hasta peligrosos para la salud.

2.6.2.- Agua. Por su baja solubilidad los niveles naturales de Cr en las aguas son bajos. En los ríos las concentraciones naturales del Cromo varían de 0,1 a 5 μ g/l. En el océano, las concentraciones son inferiores a 5 μ g/l. Las actividades y efluentes industriales son los principales contaminantes de las aguas llegando a elevar las concentraciones de Cr por sobre 25 μ g/l.

2.6.3.- Suelo: El Cromo se puede encontrar en concentraciones de hasta 250 mg/kg. En general, se encuentran concentraciones medias de 125 mg/kg, pero la contaminación por el uso de fertilizantes puede elevarlas.

2.6.4.-Alimentos: Los alimentos constituyen para el hombre la fuente ambiental de Cr más importante. Aportes superiores proporcionados por otros medios como aire y agua habitualmente se deben a contaminación artificial correspondiendo ellos preferentemente a Cr VI. La presencia del Cr en los alimentos es muy variable, con rango entre 20y 600 μ g/kg. Presenta valores de 20-50 μ g/kg en las verduras, 20 μ g/kg en las frutas, 40 μ g/kg en los cereales y 20-200 μ g/ kg en algunos alimentos marinos. Se estima que la ingestión diaria de Cr en condiciones normales puede variar de 5 a 500 μ g/ con un valor promedio diario de 100- 300 μ g. Cantidades adicionales pueden ser causadas por la contaminación antropogénica del ambiente en general.

2.6.5.- Tabaco: Se ha constatado concentraciones de hasta 390 μ g de Cromo por Kg de tabaco, o también de 1,4 μ g por cigarrillo, sin que se hayan hecho evaluaciones sobre la proporción que de este metal se absorbe por vía respiratoria.

2.7.- Efectos Tóxicos del Cromo

El efecto tóxico de la mayor parte de los metales está relacionado con uno de los siguientes mecanismos: bloqueo de un grupo funcional esencial, desplazamiento de un ion metálico esencial o modificación de la conformación activa de una biomolécula.

Con relación a la toxicidad de las diferentes especies de Cromo se sabe que los compuestos minerales de Cromo, así como el Cromo metálico no son tóxicos, mientras que las sales trivalentes son medianamente tóxicas y las sales hexavalentes (cromatos y dicromatos) son altamente tóxicas (Shrivastava, *et al.* 2002).

Por otro lado, en la literatura existen diferentes estudios relacionados con la toxicidad que genera la exposición ocupacional al Cr (VI), misma que ha sido fuertemente asociada con una alta incidencia de cáncer de pulmón, tal como lo indican los estudios que aparecen a continuación:

Wetterhahn y colaboradores en el año de 1983 fueron los primeros en proponer el modelo de absorción-reducción como el posible mecanismo de acción mediante el cual intentaron explicar el problema de la carcinogenicidad relacionada con el Cr (VI).

En dicho estudio estos investigadores concluyeron que los efectos carcinogénicos se encontraban directamente relacionados con el cromato, que es el principal compuesto que forma el Cr (VI) en un pH con valores fisiológicos (aproximadamente 7.4), el cual, por tener la ventaja de un tamaño y simetría similar a la de los aniones sulfato y fosfato, presenta la habilidad para cruzar la membrana celular por medio de canales aniónicos no específicos de transportación.

Y en el citoplasma de la célula, al entrar en contacto con sustancias reductoras, tales como ascorbato, glutionina, cisteína o dinucleotido de nicotinamida y adenina (NADH), los aniones cromato son sometidos a una serie de procesos reductores con la consecuente

formación de ambos complejos, Cr (V) y Cr (VI), además de varios radicales orgánicos; todos los cuales constituyen agentes potenciales de daño directo a la estructura del DNA celular.

Por lo general, los supuestos anteriormente mencionados en relación al modelo de absorción-reducción aún son considerados como válidos. Sin embargo, Ciešlak y Daszkiewicz (2005) afirman que a casi un cuarto de siglo después, han sido agregados varios factores más a este modelo original.

De acuerdo con Sugden *et al.* (2001) el efecto carcinógeno del cromato, en especial el Cr (VI), está relacionado con alteraciones del DNA intracelular, de manera que el primero provoca lesiones que modifican la conformación de las bases de guanina. Los datos proporcionados por estos investigadores sugieren que el daño que produce el Cromo sobre la replicación del DNA aumenta el riesgo de desarrollar cáncer en poblaciones humanas expuestas a cromatos.

En el estudio realizado por Valko, y colaboradores (2006) se propone que, además del modelo de respuesta celular denominada de absorción-reducción que se observa dentro de las células en presencia de Cr (VI) y que fue originalmente planteado por Wetterhahn y colaboradores en el año de 1983, es determinante el papel que juega el Cr (VI) como mediador en el proceso de formación de radicales libres, que inducen la formación de fenotipos celulares oncogénicos, es decir, que son inductores del cáncer en humanos.

El Cromo al estar en contacto con el hombre, tiende a invadir su cuerpo, por lo cual se citan a continuación varios mecanismos por los cuales esto se lleva a cabo.

El Cromo puede ingresar a los organismos vivos al inhalar aire, ingerir alimentos o beber agua contaminada con el metal. Los efectos del Cromo sobre la salud del ser humano dependen del estado de oxidación del metal y del tiempo de exposición (Mapfre Medicina, 1996).

El Cromo trivalente es un nutriente necesario en la dieta de los mamíferos, entre los que se encuentra el ser humano. Es requerido para el metabolismo normal de los lípidos, carbohidratos y proteínas (ATSDR, 2006). Sin embargo, la exposición prolongada a altas

concentraciones de Cromo (III) puede ocasionar reacciones alérgicas en la piel, cáncer y daño al DNA (Sarkar, 2002).

Normalmente los efectos nocivos del Cromo sobre la salud se deben a la forma hexavalente del metal, la cual es 100 veces más tóxica y 1000 veces más mutagénica que la forma trivalente (EPA, 2006). La inhalación de grandes cantidades de Cromo (VI) durante periodos prolongados puede ocasionar irritación del tracto respiratorio, obstrucción de las vías respiratorias, ulceración de la mucosa nasal, hemorragias nasales y cáncer de pulmón (Sarkar, 2002). La inhalación de pequeñas cantidades de Cromo (VI) durante periodos cortos comúnmente no causa problemas (ATSDR, 2006; Misra, 1992).

La tasa de absorción por la vía digestiva depende de la edad del individuo y de la forma química del Cromo. Los compuestos de Cromo (VI) se absorben en un 2%, mientras que los que contienen Cromo (III) en un 0.7% (Mapfre Medicina, 1996). Generalmente, la ingestión de pequeñas cantidades de Cromo hexavalente no ocasiona problemas ya que el jugo gástrico lo reduce a la forma trivalente (Pellerin y Booker, 2000); sin embargo, ingerir de 1 a 5 g de cromato puede causar daños intestinales, úlceras, convulsiones, daños al hígado, a los riñones y hasta la muerte (CTRC, 2001).

Al contacto con la piel, el Cromo (VI) puede provocar desde una ligera irritación hasta úlceras muy dolorosas (Mapfre Medicina, 1996). Los riñones y el tracto intestinal son las dos vías por las cuales se excreta la mayor cantidad del Cromo ingerido. La fracción no absorbida de Cromo (VI) se elimina en forma trivalente. Por vía urinaria, del 60 al 65% de la dosis ingerida se elimina en las primeras 8-24 horas. El Cromo también se elimina por el cabello. La vida media de los compuestos de Cromo hexavalente en el cuerpo humano es de 2 días, y de 92 días para los compuestos de Cromo trivalente (Mapfre Medicina, 1996).

2.8.- Cromo (VI) en el agua

En el caso del Cromo que se encuentra en forma de trazas disuelto en cuerpos de agua no contaminados por las actividades humanas, su concentración varía en un intervalo que va desde los 0.05 microgramos por litro en agua de mar hasta alrededor de 500

microgramos por litro en aguas subterráneas en sitios con climas secos y donde predominan las rocas ultramáficas en el manto freático (Ball y Nordstrom, 1998).

La mayoría de los compuestos de Cromo hexavalente son altamente solubles en agua. Dependiendo del pH, el Cr(VI) puede estar presente en los cuerpos de agua y en las aguas residuales domésticas e industriales como H_2CrO_4 , HCrO_4^- , $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$ ó CrO_4^{2-} .

A pH menor que 1, la forma predominante es el H_2CrO_4 , en el intervalo de valores de pH de 2 a 6 prevalecen los oxianiones HCrO_4^- y $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$, y a valores de pH mayores que 8 sólo existe el oxianión CrO_4^{2-} (Shupack, 1991).

El Cromo hexavalente es transformado a Cromo trivalente por el Fe(II), por compuestos reducidos de azufre y por materia orgánica (Palmer y Wittbrodt, 1991). En aguas naturales, como las subterráneas, los compuestos de Cromo hexavalente son muy estables porque la concentración de materiales reductores es baja (ATSDR, 2000).

El incremento de Cr en el agua en áreas locales es causado principalmente por descargas de desechos industriales y el número de tipo de especies de Cr presente en los afluentes depende del tipo de proceso en el que se usa el Cromo. A los valores de pH de seis y ocho, el Cr (III) puede llegar a estar soluble por la formación de complejos con varios ligandos orgánicos e inorgánicos comúnmente disueltos en las aguas naturales (Armienta, 1995).

2.9.- Contaminación del Cr(VI) en el agua

Las normas internacionales para la calidad del agua potable de la OMS de 1958, propusieron el primer valor de referencia para el Cromo hexavalente de 0.05 mg/L debido a sus efectos perjudiciales para la salud. Este valor se mantuvo en los años de 1963 y 1971, pero en 1984 en las Guías para la calidad del agua potable se modificó a un valor de referencia para el Cromo total por la dificultad de analizar únicamente la forma hexavalente. Como medida práctica se ha mantenido este valor de referencia provisional y dicha concentración se considera que es poco probable que implique riesgos significativos para la salud hasta que se disponga de información nueva, y el Cromo pueda ser evaluado de nuevo (WHO, 2011).

2.10.- Límite permisible del Cr (VI) en el agua

El límite en el que un elemento empieza a dañar a un organismo no es fijo, depende de las características de cada individuo y de las de la especie. Se han encontrado diferencias notables en especímenes semejantes; por ejemplo, parece ser que el sexo, la edad y la herencia son, entre otros, son factores determinantes (Gutiérrez y Miranda, 1994).

En relación a la normatividad nacional e internacional en que se regulan los límites máximos permisibles de Cr en agua, encontramos los siguientes datos relevantes:

- De acuerdo con la EPA (U.S. Department of Health and Human Services & Agency for Toxic Substances and Disease Registry Levels, 2008) se ha determinado que la exposición al Cromo por ingestión en agua potable a concentraciones de 1 mg/L durante 1 o 10 días no tiene posibilidad de causar efectos adversos a la salud humana,
- La FDA (Food and Drug Administration) indica que la concentración de Cromo en el agua embotellada para consumo humano no deberá exceder 0.1 mg/L (U.S. Department of Health and Human Services & Agency for Toxic Substances and Disease Registry Levels.),
- El límite máximo permisible de Cromo contenido en descargas de aguas residuales es de 5.0 mg/L (miligramos/litro) o partes por millón (ppm), de acuerdo con la U.S Environmental Protection Agency, EPA, (Environmental Health & Safety Online, 2008), De acuerdo con la Norma Técnica Ecológica NTE-CCA-017/88 (INE, 2007), los límites máximos permisibles de Cromo total y de Cromo hexavalente en las descargas de aguas residuales, provenientes de la industria de acabados metálicos, son de 0.5 a 1.0 mg/L y de 0.1 a 0.2 mg/L, respectivamente.
- De acuerdo con la NOM-002-ECOL-1996 el límite máximo permisible para Cromo hexavalente en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, no deben ser superior a 0.5 mg/L (promedio mensual) y 0.75 mg/L (promedio diario) y, De acuerdo con lo establecido en la Norma Oficial Mexicana (NOM-127-SSA1-1994), el límite máximo permisible de Cromo total en agua potable es de 0.05 mg/L (ppm). Por su parte, en este mismo contexto, Dubey y Gopal (2007) indican que el límite máximo permisible de Cr (VI) en aquellas aguas que son descargadas directamente a cuerpos superficiales de agua dentro de los macizos continentales es de 0.1 mg/L.

CAPÍTULO III
TRATAMIENTOS DEL AGUA
RESIDUAL

3.1.- Tratamientos Generales

En el campo de la depuración del agua se acostumbra tradicionalmente dos grupos de procesos: Los biológicos (fenómenos bióticos) y los fisicoquímicos (fenómenos abióticos) combinados con tres niveles de tratamiento: primario, secundario y terciario. Esta clasificación se origina por la evaluación de las necesidades del control de la contaminación del agua. Generalmente se emplean combinaciones de algunos de ellos en forma secuencial. Lo cual dependerá del tipo de agua contaminada y de la finalidad que se persiga (Tello, 2003).

3.1.1 Tratamientos primarios para la eliminación de materias en suspensión para el tratamiento de aguas residuales

Estos tratamientos están orientados principalmente para remover los sólidos que se encuentran disueltos en las aguas residuales, a continuación se mencionan algunos de ellos:

- **Primario:** Es la remoción de una porción de sólidos suspendidos y materia orgánica. En ocasiones este proceso es acompañado por la adición de compuestos químicos o filtración (Muñoz, 1992).

- **Desbaste:** El desbaste se realiza por medio de rejillas, y tiene como objeto retener y separar los cuerpos voluminosos flotantes y en suspensión, que arrastra consigo el agua residual (Muñoz, 1992).

Estos son los primeros dispositivos que se encuentran al ingresar a la planta de tratamiento (Davis y Masten, 2005). Los materiales sólidos removidos por estos equipos se conocen como residuos del tamizado (Crites y Tchobanogluos, 2000).

- **Sedimentación:** La sedimentación es un proceso utilizado para la clarificación de aguas residuales industriales, en el cual se separan los sólidos en suspensión mediante fuerzas gravitacionales. En una planta convencional para tratar aguas residuales, mediante lodos activados, la sedimentación se aplica para separar la biomasa (sólidos suspendidos) que se genera en el reactor durante la degradación de los contaminantes del agua residual para dejarla libre de sólidos suspendidos.

La forma de los equipos donde llevar a cabo la sedimentación es variable, en función de las características de las partículas a sedimentar (tamaño, forma, concentración, densidad, etc.)(Rodríguez, 2005).

- **Filtración:** El objetivo básico de la filtración, es separar las partículas y microorganismos objetables, que no han quedado retenidos en los procesos de coagulación y sedimentación. En consecuencia el trabajo que los filtros desempeñan, depende directamente de la mayor o menor eficacia de los procesos preparatorios (Arboleda, 2000).

- **Procesos físico – químicos.** En los procesos fisicoquímicos, para el tratamiento de aguas generalmente se utiliza la coagulación- floculación, en donde se recurre a la adición de reactivos para atrapar materia coloidal o en suspensión, conjuntamente con la sedimentación. Debido a que en los lodos, producto del tratamiento se encuentran tanto los contaminantes originales como los reactivos añadidos, el volumen de los lodos es mayor y su tratamiento y manejo tienen repercusiones económicas, por lo que se acostumbra pensar que las plantas de tipo fisicoquímico tienen costo superior a las de tipo biológico pero en práctica no siempre sucede de esta manera (Tello, 2003).

- **Tratamientos primarios avanzados (TPA).** El TPA consiste en un proceso de coagulación-floculación que utiliza dosis apropiadas de sales de metal y/o polímeros para mejorar la remoción de sólidos suspendidos y otros contaminantes presentes en las aguas residuales domésticas mediante sedimentación y/o precipitación de las partículas y coloides (Odegaard. H ,1998).

- **Flotación.** La flotación es un proceso de clarificación primaria particularmente efectivo para tratar aguas con baja turbiedad, altamente coloreadas y con gran contenido de algas. Consiste en la separación de las partículas naturales presentes en el agua cruda, coaguladas o floculadas, mediante el uso de sales de aluminio o de hierro y de polímeros (Tejero, *et al.* 2012).

- **Coagulación.** Por coagulación se entiende el proceso de desestabilización de los coloides. Se eliminan las propiedades que les hacían mantenerse en suspensión. El mecanismo básico de desestabilización es anular las cargas eléctricas. Para ello, se

utilizan reactivos químicos que tienen la propiedad de producir la coagulación, la coagulación ayudará a eliminar la repulsión relacionados con la electronegatividad de los coloides. Esto se hace mediante la adición de sales de metales electropositivos, que se unirán a los coloides y neutralizarlos. Una vez desestabilizadas las partículas interesa que éstas sedimenten. Su tamaño aún no es el óptimo para que lo hagan en períodos cortos de tiempo. Deben aumentar de tamaño. Esto se logra mediante el proceso de floculación (Tejero *et al.* 2012).

- **Floculación:** La floculación es la operación en que las partículas en suspensión aumentan su superficie de contacto. Este aumento de la superficie de contacto es debido a la adición de productos químicos en los procesos de precipitación química o químicamente asistida. Debido a la floculación las partículas se agregan en partículas mayores (coagulación) y alcanzan la masa suficiente para sedimentar. La floculación se ve favorecida por una agitación moderada, ya que en un mayor contacto entre las partículas favorece la formación de flóculos. Debe tenerse cuidado de que la agitación no sea excesivamente brusca puesto que podría destruir los flóculos formados; así mismo debe tenerse en cuenta en tiempo de floculación (antes de la sedimentación), tanto si se realiza en tanques unitarios como si se realiza en tanques separados. La agitación puede realizarse por medios mecánicos o por aire, debiendo presentarse una especial atención a que la agitación al final del tanque sea menor que al principio para evitar la rotura de algunos flóculos ya formados (Sans, 1999).

3.1.2 Tratamientos secundarios para el tratamiento de aguas residuales

Estos tratamientos están orientados a remover los contaminantes disueltos que están dispersos en el agua residual, normalmente a este tipo de tratamientos se les cita como secundario, el cual consiste básicamente en la aplicación tradicional de los tratamientos biológicos consiste en la eliminación de materia orgánica biodegradable, tanto soluble como coloidal, así como la eliminación de compuestos que contienen elementos nutrientes (N y P).

Es uno de los tratamientos más habituales, no solo en el caso de aguas residuales urbanas, sino en buena parte de las aguas industriales que pueden contener metales pesados (Andreozzi, 1999).

La aplicación de un método u otro depende fundamentalmente de la concentración del contaminante y del caudal de efluente. Determinadas técnicas, como la incineración y algunos tratamientos de oxidación, son utilizables sólo cuando la concentración de compuestos orgánicos es elevada, mientras que otras, como la adsorción y los procesos de oxidación avanzada, son útiles en efluentes con baja concentración de contaminante (Andreozzi, 1999).

A continuación se amplían algunos de ellos:

- **Procesos biológicos.** Los procesos biológicos son aquellos que emplean microorganismos para eliminar la materia orgánica carbonosa, normalmente medida como demanda bioquímica de oxígeno (DBO), Carbono orgánico total (COT) y demanda química de oxígeno (DQO) (principalmente soluble) y se usan asociados con sedimentadores (Metcalf y Eddy, 1991).

Otra posibilidad de los procesos biológicos, principalmente para el tratamiento de aguas, es la eliminación de compuestos nitrogenados y de fósforo. Los procesos biológicos, pueden dividirse en función del tipo de metabolismo empleado por los microorganismos que intervienen en ellos, en cuatro procesos distintos: No obstante este tipo de tratamientos tiene una clasificación de acuerdo a la presencia o no del oxígeno que es un factor importante en este tipo de tratamientos (Gonzales y Nava, 1995).

La clasificación se muestra a continuación:

a) Anaerobios: Este se caracteriza por la ausencia de oxígeno y el aceptor de electrones puede ser el CO_2 o parte de la propia materia orgánica, obteniéndose como producto de esta reducción el carbono en su estado más reducido, CH_4 . La utilización de este sistema, tendría, como ventaja importante, la obtención de un gas combustible, por ejemplo: Reactores anaerobios de lecho empacado, lagunas facultativas, lodos activados, biodiscos, filtros percoladores, etc. (Rodríguez *et al.* 2006).

b) Aerobios: La presencia de O_2 hace que este elemento sea el aceptor de electrones, por lo que se obtienen unos rendimientos energéticos elevados, provocando una importante generación de fangos, debido al alto crecimiento de las bacterias aerobias. Su aplicación a aguas residuales puede estar muy condicionada por la baja solubilidad del oxígeno en el agua (Rodríguez *et al.* 2006).

c) Anóxicos: Se denominan así los sistemas en los que la ausencia de O_2 y la presencia de NO_3^- hacen que este último elemento sea el aceptor de electrones, transformándose, entre otros, en N_2 , elemento completamente inerte. Por tanto es posible, en ciertas condiciones, conseguir una eliminación biológica de nitratos (desnitrificación) (Rodríguez *et al.* 2006)

d) Facultativos: La degradación de la materia orgánica en lagunas facultativas tiene lugar fundamentalmente, por la actividad metabólica de bacterias heterótrofas facultativas, que pueden desarrollarse tanto en presencia como en ausencia de oxígeno disuelto, si bien su velocidad de crecimiento, y por tanto la velocidad de depuración, es mayor en condiciones aerobias (Metcalf- Eddy, 1991).

3.1.3.-Tratamientos terciarios para la eliminación de sólido suspendidos para el tratamiento de aguas residuales.

Terciarios/avanzados: Consiste en la remoción de sólidos suspendidos después del tratamiento secundario mediante filtración. Incluye también la remoción de materia orgánica no biodegradable (Metcalf y Eddy, 2003).

El tratamiento terciario (al que se conoce también como "tratamiento avanzado") Es la serie de procesos destinados a conseguir una calidad del efluente superior a la del tratamiento secundario convencional descrito anteriormente (Rubens *et al.* 2003).

A continuación se describe los principales tipos de tratamientos terciarios.

- **Precipitación.** En general, la precipitación química involucra la adición de reactivos químicos específicos para eliminar las sustancias disueltas en el agua en su estado natural con el fin de potabilizarla, o para separar los contaminantes en aguas residuales. En la precipitación química se separan las sustancias disueltas del agua o agua residual por medio de productos químicos solubles, los cuales al agregarse al agua, son liberados y sus iones reaccionan con los iones existentes en ella, formando precipitados (Cortina y Márquez 2008).

- **Osmosis inversa (OI).** La ósmosis inversa es una técnica de separación en la que, aplicando una diferencia de presión a través de una membrana semipermeable, las sales disueltas y demás contaminantes son retenidos dando lugar a un flujo de permeado con bajo contenido de sales disueltas y un flujo de concentrado o salmuera (Lauren *et al.* 2009). La OI, se basa en la característica que tienen ciertos polímeros, llamada semipermeabilidad, la cual permite el paso de ciertas moléculas o iones a través de ellos, mientras que son muy permeables para el agua, su permeabilidad para las sustancias disueltas es baja. Aplicando una diferencia de presión a través de la membrana el agua contenida en la alimentación se fuerza a pasar a través de ella con una bomba que eleva la presión con base en la concentración de sólidos disueltos, en el porcentaje deseado de recuperación y el desempeño de la membrana (Medina, 2000).

- **Electrodialisis:** La electrodialisis es un proceso de separación electroquímico en el que membranas cargadas y una diferencia de potencial eléctrico se usan para separar especies iónicas y otros componentes no cargados de una solución acuosa. La electrodialisis se utiliza para llevar a cabo diversos tipos de separación general como; la separación y concentración de sales, ácidos y bases de soluciones acuosas, la separación de iones monovalentes de iones polivalentes y múltiples componentes cargados y por último la separación de componentes iónicos de moléculas no cargadas.

- **Electrocoagulación.** La electrocoagulación es un método electroquímico usado para el tratamiento de aguas residuales que ha sido utilizado para remover un amplio número de contaminantes (Holt *et al.* 2005), este ha logrado ser comercializado pero ha sido poco estudiado, a pesar de que este método tiene un gran potencial para eliminar las desventajas de los tratamientos clásicos para aguas residuales (Mollah *et al.* 2001).

La electrocoagulación es un proceso que implica varios fenómenos químicos y físicos, usa electrodos para proveer iones al agua residual que se desea tratar (Mollah *et al.* 2004). En esta técnica el coagulante es generado 'in situ' debido a una reacción de oxidación del ánodo y las especies cargadas o metales pesados pueden ser removidos del efluente debido a la reacción entre iones con carga opuesta o debido a la formación de flóculos de hidróxidos metálicos (Mollah *et al.* 2001).

Esta técnica tiene un gran potencial para eliminar las desventajas de los tratamientos clásicos para aguas residuales e implica la generación de fenómenos químicos y físicos; usa electrodos para proveer iones al agua residual que se desea tratar. El objetivo general es disminuir las concentraciones de Cromo (Cr^{+3} y Cr^{+6}), DQO, DBO_5 y COT y sólidos suspendidos en el efluente mediante un coagulante generado 'in situ'. Este se forma por una reacción de oxidación del ánodo y las especies cargadas o metales pesados.

- **Oxidación química (cloración y ozonización).**

En este punto se tocan las dos técnicas por separado:

a) *Cloración*: La desinfección de aguas mediante el empleo de cloro, o compuestos clorados, es el método más comúnmente usado. En este tratamiento se puede emplear cloro gas, comprimido a presión, que se disuelve en agua cuando es aplicado; pero normalmente se emplea hipoclorito de sodio (lejía) por su mayor facilidad de almacenamiento y dosificación (Diez y de la Macorra, 2014).

Las desventajas del uso de cloro y sus derivados, es principalmente su reactividad con la materia orgánica dando lugar a trihalometanos (THM), muchos de los cuales son tóxicos o carcinogénicos (Van Steenderen *et al.* 1989).

b) *Ozonización*: El ozono es otro tipo de tratamiento que permite la eliminación de compuestos tanto orgánicos como inorgánicos, reduciendo el olor, color, sabor y turbidez del agua (Beltran, 2004), así como compuestos refractarios, sustancias tóxicas y compuestos farmacéuticos (Dodd *et al.* 2006).

Hay que destacar que el proceso de ozonización no es económico para las aguas residuales con altas concentraciones de sólidos suspendidos (SS), demanda bioquímica del oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), o carbono orgánico total y el costo del tratamiento puede ser relativamente alto en cuanto a la inversión de capital y a la demanda de energía eléctrica se refiere (Robson y Rice, 1991).

- **Carbón activado**: En el tratamiento de aguas el carbón activado puede desempeñar una triple función: este material puede funcionar como material adsorbente, como soporte biológico y como reductor químico (Tien, 1994; Durán, 1997).

El carbón activado puede ser empleado para la remoción de sustancias tóxicas, compuestos orgánicos solubles como pigmentos, plaguicidas, compuestos orgánicos heterocíclicos y aromáticos (Chiang *et al.* 1997).

3.2.- Tratamientos avanzados

Este punto se refiere a los nuevos tratamientos que se han desarrollado buscando con ello eficientar el proceso de remoción de los contaminantes en la fase acuosa. Por lo cual el término avanzado se considera como: Remoción de materiales disueltos y suspendidos remanentes después de los normales tratamientos biológicos o cuando requiere varias aplicaciones de re-uso del agua (Eddy, 2004).

La generación de estos tratamientos es principalmente disminuir los inconvenientes de los tratamientos usuales que generan principalmente grandes volúmenes de lodos residuales, que a su vez es otro problema ambiental. Por lo cual con estas nuevas propuestas se minimizan y al mismo tiempo en teoría su costo-beneficio es mayor que el los tratamientos usuales. Entre estas nuevas propuestas tenemos:

3.2.1.- Tecnologías emergentes

Las tecnologías emergentes para el tratamiento de vertidos industriales se visualizan en dos ramas: las de Oxidación y las de Membranas fundamentalmente, las cuales se explicarán brevemente. Los procesos avanzados de oxidación se pueden definir como aquellos procesos que implican la generación de radicales hidroxilos en cantidad suficiente para interactuar con los compuestos orgánicos del medio. Los más comunes utilizan combinaciones de ozono (O_3), peróxido de hidrógeno (H_2O_2), radiación ultravioleta y fotocatalisis, los cuales poseen la desventaja de ser poco selectivos y los reactivos que emplean son costosos, pero es recomendable para la eliminación de contaminantes en concentraciones de 5g/L (CITME, 2006).

3.3.- Nuevas Propuestas de Tratamiento de aguas

3.3.1.- Remediación

La remediación se define como los procesos, químicos, físicos o biológicos que se utilizan en un sitio contaminado, ya sea suelo, aire o cuerpos de agua, para la destrucción, modificación, extracción, separación, aislamiento o inmovilización de uno o varios contaminantes.

Estos procesos pueden realizarse en el mismo lugar donde se encuentra el sistema contaminado, *in situ*, o bien retirar el sistema junto con su contaminante para llevarlo a reactores donde se remediar, *ex situ*. Las técnicas que se pueden emplear son diversas en el caso de procesos físico-químicos está la remediación electrocinética, lavado de suelos con surfactantes, extracción de vapores, solidificación, estabilización, tratamiento químico (reacciones de óxido reducción), separación física, desorción térmica, incineración, vitrificación, pirolisis, entre otras (Volke y Velasco, 2002), sin embargo estos procesos son extremadamente caros cuando se enfrentan contra grandes extensiones de tierra o agua, sin contar la heterogeneidad de condiciones cuando se aplican *in situ*. Una alternativa muy factible e interesante para la absorción, acumulación o transformación de estos contaminantes elementales es la biorremediación (Yu *et al.* 2008).

3.3.2.- Biorremediación

La biorremediación se define como la aplicación de los organismos y sus rutas metabólicas para la limpieza de suelo, agua y aire contaminados (Raskin y Ensley, 2000). La ventaja que presenta sobre otras técnicas de remediación es que es de bajo costo, elimina la mayor parte de los contaminantes sin inutilizar el ecosistema de manera irreparable, y quizás una de sus más grandes ventajas es que socialmente es aceptada dentro de esta disciplina se engloban varias técnicas como lo son bioventeno, bioestimulación, bioaumentación y biolabranza, por destacar algunos (Volke y Velasco, 2002).

3.3.3.-Fitorremediación

Durante varios años hubo una separación entre la fitorremediación y la biorremediación, ya que la biorremediación solo abarcaba los microorganismos y sus rutas metabólicas, sin embargo en los últimos años se engloban esta tecnología en ella. La fitorremediación se define como el uso de las plantas y los organismos asociados a la rizósfera (bacterias y hongos) para remover, transformar o/y secuestrar sustancias contaminantes de los ecosistemas (Sun, 2008; Monferrán, 2012).

Debido al constante aumento de contaminantes elementales en el medio ambiente, la fitorremediación se ha convertido en una alternativa muy prometedora para resolver este problema. En los últimos años se han realizado diversos estudios de fitorremediación con varios metales y metaloides tóxicos, entre ellos destacan Zn, Mn, Al, As, Ni, Cr, Cu, Pb, y Cd.

En la actualidad en el mundo hay alrededor de 500 especies citadas como hiperacumuladoras, distribuidas en 101 familias de plantas, (*Asteraceae*, *Brassicaceae*, *Caropyllaceae*, *Cunoniaceae*, *Fabaceae*, *Flacourtiaceae*, *Laminaceae*, *Poaceae*, *Violaceae*, *Euphorbiaceae*, entre otras) que representan el 0.2% de la diversidad de las angiospermas, aunque podría haber hasta 750 especies vegetales con potencial para ser aplicados en procesos de fitorremediación (Sarma, 2011).

3.3.4.- Fitorremediación aplicada a la remoción del Cromo (Cr).

Como se ha mencionado el Cr en el ambiente es un grave problema de salud tanto pública como ecosistémica, y la fitorremediación resulta ser una atractiva alternativa para el tratamiento de sitios contaminados con este metal.

El género *Brassica* es el modelo de planta más citado para la remoción de este metal (Cr) en suelos contaminados, mientras que en plantas acuáticas destaca el género de helechos acuáticos *Azolla* debido a su porcentaje de acumulación.

Las especies, *Oryza sativa*, *Brachiaria mutica*, *Eichhornia crassipes* son aplicadas en un proceso cuaternario en el tratamiento de aguas residuales en China e India para la remoción de Cr (Chandra y Kulshreshtha, 2004; Mohanty *et al.* 2011).

La planta terrestre hiperacumuladora por excelencia de Cr es *Convolvulus arvensis* L. que acumula 20 000 ppm peso seco en raíz y es la número uno de las cinco especies que encabeza la lista para aplicarlas en procesos de remediación, debido a que cumple con todos los requisitos necesarios para la aplicación en procesos de fitorremediación, también en esta lista destacan especies de los géneros *Brassica*, *Datura* y *Pteridium*, debido tanto a sus propiedades de acumulación de este metal, propiedades ecológicas y propiedades metabólicas (Gardea-Torresdey *et al.* 2004).

3.4.- Integración de propuestas de tratamientos para la remoción de Cr (VI) y desventajas de su implementación.

De todas las descripciones desarrolladas para el tratamiento de aguas y de manera específica para el Cromo, cada una de estas presenta inconvenientes que a continuación se mencionan:

- *Remoción mediante xantato de almidón insoluble:* Presenta problemas para su disposición final, ya que se obtiene una torta pegajosa muy difícil de manejar y de deshidratar, por lo que generalmente sus lodos son confinados en sitios de disposición final (Anon, 1978; Cushnie, 1994.).
- *Remoción por evaporación:* Presenta inconvenientes tales como que en ciertos procesos de evaporación no se dispone de energía suficiente para los evaporadores, por lo que si se destina una caldera o cualquiera otro sistema de calentamiento, los costos se elevan mucho, así como que las emisiones de estos evaporadores son peligrosos para la salud de los trabajadores, por lo que se tiene que invertir en equipos costosos que reduzcan los contaminantes a la atmósfera (Kiilunen, 1997.).
- *Adsorción con carbón activado:* Los problemas de esta tecnología son que se tiene que regenerar el carbón primero con una solución cáustica, a continuación a una regeneración térmica, y finalmente disponer los residuos con altos contenidos de metales, por lo que el proceso es muy caro (Huang, 1979; Tharp, 1989.).

- *Ósmosis inversa*: Su principio de operación es la difusión de un solvente a través de una membrana semipermeable, desde una solución de menor concentración a una de mayor concentración. Los costos de operación son muy elevados ya que requiere el continuo cambio de membranas y grandes consumos de energía eléctrica. Por lo tanto su empleo es muy limitado (Barrera, 2012).
- *Oxidación de hierro*: Barrera (2012) menciona que el hierro en estado de oxidación II (Fe (II)) es un reductor muy eficiente para el Cr (VI) que se encuentra disuelto en solución acuosa, lo que permite considerarlo como una alternativa en la remediación de cuerpos de agua contaminados por dicho metal pesado. Sin embargo, se reporta que es, en comparación con los métodos electroquímicos de remoción de Cr (VI), mucho más costoso y lento y que, dado que es una práctica común el añadir sales químicas en exceso en el agua residual para remover los contaminantes, dicha tecnología genera una gran cantidad de lodos residuales.

Debido a las razones antes citadas, se ha explorado en el área de biosorción, la cual funciona de manera idéntica que la adsorción por carbón activado. La diferencia entre estas últimas, es que la biosorción emplea materiales orgánicos generados como residuos sólidos de las actividades antrópicas que realiza el hombre.

Barrera (2012) indica que, recientemente se ha encontrado que materiales biosorbentes (caña de azúcar, caparazón de camarones, células muertas de ciertas bacterias y hongos, residuos de las cosechas del maíz y hojas secas provenientes de pinos y algas) pueden utilizarse para la remoción de Cr (VI) presente en solución acuosa. La implicación en el uso de esta técnica es que se sugiere como un remplazo para los agentes reductores tradicionales tales como el SO_2 , $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_5$ y FeSO_4 .

En el capítulo IV se mencionan de manera más detallada algunas investigaciones en las cuales se emplearon varios biomateriales para la remoción del Cromo hexavalente.

CAPÍTULO IV

ADSORCIÓN

4.1.- Adsorción

El término de adsorción fue mencionado por primera vez por Kayser H. y E. Du Bois Reimond en 1882 (West 1995), desde su descubrimiento hasta ahora la adsorción ha sido muy usada en procesos de recuperación y purificación en el tratamiento de efluentes y el control de contaminantes (Duff, 1998) en catálisis enzimática y (Atakis,1998; Synder, 1995), secado de hidrocarburos (Sudhir, 1991), etc.

La adsorción es la acumulación o aumento de la concentración de una sustancia en la frontera o región que separa dos fases, comúnmente llamada interfase. En el caso en el que una de las fases sea un sólido la adsorción se define como la transferencia selectiva de uno o más solutos de una fase fluida a la superficie del sólido adsorbente (Perry, 1997; Mc Cabe, 1991).

Tradicionalmente, la adsorción se clasifica como física o química. La adsorción física es primordialmente debida a las fuerzas de Van der Waals y su ocurrencia es reversible. Cuando las fuerzas de atracción molecular entre el soluto y el adsorbente son más grandes que las fuerzas de atracción molecular entre el soluto y el solvente, el soluto va a ser adsorbido sobre la superficie del adsorbente. En la adsorción química, una reacción química ocurre entre el sólido y el soluto adsorbido, y la reacción es usualmente irreversible. (Reynolds y Richards. 1994).

La adsorción de las moléculas del adsorbato sobre la superficie del adsorbente puede ser física, o fisisorción y química, o quimisorción. La diferencia entre ellas radica en el tipo de interacciones entre el adsorbente y el adsorbato. En la fisisorción las interacciones predominantes son de tipo Van der Waals, mientras que en la quimisorción las interacciones semejan enlaces químicos. Esto da lugar a entalpías de adsorción muy diferentes: alrededor de -20 kJ/mol para la adsorción física y cerca de -200 kJ/mol para la adsorción química (Atkins, 1991).

En general los adsorbentes son materiales sólidos, naturales o sintéticos de estructura amorfa y microcristalina, es decir son muy porosos y de gran superficie de contacto. Físicamente son sustancias pulverizadas o granulares, de tamaño variable y superficie específica (Mc Cabe, 1991).

4.1.1.- Mecanismo del proceso de adsorción

El mecanismo de adsorción ha sido descrito por varios autores, Weber y Smith (1987) proponen que la transferencia de un adsorbato de la fase líquida hacia un sitio de adsorción se realiza en cuatro etapas principales (Durán Pilotzi, 2003):

1. Transferencia del adsorbato de la fase en la que se encuentra hacia las proximidades de la superficie del adsorbente.
2. Transferencia del adsorbato a través de la interfase sólido-líquida hacia la superficie del adsorbente.
3. Difusión del adsorbato al interior de los poros del adsorbente bajo el efecto de un gradiente de concentración. La molécula puede ser difundida de un sitio de adsorción a otro (difusión superficial) o difundirse en la fase líquida al interior del grano hasta un sitio de adsorción (difusión porosa).
4. Adsorción. Después del transporte a los lugares disponibles se da la adsorción entre el adsorbato y adsorbente. Este paso es muy rápido y es el resultado de uno de los pasos precedentes de la difusión y controla la velocidad a la cual las moléculas se mueven de la solución. Si la adsorción está acompañada de una reacción química la cual cambia la naturaleza de la molécula, dicha reacción puede ser más lenta que el paso de la difusión y por lo tanto controla la velocidad de remoción del compuesto.

Esta descripción de etapas se puede explicar de la siguiente manera, en este caso el adsorbato se considera como el contaminante a separar de la fase acuosa, el adsorbente es el biomaterial empleado para retener en su superficie el contaminante. El proceso inicia cuando se ponen en contacto las dos fases sólida (biomaterial) y líquida (agua con el contaminante disuelto en ella), posteriormente se realiza un movimiento mecánico de agitación mediante equipos diseñados para realizar esta tarea. La agitación es un elemento importante ya que mediante este los contaminantes (ya sea iones o moléculas) se acercan a la superficie del biomaterial.

Este acercamiento provoca que entren en juego las cargas eléctricas correspondientes de ambas partes, en el biomaterial su superficie tiene una carga neta negativa y los iones del contaminante tienden a tener una carga positiva.

Al estar en una determinada distancia los iones del biomaterial se presenta una atracción entre ellos obedeciendo a lo que se cita que “cargas iguales se repelen y cargas diferentes se atraen”. Al generarse esta atracción el ión del contaminante queda retenido en la superficie del biomaterial, con este hecho el contaminante es removido de la fase acuosa.

Dependiendo de la naturaleza del biomaterial se pueden presentar dos tipos de atracciones, la primera que se denomina una adsorción física en la cual el contaminante únicamente queda retenido en la superficie sin formar un enlace formal con el biomaterial y la segunda que se llama adsorción química en la cual el contaminante si forma un enlace formal con el biomaterial.

Este proceso ocurre en toda la superficie de una molécula del biomaterial, por lo que es importante determinar de qué manera el contaminante cubre a dicha molécula. Para determinar esto se deben de estudiar las isoterms que son modelos teóricos que explican con base a coeficientes si dicho proceso formó una monocapa en superficie del biomaterial o si se generaron diversas capas a lo que se denomina como multicapa.

Debido a que estas cuatro etapas se efectúan en serie, la velocidad de adsorción está limitada por la etapa más lenta, la cinética de adsorción de un soluto sobre una partícula está determinada por la velocidad de transferencia del adsorbato a través de la película líquida externa (etapa 2) y/o por la velocidad de difusión del adsorbato al interior de la película del adsorbente (etapa 3) (Durán y Moreno, 1997).

4.1.2.- Adsorción física.

Una de las dos formas de adsorción reconocidas es la que ocurre por fuerzas del tipo de Van Der Waals, entre un átomo o una molécula y la superficie. En este caso no existe un re-arreglo electrónico en el sistema y sólo las fuerzas de atracción electrostáticas o atracciones dipolares son puestas en juego. A este tipo de interacción que ocurre sin modificación alguna de la molécula se le ha llamado adsorción física (Aguirre, 2009).

En la adsorción física las fuerzas que atraen a las moléculas a la superficie sólida del adsorbente son generalmente débiles, y el calor desprendido durante el proceso de adsorción es de 0.5 a 5 kcal/mol g (Aguirre, 2009). El equilibrio entre la superficie sólida y

el adsorbato se alcanza generalmente con rapidez, siendo fácilmente reversible, debido a que los requerimientos de energía son muy pequeños.

Además, la adsorción física no depende de las irregularidades en la superficie del adsorbente. Este fenómeno superficial depende en mayor medida de la extensión o área superficial con la que cuenta el material adsorbente (Smith, 1986) ya que una mayor área superficial cuenta con un mayor número de sitios activos, los cuales son capaces de atraer a un mayor número de moléculas.

4.1.3.- Adsorción química (quimisorción).

Casi todos los sólidos tienen la propiedad de fijar o adsorber en su superficie las moléculas, átomos, o iones que se encuentran a su alrededor. En la superficie de un material podemos encontrar átomos que presentan orbitales disponibles. El número y tipo de estos orbitales depende de las características y estructura del material adsorbente. Cualquier átomo que tenga orbitales libres experimenta un conjunto de fuerzas no balanceadas. Esta situación conduce al fenómeno de energía libre superficial. Si alguna molécula con afinidad a estos orbitales libres se acerca lo suficiente, se produce un nuevo arreglo electrónico con el sistema, tal como se observa en una reacción química. El resultado es la fijación de la molécula en la superficie a través de una adsorción química o quimisorción (Fuentes, 1988).

Algunas características de la quimisorción son:

- Hay especificidad, sólo algunos sitios superficiales adsorben ciertas moléculas.
- Hay una interacción de los estados electrónicos del adsorbato y del adsorbente, lo que se traduce en la formación de un enlace químico.
- Como consecuencia de la reacción química superficial (rompimiento y formación de enlaces) se desprende una cantidad elevada de calor (Fuentes, 1988).

4.2.- Características fisicoquímicas del adsorbente

Todo material que se emplea en el proceso de adsorción presenta varias características, las cuales a su vez ayudaran a dilucidar que es lo que esta sucediendo en este fenómeno, a continuación se mencionan las siguientes:

a) Área superficial y estructura porosa

Que es el área superficial a mayor área, mayor número de sitios activos disponibles y una mayor adsorción. Esto es válido para áreas de hasta 1500 m²/g (McGuire y Suffet, 1978).

b) Granulometría

La reducción del tamaño de partícula aumenta la velocidad de adsorción, (Najm, *et al.* 1990).

c) Composición química

Dependiendo de los grupos funcionales en la superficie del adsorbente será la selectividad de la adsorción (Gaid, 1981).

d) Características en la adsorción de moléculas orgánicas

- La adsorción de moléculas orgánicas es más fuerte al aumentar su peso molecular, mientras el tamaño de la molécula no rebase al tamaño del poro.
- Las moléculas orgánicas no polares se adsorben con mayor fuerza que las polares.
- Las moléculas orgánicas ramificadas se adsorben con mayor fuerza que las lineales.
- La mayoría de las moléculas orgánicas que tienen ligados átomos de cloro, bromo o yodo, se adsorben con mayor fuerza (Textoscientificos, 2006).

e) Dureza

Si la partícula no resiste la abrasión durante el retrolavado y la regeneración, se pierde una cantidad importante de sitios activos del sistema (Gaid, 1981).

4.3.- Factores que afectan el proceso de adsorción.

En el proceso de adsorción existen variables que tienen un efecto directo en el desarrollo del fenómeno, a continuación se muestran las siguientes:

4.3.1.- Influencia del pH en la adsorción

El valor del pH de la fase acuosa es el factor más importante tanto en la adsorción de cationes como de aniones, siendo el efecto distinto en ambos casos. Así, mientras que la adsorción de cationes suele estar favorecida para valores de pH superiores a 4.5 (Schiewer y Volesky (1995) y Kratochvil D. et al (1998)), la adsorción de aniones prefiere un valor bajo de pH, entre 1.5 y 4 - (Giles y Hassan (1958); Giles y col. (1958); Kuyucak y Volesky (1989a) y Roberts (1992)).

El estado químico del sitio activo (aquel sitio de interacción entre el catión metálico y la superficie polar o cargada del adsorbente) podría cambiar con el valor del pH. Cuando el grupo de unión del metal es débilmente ácido o básico, la disponibilidad del sitio libre depende del pH (Baes y Mesmer, 1976; Morel, 1983 y Morrison, 1987).

4.3.2.- Influencia de la temperatura en la adsorción

Es bien conocido que “la temperatura es uno de los factores que más influyen en los procesos de adsorción” (Kuyucak y Volesky 1989a).

Un aumento hasta 40 ° C provoca sólo una pequeña mejora en la retención, mientras que a una temperatura de 60 ° C o superior se produce un cambio en la textura del adsorbente y una pérdida en la capacidad de adsorción debido al deterioro del material (Glasstone S. *et al.* 1941).

4.3.3.- Tiempo de equilibrio en la adsorción

Generalmente, la Adsorción del metal pesado ha sido evaluada mediante la utilización de isotermas que describen el equilibrio del proceso. “Los modelos de Langmuir (1918) y Freundlich (1926) han sido posiblemente los más utilizados para describir con éxito el equilibrio de Adsorción” (Tsezos y Volesky (1981); Prasetyo (1992) y Holan y Volesky (1994)). Aunque ambos modelos son empíricos, las constantes del modelo de Langmuir son más fácilmente interpretables. “Para la adsorción de metales pesados, la retención aumenta inicialmente de una manera lineal con la concentración en el equilibrio; esta retención está limitada por el número de sitios activos y, por tanto, llega a alcanzarse una meseta, que no es más que aquel tiempo a partir del cual el adsorbente, por más que se mantenga en contacto con la solución, ya no produce más adsorción” (Volesky, 1990).

4.3.4.- Efecto de la concentración de la biomasa

Se ha determinado que la concentración en el equilibrio, la biomasa retiene más iones metálicos a una densidad de células menor que a una mayor. A concentraciones elevadas de biomasa, se presenta un efecto entre las moléculas, ya que estas se empiezan a atraer entre si disminuyendo los sitios activos de cada una de las moléculas (Campos, 2006).

4.3.5.- Poros

Descripción cualitativa de un sólido poroso

Cualquier material que contenga cavidades, canales o intersticios puede ser considerado como poroso.

Clasificación de los poros de acuerdo a su disponibilidad a un fluido externo:

- *Poros cerrados*: totalmente aislados de sus vecinos. Influencian propiedades macroscópicas como la densidad, fortaleza mecánica y conductividad térmica, pero son inactivos en procesos como flujo de fluidos y adsorción de gases.
- *Poros abiertos*: poseen canales continuos de comunicación con la superficie externa del material. Las geometrías más frecuentes de los poros son:
 - *Poros cilíndricos* (por ejemplo, en alúmina y óxido de magnesio).
 - *Poros en forma de rendija o hendidura* (en carbones activados y arcillas).
 - *Espacios o huecos entre esferas de sólidos conectadas (en sílice y otros sólidos obtenidos a partir de geles)*.
 - *Poros en forma de botella de tinta (ink-bottle shaped)*: el cuerpo del poro es mayor que su boca). (UNAM, 2017)

La IUPAC (International Union of Pure and Applied Chemistry) (Koopal L 1972), homologó la clasificación de poros con base en la anchura interna del hueco (i.e. el ancho del poro, definido como el diámetro en el caso de un poro cilíndrico y como la distancia entre las paredes opuestas en el caso de un poro entre placas paralelas).

Con este criterio, los poros pueden ser de tres tipos como se puede observar en la Tabla 3.

Tabla 3. Clasificación del tamaño de poro propuesta por la IUPAC

Tipo de Poro	Diámetro de Poro, D_p
Microporo	$D_p \leq 2 \text{ nm}$
Mesoporo	$2 \text{ nm} \leq D_p \leq 50 \text{ nm}$
Macroporo	$D_p > 50 \text{ nm}$ (típicamente 200 a 2000 nm)

Fuente: IUPAC, (1972)

A su vez los microporos están clasificados en (Tabla 4):

Tabla 4. Clasificación del tamaño de microporos propuesta por la IUPAC

Tipo de Poro	Diámetro de Poro, D_p
Ultramicroporo	$D_p \leq 0.7 \text{ nm}$
Supermicroporo	$0.7 \text{ nm} \leq D_p < 2 \text{ nm}$

Fuente: IUPAC. (1972)

Esta clasificación se basa en las propiedades que presentan los diferentes poros de acuerdo a su dimensión w en los procesos de adsorción y que se manifiestan en las isotermas de adsorción (Horacio, 2004).

Los materiales porosos encuentran una amplia difusión en la naturaleza y un empleo extensivo en la industria. Las industrias de proceso emplean catalizadores, filtros y adsorbentes porosos, tales como sílica gel, carbón activado y zeolitas (Aguirre, 2009).

La variedad de formas y tamaños de poros es tan grande como los tipos y orígenes de los materiales porosos. Los tamaños van desde espacios comparativamente grandes y fácilmente visibles hasta grietas de dimensiones moleculares (Aguirre, 2009).

La mayoría de los poros, sin embargo, tienen formas irregulares para las cuales no hay una descripción geométrica simple. Las propiedades físicas de todos los materiales dependen fuertemente del número, tamaño, y a menudo, de la forma de sus poros (Aguirre, 2009).

4.4. - Isotermas:

Entre todos los fenómenos que regulan la movilidad de las sustancias en medios porosos y entornos acuáticos, la transferencia de sustancias desde una fase móvil (líquido o gas) a una fase sólida es un fenómeno universal. Las isotermas de adsorción es una de las maneras más eficientes para describir una gran diversidad de fenómenos de liberación y retención. La curva de una isoterma describe la retención de una sustancia sobre una superficie sólida en diferentes concentraciones a una temperatura constante, siendo así una herramienta importante para describir y predecir la movilidad de una sustancia en el medio ambiente (Limousin *et al.* 2007).

4.4.1.- Modelos de adsorción.

Existen varios modelos para el análisis de datos de isotermas experimentales y para describir el equilibrio de adsorción, incluidos los de Langmuir, Freundlich, Toth, y Tempkin, Redlich - Peterson. Por lo que hay múltiples ecuaciones para isotermas que han sido propuestas para los modelos de adsorción en soluciones acuosas, de compuestos a superficies sólidas. Estas ecuaciones contienen variables similares y difieren principalmente en el ordenamiento de estas. La diferencia de los parámetros en las ecuaciones y las hipótesis termodinámicas subyacentes de estos modelos suelen dar una idea de los mecanismos de adsorción, las propiedades superficiales y la afinidad del adsorbente. Sin embargo, las dos ecuaciones frecuentemente aplicadas en los sistemas sólido/líquido para describir las isotermas de adsorción son los modelos de Langmuir y Freundlich, que se utilizan comúnmente para la adsorción de colorantes en biopolímeros, aunque estos modelos fueron desarrollados inicialmente para el modelo de adsorción de solutos de gas en las superficies metálicas, y se basa en la hipótesis de adsorción física (Gimbert *et al.* 2008).

4.4.1.1 Modelo de Langmuir

Este modelo describe el equilibrio entre las fases sólido-líquido de los sistemas como un equilibrio químico reversible entre especies. Algunas aseveraciones tomadas en cuenta para este modelo son:

- a) la energía de adsorción es constante e independiente de la extensión de la superficie,
- b) la adsorción se localiza en sitios donde no hay interacción con moléculas adsorbidas y

c) la adsorción máxima posible es la formación de una monocapa sobre la superficie.

El modelo se muestra en la ecuación (1)

$$\frac{C}{q} = \frac{1}{Q^b} + \frac{C}{Q} \quad (1)$$

Donde:

q= masa de adsorbato por masa de adsorbente al equilibrio (mg/mg)

C= concentración en la solución en equilibrio (mg/L)

Q= masa del químico requerido para saturar una unidad de masa del suelo (mg/mg)

b=Constante en equilibrio de Langmuir (mg/L) (Saucedo, 2012).

4.4.1.2.- Modelo de Freundlich

En este modelo la energía de adsorción puede variar debido a que las superficies reales son heterogéneas, aunque este modelo sigue considerando solo un contaminante y que no hay variaciones en el pH, el modelo se muestra en la ecuación (2)

$$q = K C^n f \quad (2)$$

Donde:

C= Es la concentración de equilibrio del compuesto químico de interés en solución

K_f = Una constante de equilibrio indicativa de la fuerza de adsorción es el grado de no linealidad.

Modelo Lineal; cuando la Isoterma de Freundlich indica una relación lineal entre la cantidad de sorbato y la concentración de solución en equilibrio. Puede ser definida por una simple constante de proporcionalidad. Esta constante es una medida simple de la distribución de un contaminante orgánico entre las dos fases. Esta constante es llamada, coeficiente de partición.

$$K_d = \frac{C}{q} \quad (3)$$

Esta expresión es la más simple de la adsorción y considera que una gráfica en la que se represente **C**, en las ordenadas con q en las abscisas resultará en una línea recta y la pendiente corresponderá al coeficiente de adsorción **K_d**.

En fenómeno de adsorción se compone de cuatro procesos principales: 1) transporte de masa, 2) reacción química, 3) difusión de película y 4) difusión de partícula; los cuales en su conjunto afectan la velocidad de reacción en fase sólida y pueden clasificarse en general como procesos de transporte y químicos (Aboul- Kassim y Simoneit, 2001).

4.5.- Materiales que se emplean para la adsorción

La aplicación de la adsorción como método de tratamiento para remover contaminantes disueltos en fase acuosa, ha sido un escenario amplio de investigaciones, tanto en el comportamiento del fenómeno de adsorción como en la utilización de materiales utilizados para este fin. Por lo cual a continuación se muestran varias investigaciones realizadas por diversos investigadores:

- Carbón activado

El carbón activado es ampliamente usado en potabilización de agua para la remoción de compuestos causantes de olor y sabor, sustancias químicas orgánicas sintéticas, precursores de SPD (MWH, 2005). También pueden removerse, por adsorción, constituyentes inorgánicos como perclorato, arsénico y metales pesados (MWH, 2005).

- Aguirre (2009) sintetizó la silicalita -1, zeolita de muy alto contenido en silicio, a partir de un material de desecho agroindustrial como lo es la cascarilla de arroz. Aprovechando sus propiedades adsorbentes e hidrofóbicas se planteó la posibilidad de utilizar dicho material como un adsorbente de materiales contaminantes en aguas residuales. probando este material como un adsorbente de contaminantes, tales como el Cd^{2+} y el 4- clorofenol.

La determinación del contenido de Cd^{2+} en la muestras se llevó a cabo por adsorción atómica. La concentración inicial fue de 88.4 ppm de Cd^{2+} y un pH de 5.7 mientras que, el contenido de 4- clorofenol se determinó por espectrofotometría UV-visible. Donde se logró sintetizar la silicalita-1 con los materiales descritos, obtenerla con un alto grado de cristalinidad y eliminar cerca de 88% de 4- clorofenol y el 52% de Cd^{2+} .

- García y colaboradores (2011) Determinaron que los grupos carboxílicos en su forma aniónica se caracterizan por tener tendencia hacia la captación de especies catiónicas como Pb^{2+} , para la obtención de pectina mediante hidrólisis ácida utilizo cáscaras de naranja en un rango de pH fue 4,5 – 5,5 en el cual se obtuvo la máxima capacidad de sorción. La biosorción de especies catiónicas como el Pb^{2+} en pectina se ve favorecida con el incremento del pH. La baja cantidad de iones H^+ en la solución y la mayor cantidad de grupos carboxílicos en forma aniónica facilitan la quelación con el metal.

- Angeles (2011) Estudio la adsorción de Cd(II) en solución acuosa mediante borra de café peruano" de la especie "*Coffea arabica*", en el cual se detectó una presento una adsorción máxima de 4,5 mg de Cd(II) por gramo de borra de acuerdo al modelo isotérmico de Langmuir y de 53,04 mg de Pb(II) por gramo de borra de acuerdo al modelo isotérmico de Freundlich. Esto indica un buen potencial de aplicación en la descontaminación de aguas para consumo humano en zonas rurales. No obstante, y dado que los límites máximos permisibles de estos cationes metálicos en las diversas categorías de calidad del agua en el Perú están entre 0,003 ppm y 0,01 ppm para el Cd(II) y de 0,01 ppm a 0,05 ppm para el Pb(II) la borra de café peruano no deja de ser un potencial descontaminante de las aguas con Cd(II) y Pb(II).

- Tejada y colaboradores (2014) <propusieron la adsorción de Pb (II) usando bagazo de palma tratado químicamente con ácido cítrico, se elige este material por ser un desecho agroindustrial ampliamente disponible en la región Caribe colombiana. Los experimentos fueron llevados a cabo en sistema batch en solución acuosa de plomo a una concentración de 100 ppm. La determinación de la concentración de metal al final del proceso se midió por absorción atómica. La caracterización de los materiales adsorbentes usados se hizo por FTIR encontrando que los grupos hidroxilos y carboxílicos son los principales responsables de la capacidad de adsorción. Además, fue encontrado que el pH es el factor de mayor incidencia en el proceso, siendo el de 6 el valor óptimo.

Por otra parte, se encontró que el Pb (II) presenta una sorción rápida durante los primeros 10 minutos con un tamaño de partícula de 1mm y tiempo de 10 minutos son las condiciones óptimas para alcanzar porcentajes de remoción superiores al 90% del metal., además el modelo de Elovich fue el de mejor ajuste. La capacidad máxima de adsorción según la isoterma de Langmuir fue de 162 y 451 mg/g para el bagazo sin modificar y modificado respectivamente, estableciendo que la modificación fue altamente eficiente.

- 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 isotermas 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+} .

- Conrad y Hansen (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 empleó sin moler y sin ninguna modificación química, los intervalos de concentración para el Zn fueron 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.

- 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 (5mgL⁻¹). El modelo teórico que se estudio fue el de Langmuir y la secuencia de sorción fue la siguiente Pb > Cd » Cu > Zn > Ni, para la biomasa del alga *Fucus spiralis*.

- Shing 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.

4.5.1.- Adsorción de Cromo (VI) empleando varios biomateriales

En este trabajo de investigación se analiza la remoción del Cr (VI) disuelto en fase acuosa, por lo cual se muestran varios estudios, en los cuales todos ellos tienen el objetivo principal de remover al Cromo, esto es importante y sirvió de punto de referencia para realizar dicho trabajo de investigación:

- Netzahuatl (2009) desarrolló un estudio cinético de la remoción de Cromo hexavalente [Cr(VI)] y de Cromo total por la corteza del árbol de Pirul. A lo largo de todo el tiempo de contacto, se detectó Cromo trivalente Cr(III) en la solución acuosa, lo que indica que la corteza del árbol de Pirul fue capaz de transformar parte del Cr(VI) a Cr(III). Las capacidades de remoción de Cr(VI) y de Cromo total, así como de generación de Cr(III) se incrementaron gradualmente a medida que aumentó el tiempo de contacto, alcanzándose valores de 97,56; 73,18 y 24,38 mg/g, respectivamente. Los resultados anteriores indican que la corteza del árbol de Pirul removió Cr(VI) por dos mecanismos diferentes: biosorción de Cromo y reducción de Cr(VI) a Cr(III).

La corteza del árbol de Pirul fue capaz de remover parte del Cromo total inicialmente adicionado a la solución acuosa, lo que sugiere que tiene la capacidad de biosorberlo. En conjunto, los resultados anteriores indican que la corteza del árbol de Pirul es capaz de remover el Cr(VI) presente en solución acuosa mediante dos mecanismos: 1) transformación (reducción) del Cr(VI) a Cr(III), y 2) biosorción.

- Pinzón y Vera. (2009) Utilizó como material bioadsorbente cáscara naranja con el fin de remover iones Cromo presentes en soluciones hipotéticas diluidas, utilizadas como modelo de aguas contaminadas con bajas concentraciones de este metal. Las condiciones de operación utilizadas fueron: relación sólido/líquido 4 g/l, , concentración inicial de disolución de Cr(III) 100 mg/l, tiempo de contacto 60 h y pH constante (4 y 5).

Bajo las condiciones de esta experimentación, la cinética de la bioadsorción de Cr(III) sobre cáscaras de naranja es rápida. Por lo que el incremento en el pH viene acompañado de un aumento en la velocidad de quimiadsorción y una disminución de la superficie de adsorción disponible.

- Cárdenas *et al.* (2010) aisló un hongo resistente y capaz de remover Cromo hexavalente a partir del medio ambiente de una zona cercana a la Facultad de Ciencias Químicas, Universidad de San Luis Potosí en México. La cepa fue identificada como *Paecilomyces* sp, en base a sus características macro y microscópicas. La biomasa fúngica remueve eficientemente Cromo (VI) en solución y puede utilizarse para descontaminar nichos acuáticos contaminados, ya que 1 g de biomasa fúngica remueve 100 y 1000 mg/100 mL del metal a una y tres horas de incubación pH 1.0, 100 rpm, y elimina totalmente 297 mg Cr(VI)/g de tierra contaminada.

- Higuera *et al.*(2009) Tomando una solución de 1000 ppm de Cromo hexavalente y una hoja de café variedad castillo seca y triturada se realizó el experimento de saturación de la biomasa por 6 horas en batch. La aplicación de la bioadsorción en la purificación de aguas residuales presenta un gran potencial, pues las biomasas naturales, se pueden obtener en grandes cantidades, son baratas y pueden remover selectivamente Cromo (VI) de soluciones acuosas. Los resultados obtenidos permiten concluir que la biomasa es una buena alternativa para la implementación de filtros con la capacidad de remover el Cr (VI) de soluciones acuosas a flujo continuo (Ramirez, 2007).

- Acosta, y colaboradores (2010) Estudiaron la capacidad de remoción de Cromo (VI) en solución por cáscara de tamarindo, determinando la concentración del metal por el método de la Difenilcarbazida, encontrando que la remoción total del metal (50 mg/L) ocurre a los 30 minutos, a pH de 1.0 y 28°C. Con respecto a la temperatura, la más alta remoción se observó a 60 °C, el metal (1 g/L) se remueve completamente. A las concentraciones de Cr (VI) analizadas, la cáscara de tamarindo, mostró gran capacidad de remoción, también remueve eficientemente el metal *in situ*, (94.65 % de remoción, 5 g de biomasa). La biomasa estudiada reduce 1.0 g de Cr (VI) con la producción simultánea de Cr (III), por lo que puede utilizarse para eliminarlo de aguas residuales industriales.

- Duarte *et al.* (2009) empleó quitosano como bioadsorbente para remover Cromo de las aguas residuales de la industria de curtiembres. El quitosano adsorbió 52 mg Cr (III)/g a un pH de 4.0. Modelos *Langmuir and Freundlich* fueron aplicados; observándose que un incremento en la concentración inicial de Cromo trae como consecuencia una disminución en el proceso de adsorción. El pH óptimo fue de 4.0. Los modelos de adsorción de Freundlich y Langmuir confirmaron una adsorción homogénea y uniforme. La bioadsorción de Cromo fue rápida (>90% Cr en la solución inicial) en los primeros 40 min.

- Un estudio publicado por el diario tecnológico de biotecnología, (Saifuddin M. Nomanbhay, 2005), sobre adsorción de Cromo (VI) utiliza la cáscara de coco revestido con quitosán. El cual demuestra que para el retiro del ión Cromo es técnicamente factible, eco- amistoso y con alta eficacia. Además los materiales, provienen de residuos agrícolas y de la pesca, lo que ayuda en la reducción en la disposición final. El adsorbente se puede regenerar usando el hidróxido del sodio, y por lo tanto puede ser reutilizado. Este adsorbente es un buen candidato para adsorción, no sólo de los iones del Cromo sino también para otros tipos de metales pesados que provienen de los Riles.

4.5.2.- Remoción de metales pesados por *Musa paradisiaca*

Clasificado originalmente por Carlos Linneo como *Musa paradisiaca* en 1753, la especie tipo del género *Musa*. Dentro de esta familia se incluyen los plátanos comestibles crudos *Musa cavendishii* y *Musa paradisiaca*.

La industria platanera produce una gran cantidad de residuos vegetales, ya que de la planta solamente se aprovecha el fruto, teniendo que disponer de las demás partes de la planta: pseudo - tallo, hojas y pinzote o raquis (parte de la planta que sostiene los manojos de frutos) Debido a que estos materiales están constituidos por fibras lignocelulósicas, se podrían utilizar como materia prima para la obtención de celulosa (Cordeiro et, al., 2004) o en la obtención de materiales compuestos (Gañan et, al, 2004. González-Chí et, al., 2002; Thomas et al.1997) con lo que se les proporcionaría un valor agregado a dichos residuos.

4.5.3.- Investigaciones donde se manipulo la *Musa Paradisiaca* en la remoción de contaminantes.

La absorción de la cáscara de plátano se debe en gran parte a la lignina que son polímeros insolubles (Romero et al. 2015). La cáscara de plátano cuenta en su composición con hidroxila y carboxilo de pectina, elementos capaces de adsorber metales pesados (Mendoza, 2010).

Investigaciones realizadas han demostrado que la cáscara del plátano tiene una capacidad para absorber el plomo y el cobre de aguas contaminadas.

Con anterioridad se había experimentado con otros materiales vegetales, tales como cáscaras de maní y fibras de coco, pero las cáscaras de plátano picadas reportaron mejores resultados. Los investigadores también encontraron que las cáscaras picadas de plátano podrían ser utilizadas repetidamente para purificar el agua contaminada por las plantas industriales y explotaciones agrícolas hasta once veces y ser aún efectivas (Castro, 2011).

Ambos autores en su documento de estudio también observaron el bajísimo costo de las cáscaras de banana y el hecho de que no hay necesidad de prepararlas químicamente para el procedimiento de purificación de agua.

Los principales componentes de la cáscara son: celulosa (25%), hemicelulosa (15%) y lignina (60%) (Clavijo y Maner, 1974; Bolívar y Rojas, 1970; Von Loesecke, 1950). La cáscara de banano tiene una propiedad de adsorción. La cáscara molida tiene la capacidad para extraer iones de metales pesados del agua y de los parámetros que intervienen en este proceso. La absorción de la cáscara de plátano se debe en gran parte a la lignina que son polímeros insolubles, presenta un elevado peso molecular, que resulta de la unión de varios ácidos y alcoholes fenilpropílicos (cumarílico, coniferílico y sinapílico).

Según estudios realizados en la Universidad Federal de São Carlos (2011), cuando se secan y se muelen hasta polvo, las cáscaras de plátano tienen la capacidad de limpiar las aguas contaminadas con metales pesados de una manera eficaz y barata. El método brasileño se aprovecha para la limpieza de uno de los principios básicos de la química: los opuestos se atraen. En la cáscara de plátano existen un gran número de moléculas con carga negativa. Estas moléculas tienen un gran poder de atracción sobre la carga positiva de los metales pesados.

Cabe destacar, que la cáscara de plátano cuenta en su composición con hidroxilo y carboxilo de pectina, elementos capaces de adsorber metales pesados. La cáscara de plátano adsorbe los metales por fisisorción ya que la especie adsorbida (fisisorbida) conserva su naturaleza química además de que la fisisorción es exotérmica y más general que específica (Conde *et al.* 2011).

Con base a las características ya señaladas del biomaterial *Musa paradisiaca*, se muestran las siguientes investigaciones:

- Ríos (2014) Evaluó la capacidad de biosorción de la harina cáscara de banano maduro (HCBM) para la eliminación de metales pesados y el porcentaje de remoción de dichos metales. Su estudio consistió en colocar diferentes concentraciones de HCBM (harina cáscara de banano maduro) con diferentes tamaños de partícula en soluciones de 50 ppm de Arsénico. Durante el proceso se midió el pH cada 8 horas. Los resultados muestran un máximo porcentaje de bioadsorción de $95,5 \% \pm 1,75$ de arsénico. El pH ligeramente ácido (6.9 y 5.4), favorece la adsorción, ya que el grado de protonación de la superficie aumenta y en consecuencia también aumenta la adsorción de los metales pesados.

- Por su parte, Tejada (2014) estudio el efecto de las modificaciones a carbón activado y recubrimiento con quitosano de biomasa lignocelulósica obtenida de cáscaras de plátano y naranja, para la adsorción de Cr (VI). La caracterización de los grupos funcionales en las biomásas aptos para la adsorción se verificó mediante un análisis elemental (CHON) y espectroscopia de infrarrojo (IR), mientras que para los carbones activados se determinó su área superficial por medio de un análisis BET. El contenido de Cr (VI) en solución se midió mediante espectrofotometría UV-vis, usando el método de la difenilcarbazida. Los resultados mostraron una remoción de los iones de Cr (VI) de 66,6 y 93 ppm para las cáscaras de naranja y plátano respectivamente, los carbones activados removieron 85 y 95 ppm, mientras que las biomásas modificadas con quitosano presentaron una adsorción 61,24 y 88,2 ppm.

- En este sentido, Alvarado *et al.* (2013) realizó un estudio preliminar de la retención de plomo en agua a partir de cáscaras de *Musa sapientum* (banano) utilizadas como filtro. Siguiendo el modelo del filtro diseñado se elaboraron 4 filtros utilizando diferente cantidad de polvo de cascara de *Musa sapientum* (dominico) para comprobar que cantidad posee mayor capacidad de retención de plomo en agua; se preparó una solución madre de plomo de 10.0 ppm, la cual se hizo pasar por los filtros elaborados utilizando cantidades de 5.0g, 10.0g, 20.0g, 30.0g de *Musa sapientum* (dominico), una vez obtenidos los filtrados se procedió a cuantificar la cantidad de plomo presente en ellos, utilizando un espectrofotómetro de Absorción Atómica a una longitud de onda de 283.3 nm, el porcentaje de retención para cada filtro, siendo 98.92% el mayor porcentaje de retención obtenido para el filtro que contenía 10.0 gramos de cascara de *Musa sapientum* (dominico). Por lo tanto puede ser una alternativa viable para la eliminación del plomo en

agua la utilización de un filtro que contenga 10.0 gramos de polvo de cascara de *Musa sapientum* (dominico).

- Así mismo Castro (2015) evaluó la capacidad de bioabsorción de Pb (II) y Cr (VI) por la cáscara de banano maduro durante la deshidratación. Se variaron dos parámetros: el tamaño de partícula de la cáscara de banano (845 μm , 400 μm y 250 μm) y la cantidad del polvo de cáscara de banano (10, 15 y 20 g/L).

Durante el proceso de bioabsorción se midió el pH cada 8 horas. El proceso de se lo llevó a cabo en reactores tipo "Batch", y de esta manera determinar los factores que influyen en la bioadsorción de los metales en estudio.

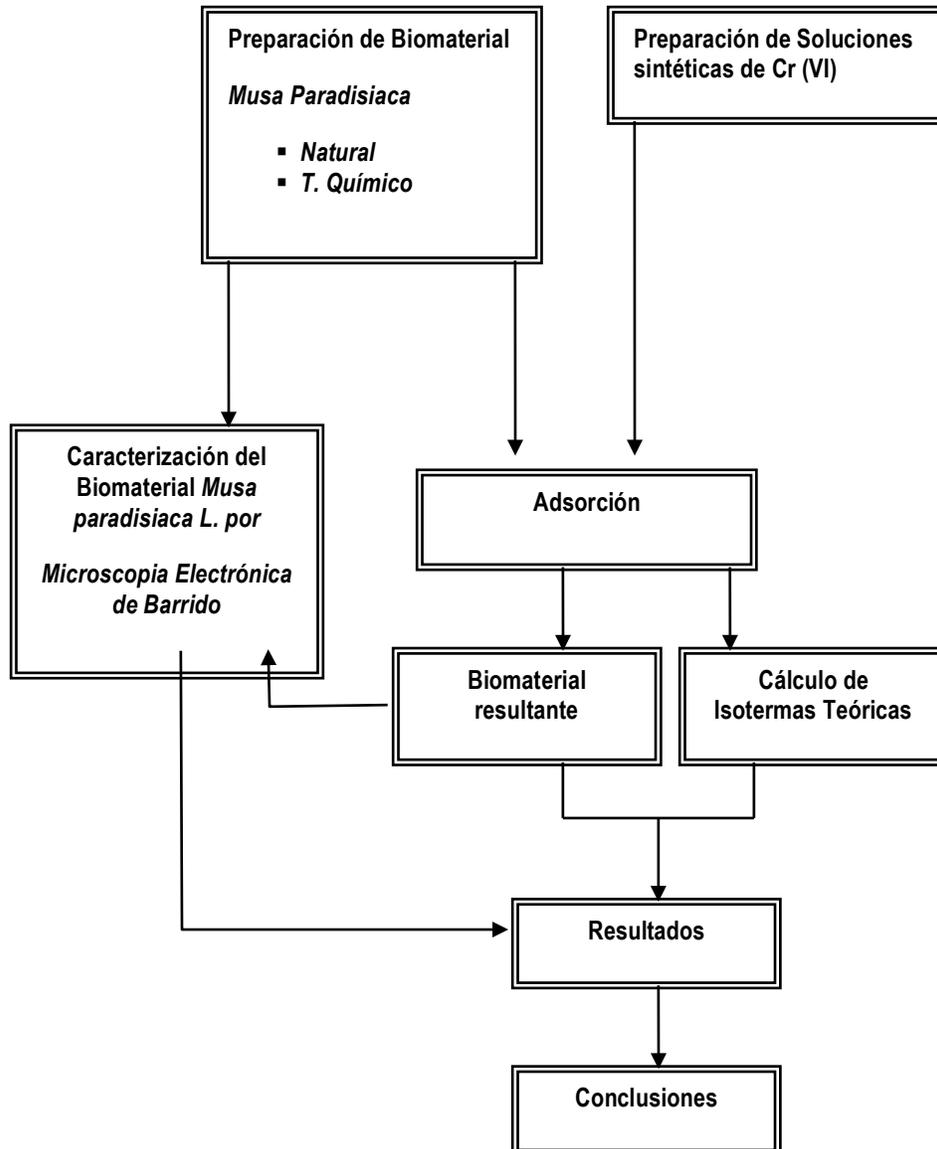
Los resultados muestran un porcentaje máximo de bioadsorción de 80 % \pm 1,75 para el plomo (II) y 51,2 % \pm 5,48 para el Cromo (VI). El tiempo de retención hidráulica para los dos metales en estudio fue de 48 horas. El análisis estadístico indica que existe una diferencia significativa ($p < 0,05$) en la bioadsorción de Pb (II) con diferentes concentraciones de cáscara de banano, a mayor concentración de cáscara, mayor % de bioadsorción de Pb (II); el pH ligeramente ácido (6,9 y 5,4), favoreció a la bioadsorción, debido a que el grado de protonación de la superficie de la cáscara aumenta y, en consecuencia, también aumenta la bioadsorción de los metales pesados (Selvi, 2001). El rango de pH de 5,4 a 6,9 fue eficaz para la eliminación de hasta un 80% en el plomo y 51,2 % en el Cromo.

METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

5.- Metodología Experimental.

Los pasos a seguir en el trabajo de investigación se muestran en la figura 5.1.

Figura 5. 1. Pasos a seguir en la Investigación



DESGLOSE DE ACTIVIDADES

A continuación, se muestra del desglose de las dos diferentes etapas por las cuales se efectuó la investigación.

5.1.- Preparación de Biomaterial a emplearse de Manera Natural y con tratamiento químico

5.1.1.- Secado

En este tratamiento se utilizó cáscara de *Musa Paradisiaca*, la cual se preparó secándola por 7 días a los rayos del sol, posteriormente se terminó de deshidratar a 70°C por 5 horas en una estufa del laboratorio.

5.1.2.- Triturado, tamizado y tratamiento con etanol

Una vez seca la biomasa se trituró con la ayuda de un molino Wiley G.E. No. 4352, hasta que se obtuvo partículas que pasaran por una malla de 40 mesh. Una vez molida la *Musa Paradisiaca*. Su biomasa se trató con una solución de etanol al 5% con la finalidad de eliminar el color de la cáscara para que no interfiera con el color de las soluciones con las cuales se trabajaron.

Este tratamiento se dejó agitando el biomaterial con la solución de etanol durante dos horas, posteriormente se lavó con suficiente agua demonizada hasta que ya no se detectó más color en la solución, finalmente se dejó secar el biomaterial en la estufa por 24 horas a 60 °C y se colocó en un desecador hasta ser utilizado.

5.1.3.- Tratamiento del biomaterial

En este punto el biomaterial con el cual se trabajó se dividió con el fin de trabajar con dos tipos de biomasa, uno sin un tratamiento (es decir de manera natural), otro con el tratamiento ácido. Esto con la finalidad de valorar el proceso de adsorción en ambos ensayos. Cabe señalar que en este punto, los tratamientos se realizaron sobre los residuos de biomaterial, sin secar, es decir así como se generaron así se recolectaron para sus respectivos tratamientos, posteriormente se continuó la técnica de secado y siguientes pasos expuestos en los puntos 5.1.2 y 5.1.3.

5.1.3.1. Tratamiento Químico

El biomaterial destinado al pretratamiento se dispuso de la siguiente manera:

a) Se colocó el biomaterial en un recipiente y se agregó un volumen de una solución al 2 % de ácido sulfúrico, con esto se aumenta la accesibilidad al área superficial de la celulosa, y a remover la hemicelulosa de la materia prima, b) se procedió a realizarse una agitación mecánica durante 2 horas, c) posteriormente el biomaterial resultante se lavó nuevamente con agua desionizada, d) se dejó secar el biomaterial en la estufa por 24 horas a 60 °C y se colocó en un desecador hasta ser utilizado.

5.1.4.- Caracterización mediante microscopia electrónica de barrido y microanálisis (MEB)

Se tomaron unas pequeñas muestras de los biomateriales y se colocaron cada una por separado en determinaciones individuales, en un soporte de grafito el cual se introdujo en un Microscopio Electrónico Philips XL-30 a bajo vacío, esto con la finalidad de obtener las imágenes de los lodos así como el microanálisis correspondiente.

5.2.- Etapa II. Preparación de Soluciones Sintéticas de Cromo (VI)

5.2.1.- Soluciones de $K_2Cr_2O_7$

Se pesaron 1.41 gr de $K_2Cr_2O_7$ y se transfirieron a un matraz aforado de 1 L con la finalidad de preparar una solución madre de 500 mgL^{-1} (ppm) de Cr, a dicha solución se le agrego 2 ml de H_2SO_4 con la finalidad de fijar el pH en el intervalo ácido, esto a esta escala el Cromo es soluble, posteriormente de esta solución madre mediante diluciones se prepararán soluciones de 5, 10, 20, 30, 40, 50, y 60 ppm del mismo elemento.

Con estas soluciones se preparó la curva patrón con la cual se trabajó en cuanto a la determinación de la cantidad de Cromo removida de las soluciones que se pusieron en contacto con el biomaterial en sus dos modalidades mencionadas en el punto anterior.

5.2.2.- Curva patrón de Cr(VI)

Como se indicó, de las soluciones de 5, 10, 20, 30, 40, 50, y 60 ppm de este elemento, se tomaron muestras de 5 ml de cada solución y se transfirieron a tubos de ensayo para preparar el complejo Cr-Difenilcarbazida, el cual se preparó adicionando a cada una de las muestras de las diferentes soluciones de Cr un volumen de 3 ml de la solución de Difenilcarbazida. Con esto se formaron complejos de color rojo-violeta.

5.2.3.- Determinación colorimétrico del Cr (VI)

Una vez que se obtuvieron las soluciones coloreadas, fueron transferidas a una celda de cuarzo, donde posteriormente se colocaron en un espectrofotómetro de UV visible y una longitud de 540 nm donde se observó el pico característico de dicho complejo, obteniéndose el valor de absorbancia respectivo.

Con estos valores de absorbancia y concentración se determinó la ecuación de la recta, así como su coeficiente de correlación, y mediante esta recta se calcularon posteriormente las remociones de Cromo correspondientes de las soluciones sintéticas que estuvieron en contacto con el biomaterial.

5.3.- Etapa III. Fenómeno de Adsorción

5.3.1.- Tiempo de contacto

Los dos tipos de biomateriales tanto el natural como el que recibió tratamiento químico, se procedió a trabajarlos de la siguiente manera, se pesaron 100 mg de la biomasa para cada una de las soluciones sintéticas de Cromo hexavalente.

De cada una de estas soluciones de Cromo se tomaron 10 ml de muestra, las cuales tienen un valor de pH de 2, y se pusieron en contacto con la biomasa en tubos de ensayo. Mediante agitación mecánica por medio de un rotor mecánico se llevó a cabo la adsorción, los tiempos de contacto fueron de 5, 10, 15, 30 minutos, este proceso se realizó por triplicado.

5.3.2.- Determinación de remoción de Cr (VI)

Una vez llevada a cabo la adsorción, para cada una de las soluciones se procedió a la separación del biomaterial, mediante una simple filtración. La solución resultante contendría el Cromo no adsorbido por el biomaterial, a estas soluciones se les determinó la cantidad de Cromo disuelto, mediante el método colorimétrico de la curva patrón ya señalados y mediante una diferencia se valoró el Cr (VI) adsorbido por el biomaterial.

5.3.3.- Estudio de las Isotermas

Con estos datos se calcularon las respectivas isotermas de Langmuir, Freundlich, después del fenómeno de adsorción.

Las fórmulas de cada uno de los modelos son las siguientes:

Modelo de la isoterma de Langmuir

$$q_e = \frac{Q_o b C_e}{1 + b C_e}$$

Donde

q_e = Cantidad de soluto adsorbido por peso unitario de adsorbente (mgg^{-1})

Q_o = Cantidad de moles soluto adsorbido que forma una monocapa por peso unitario de adsorbente (mgg^{-1})

B = Constante empírica (L mg^{-1})

C_e = Concentración en equilibrio (mgL^{-1})

Modelo de la isoterma de Freundlich

$$\text{Log } q_e = \text{Log } K_f + \frac{1}{n \text{Log } C_e}$$

Donde q_e = Cantidad de soluto adsorbido por peso unitario de adsorbente (mgg^{-1})

K_f = Constante de Freundlich (mgg^{-1})

$1/n$ = Coeficiente de Freundlich

C_e = Concentración en equilibrio (mgL^{-1})

5.3.4.- Caracterización empleando la Microscopia electrónica de barrido, microanálisis después de los tiempos de contacto

Los lodos generados por la biosorción de las muestras tratadas se secaron con la finalidad de evaporar el agua que contenían, posteriormente se colocaron en un soporte de grafito el cual se introdujo en un Microscopio Electrónico Philips XL-30 a bajo vacío, esto se obtuvieron las imágenes de los lodos así como el microanálisis correspondiente señalándonos los elementos que constituyeron a dichos lodos.

RESULTADOS

6.1.- Resultados del tratamiento de los dos tipos de biomateriales.

Después del secado del biomaterial, como se indicó en la sección de la metodología se dividió en dos tipos de biomasa: a) Natural y b) tratada químicamente y a ambas se trituraron mediante un molino y se hicieron pasar por una malla de 40 mesh, para homogenizar el tamaño de partícula en ambos experimentos.

En la Figura 6.1. se puede apreciar la forma y textura de la biomasa natural, como se puede apreciar esta tiene un aspecto café claro y el tamaño de partícula es homogéneo.



Figura 6.1 Textura de la Biomasa de manera natural

Para el caso de la biomasa tratada, después de estar en contacto con H_2SO_4 durante 24 hr, el biomaterial cambió su color y textura; de manera natural presentaba una coloración de café, ya tratado químicamente ésta cambió a negro y su textura se volvió suave, tal como se muestra en la Figura 6.2. La modificación del biosorbente con H_2SO_4 disminuyó las sustancias orgánicas provenientes de los lixiviados, de este modo el biomaterial se lavó una sola vez con agua desionizada. Cabe mencionar que, a diferencia del tratamiento con etanol, en el lavado ya no hubo liberación de componentes coloreados.



Figura 6.2 Tratamiento ácido del biomaterial *Musa paradisiaca*.

6.2.- Caracterización mediante microscopía electrónica de barrido y microanálisis (MEB) antes de los contactos de los dos tipos de biomasa.

De los dos tipos de biomasa se tomaron pequeñas muestras y se trasladaron a un microscopio electrónico del bajo vacío, para generar los respectivos análisis de microscopía electrónica de barrido y los respectivos análisis. En la Figura 6.3 se pueden apreciar las imágenes del biomaterial de manera natural.

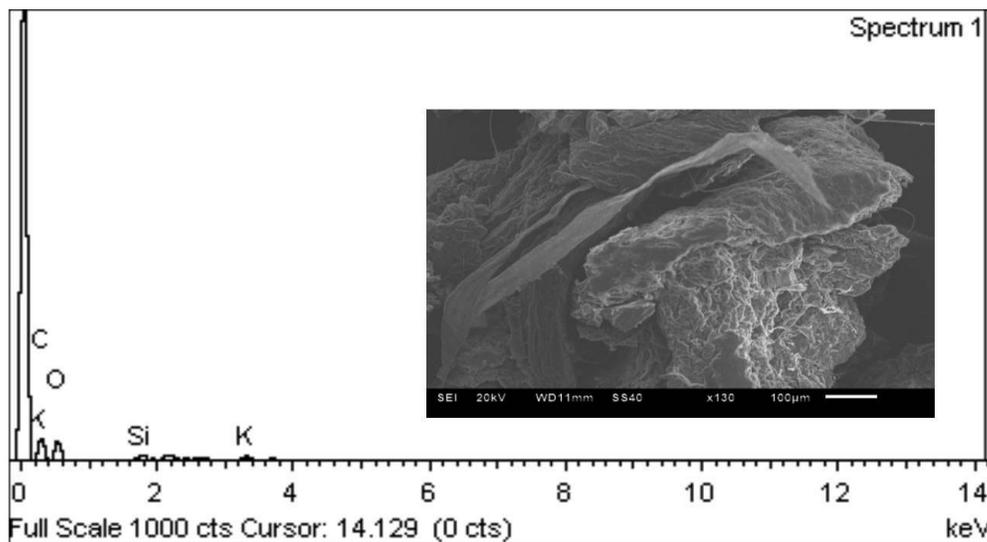


Figura 6.3 Microscopía electrónica de la Biomasa de manera natural.

Se aprecia claramente que la superficie de este tipo de material, es homogénea, tienes bordes lisos y no se apreciar algún tipo de alteración como fractura o una diferencia marcada de un lugar a otro con respecto a las diferentes áreas de la muestra. Por otro lado el microanálisis muestra claramente que el mayor elemento que constituyen dicha muestra es el carbono, ya que en esta técnica el tamaño de los picos es directamente proporcional a su concentración en la muestra. Esto corrobora que los mayores componentes en cuanto a estructura son las moléculas de celulosa y hemicelulosa.

En la Figura 6.4 se muestran los resultados de la microscopía electrónica y del microanálisis de la muestra tratada químicamente. Se puede apreciar que, en comparación con la biomasa natural, la estructura de la biomasa tratada se transforma en estructura menos suave y más rígidas.

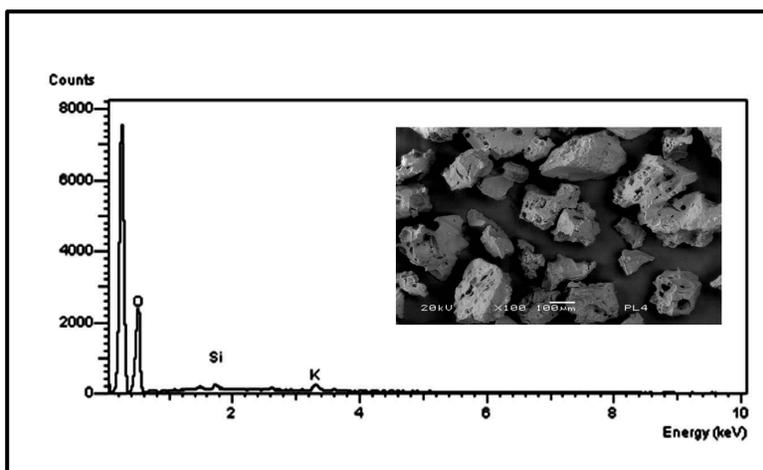


Figura 6.4 Microscopía electrónica de la Biomasa tratada químicamente

6.3.- Cuantificación de Cr (VI) después del contacto con biomasa tipo natural

Una vez que se colocaron todas las muestras de biomasa en los tubos de ensayo, y se pusieron en contacto con las soluciones sintéticas de Cr(VI) se procedió al respectivo proceso de adsorción. Se respetaron las mismas condiciones de contacto, finalmente se realizaron las filtraciones para recuperar las biomazas manipuladas.

A las soluciones resultantes de esta filtración se les cuantifico la concentración de Cromo hexavalente, mediante la técnica que emplea el compuesto orgánico de difenilcarbazida y el equipo de espectrofotometría de ultravioleta (UV).

Esto para detectar el complejo que se forma entre el Cromo y la difenilcarbazida, los resultados de dichas cuantificaciones se muestran en la Tabla 6.1.

Tabla 6.1 Resultados de cuantificación de Cr (VI)

Solución / Concentración (mgL⁻¹) inicial	Tiempo de contacto (min)	Concentración calculada en solución (mgL⁻¹)
5	0	5
5	5	0.35
5	10	0.1
5	15	0.1
5	20	0.1
5	25	0.1
5	30	0.1
10	0	10
10	5	0.7
10	10	0.2
10	15	0.2
10	20	0.2
10	25	0.2
10	30	0.2
20	0	20
20	5	1.4
20	10	0.4
20	15	0.4
20	20	0.4
20	25	0.4
20	30	0.4
30	0	30
30	5	3
30	10	1.5
30	15	1.2
30	20	1.2
30	25	1.2
30	30	1.2

Continuación de la Tabla 6.1 Resultados de cuantificación de Cr (VI)

Solución / Concentración (mgL⁻¹) inicial	Tiempo de contacto (min)	Concentración calculada en solución (mgL⁻¹)
40	5	40
40	10	4
40	15	2
40	20	1.6
40	25	1.6
40	30	1.6
50	5	50
50	10	5
50	15	2.5
50	20	2
50	25	2
50	30	2
60	5	60
60	10	6
60	15	3
60	20	2.4
60	25	2.4
60	30	2.4

De estos resultados se realizaron las respectivas gráficas que muestran el grado de reducción en cuanto a concentración del Cromo hexavalente en función del tiempo de tratamiento. Estas se muestran en las Figuras 6.5 y 6.6.

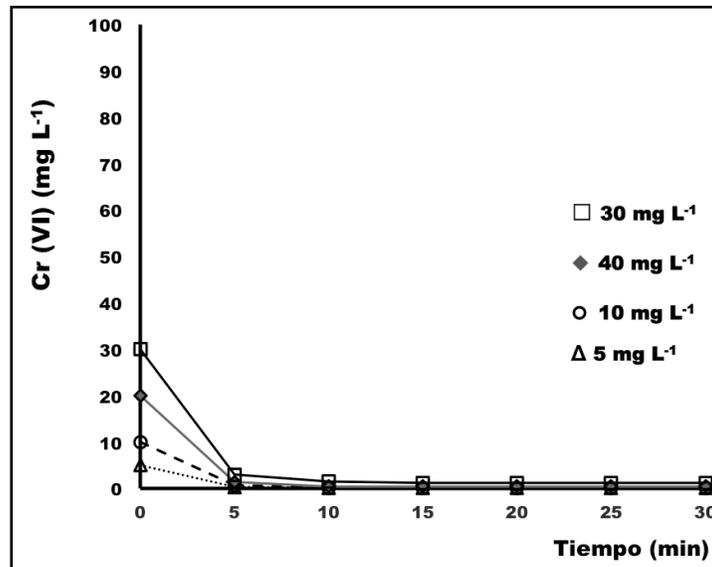


Figura 6.5. Disminución de la concentración de Cromo Hexavalente en función del tiempo de tratamiento.

En la Figura 6.5 se aprecia que la disminución de las concentraciones del Cromo hexavalente para las soluciones de 5 a 30 mgL⁻¹ se llevan a cabo en los primeros cinco minutos, esto dio pauta a especular que en estos primeros minutos, el proceso de adsorción presenta altos porcentajes de eficiencia ya que a partir de los 10 minutos las concentraciones de estas soluciones sintéticas son mínimas.

Este mismo comportamiento se observó para las soluciones de 40 a 60 mgL⁻¹, en los cinco primeros minutos se presenta la máxima disminución de la concentración del Cromo hexavalente para las soluciones ya mencionadas, esto se muestra en la Figura 6.6.

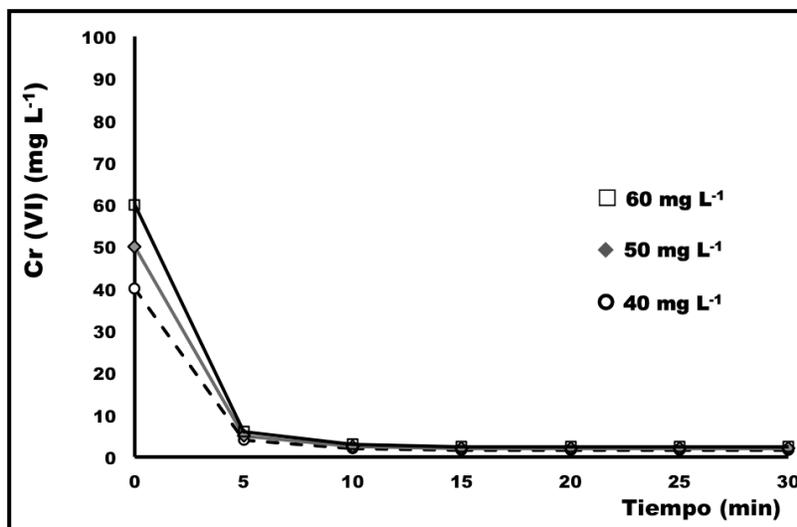


Figura 6.6. Disminución de la concentración de Cromo Hexavalente en función del tiempo de tratamiento.

Sin embargo un indicio que se presentó en todas las cuantificaciones es que el complejo que en teoría se debía de generar (la solución adopta una coloración rojo-violeta), se detectó de una manera muy ligera. Esto llevo a plantear el escenario que la mayor cantidad del Cromo hexavalente estaba adsorbido sobre la superficie del biomaterial, para corroborar esta hipótesis se procedió a cuantificar dicho elemento por la técnica de absorción atómica.

6.3.1.- Determinación de porcentajes de reducción de Cr (VI) por absorción atómica

Con base en los resultados generados de la Tabla 6.2. se procedió a realizar la cuantificación del Cromo de las muestras ya señaladas mediante el equipo de absorción atómica, este equipo se encuentra en la Facultad de Química de la UAEM. Los resultados muestran claramente que si está presente el Cromo disuelto en la fase acuosa, pero el estado de oxidación no corresponde al hexavalente sino a un estado trivalente. Esto se corrobora ya que las concentraciones son casi iguales a las concentraciones iniciales de las soluciones sintéticas del Cr (VI), por ejemplo para la solución de 5 mgL⁻¹ de Cr (VI) en los cinco primeros minutos se planteó que la mayor cantidad del Cromo se adhirió a la superficie de la biomasa, pero con la concentración de 4.62 mgL⁻¹ de este mismo elemento disuelto en fase acuosa, se establece que esta adsorción no se llevó a cabo. Esta situación se repite para todas las concentraciones experimentales manipuladas a los diferentes tiempos de tratamiento.

Tabla 6.2 Resultados de la cuantificación de Cromo mediante Absorción Atómica

Solución / Concentración (mgL⁻¹)	Tiempo (min)	Concentración calculada en solución (mgL⁻¹)
5	0	0
5	5	4.62
5	10	4.87
5	15	4.87
5	20	4.87
5	25	4.87
5	30	4.87
10	0	0
10	5	9.24
10	10	9.72
10	15	9.72
10	20	9.72
10	25	9.72
10	30	9.72
20	0	0
20	5	18.6
20	10	18.56
20	15	18.56
20	20	18.56
20	25	18.56
20	30	18.56
30	0	0
30	5	26.5
30	10	28.4
30	15	28.4
30	20	28.4
30	25	28.4
30	30	28.4

Continuación de la Tabla 6.2 Resultados de cuantificación de Cr (VI)

Solución / Concentración (mgL⁻¹)	Tiempo (min)	Concentración calculada en solución (mgL⁻¹)
40	5	0
40	10	35.7
40	15	37.8
40	20	38.4
40	25	38.4
40	30	38.4
50	5	0
50	10	44.9
50	15	47.46
50	20	47.8
50	25	47.8
50	30	47.8
60	5	0
60	10	53.9
60	15	56.8
60	20	57.5
60	25	57.5
60	30	57.5

De estos resultados se estableció que el Cromo hexavalente sufrió una reacción de óxido reducción, en la cual su estado de oxidación de +6 cambio a un estado de oxidación de +3.

Esto se propone con base en la reacción reportada por los resultados de la Tabla 6.2 realizaron las correspondientes graficas de la reducción de Cromo hexavalente a Cromo trivalente para valorar en que tiempo se llevó a cabo esta reducción química. Esto se muestra en las Figuras de la 6.7 a la 6.13.

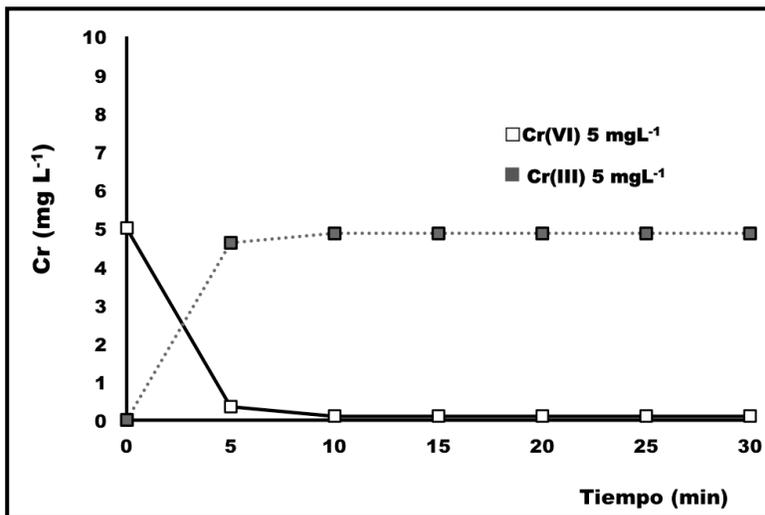


Figura 6.7 Reducción de Cromo hexavalente a trivalente para 5 mgL⁻¹

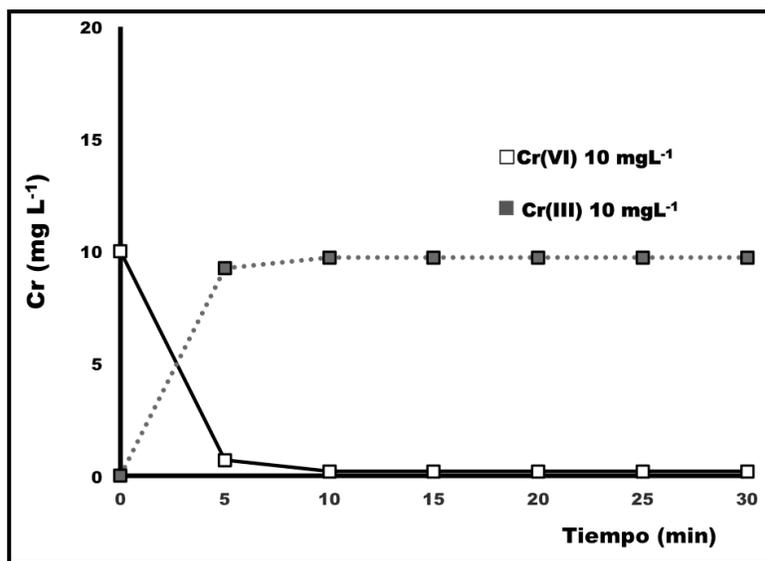


Figura 6.8 Reducción de Cromo hexavalente a trivalente para 10 mgL⁻¹

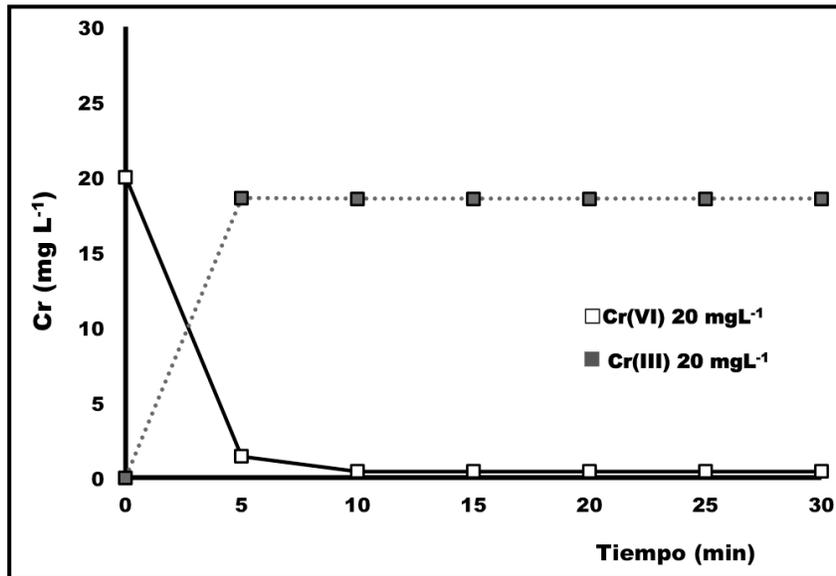


Figura 6.9 Reducción de Cromo hexavalente a trivalente para 20 mgL⁻¹

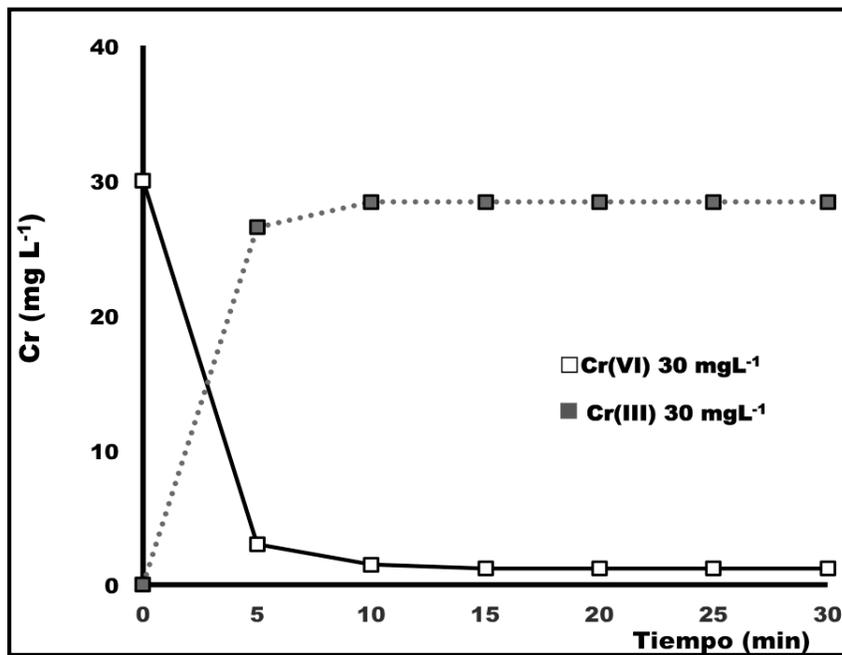


Figura 6.10 Reducción de Cromo hexavalente a trivalente para 30 mgL⁻¹

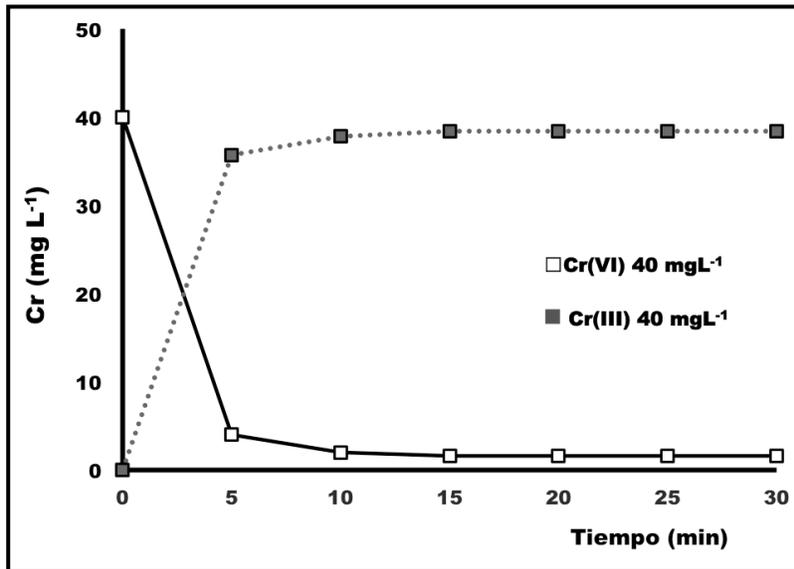


Figura 6.11 Reducción de Cromo hexavalente a trivalente para 40 mgL⁻¹

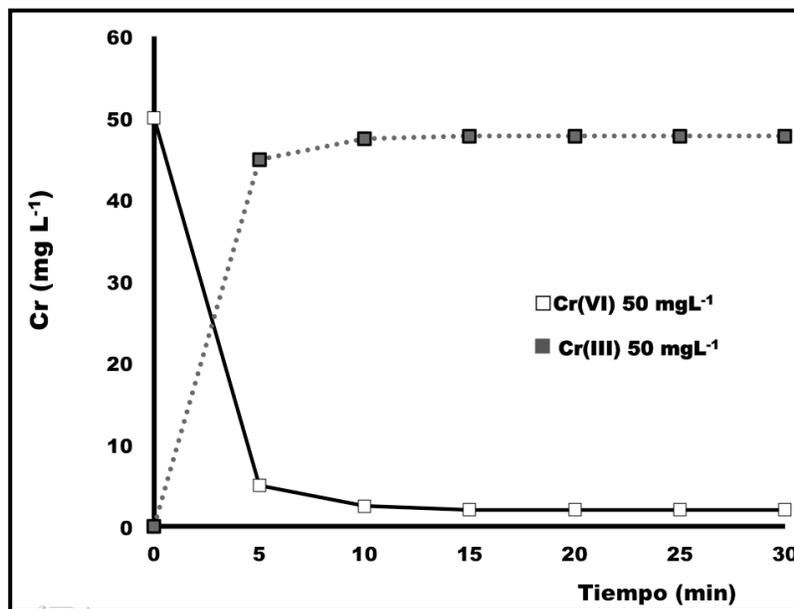


Figura 6.12 Reducción de Cromo hexavalente a trivalente para 50 mgL⁻¹

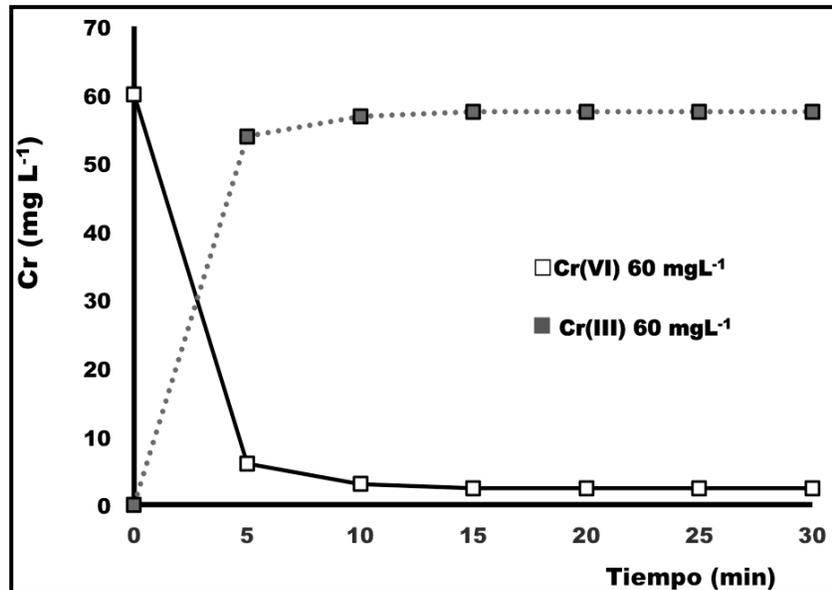


Figura 6.13 Reducción de Cromo hexavalente a trivalente para 60 mgL⁻¹

Analizando cada una de las graficas de las correspondientes figuras se puede apreciar que el comportamiento del experimento es igual para cada una de las soluciones de Cromo hexavalente, el cual es el siguiente:

- Durante los cinco primeros minutos de contacto de la solución sintética del Cromo hexavalente y el biomaterial se llevo a cabo un proceso de oxido reducción. Esto anterior entre los grupos funcionales (usualmente hidroxilo OH) de la biomasa natural y el Cr (VI) cambiando el estado de oxidación a Cr³⁺.
- En esta reacción de oxido reducción una fracción de concentración Cr(VI) es transformada a Cr(III), por lo cual al momento de sumar las concentraciones de Cr(VI) y Cr(III) el resultado correspondera a la concentración inicial de la solución sintética que se empleo en el correspondiente experimento.

6.4.- Cuantificación del Cr(VI) empleando el biomaterial tratado químicamente

Una vez realizado el proceso con el biomaterial natural, se procedio a realizar el mismo procedimiento de adsorción pero ahora empleando el biomaterial tratado químicamente. Para lo cual como se menciona se utilizaron las mismas concentraciones del Cromo hexavalente, así como los mismos tiempos de contacto. Las concentraciones del analito fueron determinadas via absorción atómica. Los resultados de la remoción se pueden apreciar en la Tabla 6.3

Tabla 6.3. Resultados de remoción de Cr (VI) con biomaterial tratado.

Solución/Concentración (mgL⁻¹)	Tiempo (min)	Concentración Cr(VI) en solución (mgL⁻¹)	Porcentaje de remoción (%)
5	0	5	0
5	5	0.5	90
5	10	0.45	91
5	15	0.425	91.5
5	20	0.4	92
5	25	0.4	92
5	30	0.4	92
10	0	10	0
10	5	1.2	88
10	10	1.12	88.8
10	15	1.06	89.4
10	20	1.03	89.7
10	25	1.03	89.7
10	30	1.03	89.7
20	0	20	0
20	5	2.7	86.5
20	10	2.54	87.3
20	15	2.42	87.9
20	20	2.36	88.2
20	25	2.36	88.2
20	30	2.36	88.2
30	0	30	0
30	5	4.8	84
30	10	4.56	84.8
30	15	4.38	85.4
30	20	3.9	85.7
30	25	4.3	85.5
30	30	4.3	85.5

Continuación de la Tabla 6.3 Resultados de remoción de Cr (VI) con biomaterial tratado químicamente.

Solución/Concentración (mgL⁻¹)	Tiempo (min)	Concentración Cr (VI) en solución (mgL⁻¹)	Porcentaje de remoción (%)
40	0	40	0
40	5	7.6	81
40	10	7.48	81.3
40	15	7.24	81.9
40	20	7.16	82.1
40	25	7.16	82.1
40	30	7.16	82.1
50	0	50	0
50	5	10.5	79
50	10	10.4	79.2
50	15	10.15	79.7
50	20	9.85	80.3
50	25	9.9	80
50	30	9.9	80
60	0	60	0
60	5	14.4	76
60	10	14.34	76.1
60	15	14.04	76.6
60	20	13.68	77.2
60	25	13.8	77
60	30	60	77.8

Como se puede apreciar el mayor porcentaje de remoción alcanzado se presentó en los primeros cinco minutos, este comportamiento se observó en todas las soluciones sintéticas del Cromo hexavalente. Después de los 10 minutos el incremento del porcentaje de remoción es mínimo, esto se debe principalmente a que los sitios activos del biomaterial son ocupados rápidamente por el ión en los cinco minutos iniciales y a

partir de este momento la cantidad excedente de este elemento ya no tiene una interacción eficaz con el biomaterial.

De estos resultados se realizaron las correspondientes graficas mostradas en las Figuras 6.14 y 6.15.

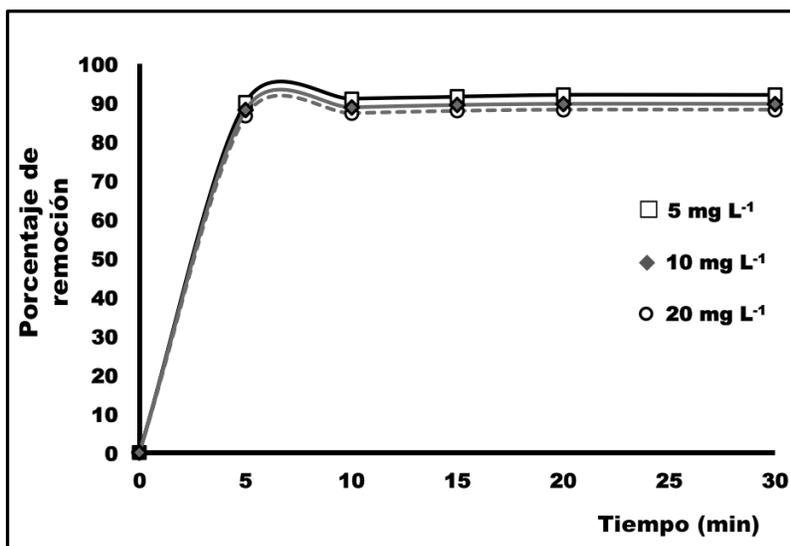


Figura 6.14. Porcentaje de remoción para soluciones de 5, 10 y 20 mgL⁻¹ de Cr(VI).

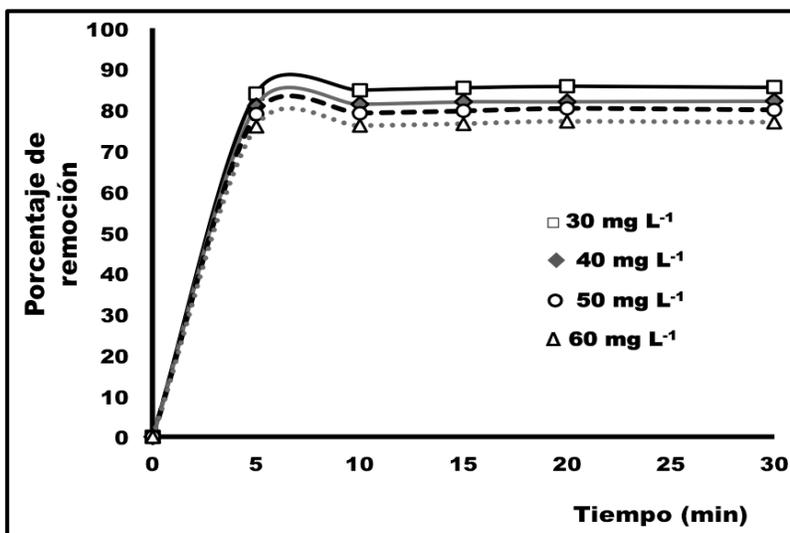


Figura 6.15. Porcentaje de remoción para soluciones de 30, 40, 50, y 60 mgL⁻¹ de Cr(VI).

Como se puede apreciar en la Figura 6.14 los porcentajes de remoción son altos, ya que la concentración de las soluciones sintéticas del Cr(VI) son bajas por lo cual estos iones del Cromo al acercarse al biomaterial inmediatamente son retenidos en la superficie en su

mayoría en los minutos iniciales posteriormente después de los 10 minutos el porcentaje de remoción permanece casi constante con muy poca variación.

Esto se debe a que los sitios activos son ocupados por los iones del Cromo. En la Figura 6.15. Los porcentajes de remoción disminuyen en comparación con los porcentajes señalados en la Figura 6.14, esto se debe a que al aumentar la concentración del Cromo los sitios activos del biomaterial tratado son ocupados rápidamente y los sitios disponibles disminuyen en la misma proporción. Este mecanismo se explica en la Figura 6.16 a y 6.16 b.

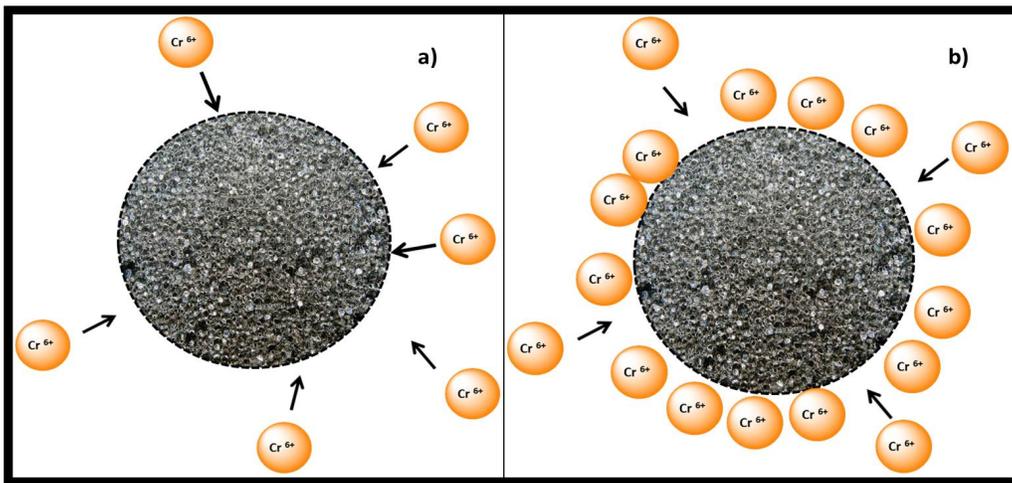


Figura 6.16 a) adsorción de Cr(VI) a baja concentraciones, b) adsorción del Cr(VI) a altas concentraciones

6.5 .- Cálculo de isothermas de Langmuir y Freundlich

Con los datos generados de los porcentajes de remoción, se calcularon las correspondientes isothermas, para lo cual fue necesario determinar los valores de " C_e " que es la concentración del analito (en este caso el Cromo) disuelto en fase acuosa y de " q_e " que es la cantidad del analito adsorbida en la superficie del bioamaterial. Ambas variables se determinaron de la siguiente manera: a) para " C_e " se tomaron las concentraciones del Cromo disuelto en fase acuosa, estos datos se toman de la Tabla 6.3, b) para " q_e " se calcularon restando las concentraciones iniciales del Cromo y las concentraciones de la solución acuosa, para posteriormente se multiplican por un factor 0.1 que esta reportado en los procesos de adsorción. Esta restas y multiplicaciones se aplicaron para todas las concentraciones calculadas y generadas de Cr (VI), con lo cual se generan una matriz de resultados para todos los datos generados. Finalmente de esta matriz de resultados se

toman en consideración los puntos donde la remoción no cambia, es decir permanece constante.

De estos puntos se generan los valores de las isothermas, que se muestran en la Tablas 6.4 y 6.5.

Tabla 6.4 Resultados para Isotherma de Langmuir

Concentración de Solución de Cr (mgL^{-1})	Ce (mgL^{-1})	qe (mgg^{-1})
5	0.425	0.4575
10	1.03	0.897
20	2.36	1.764
30	4.3	2.562
40	7.16	3.284
50	9.815	4.015
60	13.6	4.64

Una vez obtenidos los valores de Langmuir de manera sencilla se calcularon los valores de logaritmos de estos mismos valores, con lo cual se generan los valores de la isoterma de Freundlich.

Tabla 6.5 Resultados para la isoterma de Freundlich

Concentración de Solución de Cr (mgL^{-1})	Log Ce	Log qe
5	-0.376	-0.3396
10	0.0128	-0.047
20	0.3729	0.2464
30	0.6334	0.4085
40	0.8549	0.5164
50	0.9918	0.6036
60	1.133	0.6665

De los resultados de las tablas se procedio a graficar los puntos correspondientes, en ambos casos se linealizaron los valores y se generaron las lineas rectas de cada una de las isothermas con sus respectivos coeficientes de correlación. Esto se muestra en las Figuras 6.17 y 6.18

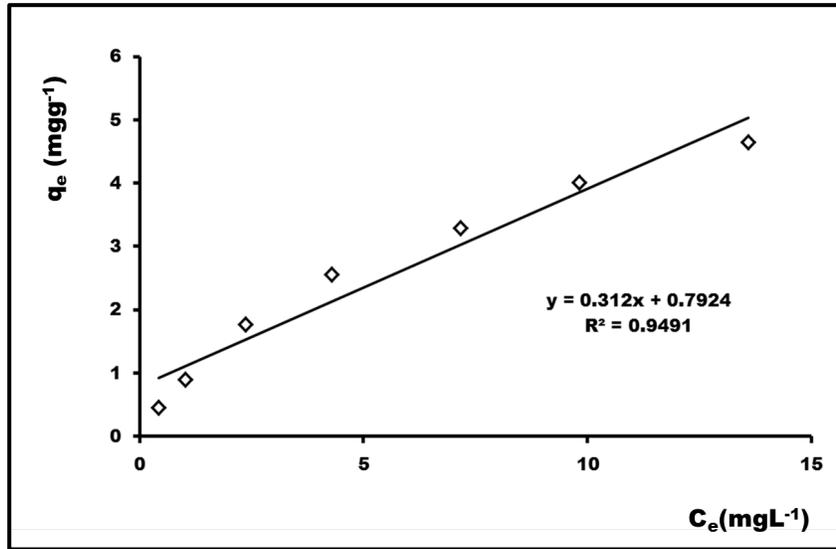


Figura 6.17. Isotherma de Langmuir

En esta isoterma se muestra la línea de tendencia y el coeficiente de correlación el cual muestra un valor de 0.9491, que en sí es un resultado cuyo significado es que existe una cierta relación directa entre la concentración del analito en fase acuosa (C_e) y el biomaterial que lo retiene en su superficie. Estadísticamente se descarta esta isoterma ya que su valor no acerca al $0.99 \approx 1$ que se recomienda en toda la bibliografía teórica relacionada con el coeficiente de correlación o también llamado coeficiente de Pearson.

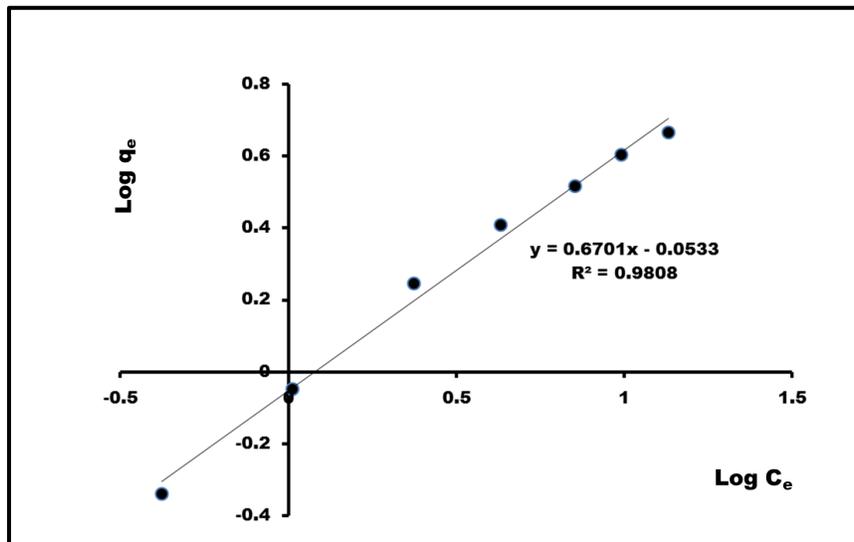


Figura 6.18 Isotherma de Freundlich

En la Figura 6.18 se muestra la línea de tendencia correspondiente y el coeficiente de correlación que a comparación con el resultado mostrado en la isoterma de Langmuir, este es ideal se acerca casi a 0.99. Con este resultado se establece que el proceso de adsorción del Cr(VI) sobre el biomaterial forma una monocapa sobre su superficie, siendo a su vez que la superficie es totalmente heterogénea.

Esto se corrobora por el proceso de tratamiento químico que se le dio al biomaterial, este tratamiento es bastante fuerte, oxida toda la superficie del biomaterial y los sitios activos disponibles para la adsorción son todos diferentes entre sí.

6.6.- Caracterización empleando el microanálisis (MEB) después de los contactos.

Para corroborar el proceso de adsorción del Cromo sobre el biomaterial se tomó una muestra después del tiempo de contacto, esta se secó, posteriormente fue llevada al microscopio electrónico para realizar el correspondiente análisis. Esto se muestra en la Figura 6.19.

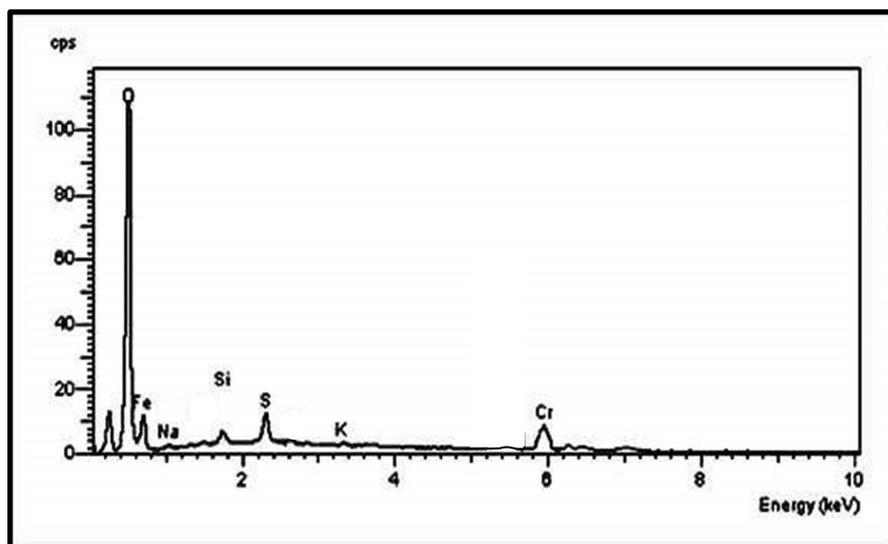


Figura 6.19 Microanálisis del biomaterial después del tiempo de contacto

Como se puede apreciar en la Figura 6.19 aparecen elementos característicos que comprueban tanto el pretratamiento del biomaterial como la presencia del analito retenido. El pretratamiento con ácido se ve reflejado en la presencia del elemento azufre "S".

El cual proviene del ácido sulfúrico (H_2SO_4) empleado en la oxidación química. El Cromo que fue adsorbido por el biomaterial se aprecia claramente. Hay que recordar que esta técnica de microanálisis es puntual, es decir el estudio se realiza en solo punto de la muestra, por lo cual en ese pequeño punto que analiza el microscopio electrónico del biomaterial detectó la presencia de estos elementos.

Esto no significa que todo el biomaterial la presencia de estos elementos sea en la misma proporción y distribución en toda la superficie del biomaterial tratado químicamente.

CONCLUSIONES

Al finalizar esta investigación se establecieron las siguientes conclusiones:

- La máxima capacidad de remoción de Cromo hexavalente de la *Musa Paradisiaca* fue de 92% a los 5 minutos de tratamiento respectivamente.
- El uso del biomaterial *Musa Paradisiaca* de manera natural en el proceso de adsorción generó una reacción de óxido reducción en la cual el Cr^{6+} cambió a Cr^{3+} .
- En esta reacción de óxido reducción una fracción de concentración Cr(VI) es transformada a Cr(III) en función del tiempo de tratamiento. De hecho al sumar las concentraciones de Cr(VI) (sin transformar) y Cr(III) (transformado) el resultado correspondiera a la concentración inicial de la solución sintética que se empleó en el correspondiente experimento.
- El empleo de H_2SO_4 en el proceso de tratamiento químico contribuyó al incremento de la superficie del material, afectando el proceso de adsorción de manera favorable.
- El pretratamiento con ácido se ve reflejado en la presencia del elemento azufre "S", en los análisis de microscopía electrónica de barrido (MEB), el cual proviene del ácido sulfúrico (H_2SO_4) empleado en la oxidación química.
- El mayor porcentaje de remoción alcanzado se presentó en los primeros cinco minutos, este comportamiento se observó en todas las soluciones sintéticas del Cromo hexavalente. Después de los 10 minutos el incremento del porcentaje de remoción es mínimo, a partir de este momento la cantidad excedente de este elemento ya no tiene una interacción eficaz con el biomaterial.
- En el proceso de adsorción del analito en soluciones acuosas, el modelo de Freundlich fue el que mejor se ajustó a los datos experimentales. Indicando que la adsorción se llevó a cabo formando una monocapa (por parte del analito) sobre el biomaterial, pero la superficie del biomaterial presentó la característica de ser totalmente heterogénea.
- Esta conclusión se a partir del modelo linealizado, que generó un coeficiente de correlación de 0.99, en contraste con el modelo de Langmuir que su coeficiente de correlación es 0.9491.

- Al término de la investigación se constató que todos los objetivos planteados en un inicio se alcanzaron, esto se corroboró con base en los resultados finales mostrados.
- Este método de biosorción es viable de emplearse en soluciones sintéticas que tienen pequeñas concentraciones del contaminante a estudiar. En el contexto de que dichas concentraciones fueran elevadas, los sitios activos del biomaterial utilizado serían ocupados rápidamente y la capacidad de adsorción disminuiría drásticamente.
- Por esta razón se recomienda emplear este procedimiento en aguas residuales que hayan recibido un tratamiento previo, con lo cual se aseguraría que las concentraciones remanentes de contaminantes presentes en el agua serían retenidas por el o los biomateriales a manipularse en dicho proceso de sorción, de ahí que se señale esta técnica como una etapa de pulimiento final.
- La aplicación de estas tecnologías para la remoción de metales pesados en solución, para la purificación de aguas residuales y/o recuperación de metales presenta un gran potencial, pues las biomasas son naturales, se pueden obtener en grandes cantidades, son económicas y pueden remover selectivamente diferentes iones metálicos de soluciones acuosas.

GLOSARIO

$$\text{mgg}^{-1}: \frac{\text{mg}}{\text{g}}$$

$$\text{L mg}^{-1}: \frac{\text{mg}}{\text{L}}$$

$$\text{mgL}^{-1}: \frac{\text{L}}{\text{mg}}$$

mg= miligramo

L: litro.

BIBLIOGRAFÍA

- Abdul-Kassim T.A.T., Simoneit B.R.T. (2001) In: Handbook of Environmental Chemistry (O. Hutzinger, Ed.) 5, Water pollution, Part E. Springer-Verlag Berlin.
- Acosta Rodríguez, I., J.F. Cárdenas González y V.M. Martínez Juárez (2012), "El uso de diferentes biomásas para la eliminación de metales pesados en sitios contaminados", *Ide@s CONCYTEG*, 7 (85), pp. 911-922.
- Aguilar I. Agua - Contaminación – México. 2., Calidad del Agua – México. 3. Agua, Calidad del – Control – México. Ibarra, Alonso. II. Universidad Nacional Autónoma de México. Instituto de Investigaciones Económicas.363.73940972-scdd20 Biblioteca Nacional de México
- Aguirre. S, Emilio. (2009) Adsorción de Cd²⁺ Y 4- Clorofenol por silicalita-1 sintetizada a partir de la cáscara de arroz. Tesis para obtener el grado de Ingeniero Químico. Universidad Nacional Autónoma De México.
- Ahluwalia SS, Goyal D (2007a) Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater. *Bioresource Technology* 98, 2243- 2257.
- Albert, A. (1995). Curso básico de toxicología ambiental. 2ª Edición. Limusa. México. 311 pp.
- Alvarado Chavez, Ana María and Gómez Díaz, Denise Elizabeth (2013) *Estudio preliminar de la retención de plomo en agua a partir de cáscaras de Musa sapientum (Banano) utilizadas como filtro*. Tesis de Licenciatura, Universidad de El Salvador.
- Álvarez-Ayuso, E.; A. García-Sánchez & X. Querol. 2007. Adsorption of Cr(VI) from synthetic solutions and electroplating wastewaters on amorphous aluminium oxide. *J. Hazard. Mater.* 142: 191 –198.
- Angeles, Luis (2009) "Isotermas de adsorción de cationes metálicos en solución acuosa mediante borra de café peruano" Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Del Callao. Perú.
- Arauzo, M., Rivera, M., Valladolid, M., Noreña, C., CEDENILLA, C. (2003). Contaminación por Cromo en el agua intersticial, en el agua del cauce y en los sedimentos del Río Jarama. *Limnetica*, 22(3-4), 87-100.
- Armienta-Hernández, M.A. & R. Rodríguez-Castillo. (1995). Environmental exposure to chromium compounds in the valley of León, México. *Environ. Health Perspect.* 103(1): 47–51.
- Armienta, MA y Rodríguez, R Hydrogeochemical Behavior of Chromium in the Unsaturated Zone and in the Aquifer of León Valley, México. *Water, Air Soil. Poll:*1994;84;11-29.
- Astorga Grajeda, C.S (1996). Propuesta del proceso de intercambio iónico como sistema de tratamiento de agua para la eliminación de níquel en desechos residuales de una industria de acabados metálicos. TESIS, Facultad de Química UNAM. México.
- Atkins, P. W., "Physical Chemistry", Oxford University Press, 6th ed., 1998, ISBN 0- 19- 850101-3
- ATSDR. 2000. Toxicological profile for chromium. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, GA.

- ATSDR, 2005. Agencia para las sustancias toxicas y el registro de enfermedades DOI: 10.1021/ie101499e
- Baes C. y Mesmer R. (1976). The hydrolysis of cations, Wiley-Interscience, USA.
- Baird, C. (2001). Química ambiental (2a ed.). Barcelona; D.F., México: Reverté.
- Ball, J. y Nordstrom, K. (1998). Reviews Critical Evaluation and Selection of Standard State Thermodynamic Properties for Chromium Metal and Its Aqueous Ions, Hydrolysis Species, Oxides, and Hydroxides. *Journal of Chemical Engineering Data*, 43, 895-918.
- Barrera, Carlos E, Lugo, Violeta, Bilyeu, Bryan review of chemical, electrochemical and biological methods for aqueous Cr(VI) reduction. *Journal of Hazardous Materials*, Elsevier, 15 July 2012
- Baruah, N.K., et al., (1996) Metal speciation in Jhanji River sediments. *The Science of the Total Environment* 193: 1-12.
- Bello, Armando. (2014) La importancia de los materiales DSA en las plantas de tratamiento de aguas residuales por electrofloculación. Tesis de Ingeniería.(Mecánico Electricista) Universidad Nacional Autónoma de México.
- Bilos C., J.C. Colombo and M.J. Rodriguez Presa, 1998. Trace metals in suspended particles, sediments and Asiatic clams (*Corbicula fluminea*) of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Environmental Pollution* 99:1-11.
- Blackman, E. (2005). Adoption of clean leather tanning in Mexico. Discussion paper. Resources for the future. Washington D. C.
- Blanca E. Jiménez Cisneros (2001). La contaminación Ambiental en México: causas efectos y tecnología apropiada., Colegio de Ingenieros ambientales de México. A. C instituto de Ingeniería de la UNAM y Femisca, 2001 926p. pág. 39.
- Bolívar, C. ; Rojas, A. (1970). Caracterización Química y Biológica de la Cascara de plátano Dominic Hartón (*Musa paradisiaca*) verde y Madura. *Tecnología*, Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica 12:42-48.
- Calidad del agua: un enfoque multidisciplinario / coord. Alonso Aguilar Ibarra. México: UNAM, Instituto de Investigaciones Económicas, 2010. 308 p.; 21 cm. ISBN 978-607-02-1455-4.
- Camargo, J.A. y A. Alonso (2006), "Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment", *Environment International*, 32(6):831-849.
- Campos-Medina, Eduardo; Velázquez-Rodríguez, Alma; García-Rojas, Norma; Villanueva-Díaz, Paola; (2012). Análisis de la adsorción como método de pulimiento en el tratamiento de aguas residuales. *Quivera*, Enero-Junio, 109-129.
- Castro. Bismark. (2015) Cáscara de banano (*Musa paradisiaca*) Maduro deshidratada (seca) como proceso de bioadsorción para la retención de metales pesados, plomo y cromo en aguas contaminadas. Tesis de Maestría en Impactos Ambientales. Guayaquil Guayas Ecuador.
- Cieślak, M. y Daszkiewicz, M. (2005).Coordination geometry of Cr(VI) species: Structural and spectroscopic characteristics. *Coordination Chemistry Reviews*, 249, 2391–2407.
- Clavijo, H. And J.H. Maner. (1974). Factores que afectan la digestibilidad y el valor energético del banano para cerdos. *Mem. ALPA* 9:5.

- Conde Cruz I., Dávila Ruíz P., Rojano Huerta M., Sánchez cruz A. I., Sánchez Souza O. I., Arenas Mitre A. Laboratorio de Instrumentación Analítica, Carrera de Química Área Tecnología Ambiental, Universidad Tecnológica de Puebla, 2011.
- Conrad K. y Hansen, H.S.B. 2007. Sorption of zinc and lead on coir. *Biores. Technol.* 98, 89-97.
- Cordeiro N., M.N. Belgacem, I.C. Torres y J.V.V.P. Moura, Chemical composition and pulping of banana pseudo-stem, *Industrial Crops and Products*, 19, 147-154 (2004).
- Cordeiro N., M.N. Belgacem, I.C. Torres y J.V.V.P. Moura. (2004)., Chemical composition and pulping of banana pseudo-stem, *Industrial Crops and Products*, 19, 147-154 .
- Corey G, Galvao L. Serie Vigilancia 5. Cromo. México DF: Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud; 1989.
- Cotton, F. A., Wilkinson, G. (1998). Química inorgánica avanzada. 1a edición, 8o reimpresión. Limusa. México. pp. 851-853.
- Crites, R. & Tchobanoglous, G., 2000. Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados. Santa Fe de Bogotá: Mc Graw Hill.
- CTRC (Chromate Toxicity Review Committee). (2001). Scientific review of toxicological and human health issues related to development of a public health goal for chromium (VI). E.U.A.
- Doménech, X. (1995). Química de la Hidrosfera. Origen y destino de los contaminantes, Miraguano, Madrid.
- Duarte R., Edisson; Olivero Verbel, Jesus; Jaramillo C., Beatriz E. Remoción de cromo de aguas residuales de curtiembres usando quitosán obtenido de desechos de camarón *Scientia Et Technica*, vol. XV, núm. 42, agosto, (2009), pp. 290-295 Universidad Tecnológica de Pereira Pereira, Colombia
- Dubey, S. y Gopal, K. (2007). Adsorption of chromium (VI) on low cost adsorbents derived from agricultural waste material: A comparative study. *Journal of Hazardous Materials*, 145, 465–47.
- Duff D.G., R Sheina y H. Vaughan. (1998): "Adsorption from solution". *Journal of Chemestru*, 65: 815-816.
- Durán Pilotzi A. (2000). Estudio de la influencia de la ozonación de lixiviados clarificados de rellenos sanitarios sobre su tratamiento con carbón activado asistido biológicamente. Tesis de Licenciatura, F.Q., UNAM.
- Durán Pilotzi A. (2003). Evaluación del proceso de adsorción en minicolumnas de carbón activado (método RSSCT) para remover el 2-metilisoborneol (MIB) en aguas naturales. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. UNAM
- Edisson. Duarte., Olivero. Jesus, Jaramillo. Beatriz (2009) Remoción de Cromo de Aguas Residuales de curtiembres usando Quitosán obtenido de desechos de Camaron. Revista: *Scientia Et Technica* 2009 XV(42)
- EPA, 2000. In situ treatment of soil and groundwater contaminated with chromium. Office of Research and Development. Washington, D.C.
- EPA. 1998a. Toxicological review to hexavalent chromium. (CAS No. 18540-29-9) In

Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). Washington, D.C.

- EPA. 1998b. Toxicological review to trivalent chromium. (CAS No. 16065-83-1) In Support of Summary Information on the Integrated Risk Information System (IRIS). Washington, D.C.
- Faña, B. J. Evaluación Rápida de la Contaminación Hídrica. Ediciones G.H.e.N. Grupo Hidro-ecológico Nacional, Inc. (G.H.e.N). Republica Dominicana.
- Fuentes Moyado, Sergio; Díaz Guerrero, Gabriela. "Catalizadores: ¿La piedra filosofal del siglo XX?". Fondo de Cultura Económica, 1988, Colección: La ciencia desde México, No. 59.
- Forero, J. . E., Ortiz, O. P. & Rios, F., 2005. Aplicación de procesos de oxidación avanzada como tratamiento de fenol en aguas residuales industriales de refinería. CT&F Ciencia, Tecnología y Futuro, 3(1), pp. 97- 109.
- Gañan P., J. Cruz, S. Garbizu, A. Arbelaiz, I. Mondragón, Stem and bunch banana fibers form cultivation wastes: Effect of treatments on physico-chemical behavior, J. Appl. Polym. Sci., 94 (4), 1489-1495 (2004]
- Gañan P., J. Cruz, S. Garbizu, A. Arbelaiz, I. Mondragón. (2004)., Stem and bunch banana fibers form cultivation wastes: Effect of treatments on physico-chemical behavior, J. Appl. Polym. Sci., 94 (4), 1489-1495.
- García Villegas, Víctor R. et al.(2011) Estudio de la cinética de biosorción de iones plomo en pectina reticulada proveniente de cáscaras de cítricos. *Rev. Soc. Quím. Perú* [online]., vol.77, n.3.
- Gardea-Torresdey, J. L., de la Rosa, G. and Peralta J. R. Chemistry Department and Environmental Science and Engineering Ph.D. Program, University of Texas at El Paso, El Paso, TX 79968, USA *Pure Appl. Chem.*, Vol. 76, No. 4, pp. 801–813, 2004. © 2004 IUPAC
- Gil, T.G.; P.A. Manrique & J.M. Fernández. (2002). Introducción a la dermatitis de contacto en la construcción. Historia del cromo. Facultad de Medicina. Universidad de Cádiz. España.
- 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*. Pág. 846-857.
- Giles y Col. (1958).Syntheses, Properties, and Applications' of Organic Dyes and Pigments for study of adsorption. Pág. 74, 846.
- Gillespie R.J y Colin N.B 1990. Química. Ed Reverte. Barcelona España. 268 pp.
- Gimbert, F., Morin-Crini, N., Renault, F. Badot, P., Crini, 2008. Adsorption isotherm models for dye removal by cationized starch-based material in a single component system: Error analysis. *Journal of Hazardous Materials* 157: 34–46.
- Glorias G. Fabiola (2014). "Remoción de Cromo Hexavalente Utilizando un Sistema de Filtración con A-Alúmina" Tesis para obtener el grado de: Maestra en Ciencias Ambientales. UNAM.

- González-Chi, P.I., G. Vázquez-Rodríguez, R. Gomez-Cruz, (2002). Thermoplastic composites reinforced with banana (*Musa paradisiaca* L) wastes, *International Journal of Polymeric Materials*, 51, 685-694 .
- González-Chi, P.I., G. Vázquez-Rodríguez, R. Gomez-Cruz, Thermoplastic composites reinforced with banana (*Musa paradisiaca* L) wastes, *International Journal of Polymeric Materials*, 51, 685-694 (2002)
- Gutiérrez, M. y Miranda, J. (1994). *Estudio de Caso: Cromatos de México. Capítulo III*. México: Instituto de Geografía-Facultad de Química, UNAM. pág. 14, 35, 81, 86 – 98, 108 - 111.
- Hach Company. (2008). *Hach Water Analysis Handbook 5th* . ed. Loveland, CO.
- Hawley g. (1993). *Diccionario de química y productos químicos* . Ed . Omega. Barcelona 1170 pp.
- Higuera Cobos, Oscar Fabián; Arroyave Londoño, Juan Felipe; Florez Garcia, Luis Carlos. (2009) diseño de un biofiltro para reducir el índice de contaminación por cromo generado en las industrias del curtido de cueros Dyna, vol. 76, núm. 160, diciembre, 2009 , pp. 107-119 Universidad Nacional de Colombia.
- Holan Z. y Volesky B. (1994). Biosorption of lead and chromium by biomass of marine algae, *Biotechnology and Bioengineering*. Pág. 1001-1009.
- Independent Environmental Technical Evaluation Group. Chromium (VI) Handbook. Guerth J, Jacobs A J, Avakian P C, editores. USA: CPC press; 2005.
- Katz, S.A. and Salem, H. (1994). Chap. 1. The Biological and Environmental Chemistry of Chromium. VCH Publishers. U.S.A. U.S. EPA. 1998. *Toxicological review of hexavalente chromium*. U.S. Environmental Protection Agency 18549-29-9. Washington DC.
- Kiran, B., Kaushik, A., 2008b. Cyanobacterial biosorption of Cr(VI): application of two parameter and Bohart Adams models for batch and column studies. *Chem. Eng. J.* 144, 391–399.
- Koopal L. K., IUPAC Manual of Symbols and Terminology, *Colloid and Surface Chemistry Pure Appl. Chem. Appendix 2*, 31, 1972, 578. International Union of Pure and Applied Chemistry
- Kraemer A. R, Choudhury K. y E. Kampa, 2001. *Protecting Water Resources: Pollution Prevention*, Thematic Background Paper – International Conference on Freshwater Bonn 2001, Secretariat of the International Conference on Freshwater Bonn 2001 (Ed) Bonn, 2001.
- Kratochvil D. et al.(1998). Removal of trivalent and hexavalent chromium by seaweed adsorbent, *Environmental Science & Technology*. Pág. 2693-2698
- Kurniawan, G.Y.S. Chan, W.H. Lo, S. Babel Physico-chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals *Chem. Eng. J.*, 118 (2006), pp. 83–98
- Kuyucak N. y Volesky B. (1989) a. Accumulation of cobalt by marine alga, *Biotechnology and Bioengineering*. Pág. 809-814.
- Kuyucak, N. y Volesky, B. (1989) b. The mechanism of chromium and cobalt biosorption, *Biotechnology and Bioengineering*. Pág. 823-831.

- Lapo Calderón, Byron; Romero Bonilla, Hugo; Ayala Armijos, Humberto; (2015). Efecto de tres pre-tratamientos de cáscara de banano para la obtención de jarabe glucosado mediante hidrólisis enzimática. *Avances en Química*, Enero-Abril, 79-82.
- Ley General Del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente. Nueva Ley publicada en el Diario Oficial de la Federación el 28 de enero de 1988 TEXTO VIGENTE. Última reforma publicada DOF 06-04-2010.
- Limousin, G., Gaudet, J.-P., Charlet, L., Szenknect, S., Barthès, V., Krimissa M. 2007. Sorption isotherms: A review on physical bases, modeling and measurement. *Applied Geochemistry* 22:249–275.
- Liu S, Dixon K. (1996). Induction of mutagenic DNA damage by chromium (VI) and glutathione. *Environ Mol Mutagen*. Pág. 71–79.
- López. R, Alma Yuridia. (2010). Adsorción Mecanismos Tesis: Aplicación del Proceso de Adsorción con Carbón Activado Para Remover Compuestos Orgánicos del Agua de la Planta Potabilizadora Madín, Estado De México. UNAM
- Maier, R. M., I.L. Pepper y C.P. Gerba (2000), *Environmental Microbiology*, Ottawa, Academic Press.
- Malone, L. J. (1999). Introducción a la química. 2a edición. Noriega-Limusa. México. pp. 317, 439-444
- Manahan, S.E. (2007). Introducción a la química ambiental. Barcelona: Reverté; D.F., México: Reverté; UNAM.
- Mapfre Medicina, Fundación. (1996), Metales pesados tóxicos. Normativa actual y técnicas de análisis. MAPFRE MEDICINA S. A. España. pp. 3-23.
- Mara, (1976): Anexo IX. Aguas Residuales y Tratamiento de Efluentes Cloacales Tratamiento de efluentes, caracterización, generalidades, definición y origen.
- Márquez. Mayaúdon Enrique, (1973) “El Medio Ambiente”, 1a ed., Ed. Fondo de Cultura Económica, México, pág. 15
- Márquez. O, Ricardo, Cortina.D, Fortino Carlos. (2008). “Alternativa de Tratamiento de Aguas Residuales de la Industria Textil” Tesis para obtener el Título de Ingeniero Civil. Instituto Politécnico Nacional (IPN), D.F. Noviembre 2008.
- Mc Cabe, Warren L. (1991) : “Operaciones básicas de ingeniería química”, 4ª Edición Mc Graw Hill. Mexico . pp 797-820.
- Mc Cabe, Warren L. (1991): “Operaciones básicas de ingeniería química” , 4ª Edición Mc Graw hall. Mexico. Pp. 797-820.
- Medrano, Pablo Andrés. (2014). Determinación de cromo y plomo por el método de especiación química en los sedimentos del lago de Guadalupe, ubicado en el Municipio De Cuautitlán Izcalli, Estado De México. Tesis de Ingeniería (química). Universidad Nacional Autónoma de México.
- Mendoza Hernández J.C., *Biosorción de Cromo, Arsénico y Plomo de soluciones acuosas por cultivos bacterianos en suspensión*. Colegio de Ingeniería Ambiental. Facultad de Ingeniería Química. 2010.
- Mendoza Roca, J. A., Montañes Sanjuan, M. T. & Palomares Gimeno, A. E., 2003. *Ciencia y tecnología del medio ambiente*. 1 ed. Valencia: Servicio de Publicaciones.

- Mertz W. Chromium Occurrence and Function in Biological Systems. *Physiol. Rev.* 1969; 49; 165- 68.
- Metcalf y Eddy, Ingeniería de Aguas Residuales, Tratamiento, vertido y reutilización, 1985.
- Metcalf & Eddy, Tchobanoglous, G., Burton, F. L. & Stensel, H. D., 2002. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. 4 ed. USA: McGraw-Hill.
- Misra, S. G. (1992). Metallic Pollution. Ashish Publishing House. New Delhi.
- Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSAa1-1994, Salud ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. Diario Oficial de la Federación, 20 de junio de 2000.
- Morel F. (1983). Principles of aquatic chemistry, John Wiley & Sons, New York, USA.
- Morrison R. (1987). Organic chemistry, Allyn & Bacon Inc., Newton, USA. 13. Glasstone S. et al. (1941). The theory of rate processes, McGraw-Hill, New York, USA.
- Muñoz, C.A., (2008). Caracterización y tratamiento de aguas residuales, Tesis de Licenciatura, Instituto de Ciencias básicas e Ingeniería Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Mineral de la reforma, Hidalgo, México.
- MWH (2005). Water Treatment: Principles and Design. 2a edición, John Wiley & Sons, Inc., New Jersey, EUA, 1948 pp.
- Netzahuatl. Alma. (2009) selección y caracterización de un biomaterial capaz de remover cromo hexavalente y cromo total de soluciones acuosas. Tesis para Obtener el Grado de Doctor en Ciencias Químico-biológicas Instituto Politécnico, Nacional. México.
- NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-002-SEMARNAT-1996, QUE ESTABLECE LOS LÍMITES MÁXIMOS PERMISIBLES DE CONTAMINANTES EN LAS DESCARGAS DE AGUAS RESIDUALES A LOS SISTEMAS DE ALCANTARILLADO URBANO O MUNICIPAL.
- OMS. Serie de Informes técnicos N° 554 "Aspectos Sanitarios de la Lucha Contra la Contaminación del Medio: Planificación y Ejecución de Programas Nacionales. Informe de un comité de expertos de la OMS ginebra 1974.
- Organización Mundial de la Salud. Guías para la calidad del agua potable [recurso electrónico]: incluye el primer apéndice. Vol. 1: Recomendaciones. Tercera edición. Organización Mundial de la Salud, 2006 (Clasificación de la NLM: WA 675) Pág. 14-15.
- Pablo Andres Rozas Riquelme (2008) , Estudio de Adsorción para Cr (Vi) utilizando Chacay (*Ulex Europaeus*) como carbón activo cubierto con Quitosan. Tesis para obtener el Título de Ingeniero en Medio Ambiente y Manejo Costero. Universidad de Los Lagos, Chile.
- Palacios A (1997) Contaminación ambiental, origen, clases, fuentes y efectos. En: Introducción a la toxicología ambiental. Palacio A & América L. (ed.). Metepec ECO. 4: 37-52.
- Palmer, C.D. & P.R. Wittbrodt. 1991. Processes affecting the remediation of chromium sites. *Environ. Health Perspect.* 92: 25–40.
- Palmer, C.D. & P.R. Wittbrodt. 1991. Processes affecting the remediation of chromium

sites. *Environ. Health Perspect.* 92: 25–40.

- Pellerin, C., Booker S. M. (2000). Focus. Reflection on hexavalent chromium. *Environ Health Perspect* 108(9):A402-A407.
- Pérez, Julio (2015). Tratamiento de aguas residuales industriales con procesos de oxidación avanzada: ozonación y oxidación anódica. Tesis de Licenciatura Ingeniero Químico, Facultad de Química Universidad Nacional Autónoma de México. México, DF.
- Perry, R. H. (2001) Manual del ingeniero químico. México: McGraw-Hill. pp. 16-20.
- Perry, R.H. y D.W. Green. (1997): "Perry's Chemical Engineer's Handbook". 7th Ed. Mc Graw- Hill, USA, Seccion 16.
- Pinzón Martha . Vera Luz . (2009) Modelamiento de la Cinética de Bioadsorción de Cr (Iii) Usando Cáscara de Naranja. Grupo de Investigación en Recursos Naturales, Universidad de Pamplona.
- Plaza. Josefina.(2012) "Remoción de metales pesados empleando algas marinas Tesis de Licenciatura. UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PLATA (Argentina)
- Prasetyo I. (1992). Removal of toxic metals from aqueous solutions by biosorption, M. Eng. Thesis, McGill University, Montreal, Canadá. Pretreated biomass of *Phanerochaete chrysosporium*. en *Separation and Purification*
- Prosi, F. (1981). Heavy metals in aquatic organisms. In: *Metal pollution in the aquatic environments*. U. Föstner & G. T. W. Wittmann (eds.): 271-323. Springer-Verlag, Berlin.
- Qingbiao Li, Songtao Wu, Gang Liu, Xinkai Liao, Xu Deng, Daohua Sun, Yuelin Hu
- Ramirez M., Pereira Da Silva M., Ferreira S, Vasco O. Mathematical models applied to the Cr(III) and Cr(VI) breakthrough curves. *Journal of Hazardous Materials* 146, 86– 90, 2007.
- Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1998). Cuatro índices de contaminación para caracterización de aguas continentales. *Formulación y Aplicación. Ciencia, Tecnología y Futuro* 1(3), 135-153.
- Raúl Horacio López. (2004). Caracterización de Medios Porosos y Procesos Percolativos y de Transporte. Pag 17.
- Reynolds T., Richards P.(1994). Unit operations and process in environmental engineering. 2^a Ed . PWS Pub. Co 798pp . Monterey, California EEUUA.
- Rigola Lapeña, M., 1990. Tratamiento de aguas industriales: Aguas de proceso y residuales. Barcelona: Alfaomega Marcombo.
- Rigola Lapeña, Miguel.(1992). Tratamiento de aguas industriales: aguas de proceso y residuales pág. 27-38
- Ríos. Paola (2014) "Cinética de bioadsorción de Arsénico utilizando cáscara de banano maduro en polvo" – Universidad el Oro. Ecuador
- Romero Miguel, Felix. (2014).La competencia municipal en la regulación ecológica y su relación directa en la contaminación del agua (Río Lerma y sus afluentes directos) en el marco del derecho constitucional.
- 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

- Romero, Félix. (2013). La competencia municipal en la regulación ecológica y su relación directa en la contaminación del agua (río Lerma y sus afluentes directos) en el marco del derecho constitucional. Tesis de Licenciatura(derecho). Universidad Nacional Autónoma de México.
- Rosas Rodríguez, H. (2001). Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Catalunya. Barcelona.
- Rovira, V. (1993). *Contaminación por metales pesados en los sedimentos del río Jarama y su bioasimilación por Tubificidos (Annelida: Oligochaeta, Tubificidae)*. Tesis Doctoral, Universidad Complutense de Madrid. 357 pp.
- Saifuddin M. Nomanbhay. (2005). Removal of heavy metal from industrial wastewater using chitosan coated oil palm shell charcoal, *Electronic Journal of Biotechnology*, vol. 12. Pág. 64-70.
- Sarkar, B. (2002). Heavy metals in the environment. Marcel Dekker, Inc. United States of America. pp. 349-407.
- Saucedo H. Vianey Diana. (2012) Adsorción de Contaminantes Orgánicos Emergentes en Columnas de Suelo del Valle de Tula. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental-Suelo-Aguas Subterráneas. Universidad Nacional Autónoma de México.
- 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 & Technology*. Pág. 3049-3058.
- Secretaría de Salud (ss.), 2002, Primer diagnóstico nacional de salud ambiental y ocupacional, México, Comisión Federal para la Protección Contra Riesgos Sanitarios, Dirección General de Salud Ambiental.
- Shrivastava R, Upreti RK, Seth PK, Chaturvedi UC. Effects of Chromium on the Immune System. *FEMS Immunol. Med. Microbiol.*2002;34; 1-7.
- Shrivastava, R., Upreti, R., Seth, P. y Chaturvedi, U. (2002).Effects of chromium on the immune system. Biomembrane Division. *FEMS Immunology and Medical Microbiology*, 34, 1-7.
- Shupack, S.I. 1991. The chemistry of chromium and some resulting analytical problems. *Environ. Health Perspect.* 99: 7–11.
- Shupack, S.I. 1991. The chemistry of chromium and some resulting analytical problems. *Environ. Health Perspect.* 99: 7–11.
- Smith, J.M. "Ingeniería de la cinética química". Compañía Editorial Continental, 1986.
- Soares, Denise, Roberto Romero y Yenitzia Chávez Carpio [ponencia], (2005)., Parámetros para medir contaminación "Educación ambiental para el manejo sustentable del agua en la cuenca de Moctezuma, México", Encuentro por una nueva cultura del agua en América Latina, Fortaleza, Brasil, 2005.
- Stoeppler M. 1992. Hazardous metals in the environment. Ed. Elsevier. 1ra ed. Amsterdam, Holanda.

- Sugden, K., Campo, C. y Martin, B. (2001). Direct Oxidation of Guanine and 7,8-Dihydro-8-oxoguanine in DNA by a High-Valent Chromium Complex: A Possible Mechanism for Chromate Genotoxicity. *Chemical Research in Toxicology*, 14, 1315-1322.
- Sudhir, J., y J.R. Fair. (1991): "Adsorptive drying of hydrocarbon liquids". *Industrial Engineering Chemical Research*, 30: 177- 185.
- Synder, C, H. (1995): "The extraordinary chemistry of ordinary things". 2 edicion, John Wiley & Sons, New York.
- Tchobanoglous G. And Schroeder E.D (1985) *Water Quality*. Addison- Wesley, Reading, Mass.
- T. S. Singh, K. K. Pant. Experimental and modeling studies on fixed-bed adsorption of As (II) ions from aqueous solution. *Sep. Purif. Technol.* 48 (2006) 288–296. *Technology*, 34 pp. 135-142
- Terry, B., C., C., Gutierrez, D., J., B. y Abo, B., M., (2010). Manejo de aguas residuales en la gestión ambiental, Ed Cigea, Calle 20 no.4107 esq. 18 A, Playa, La Habana, Cuba.
- Tejada C., A. Villabona-Ortiz y L. Garcés-Jaraba, "Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico", *Tecnológicas*, vol. 18, no. 34, pp. 109-123, 2015.
- Tejada. C., E.Ruiz, J. Gallo, J.Moscote, "Evaluation of the biosorption with african palm bagasse for the removal of Pb (II) in solution", *Prospect*, Vol 13, N° 1, 59-67, 2015.
- Thomas, S; Pothan, LA; Neelakantan, NR. (1997), Short banana fiber reinforced polyester composites: mechanical, failure and aging characteristics, *J. of Reinforced Plastics and Composites*, 16, 744-765 .
- Thomas, S; Pothan, LA; Neelakantan, NR., Short banana fiber reinforced polyester composites: mechanical, failure and aging characteristics, *J. of Reinforced Plastics and Composites*, 16, 744-765 (1997).
- Tsezos M. y Volesky B. (1981). Biosorption of uranium and thorium, *Biotechnology and Bioengineering*. Pág. 583-604.
- Valiente, Elsa L. (s/f.) Instituto de Biología (UNAM) CALIDAD, LIMITANTE PARA LA DISPONIBILIDAD DEL AGUA cap. 31 CONTAMINACIÓN POR MICROORGANISMOS .
- Valko, M., Rhodes, C., Moncol, J., Izakovic, M. y Mazur, M. (2006). Mini-review Free radicals, metals and antioxidants in oxidative stress-induced cancer. *Chemico-Biological Interactions*, 160, 1–40.
- Vargas. L, Bety Nallely (2014). Adsorción de Deoxinivalenol con Aluminosilicatos modificados química y estructuralmente. Tesis Para Obtener el Grado Académico de Biólogo. UNAM
- Velez, M. (2000). Chromium in refractories: Chromium (VI) Handbook. University of Missouri-Rolla, U. S. A.
- Villabona Ortiz, Ángel; Marimón Bolívar, Wilfredo; Tejada Benítez, Lesly; Tejada Tovar, Candelaria; (2014). Estudio de modificación química y física de biomasa (*Citrus sinensis* Y *Musa paradisiaca*) para la adsorción de metales pesados en solución. *Revista Luna Azul*, Julio-Diciembre, 124-142.
- Volesky B. (1990). Removal and recovery of heavy metals by biosorption, en *Biosorption*

of heavy metals, Volesky, B., CRC Press, INC., Boca Raton (Florida), USA.

- Von Loesecke, (1950). Bananas, Chemistry, Physiology and Technology. Interscience. New York, USA. 189 p.
- West, James R. (1995) : "Some industrial aspects of adsorption". Joournal of Chemistry, 22:398-401.
- Wetterhahn, K., Tsapakos, M. y Hampton, T. (1983).Chromium (VI)-induced DNA lesions and chromium distribution in rat kidney, liver and lung. *Cancer Research*, 43, 5662- 5667.
- Wetterhahn, K., Tsapakos, M. y Hampton, T. (1983).Chromium (VI)-induced DNA lesions and chromium distribution in rat kidney, liver and lung. *Cancer Research*, 43, 5662- 5667.
- WHO. 2003. Chromium in drinking water. Background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. World Health Organization. Geneva. 216.WHO. 2004. Guidelines for drinking-water quality. Volume 1 Recommendations. 3th. ed. World Health Organization. Geneva. pp. 334–335.
- Wood, J.M. 1989. Transport, bioaccumulation and toxicity of elements in microorganisms under environmental stress. *Proc. Int Conf, Heavy Metals in the Environment, Geneva. Vernet* (ed.), CEP Consultants Ltd, Edimburgh, UK: 1-12.
- World Health Organization. Guidlines for Drinking-water Quality.4ta ed. 2011.

REFERENCIAS ELECTRÓNICAS.

- A review of chemical, electrochemical and biological methods for aqueous Cr(VI) reduction. , Carlos E. Barrera-Díaz. Violeta Lugo-Lugo. Bryan Bilyeu. (2012) <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389412004451>. Consultado el 4 de Junio de 2017
- "Cáscaras de Banana Aplicadas a la Fase Sólida de Extracción sólida del cobre y el plomo de Aguas del Río - Pre-concentración de Iones Metálicos con Residuos de Fruta - Banana Peel Applied to the Solid Phase Extraction of Copper and Lead from River Water - Preconcentration of Metal Ions with a Fruit Waste", *Renata S. D. Castro, Laércio Caetano, Guilherme Ferreira, Pedro M. Padilha, Margarida J. Saeki, Luiz F. Zara, Marco Antonio U. Martines, and Gustavo R. Castro*. 25 Abril 2011. Consultado el 14 de Julio de 2016.
- EPA, 2003. National Primary Drinking Water Standard. Office of Water. EPA 816-F-03-016. Disponible en: <<http://www.epa.gov/safewater/consumer/pdf/mcl.pdf>>. Consultado el 10 de Enero de 2016
- EPA, 2006. <http://www.epa.gov/espanol>. Consultado el 12 de Febrero de 2016
- Faña, B. J. Evaluación Rápida de la Contaminación Hídrica. Ediciones G.H.e.N. Grupo Hidro-ecológico Nacional, Inc. (G.H.e.N). Republica Dominicana. [en línea]. [Marzo 2 de 2002, 09-15'22"]. Disponible en: <http://www.ambiente-ecologico.com/067-022000/juannicolafania67.htm>
- *Guidelines for safe and recreational water environments*, vol. 1: *Coastal and Fresh waters*, Ginebra, World Health Organization. _____ (2004), *Guidelines for drinking-water quality*, vol. 1: *Recommendations*, Ginebra, World Health Organization. _____ (2005),

“Shigella”, World Health Organization, <http://www.who.int/vaccine_research/diseases/shigella/en/>. World Water Development Report (WWDR) [2003], *Water for life. Water for people*, Barcelona, UNESCO-Berghahn Books. Consultado el 4 de Diciembre de 2015.

- Jiménez, R., y Barrera, J. (29 de febrero de 2000). Resurge peligro tóxico. El Universal. En: <http://www.eluniversal.com.mx>. Fecha de consulta: 14 de noviembre de 2016.
- UNAM http://depa.fquim.unam.mx/amyd/archivero/Unidad3Adsorcion_19664.pdf Consultado el 10 de Agosto de 2016.
- http://portalacademico.cch.unam.mx/materiales/prof/matdidac/sitpro/exp/quim/quim1/Quimical/lectura_usos_del_agua_2.pdf Consultado el 11 de Septiembre de 2016
- http://www.academia.edu/10285554/Cascara_de_Platano consultado el 24 de Agosto de 2016.
- http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs15.html ATSDR, 2006. Consultado el 4 de Marzo de 2016
- [://www.atsdr.cdc.gov/HEC/CSEM/chromium/standards_regulations.html](http://www.atsdr.cdc.gov/HEC/CSEM/chromium/standards_regulations.html). Consultado el 3 de Enero de 2016
- ATSDR, 2007. <http://www.atsdr.cdc.gov/cercla/07list.html> Consultado el 3 de Enero de 2016
- http://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs7.pdf . Consultado el 3 de Enero de 2016
- http://www.bibliotecapleyades.net/salud/esp_salud53.htm. Consultado el 30 de Abril de 2016
- <http://www.cdc.gov/spanish/niosh/npg-sp/apendiceC-sp.html>. Consultado el 7 de Junio de 2016
- <http://www.lenntech.es> <http://www.lenntech.es/la-evaluacion-de-la-calidad-agua-faq-calidad-agua> Consultado el 22 de Mayo de 2016
- <http://www.textoscientificos.com/quimica/carbon-activo/materiales-adsorbentes> Consultado el 10 de Septiembre de 2016
- <http://www.uco.es/~iq2sagr/TranspAdsGases.pdf> Consultado el 11 de Agosto de 2016
- <https://www.atsdr.cdc.gov/substances/toxsubstance.asp?toxid=17> consultado el 30 de julio de 2016
- INE (Instituto Nacional de Ecología). (2006). *Metales Pesados*. En: http://www.ine.gob.mx/dgicurg/sqre/ti_cont_metales.html. Fecha de consulta: 15 de noviembre del 2015.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). (2007). *Norma Técnica Ecológica NTE-CCA-017/88*. En: <http://www.ine.gob.mx/publicaciones/gacetas/188/nte17.html>. Fecha de consulta: 08 de junio del 2016.
- Milena Boniolo, Doctora en Ciencias Químicas por la UFSCar (Universidad Federal de São Carlos, São Paulo), quien tuvo la idea al ver una historia sobre los residuos del plátano en Brasil. http://www.atl.org.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=3018:cascara-de-platano-para-limpiar-agua-contaminada-industrialmente&catid=167:tecnologias-

ecologicas&Itemid=848 . Consultado el 3 de Junio de 2016 .

- Ortiz González, Diana Paola, Andrade Fonseca, Fabio, Rodríguez Niño, Gerardo, & Montenegro Ruiz, Luis Carlos. (2006). Biomateriales sorbentes para la limpieza de derrames de hidrocarburos en suelos y cuerpos de agua. *Ingeniería e Investigación*, 26(2), 20-27. Retrieved March 10, 2016, from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-56092006000200003&lng=en&tlng=es .
- Paola Garcia https://www.academia.edu/10285554/Cascara_de_Platano Publication Date (Web): February 16, 2011 (Article)
- Tejada-Tovar, Candelaria, Villabona-Ortiz, Ángel, & Garcés-Jaraba, Luz. (2015). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *Tecno Lógicas*, 18(34), 109-123. Retrieved March 10, 2016, from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-77992015000100010&lng=en&tlng=pt .
- Tejada, Candelaria N, Montiel, Zaida, & Acevedo, Diofanor. (2016). Aprovechamiento de Cáscaras de Yuca y Ñame para el Tratamiento de Aguas Residuales Contaminadas con Pb(II). *Información tecnológica*, 27(1), 09-20. Recuperado en 10 de marzo de 2016, de http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-07642016000100003&lng=es&tlng=es. 10.4067/S0718-07642016000100003.
- Vargas-Nieto, C, Carriazo, J. G, & Castillo, E. (2011). Estudio de materiales adsorbentes de bajo costo para remover Cr(VI) de efluentes acuosos. *Ingeniería e Investigación*, 31(1), 154-162. Retrieved March 10, 2016, from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-56092011000100016&lng=en&tlng=es .
- WHO (2000), “Campylobacter”, World Health Organization, <<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs255/en/>>, noviembre de 2000. _____ (2003^a), “Emerging issues in water and infectious disease”, Francia, World Health Organization, Environmental Protection Agency. Consultado el 15 de Febrero de 2016
- WHO (2000), “Campylobacter”, World Health Organization, <<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs255/en/>>, noviembre de 2000. _____ [2003^a], “Emerging issues in water and infectious disease”, Francia, World Health Organization, Environmental Protection Agency. [2003^b], Consultado el 15 de Febrero de 2016 .
- <http://documents.mx/documents/estandares-de-agua-potable-oas.html>