

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL CALLAO

VICERRECTORADO DE INVESTIGACIÓN



CENTRO DE INVESTIGACIÓN:

**TECNOLOGIAS ECOLOGICAS RACIONALES PARA EL
TRATAMIENTO DE EFLUENTES**

PROYECTO DE INVESTIGACIÓN

**“SISTEMA DE TRATAMIENTO FISICOQUIMICO PARA
LA REMOCION DEL CROMO EN EFLUENTES
INDUSTRIALES PARA SU DISPOSICIÓN FINAL”**

Autor: Dr Máximo Fidel Baca Neglia

Callao, 2019

PERÚ

INFORMACION BASICA

1. INFORME TRIMESTRAL N°1
2. PERIODO: 1° de Enero de 2019 al 31 de Marzo de 2019
3. TITULO DE LA INVESTIGACIÓN: **“SISTEMA DE TRATAMIENTO FISICOQUIMICO PARA LA REMOCION DEL CROMO EN EFLUENTES INDUSTRIALES PARA SU DISPOSICIÓN FINAL”**
4. CENTRO DE INVESTIGACIÓN: Tecnologías ecológicas racionales para el tratamiento de efluentes.
5. PROFESOR RESPONSABLE: Dr. Máximo Fidel Baca Neglia - 1233
 - 5.1. CATEGORÍA: Asociado
 - 5.2. DEDICACIÓN: Tiempo Completo
 - 5.3. CONDICIÓN: Ordinario
6. PROFESORES PARTICIPANTES
 - 6.1. MARÍA TERESA VALDERRAMA ROJAS
 - 6.1.1. CATEGORIA: Principal
 - 6.1.2. DEDICACIÓN: Tiempo Completo
 - 6.1.3. CONDICIÓN: Ordinario
 - 6.2. JANET MAMANI RAMOS
 - 6.2.1. CATEGORIA: Auxiliar
 - 6.2.2. DEDICACIÓN: Tiempo Completo
 - 6.2.3. CONDICION: Ordinario
 - 6.3. JOSE PABLO RIVERA RODRIGUEZ
 - 6.3.1. CATEGORIA: Auxiliar
 - 6.3.2. DEDICACIÓN: Tiempo Parcial
 - 6.3.3. CONDICIÓN: Ordinario
 - 6.4. TEOFILO ALLENDE CCAHUANA
 - 6.4.1. CATEGORIA: Principal
 - 6.4.2. DEDICACIÓN: Tiempo Parcial

6.4.3. CONDICIÓN: Ordinario

6.5. ABNER JOSUE VIGO ROLDAN

6.5.1. CATEGORIA: Auxiliar

6.5.2. DEDICACIÓN: Tiempo Completo

6.5.3. CONDICIÓN: Ordinario

6.6. SERGIO LEYVA HARO

6.6.1. CATEGORIA: Auxiliar

6.6.2. DEDICACIÓN: Tiempo Completo

6.6.3. CONDICIÓN: Ordinario

7. ESTUDIANTES DE APOYO

7.1. ARCE HUAMANI FRANKLIN	-	46671044
7.2. CRUZ CHIROQUE IVÁN ANTHONY	-	47417106
7.3. GUISELA LIZETT CONDORI APAZA	-	44124178
7.4. DELGADO RUIZ HORACIO	-	41225537
7.5. JEAN PAUL SARCO INMENSO	-	10788316

PRIMER INFORME TRIMESTRAL

I. INTRODUCCIÓN.-

El presente proyecto de investigación denominado “**SISTEMA DE TRATAMIENTO FISICOQUIMICO PARA LA REMOCION DEL CROMO EN EFLUENTES INDUSTRIALES PARA SU DISPOSICIÓN FINAL**”, pretende proponer el sistema de tratamiento fisicoquímico para la remoción del Cromo (Cr) del efluente industrial, con la finalidad de que esto una vez tratados puedan disponerse a un cuerpo receptor de disposición final de modo que cumpla con la normatividad vigente, como el referido al DS N° 021-2009-VIVIENDA del 20 de noviembre 2009.

Los efluentes industriales con alto contenido de metales específicamente el Cr (VI) y Cr total que se hallan contaminados por la presencia de este metal y que sin tratamiento no cumplen con los Valores Máximos Admisibles (VMA) aprobados por el DS N° 021-2009-VIVIENDA, son los provenientes de la Industrias del Cueros (curtido de pieles), Industrias Textiles (pigmento de color), Industrias de Recubrimiento Metálico (procesos electro galvánicos), Industria Químicas (fungicidas, anticorrosivos) entre otras.

Para nuestro caso evaluaremos los efluentes de una industria galvánica, para ello, nos hemos puesto en contacto con dos factorías industriales que nos permitieron una visita técnica a sus plantas y ubicar los puntos de muestreo para extracción de muestras puntuales y compuestas.

II. MATERIALES Y METODOS.-

2.1. De los materiales para el trabajo de laboratorio una vez que contemos con las muestras se utilizara los siguientes equipos:

2.1.1. Equipo de pruebas de jarras que cuenta con cuatro vasos de 1 litro, ver Figura 1.

2.1.2. Un turbidimetro para el control de las pruebas y determinar la eficiencia, ver Figura 2.

2.1.3. Un pH metro para medir el potencial de hidrogeno, ver Figura 3.

Todos estos equipos son de propiedad del profesor responsable del proyecto, a continuación se muestra las figuras correspondientes de cada uno de los equipos.

Figura 1
Equipo para Pruebas de Jarras

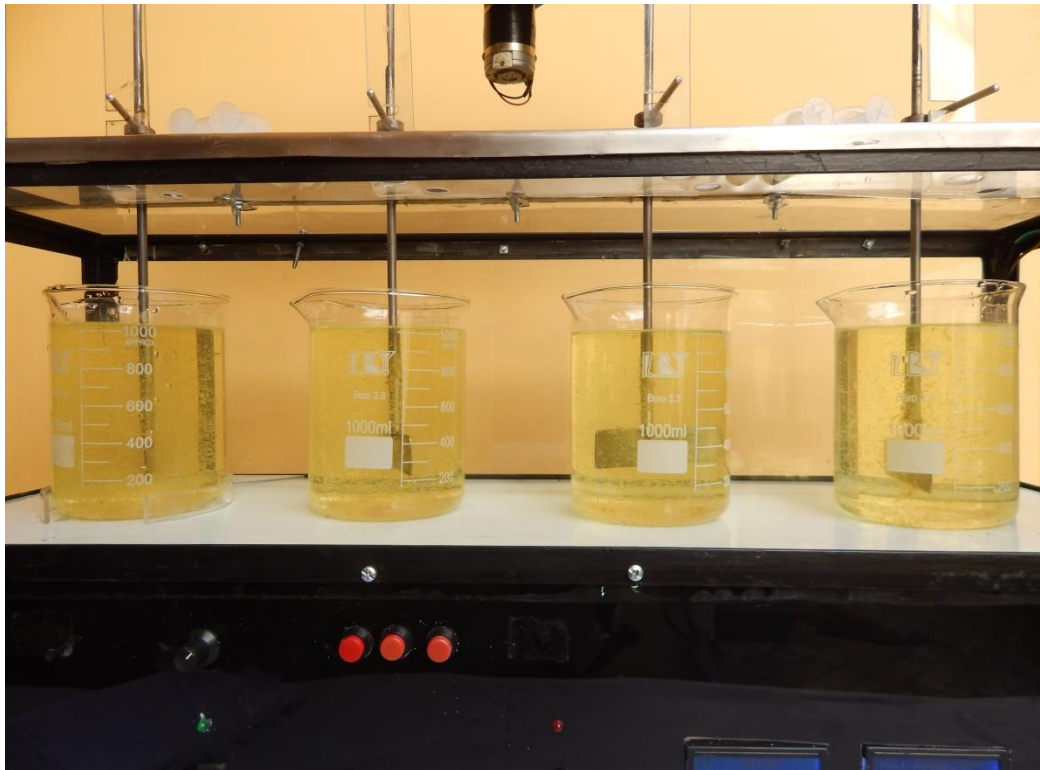


Figura 2
Equipo para medición de Turbiedad



Figura 3
Equipo para medición de pH

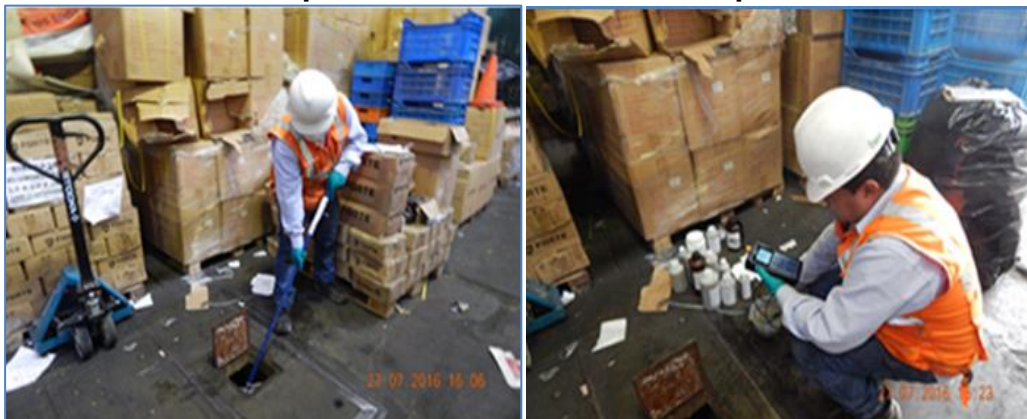


2.2. Análisis preliminar de una muestra puntual extraída en el colector de efluente en una industria galvánica, con el siguiente resultado

Tabla 1
Característica del efluente en el colector principal

Parámetros	Resultado de Análisis de Colector General	Unidad	VMA D.S. N° 021-2009-VIVIENDA
DBO ₅	2500	mg/L	500
DQO	3944	mg/L	1000
Sólidos Totales en Suspensión	1085	mg/L	500
Cromo total	18.84	mg/L	10
Cobre total	24.34	mg/L	3
Plomo total	0.734	mg/L	0,5

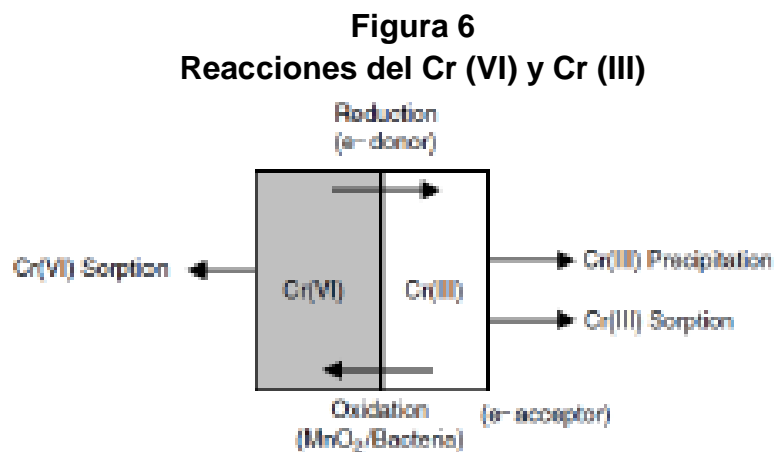
Figuras 4 y 5
Corresponde a la toma de muestra puntual



III. DISCUSIÓN.-

Los tratamientos para la remoción del cromo involucran transformaciones químicas (oxidación - reducción, adsorción y precipitación) y biológicas (reacciones de oxidación-reducción enzimáticas llevadas a cabo por microorganismos y fitorremediación) o procesos de remediación físicos. Estos últimos separan el Cr (VI) del medio contaminado usando resinas de intercambio iónico o carbón activado granular, y/o aislando la contaminación usando barreras físicas (Hawley, Deeb, Kavanaugh & Jacobs, 2004).

El Cr (VI) es más móvil que el Cr (III) y más difícil de remover de soluciones acuosas. Las reacciones que ocurren en la oxidación y reducción del cromo se presentan en la Figura 6, las que en asociación con procesos de absorción y precipitación son la base para los tratamientos químicos y biológicos utilizados para influir en el balance entre el Cr (III) y el Cr (VI) como estrategias de remediación del cromo (Hawley, et al., 2004)



Fuente: Hawley, et al, 2004

Se han empleado diferentes técnicas para la purificación de aguas residuales que contienen cromo, incluyendo tratamientos fisicoquímicos, ósmosis inversa, evaporación e intercambio iónico. Entre estas técnicas, el tratamiento fisicoquímico es el más aplicado y se considera también como el más económico. Este método involucra dos etapas: en primer lugar la reducción química del Cr (VI) a Cr (III) utilizando generalmente metabisulfito de sodio como agente reductor, y en segundo lugar el Cr (III)

se precipita como hidróxido de cromo, generando una gran cantidad de lodos que requieren un tratamiento posterior (Ayuso, García-Sánchez & Querol, 2006). Otra alternativa es el método electroquímico en el cual se da la descomposición de sustancias químicas en solución conductoras de la corriente eléctrica a través de reacciones de óxido-reducción, en este caso el cátodo cede electrones y genera la reducción del metal (Gil, 2012).

IV. CONCLUSIONES.-

Corresponde, básicamente a la característica preliminar de la muestra puntual extraída, que se observa en la **Tabla 1: Característica del efluente en el colector principal**

Este efluente, muestran los parámetros que exceden los VMA, tales como, DBO₅, DQO, SST, Cr total, Cu total y Pb total. Debido a ello, se plantea la exigencia de tratar los efluentes para cumplir con alcanzar los VMA para aquellos parámetros que exceden estos previos a su disposición final, que es la alcantarilla o colector público, por ello se debe aplicar un tratamiento, del tipo fisicoquímico, que abarca desde su captación en el alcantarillado interno de fábrica, pasando por un tanque de Homogeneización ya existente de 4.5 m³, seguido de la Neutralización - Coagulación - Floculación y Sedimentación que permita que una vez tratado el efluente cumplir con los VMA de cada uno de los parámetros exigidos por la normatividad **D.S. N° 021-2009-VIVIENDA.**

V. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.-

Se revisan los siguientes materiales bibliográficos.-

Acosta et al. (2009). **Identificación del Manejo de Metales de Vertimientos de la Industria Galvánica.** Gestión Integral en Ingeniería Neogranadina.

G. Salas Carlotta, (2005); **“Reúso de cromo en el tratamiento de Efluentes de una curtiembre”**, Revista Peruana Química, Ingeniería Química, Vol. N° 2, 2005. Páginas 61 - 67.

- G. Espinosa Narváez & G. Mera Córdoba, (2015), **Alternativas ambientales para la remoción de cromo hexavalente en residuos líquidos de los laboratorios especializados de la Universidad de Nariño**. Tesis de Maestría en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente. Manizales – Colombia.
- Orozco Barrenechea C. et. al. (2004); **Contaminación Ambiental – Una visión desde la Química**; Ed. Thomson, España.

ANEXOS.-

Presentamos las actividades desarrolladas por los docentes miembros del centro de investigación:

a. Docentes: Lic. Janet Mamani Ramos.

Ing. Josué Vigo Roldan

Lic. Sergio Leyva Haro

Dr. Máximo Baca Neglia

Revisando el informe parcial de tesis de los estudiantes:

ARCE HUAMANI FRANKLIN - 46671044

CRUZ CHIROQUE IVÁN ANTHONY - 47417106

Título del Proyecto de Tesis.- “Tratamiento del efluente industrial de una planta de beneficios de reses, mediante el método de electrocoagulación a flujo continuo”

b. Docentes: MsC. Teresa Valderrama Rojas

Dr. Pablo Rivera Rodríguez

Mg. Allende Ccahuana Teófilo

Dr. Máximo Baca Neglia

Revisando el proyecto de tesis de los estudiantes:

GUISELA LIZETT CONDORI APAZA - 44124178

DELGADO RUIZ HORACIO - 41225537

JEAN PAUL SARCO INMENSO - 10788316

Título del Proyecto de Tesis.- “Evaluación de la eficiencia del reactor biológico secuencial de la planta piloto FIARN utilizando microorganismos

eficaces en el tratamiento de efluentes residuales domésticos para su reúso en el riego de áreas verdes”

c. Docentes: Lic. Janet Mamani Ramos.

Ing. Josué Vigo Roldan

Lic. Sergio Leyva Haro

MsC. Teresa Valderrama Rojas

Dr. Pablo Rivera Rodríguez

Mg. Allende Ccahuana Teófilo

Dr. Máximo Baca Neglia

Revisión bibliográfica para el Proyecto en ejecución, denominado: “SISTEMA DE TRATAMIENTO FISICOQUIMICO PARA LA REMOCION DEL CROMO EN EFLUENTES INDUSTRIALES PARA SU DISPOSICIÓN FINAL”

Relación del material bibliográfico seleccionado:

- José JUÁREZ RÍOS, Gabriela ROA MORALES Susana HERNÁNDEZ LÓPEZ; **REMOCION DE CROMO HEXAVALENTE EN SOLUCION ACUOSA POR PRECIPITACIÓN Y FLOCULACION.**
- Alma NETZAHUATL MUÑOZ, Gabriela PINEDA CAMACHO, Blanca BARRAGÁN HUERTA y Eliseo CRISTIANI URBINA; **REMOCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE Y CROMO TOTAL POR LA CORTEZA DE *Pyrus communis*.**
- Nelly MORALES POSADA, Gema ACOSTA NIÑO; **SISTEMA DE ELECTROCOAGULACIÓN COMO TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES GALVANICAS.**

REMOCION DE CROMO HEXAVALENTE EN SOLUCION ACUOSA POR PRECIPITACIÓN Y FLOCULACION

José Guillermo JUÁREZ RÍOS¹. Gabriela ROA MORALES¹. Susana HERNÁNDEZ LÓPEZ¹.

Facultad de Química. UAEM. Paseo Colón esq. Paseo Tollocan; Toluca; Edo. de México.
E-mail gujuarios@hotmail.com.

Introducción. Los polielectrolitos son polímeros de elevado peso molecular, que tienen diversas aplicaciones en la industria minera, industria química, industria petrolera y de gran importancia en el ramo de tratamiento de aguas, ya que la aceleración y eficacia de los procesos de separación de sistemas sólido líquido son parte fundamental en este tipo de tratamiento. El cromo es uno de los metales pesados de mayor importancia en la actualidad debido a su elevada toxicidad, su presencia en efluentes industriales se debe a que es usado ampliamente en los procesos de cromado, manufactura de pigmentos y colorantes, curtido de pieles, aceros inoxidable e industrias galvánicas; esto ha llevado a mantener un control riguroso sobre su concentración en dichos efluentes. En el presente trabajo se precipitó químicamente el Cr (VI) presente en una solución acuosa, seguido de un proceso de floculación utilizando un polielectrolito aniónico.

Objetivo. Remover el cromo presente en solución acuosa por precipitación química y evaluar el efecto de un polielectrolito aniónico sobre el precipitado de BaCrO₄.

Metodología. El cromo hexavalente presente en una solución acuosa preparada en una concentración de 500 mg/L se precipitó químicamente adicionando BaCl₂ 0.2 M; muestras de 100 ml conteniendo 50 mg del metal fueron tratadas con diferentes cantidades de agente precipitante, obteniéndose sólidos en suspensión de BaCrO₄ con una velocidad de sedimentación casi nula para efectos prácticos; a estas soluciones se les adicionó un polielectrolito aniónico en solución al 0.1%; aplicando dos velocidades diferentes; una velocidad alta para permitir su rápida incorporación en la solución y una velocidad lenta para permitir la formación de los flóculos. La concentración de Cr (VI) se determinó antes y después del tratamiento utilizando la técnica de espectrofotometría con Difenilcarbazida; así como también se determinó la turbidez de la

solución antes y después de la adición de polielectrolito.

Resultados y discusión. Los resultados obtenidos fueron muy satisfactorios, se alcanzó un porcentaje de remoción de Cr VI del 99.86%; de 500 mg/l presente inicialmente se llegó a una concentración final de 0.67 mg/L esto utilizando 7.5 ml de BaCl₂ 0.2 M y 0.5 mg de polielectrolito aniónico. El uso del polielectrolito para acelerar la sedimentación del precipitado de BaCrO₄, fue determinante para alcanzar este porcentaje de remoción ya que de no hacer uso del mismo, el proceso de precipitación no es suficiente para separar el Cr (VI) de la solución debido a que los sólidos permanecen en su gran mayoría suspendidos en la solución. Esto último se comprobó mediante la determinación de la turbidez de la solución antes y después de la adición del polímero, la turbidez inicial de la solución fue de 3500 NTU y la turbidez final fue de 100 NTU.

Conclusiones. La remoción de Cr (VI) presente en solución acuosa, utilizando la técnica de precipitación y floculación demostró ser un método eficaz. La cantidad de polielectrolito aniónico necesario para tratar un litro de solución fue de 5 mg, siendo esta una cantidad relativamente pequeña. El polielectrolito demostró ser un agente floculante eficaz al ayudar a que el precipitado de BaCrO₄, sedimentara con una mayor velocidad, permitiendo así la separación del Cr (VI) de la solución.

Agradecimientos. Los autores agradecen al proyecto 2054 UAEM por el financiamiento para el desarrollo de este trabajo.

Bibliografía

- 1 Sorum C.H. 1973. Grupo del aluminio-níquel. En: *Introducción al Análisis Cualitativo Semimicro*. Editorial Prentice Hall Internacional. pág. 135-158
2. Aguilar, M.I., Sáez J. 2004. Improvement of coagulation-Flocculation process using anionic polyacrylamide as coagulant aid. *Elsevier* Vol. (58).pág.47-56

REMOCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE Y CROMO TOTAL POR LA CORTEZA DE *Pyrus communis*

RESUMEN

El objetivo principal de este trabajo fue evaluar la remoción de cromo hexavalente [Cr(VI)] y cromo total por la corteza de *Pyrus communis*. Se encontró que en las primeras 24 h de contacto la corteza fue capaz de disminuir la concentración de Cr(VI) y cromo total desde 102 mg l⁻¹ hasta 20.43 y 39.63 mg l⁻¹, respectivamente. Subsecuentemente, las concentraciones continuaron disminuyendo lentamente hasta alcanzar valores de 0.91 mg de Cr(VI) l⁻¹ y 31.26 mg de cromo total l⁻¹ a las 120 h. Durante todo el periodo experimental se detectó la presencia de cromo trivalente [Cr(III)] en la solución acuosa, lo que ocasionó que la concentración de cromo total residual fuera superior a la de Cr(VI) residual. Estos resultados indican que la corteza de *Pyrus communis* fue capaz de biotransformar al menos parte del Cr(VI) inicialmente adicionado a la solución acuosa a cromo trivalente [Cr(III)]. Las capacidades de remoción de Cr(VI) y cromo total se incrementaron progresivamente a medida que aumentó el tiempo de contacto, alcanzándose valores de 101.09 y 70.74 mg g⁻¹, respectivamente, a las 120 h de contacto. En contraste, las velocidades volumétricas de remoción de Cr(VI) y cromo total disminuyeron a medida que aumentó el tiempo de contacto. El modelo de pseudo-segundo orden describió la cinética de biosorción de cromo, lo que sugiere que el mecanismo cinético de remoción de cromo total es la quimisorción. Se concluye que la corteza de *Pyrus communis* es capaz de remover cromo de soluciones acuosas por biorreducción y biosorción.

Palabras clave: Corteza de *Pyrus communis*, cromo hexavalente, cromo total, reducción, biosorción.

ABSTRACT

The main aim of this work was to evaluate the hexavalent chromium [Cr(VI)] and total chromium removal by *Pyrus communis* bark. It was found that during the first 24 h of contact the *Pyrus communis* bark was capable of diminishing the concentration of Cr(VI) and total chromium from the initial 102 mg l⁻¹ to 20.43 and 39.63 mg l⁻¹, respectively. Subsequently, chromium concentrations continued to diminish slowly until, after 120 h, they reached values of 0.91 mg Cr(VI) l⁻¹ and 31.26 mg total chromium l⁻¹. Along the experimental time, trivalent chromium [Cr(III)] was detected in the aqueous solution which caused that residual total chromium concentration was higher than residual Cr(VI) concentration. These results indicate that *Pyrus communis* bark reduced at least some of the Cr(VI) initially added to the aqueous solution to Cr(III). Cr(VI) and total chromium removal capacities increased progressively as the contact time increased, reaching capacity values of 101.09 and 70.74 mg g⁻¹, respectively, at 120 h of contact time. In contrast, volumetric rates of Cr(VI) and total chromium removal decreased with the increasing of contact time. Pseudo-second order model described the chromium biosorption kinetics by *Pyrus communis* bark, which suggests that the kinetic mechanism of total chromium removal is chemisorption. It is concluded that *Pyrus communis* bark removed chromium from aqueous solutions by means of two different mechanisms: bioreduction and biosorption.

Key words: *Pyrus communis* bark, hexavalent chromium, total chromium, reduction, biosorption.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del medio ambiente por metales pesados es un serio problema mundial que ha atraído la atención de diversos sectores de la sociedad. De particular importancia es la contaminación del agua, ya que este líquido es esencial para la vida de todos los organismos vivos del planeta. Diversas instituciones e investigadores han considerado que los metales pesados son los principales contaminantes en este siglo (1).

Los metales pesados son elementos químicos que tienen una densidad mayor a 5 g cm^{-3} , no son biodegradables, se acumulan en el ambiente, son altamente reactivos, persistentes y tóxicos, incluso a bajas concentraciones, por lo que se les considera un gran peligro para la estabilidad del medio ambiente y la salud pública (2).

Entre los diferentes metales pesados que se descargan al medio ambiente a través de diversos efluentes industriales, el cromo [Cr] es uno de los más tóxicos (3). Las formas más comunes de este elemento son el cromo metálico [Cr(0)], cromo trivalente [Cr(III)] y cromo hexavalente [Cr(VI)], aunque puede existir en nueve diferentes estados de oxidación (1).

El cromo hexavalente [Cr(VI)] es la forma más tóxica de este metal, ya que es un potente oxidante de la materia orgánica, es sumamente carcinogénico, mutagénico y teratogénico. Se ha demostrado que es 100 veces más tóxico y 1000 veces más mutagénico que la forma trivalente (4). Actualmente el Cr(VI) se considera un contaminante prioritario en muchos países (5).

La reducción u oxidación-precipitación química y la coagulación-floculación son métodos ampliamente utilizados para la remoción de los metales pesados presentes en los efluentes industriales; sin embargo, estas tecnologías requieren agentes químicos costosos, tóxicos y generan una gran cantidad de lodos químicos tóxicos, por lo que su uso no es conveniente (6, 7, 8).

La ósmosis inversa es un proceso muy eficiente, pero poco viable económicamente para la mayoría de las empresas ya que emplea membranas de elevado costo, susceptibles a deteriorarse fácilmente y tienen una vida media de operación muy corta; además, los costos de mantenimiento y operación de los equipos son muy altos (9). Otro proceso eficiente pero también costoso es el intercambio iónico, en el cual se utilizan resinas que son afectadas adversamente por una gran cantidad de agentes químicos, se ensucian fácilmente y su costo depende directamente del precio de los hidrocarburos del petróleo a nivel mundial (10, 11).

Una alternativa eficiente y económica para remover metales pesados de soluciones acuosas es mediante el empleo de biomateriales muertos o metabólicamente inactivos capaces de captar los metales en sus superficies celulares a través de diversos mecanismos, tales como la fisisorción, quimisorción, quelación, microprecipitación, complejación y/o el intercambio iónico. A este proceso se le llama biosorción y a los materiales biológicos muertos o inactivos se les denomina biosorbentes (2, 11, 12).

En los últimos años los subproductos y residuos forestales han atraído mucho la atención como biosorbentes debido a su abundancia, fácil disponibilidad, bajo costo y a su alta capacidad de remoción de metales pesados (13, 14).

El objetivo principal de este trabajo fue investigar la remoción de Cr(VI) y cromo total presentes en una solución acuosa utilizando como material biosorbente a la corteza de *Pyrus communis*.

MATERIAL Y MÉTODOS

Biomaterial

Muestras de la corteza de *Pyrus communis* se lavaron con agua desionizada y a continuación se deshidrataron en un horno a 60°C durante 24 horas. Posteriormente, se molieron en un molino de martillos y los sólidos resultantes se tamizaron para obtener partículas con un tamaño de 0.3 a 0.5 mm.

Experimentos de remoción de Cr(VI) y cromo total

Los estudios cinéticos de remoción de Cr(VI) y cromo total se llevaron a cabo en matraces Erlenmeyer que contenían solución de cromato de potasio a pH 2.0 y partículas de la corteza de *Pyrus communis*, con concentraciones iniciales de 102 mg de Cr(VI) l⁻¹ y 1 g l⁻¹, respectivamente. Los matraces se mantuvieron en agitación constante (150 rpm) a 28°C. En forma simultánea se utilizó un control libre de material biológico. Se recolectaron muestras a diferentes tiempos de contacto, las cuales fueron filtradas a través de papel filtro (Whatman, grado 42). A los filtrados se les determinó la concentración de cromo hexavalente y cromo total, así como el pH. Con los datos obtenidos se calcularon las capacidades y velocidades de remoción de cromo hexavalente y cromo total.

Técnicas analíticas

La concentración de cromo hexavalente se cuantificó por el método de la 1,5-difenilcarbohidrazida, siguiendo los procedimientos descritos en el Hach Water Analysis Handbook (15). La determinación de la concentración de cromo total se llevó a cabo por espectrofotometría de absorción atómica (SpectrAA-100, Varian, Inc.), de acuerdo a lo descrito en el método 3111B del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (16). El pH se midió con un potenciómetro (Marca Orion). La concentración de cromo trivalente se estimó mediante la diferencia de las concentraciones de cromo total residual y cromo hexavalente residual.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 1 se muestran los perfiles cinéticos de remoción de cromo hexavalente y cromo total por la corteza de *Pyrus communis*. Se aprecia que las concentraciones de cromo hexavalente y cromo total disminuyeron rápidamente en las primeras 24 horas de contacto, desde 102 mg l⁻¹ hasta 20.43 y 39.63 mg l⁻¹, respectivamente. A tiempos superiores, la concentración de cromo hexavalente residual continuó disminuyendo gradualmente hasta alcanzar un valor de 0.91 mg l⁻¹ a las 120 h; en contraste, la concentración de cromo total residual se mantuvo prácticamente constante (29.87 – 35.22 mg l⁻¹) en el periodo comprendido entre las 48 y las 120 h. A lo largo de todo el experimento se observó que la concentración de cromo total residual fue superior a la de cromo hexavalente residual.

Asimismo, desde la primera hora de contacto entre la corteza de *Pyrus communis* y la solución acuosa de Cr(VI) se detectó la presencia de cromo trivalente, el cual no estaba inicialmente presente en la solución de ensayo. La concentración de Cr(III) en solución aumentó progresivamente a medida que se incrementó el tiempo de contacto, hasta alcanzar un valor de 30.35 mg l⁻¹ al final del experimento. A partir de las 72 h, prácticamente todo el cromo presente en la solución se encontraba como cromo trivalente (Figura 1).

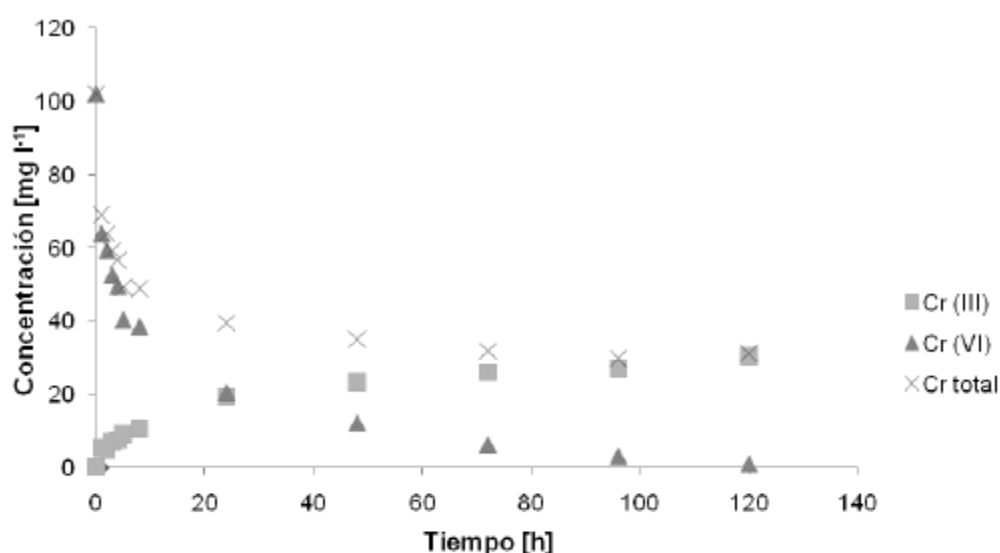


Figura 1. Variación de la concentración de cromo hexavalente, cromo total y de cromo trivalente en los experimentos llevados a cabo con la corteza de *Pyrus communis*.

Por otra parte, las concentraciones de Cr(VI) y cromo total del control libre de material biológico se mantuvieron casi constantes (100 – 102 mg l⁻¹) durante todo el tiempo de experimentación, lo que indica que la remoción de Cr(VI) y cromo total que se observó en los experimentos con la corteza de *Pyrus communis* se debió únicamente al material biológico y no a factores ambientales.

De los resultados anteriores se deduce que la corteza de *Pyrus communis* posee en su estructura compuestos químicos capaces de reducir el altamente tóxico Cr(VI) al menos tóxico Cr(III). Asimismo, tiene la capacidad para biosorber cromo ya que pudo disminuir los niveles de cromo total.

El Cr(VI) es reducido a Cr(III) en solución acuosa cuando se pone en contacto con grupos donadores de electrones que están presentes en los materiales biológicos, es decir con grupos funcionales que tienen un potencial de óxido-reducción inferior al del cromo (1.3 V, en condiciones estándar) (17). Se conoce que los polifenoles, polisacáridos, carbohidratos de bajo peso molecular y proteínas, los cuales tienen un potencial de óxido-reducción inferior al de las especies del cromato en condiciones ácidas, tienen la habilidad de reducir el Cr(VI) a Cr(III) (18). Asimismo, los materiales lignocelulósicos también tienen la capacidad para biotransformar el Cr(VI) a pHs ácidos (19, 20, 21). La reducción de cromo hexavalente observada en el presente estudio es probable que se deba a algunos de los componentes antes mencionados.

La eficiencia de remoción de Cr(VI) exhibida por la corteza de *Pyrus communis* se incrementó al aumentar el tiempo de contacto (Figura 2), alcanzando un valor máximo de 99.11% a las 120 h de contacto. En cambio, la eficiencia de remoción de cromo total más alta fue de aproximadamente 70.7% y ésta se obtuvo a las 96 h. Debido al fenómeno de reducción de Cr(VI), la eficiencia de remoción de cromo total fue siempre inferior a la de remoción de Cr(VI).

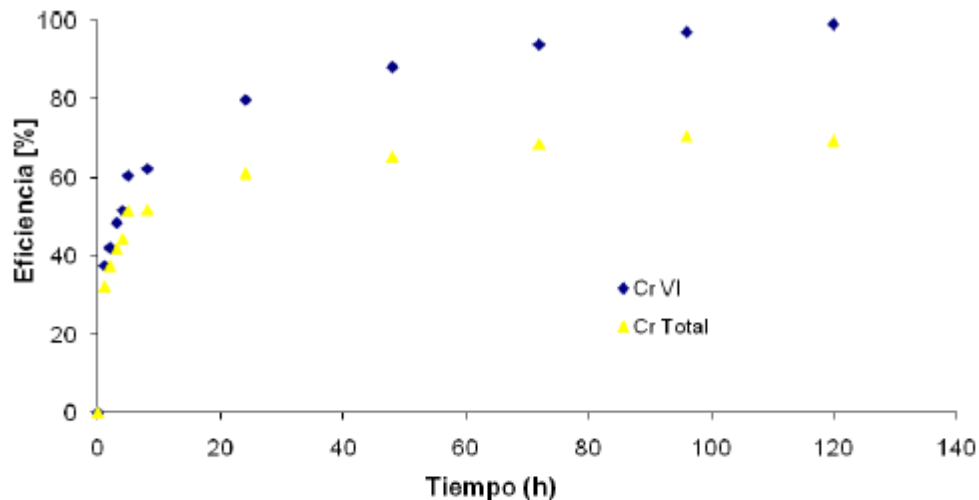


Figura 2. Variación de la eficiencia de remoción de cromo hexavalente y cromo total de la corteza de *Pyrus communis* en función del tiempo de contacto.

Los perfiles cinéticos de las capacidades de remoción de Cr(VI) y cromo total de la corteza de *Pyrus communis* se muestran en la Figura 3. La capacidad máxima de remoción de cromo hexavalente fue de 101.09 mg g^{-1} y se obtuvo a las 120 h de contacto (Figura 3). Esta capacidad es superior a la reportada para diversos residuos agroindustriales, tales como para el bagazo de caña de azúcar (5.75 mg g^{-1}), el olote de maíz (3.0 mg g^{-1}), la torta de sólidos obtenida después del proceso de extracción del aceite de *Jathropa* (11.75 mg g^{-1}) (22) y las semillas de *Tamarindus indica* (90 mg g^{-1}) (23). Sin embargo, es inferior a la reportada para las semillas pretratadas de *Ocimum basilicum* (205 mg g^{-1}) (24). En los estudios realizados con los residuos agroindustriales antes mencionados no se cuantificó la concentración de cromo total, por lo que no posible conocer si la remoción de Cr(VI) se debió a un proceso de biorreducción de Cr(VI) y/o de biosorción de cromo.

La capacidad de remoción de cromo total de la corteza de *Pyrus communis*, también llamada como capacidad de biosorción de cromo, alcanzó un valor máximo de 72.13 mg g^{-1} a las 96 h de experimentación. Esta capacidad es superior a las reportadas para la cáscara de la avellana activada químicamente ($1.21 - 17.7 \text{ mg g}^{-1}$) (25), semillas de oliva (9 mg g^{-1}) (26), salvado de arroz (0.15 mg g^{-1}) (27), cascarilla de soya (13.5 mg g^{-1}), bagazo de caña de azúcar (18.19 mg g^{-1}), rastrojo de maíz modificado químicamente (18.19 mg g^{-1}) (28) y para los tallos de uva (59.8 mg g^{-1}) (26).

La Figura 4 muestra las velocidades volumétricas de remoción de Cr(VI) y cromo total alcanzadas a los diferentes tiempos de contacto ensayados. Es evidente que las velocidades más altas se obtuvieron a la primera hora de contacto, con valores de $38.2 \text{ mg de Cr(VI) l}^{-1} \text{ h}^{-1}$ y $32.96 \text{ mg de cromo total l}^{-1} \text{ h}^{-1}$. En el periodo comprendido entre la primera y veinticuatroava hora de contacto se observó una caída drástica en la velocidad de remoción de Cr(VI) y cromo total; en contraste, a tiempos posteriores los cambios en las velocidades fueron despreciables.

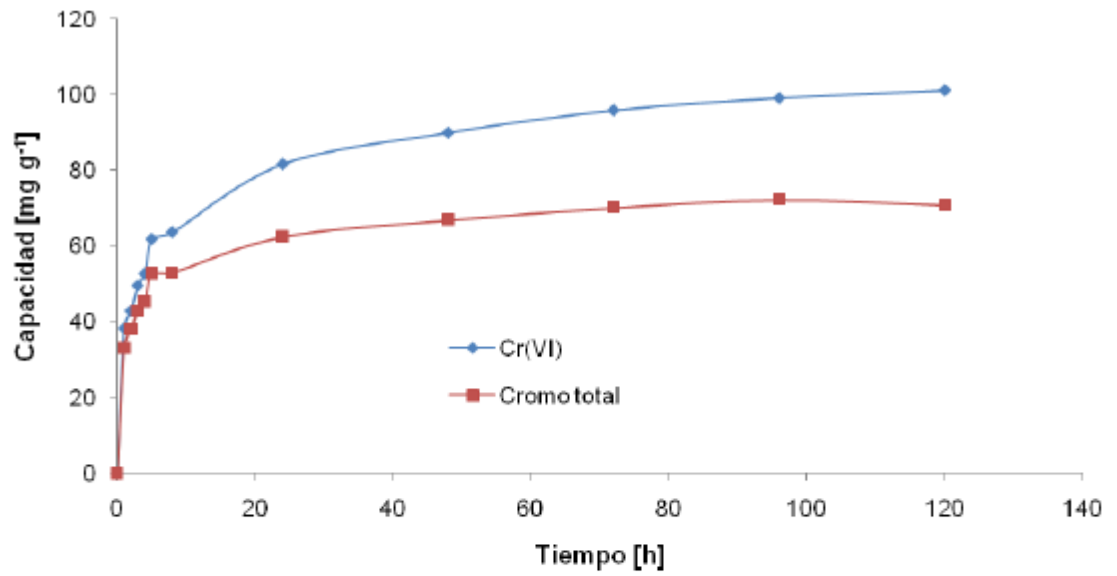


Figura 3. Capacidades de remoción de cromo hexavalente y cromo total exhibidas por la corteza de *Pyrus communis*.

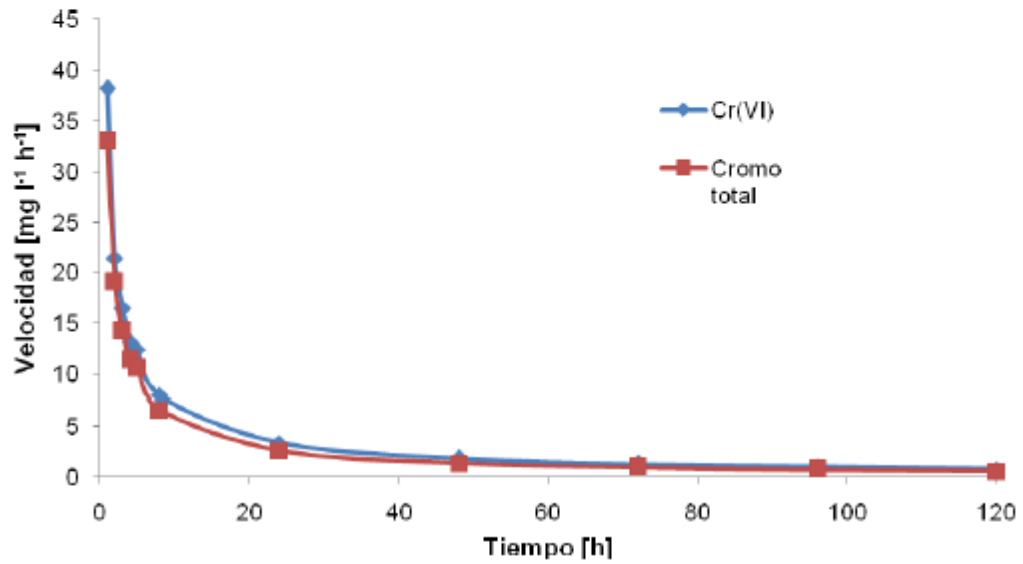


Figura 4. Velocidades volumétricas de remoción de Cr(VI) y cromo total exhibidas por la corteza de *Pyrus communis* a diferentes tiempos de contacto.

Estos resultados sugieren que tanto la reducción de Cr(VI) como la biosorción de cromo fueron sumamente rápidas durante la primera hora de contacto y que a tiempos posteriores ambas velocidades fueron disminuyendo debido al agotamiento de los grupos reductores y a la saturación de los sitios de sorción del biomaterial.

En síntesis, los resultados anteriores muestran claramente que la corteza de *Pyrus communis* es capaz de remover el Cr(VI) presente en soluciones acuosas mediante dos fenómenos: 1) biotransformación del altamente tóxico Cr(VI) al menos tóxico Cr(III), y 2) biosorción de cromo.

Se ha sugerido que la reducción de Cr(VI) por los grupos reductores presentes en los materiales biológicos inactivos puede ocurrir sin que exista un paso previo de biosorción de Cr(VI) (reducción directa) (18, 25), y que los materiales biológicos pueden poseer la capacidad de biosorber Cr(VI) y Cr(III), este último generado durante la reducción del Cr(VI) (25, 26).

Con el propósito de conocer el tipo de interacción entre el cromo y la corteza de *Pyrus communis* se utilizó el modelo de pseudo-segundo orden. Este modelo asume que la biosorción sigue un mecanismo de segundo orden, por lo que la velocidad de ocupación de los sitios de sorción es proporcional al cuadrado del número de sitios no ocupados (29, 30).

El modelo cinético de pseudo-segundo orden se expresa de la siguiente manera (29):

$$\frac{dq_t}{dt} = k(q_e - q_t)^2 \quad \text{Ecuación 1}$$

donde k es la constante de velocidad de sorción ($\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$) y q_e y q_t son la capacidad de sorción de cromo (mg g^{-1}) en el equilibrio dinámico y al tiempo t (h), respectivamente. Al integrar la ecuación 1 entre los límites $q_t = 0$ a $q_t = q_e$ y $t = 0$ a $t = t$ se obtiene:

$$q_t = \frac{q_e^2}{\frac{q_e}{k} + t} \quad \text{Ecuación 2}$$

La forma lineal de la ecuación anterior es la siguiente:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad \text{Ecuación 3}$$

donde el producto $k q_e^2$ es la velocidad inicial de biosorción (i , $\text{mg g}^{-1} \text{h}^{-1}$).

Si el modelo de pseudo-segundo orden es aplicable a los datos cinéticos de biosorción, entonces se obtendrá una línea recta cuando se construye la gráfica de t/q_t versus t . A partir de la pendiente de la línea recta se puede estimar la capacidad de biosorción en el equilibrio (q_e) y de la ordenada al origen se puede calcular la constante de velocidad (k) y la velocidad inicial de biosorción (i).

En el presente trabajo se obtuvo una relación lineal entre t/q_t y t (Figura 5), con un coeficiente de correlación muy alto ($r^2 = 0.9994$), por lo que se deduce que el modelo de pseudo-segundo orden fue capaz de describir adecuadamente los datos cinéticos de biosorción de cromo a lo largo de todo el periodo de experimentación. La aplicabilidad de este modelo a los datos de biosorción de cromo por la corteza de *Pyrus communis* sugiere que el mecanismo que controla la velocidad de sorción de cromo es de naturaleza química (30).

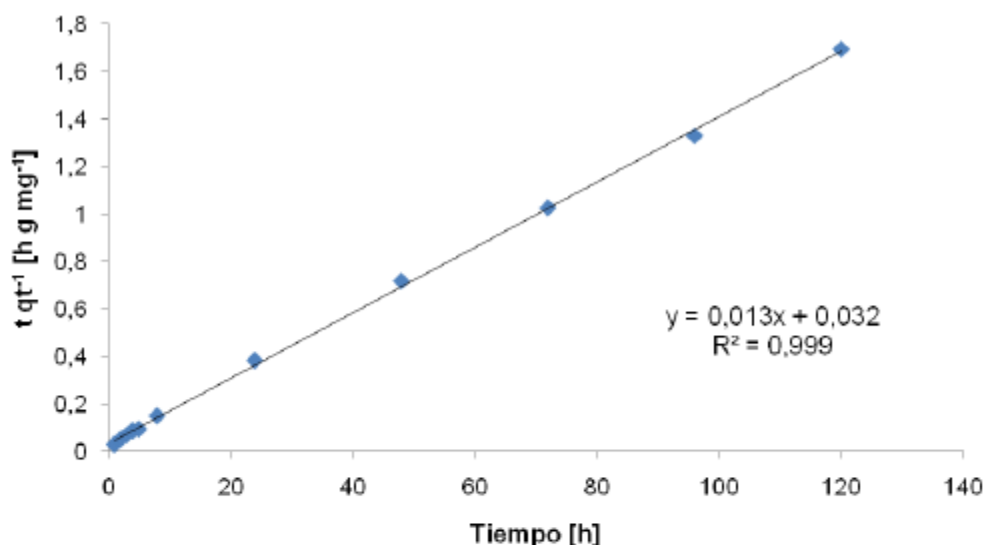


Figura 5. Aplicación del modelo cinético de pseudo-segundo orden a la biosorción de cromo por la corteza de *Pyrus communis*.

La capacidad de biosorción de cromo en el equilibrio predicha por el modelo fue de 72.46 mg g⁻¹, la cual es semejante a la obtenida experimentalmente ($q_e = 72.13$ mg g⁻¹). Asimismo, las constantes del modelo de pseudo-segundo orden relacionadas con la velocidad de biosorción de cromo fueron: $h = 30.67$ mg g⁻¹ h⁻¹ y $k = 0.0058$ g mg⁻¹ h⁻¹.

Las características de remoción de Cr(VI) y de biosorción de cromo mostradas por la corteza de *Pyrus communis* sugieren que este biomaterial es atractivo para el tratamiento de aguas contaminadas con el metal.

CONCLUSIONES

- La remoción de Cr(VI) por la corteza de *Pyrus communis* se lleva a cabo tanto por biorreducción como por biosorción.
- La corteza de *Pyrus communis* exhibe alta capacidad de remoción de cromo hexavalente (101.09 mg g⁻¹) y de cromo total (72.13 mg g⁻¹).
- El proceso de reducción de Cr(VI) y de biosorción de cromo ocurrió más rápidamente durante las primeras horas de contacto.
- El modelo de pseudo-segundo orden representó adecuadamente el proceso de biosorción de cromo, por lo que el mecanismo que controla la velocidad de biosorción del metal podría ser de tipo químico.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Mohan D, Pittman Jr CU. Activated carbons and low cost adsorbents for remediation of tri- and hexavalent chromium from water. *J Hazard Mater* 2006; B137: 762-811.
2. Das N, Vimala R, Karthika P. Biosorption of heavy metals - An overview. *Indian J Biotechnol* 2008; 7: 159-169.
3. Park D, Yun YS, Park JM. Reduction of hexavalent chromium with the brown seaweed *Ecklonia* biomass. *Environ Sci Technol* 2004; 38: 4860-4864.
4. Guillén-Jiménez FM, Netzahuatl-Muñoz AR, Morales-Barrera L, Cristiani-Urbina E. Hexavalent chromium removal by *Candida* sp. in a concentric draft-tube airlift bioreactor. *Water Air Soil Poll* 2009; 204: 43-51.
5. Wang YT. Microbial reduction of chromate. En: Lovley DR (Ed.). *Environmental microbe-metal interactions*. Washington: American Society for Microbiology Press; 2000. p. 225-235.
6. Kumiawan TA, Chan GYS, Lo W, Babel S. Physico-chemical treatment techniques for wastewater laden with heavy metals. *Chem Eng J* 2006; 118: 83-98.
7. Eccles H. Treatment of metal-contaminated wastes: why select a biological process? *Tibtech* 1999; 17: 462-465.
8. Soto RE, Lozano RT, Barbarín CJM, Alcalá RM. Remoción de metales pesados en aguas residuales mediante agentes químicos. *Ingenierías* 2004; 23 (7): 46-51.
9. Ahalya N, Ramachandra TV, Kanamadi RD. Biosorption of heavy metals. *Res J Chem Environ* 2003; 7 (4): 71-79.
10. Atkinson BW, Bux F, Kusan HC. Considerations for application of biosorption technology to remediate metal-contaminated industrial effluent. *Water SA* 1998; 2 (24): 129-136.
11. Volesky B. Sorption and biosorption. BV Sorbex, Inc. Montreal-St. Lambert, Quebec, Canada. 2003
12. Kim TY, Park SK, Cho SY, Kim HB, Kang Y, Kim SD, et al. Adsorption of heavy metals by brewery biomass. *Korean J Chem Eng* 2005; 22 (1): 91-98.
13. Sarin V, Pant KK. Removal of chromium from industrial waste by using eucalyptus bark. *Bioresource Technol* 2006; 97: 15-20.
14. Malkoc E, Nuhoglu Y, Abali Y. Cr(VI) adsorption by waste acorn of *Quercus ithaburensis* in fixed beds: Prediction of breakthrough curves. *Chem Eng J* 2006; 119 (1): 61-68.
15. Hach Company (Ed.). *Hach Water Analysis Handbook*. 5th edition. Loveland. CO. 2008
16. Clesceri LS, Greenberg AE, Eaton AD (Eds.). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20th ed. Washington: American Public Health Association. 1998.
17. Park D, Yun YS, Lee HW, Park JM. Advanced kinetic model of the Cr(VI) removal by biomaterials at various pHs and temperatures. *Bioresource Technol* 2008; 99: 1141-1147.
18. Cabatingan LK, Agapay RC, Rakels JLL, Otens M, Van der Wielen LAM. Potential of biosorption for the recovery of chromate in industrial wastewater. *Ind Eng Chem Res* 2001; 40: 2302-2309.
19. Fiol N, Escudero C, Villaescusa I. Chromium sorption and Cr(VI) reduction by grape stalks and yohimbe bark. *Bioresource Technol* 2008; 99: 5030-5036.
20. Dupont L, Guillon E. Removal of hexavalent chromium with a lignocellulosic substrate extracted from wheat bran. *Environ Sci Technol* 2003; 37: 4235-4241.
21. Daneshvar N, Salari D, Aber S. Chromium adsorption and Cr(VI) reduction to trivalent chromium in aqueous solutions by soya cake. *J Hazard Mater* 2002; 94: 49-61.

22. Garg UK, Kaur MP, Garg VK, Sud D. Removal of hexavalent chromium from aqueous solution by agricultural waste biomass. *J. Hazard Mater* 2007; 140: 60-68.
23. Agarwal GS, Bhuptawat HK, Chaudhari S. Biosorption of aqueous chromium (VI) by *Tamarindus indica* seeds. *Bioresource Technol* 2006; 97: 949-956.
24. Melo JS, D'Souza SF. Removal of chromium by mucilaginous seeds of *Ocimum basilicum*. *Bioresource Technol* 2004; 92: 151-155.
25. Cimino G, Passerini A, Toscano G. Removal of toxic cations and Cr(VI) from aqueous solution by hazelnut shell. *Water Res* 2000; 34: 2955-2962.
26. Fiol N, Villaescusa I, Martínez M, Miralles N, Poch J, Serrarlos J. Biosorption of Cr(VI) using low cost sorbents. *Environ Chem Lett* 2003; 1: 135-139.
27. Oliveira EA, Montanher SF, Andrade JA, Nóbrega JA, Rollemberg MC. Equilibrium studies for the sorption of chromium and nickel from aqueous solutions using raw rice bran. *Process Biochem* 2005; 40: 3485-3490.
28. Wartelle LH, Marshall WE. Chromate ion adsorption by agricultural by-products modified with dimethyloldihydroxyethylene urea and choline chloride. *Water Res* 2005; 39: 2869-2876.
29. Ho YS, McKay G. A comparison of chemisorption kinetic models applied to pollutant removal on various sorbents. *Trans IChemE* 1998; 76(B): 332-340.
30. Febrianto J, Kosasih AN, Sunarso J, Ju YH, Indraswati N, Ismadji S. Equilibrium and kinetic studies in adsorption of heavy metals using biosorbent: A summary of recent studies. *J Hazard Mater* 2009; 162(2-3): 616-645.

SISTEMA DE ELECTROCOAGULACIÓN COMO TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES GALVÁNICAS

ELECTROCOAGULATION SYSTEM AS TREATMENT OF GALVANIC WASTEWATER

Nelly Bibiana Morales Posada

Licenciada en Química, Joven investigador Grupo Tecnologías Ambientales y Química Teórica,
Universidad Militar Nueva Granada, Bogotá, Colombia.
nelly.morales@unimilitar.edu.co

Gema Eunice Acosta Niño

Química, M. Sc., Coordinadora y docente Departamento de Química, Investigador Grupo Tecnologías
Ambientales y Química Teórica. Universidad Militar Nueva Granada, Bogotá, Colombia. gema.
acosta@unimilitar.edu.co

Fecha de recepción: 27 de abril de 2010

Fecha de aprobación: 28 de mayo de 2010

RESUMEN

El presente artículo muestra la segunda fase del proyecto "Implementación y evaluación de un sistema piloto de electrocoagulación como tratamiento de aguas residuales con fines de reuso. Estudio de caso: aguas residuales industriales de origen galvánico". Para su desarrollo, se valoró y optimizó un prototipo existente en la Universidad, a partir de ensayos realizados en aguas residuales con contenido de metales, implementando un porcentaje mayor al 47% para la remoción de metales pesados como Cr^{6+} , Pb y Zn de tales aguas, mediante proceso de electrocoagulación. Para el estudio, se utilizaron 10L de agua residual correspondientes al vertimiento de la empresa Compañía Eléctrica Ltda. Los análisis se hicieron, mediante la confrontación de parámetros de Cu, Cr, Cr^{6+} , Ni, Pb y Zn, antes y después del tratamiento de electrocoagulación. Se obtuvo una reducción en Cr del 51.65%, donde el valor arrojado está por debajo de los estándares establecidos en materia de vertimientos (*Res. No 1074 28 Oct. 1997*), Ni del 18.09%, Pb del 50%, Zn del 47.37%, los cuales a pesar de la remoción producida, tienen valores superiores a lo estipulado en esta normativa. El Cu tuvo un aumento del 519.48%, debido a la placa empleada para el tratamiento. Los valores promedio obtenidos durante los ensayos fueron: pH: 3.18, conductividad: 21.83 mS/m y temperatura: 48.5 °C. A pesar de que

los valores de las variables y los parámetros no se encuentran dentro de los rangos generalmente expuestos por la literatura consultada para sistemas de electrocoagulación con aguas residuales, se obtuvo una reducción relevante en cuanto a la presencia de los metales estudiados.

Palabras clave: aguas residuales galvánicas, electrocoagulación, metales pesados, celda electrolítica.

ABSTRACT

This paper shows the second phase of the project "Implementation and Evaluation of an Electro-coagulation pilot test as Treatment of Wastewater to be reused. Case Study: Industrial Wastewater Galvanic source." For its development, a prototype located at the University was evaluated and optimized from wastewater tests, implementing a percentage higher than 47 % to remove heavy metals, such as Cr⁺⁶, Pb and Zn by electro-coagulation. This study used to 10 L wastewater from Compañía Eléctrica Ltd. was used. Analysis was made by comparing Cu, Cr, Cr⁺⁶, Ni, Pb and Zn parameters before and after electro-coagulation treatment. There was a Cr 51,65 % decrease, where value achieved is below standards set regarding waste (Resolution No 1074 28 Oct. 1997), Ni 18,09 %, Pb 50 %, Zn 47,37 %, despite their removal have produced higher values than legislation parameters. There was a Cu 519,48 % increasing due to the plate used by treatment. Average values during tests were pH: 3,18; conductivity: 21,83 mS/m; and temperature: 48,5°C. Although variable and parameter values are not generally within those given in accordance to literature with wastewater electro-coagulation, there was a significant reduction in the presence of metals studied.

Words key: galvanic wastes waters, electrocoagulation, heavy metals, electrolytic cell.

INTRODUCCIÓN

En Colombia, la legislación ampara la protección del buen uso del agua y la restricción de sustancias que pueden alterar su ciclo normal, por ejemplo: la Resolución 1074 de 1997, establece los estándares ambientales en materia de vertimientos. Sin embargo, a pesar de tener herramientas legales suficientes para hacer cumplir los parámetros requeridos por normas ambientales internacionales, el sector industrial colombiano viene proponiendo desde hace poco tiempo, con respecto de países industrializados o en vía de industrialización como Brasil, alternativas de solución para disminuir sus fuentes contaminantes.

El sector de la galvanotecnia conforma un renglón de importancia en la competitividad del mercado interno del País, hace parte de la Cadena Productiva Metalmeccánica y comprende todos aquellos procesos de recubrimiento vía electrolítica sobre diferentes superficies asociadas a motivos decorativos y de protección contra la corrosión. Hay varios aspectos críticos en el control del proceso y generación de residuos, dentro de los cuales se destaca el consumo de agua en los baños del proceso, en las etapas de lavado y enjuague. Las descargas de estas aguas residuales están compuestas por efluentes caracterizados por su carga contaminante tóxica en términos de su contenido de cianuro, metales pesados como el cromo hexavalente, ácidos y álcalis. El volumen total de las aguas residuales descargadas por la industria galvanotecnia en Bogotá, no puede ser calculado exactamente, pero el volumen estimado es igual o mayor a 3.000 m³/mes con base en el número total de compañías. [1]

Como medida de acción para prevenir la contaminación por parte de las aguas residuales, se debe dar prioridad a las buenas prácticas, la reducción en origen y el reciclaje en la fuente. Estas actividades economizan el tratamiento posterior de recolección, tratamiento y disposición, además de disminuir los riesgos ambientales para el entorno en general [1], [5], [6], [7].

En pro de beneficiar el reciclaje en la fuente, se dispone de varias alternativas de gestión ambiental en galvanotecnia, que dependen del tipo de actividad que se desarrolle en cada empresa. Específicamente, la empresa con la cual se desarrolla el proyecto, Compañía Eléctrica Ltda., se enfoca en la fabricación de herrajes para redes de comunicación y telecomunicaciones, estructuras metálicas, torres para líneas de transmisión de energía y telecomunicaciones, torrecillas y pórticos de subestaciones, en servicio de galvanización por inmersión caliente [2]. Para la elaboración de estos productos, el procedimiento industrial desarrollado es galvanizado en caliente [2], [3] y [4], que consiste en sumergir piezas de hierro o acero, superficialmente limpias, en un baño de zinc fundido para que por la reacción con el hierro, se forme un recubrimiento protector, que proporciona a la pieza, propiedades anticorrosivas, dureza, resistencia al impacto y a la abrasión.

Existen tres tipos de galvanizado en caliente: uno con electrolitos de zinc cianurados en alta o media concentración de cianuro; otro, con electrolitos ácidos y; finalmente otro, exento de los electrolitos cianurado que se denomina alcalino. Los tres permiten tratar las aguas residuales a un bajo costo. Sin embargo, se realizan las mismas operaciones que todo proceso de galvanotecnia: desengrase, enjuague 1, decapado, enjuague 2, baño de flux, secado, inmersión del zinc fundido, enfriamiento (tabla 1). Es relevante destacar los residuos generados en cada una de estas actividades, para determinar posibles tratamientos. Según el objetivo del proyecto que dio lugar a este documento, los residuos generados en el Enjuague 2, son el objeto de estudio.

Tabla 1. Proceso de galvanizado en caliente

ACTIVIDAD	MATERIAS PRIMAS	RESIDUOS GENERADOS
Desengrase	Soda, metasilicato sódico, humectante.	Partículas en suspensión, aceites emulsionados.
Enjuague 1	Agua.	Aguas alcalinas, partículas en suspensión.
Decapado	Ácido sulfúrico y clorhídrico.	Lodos de cloruro de hierro o de sulfato de hierro, vapores ácidos, hidrógeno.
Enjuague 2	Agua.	Aguas ácidas.
Inmersión en el flux	Cloruro de amonio, cloruro de zinc.	Vapores de amoniaco, goteo al piso.
Secado		Vapores de amoniaco.
Inmersión en zinc	Zinc aluminio.	Vapores de zinc, salpicaduras, mate, cenizas.
Enfriamiento	Agua.	

Fuente. MINISTERIO DEL MEDIO AMBIENTE y FUNDES. Equipo Profesional de Propel Fundes Colombia. Guía de Buenas Prácticas para el Sector Galvanotecnia, Colombia. p.84, 2001

Uno de los tratamientos para las aguas residuales generadas en el galvanizado, tiene que ver con el empleo del principio de la electroquímica, según métodos tradicionales como: electrocoagulación, electroflotación y electrodecantación [3], [5], pues ofrecen ser una alternativa eficiente para la remoción de sustancias presentes en los efluentes industriales. Estos métodos poseen ventajas económicas y ambientales sobre los métodos tradicionales de remoción con empleo de productos químicos. Entre las ventajas de los métodos electroquímicos, se encuentran los beneficios ambientales, la eficiencia de energía, la seguridad, la facilidad de automatización del proceso y los bajos costos.

El reactor electroquímico utilizado con esta clase de tecnología, se puede considerar como una celda electrolítica cuyos elementos conductores de corriente o de sacrificio (ánodos o electrodos de trabajo y cátodos o electrodos inertes), son sumergidos en el fluido por tratar (que contiene los metales o sustancias que van a ser retirados), y que es aprovechado como medio electrolítico. Para que el reactor funcione, se requiere de una fuente externa de energía eléctrica que origina las reacciones electroquímicas como consecuencia del flujo de electrones entre los electrodos metálicos y los compuestos presentes en el efluente, generando los procesos de reducción en el cátodo (conversión de los protones del agua en hidrógeno), y los de oxidación en el ánodo (que produce iones metálicos y oxígeno, este último proveniente de la hidrólisis del agua). Cuando esto ocurre, los contaminantes forman componentes hidrofóbicos que se precipitan o flotan, facilitando su remoción por algún método de separación secundario [6], [7] y [8] (figura 1).

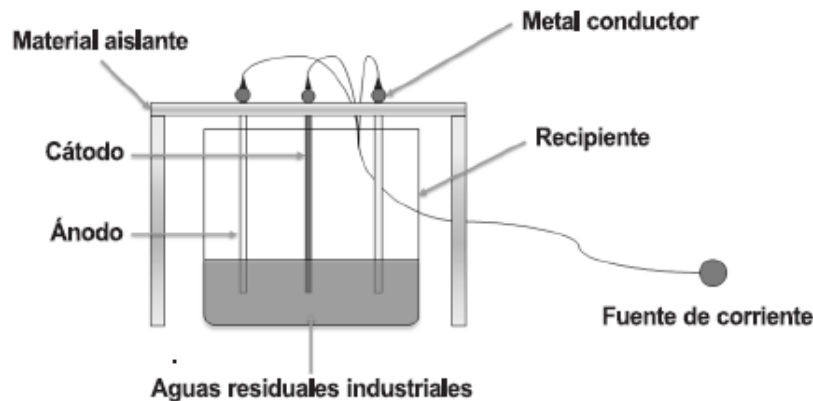


Figura 1. Sistema de electrocoagulación

Aunque la electrocoagulación no es una tecnología nueva, ha sido estudiada con fines académicos para lograr un impacto positivo en el sector de la galvanotecnia del País; sin embargo, no se ha logrado que esta propuesta tenga un auge en el sector industrial. Sin embargo, ha logrado alcanzar un aprovechamiento comercial importante en el tratamiento puntual de algunos contaminantes y se ha ubicado como una técnica de mayores ventajas comparativas con respecto a las tecnologías tradicionales de tratamiento [6] y [9].

1. METODOLOGÍA

1.1. DISEÑO DEL PROTOTIPO

El prototipo que existe en la Universidad, está construido en acrílico y consta de un conjunto de tres placas metálicas, dispuestas en forma vertical, dos de hierro y una de cobre. La placa de cobre tiene una polaridad negativa (cátodo), y las dos de hierro una polaridad positiva (ánodos), que cumplen la función de electrodos en paralelo dentro de la celda electrolítica (figura 1), cuyas dimensiones son de 10 cm x 17.6 cm, con capacidad para unos 8 L de aguas residuales galvánicas en una única zona de operación.

Las deficiencias generadas por este diseño, estuvieron relacionadas con el control de factores como: dimensiones de las placas, 10 cm x 17.6 cm y espesor de 5 mm, no benefició una rápida producción de flocs en relación con el tiempo; distancia entre electrodos 3 cm, que al ser una distancia corta para las dimensiones de las placas, influyó en la disminución de la densidad de corriente; pH, rango 1.52 – 2.73, al estar muy por debajo de los valores de pH referenciados [7], [9] (rango de pH entre 5 - 6), hace que la reacción dada en la celda no se dé fácilmente y no se dé en un su máximo rendimiento de producto; conductividad, rango 0.2 – 0.6 mS/m, muestra que en el transcurso de la

reacción no se está permitiendo el paso de la corriente, y temperatura, rango 37.5 – 39 °C, que baja con respecto de la energía que debería liberarse en este tipo de reacciones, la cual está en un rango de 50-60 °C. Todos estos factores, según la literatura [6], [10], [11], [12], [13], presentaban valores muy por debajo para sistemas de electrocoagulación aplicados en aguas residuales. Por esta razón se mejoró el diseño del prototipo: mayor distancia entre placas (paso de 3 cm a 6 cm entre ellas), menor tamaño de placas (de 10 cm x 17.6 cm y 5 mm de espesor se paso a 3.725 cm x 9.91 cm de largo y 3 mm de espesor), material (de hierro (ánodo) y cobre (cátodo) se pasó a cobre (cátodo) y aluminio (ánodo)), y la capacidad del prototipo pasó de 8L a 10L (figura 2).

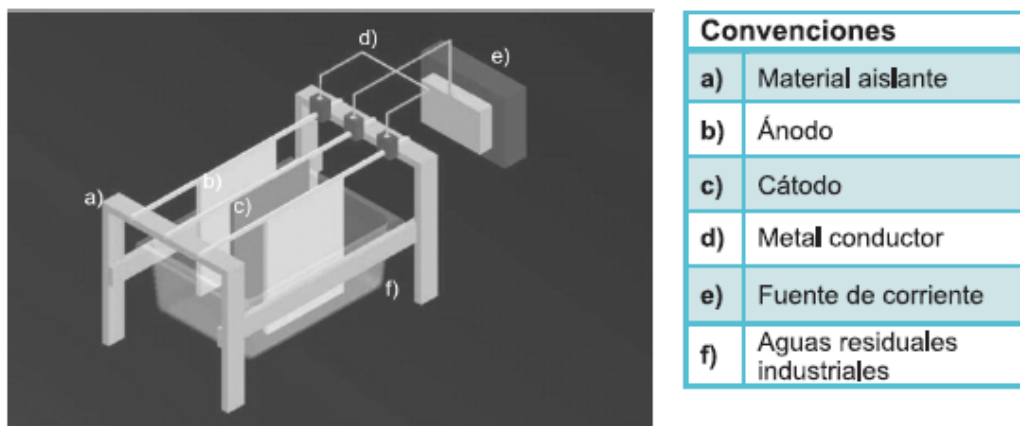


Figura 2. Prototipo de celda de electrocoagulación

Se siguió con el principio de un reactor tipo bach por ser más sencillo y de menor costo, bajo un tratamiento específico para aguas residuales determinadas, con el proceso de electrocoagulación – flotación y así aprovechar la producción de burbujas en la separación del contaminante, por medio de flocs. Se conectó a una fuente de voltaje (de 50 a 60dc), con corriente directa (de 3A). La polaridad de las placas se ajustó al colocarlas en contacto con los cables positivo (+) o negativo (-), y quedó la placa de cobre con polaridad negativa.

1.2. CARACTERIZACIÓN

Con el fin de optimizar y evaluar el sistema, se visitaron las instalaciones de la empresa Compañía Eléctrica Ltda., en donde se recolectaron 10L de agua (figura 3), proveniente de la actividad denominada “Enjuague 2” (tabla 1), aguas dispuestas para ser descargadas en el alcantarillado; con esta muestra se realizaron los diferentes ensayos y caracterizaciones. Antes de iniciar la electrocoagulación, se encontró que el pH oscilaba entre 0-1 con papel indicador universal y 1.40 con el pHmetro Schott Duran calibrado en el rango de buffers 4.0 y 7.0; la conductividad era de 26.4mS/m, la

temperatura de 18.2oC y el voltaje inicial de 31.8Vdc, este valor debido a la conversión de corriente alterna a directa sin regularlo.

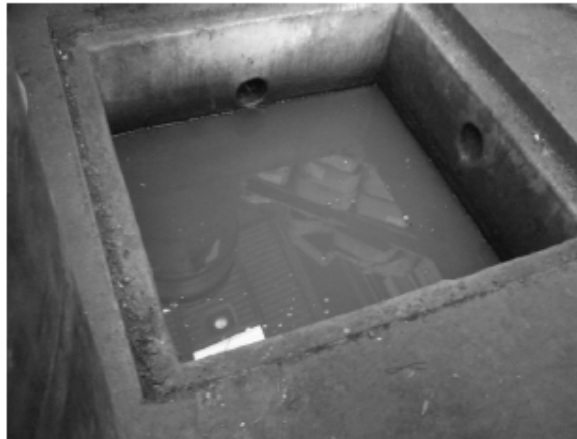


Figura 3. Caja de paso, aguas procedentes de Enjuague 2

En el transcurso del tratamiento, se mantuvo constante el voltaje en 31.8Vdc, pero la conductividad disminuyó hasta 19.4mS/m; el amperaje fue variable entre 0.27 y 2.40A, relacionado con la densidad de corriente y la distancia entre placas; la temperatura como era de esperar, cambió y aumentó hasta 48.5 oC en promedio, y fue más alta la temperatura cerca de los ánodos. Al final del proceso, el pH fue de 3-4 con papel indicador universal y 3.78 con pHmetro.

La figura 4 corresponde a los mejores valores de operación dados durante el tratamiento a un volumen determinado de aguas residuales de tipo galvánico:

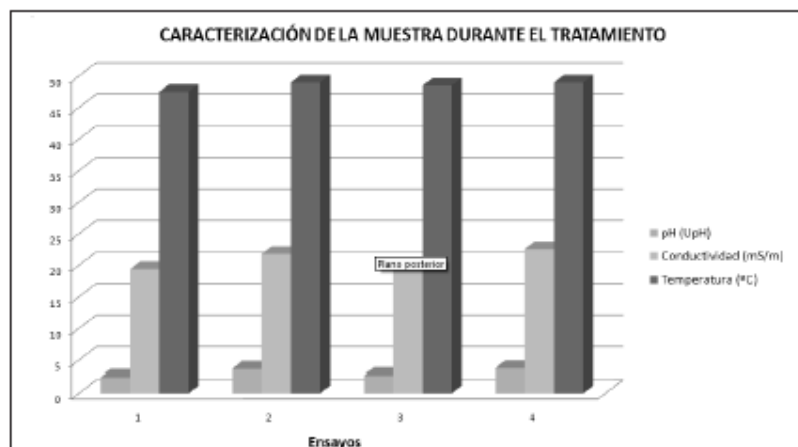


Figura 4. Gráfica de variables pH, conductividad y temperatura durante los ensayos.

La caracterización de los diferentes parámetros químicos del sistema se realizó según los métodos de absorción atómica de llama (referencia SM 3111) y colorimétrico (referencia SM 3500). La figura 5, muestra los parámetros químicos determinados al afluente y efluente, así como sus correspondientes porcentajes de remoción.

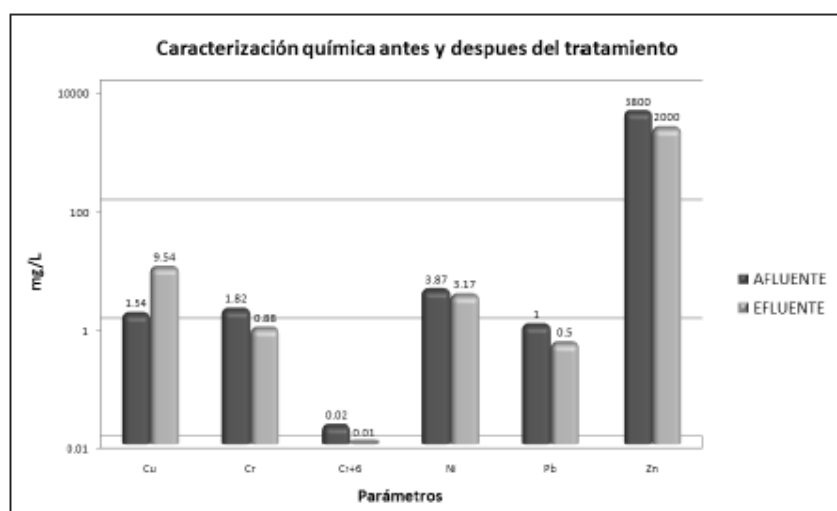


Figura 5. Caracterización del agua residual galvánica antes y después del tratamiento

2. ANÁLISIS DE RESULTADOS

Los contaminantes analizados durante el estudio son reconocidos principalmente por tener un impacto negativo sobre los cuerpos de agua, las aguas residuales terminan en muchas ocasiones, en el sistema de alcantarillado de la ciudad de Bogotá, sin mayor tratamiento sobre la recolección de metales presentes en las mismas. Según el equipo profesional de Propel Fundes Colombia [1], algunos de los principales compuestos disueltos que se deben controlar son: cromo hexavalente, estaño bivalente, iones de paladio, cobre, níquel, plata, sodio y potasio, y algunos compuestos orgánicos reductores como formaldehído y azúcares.

Una de las aplicaciones más conocidas y populares de la electrocoagulación, ha sido el tratamiento de aguas residuales de la industria de galvanoplastia y electroplateado metálico [14], [15] y [16], proceso que busca remover la carga de metales solubles en las descargas de una industria por demás contaminante [17]. En este caso, se obtuvo una remoción en Cr del 51.65%, en Cr⁺⁶ no hay un porcentaje definido y sin embargo, los valores arrojados en estos dos parámetros están por debajo de los estándares establecidos en materia de vertimientos (*Res. No 1074 28 Oct. 1997* [18]), Ni del 18.09%, Pb del 50%, Zn del 47.37%, los cuales a pesar de la remoción producida, tienen valores

superiores al estipulado en esta normativa. El Cu tuvo un aumento del 519.48%, lo cual se presentó porque al hacer ensayos de polaridad en la celda electrolítica, la placa de cobre invirtió su polaridad y por lo tanto la concentración de este metal aumentó en el agua residual; este resultado no invalida la prueba, pero implica tener en cuenta, un material diferente en próximos ensayos.

Según Holt et al [6], para este tipo de aguas, se puede tolerar un pH entre 5 - 6 y una conductividad de 1.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Evidentemente, el vertimiento de agua residual de la empresa *Compañía Eléctrica Ltda.*, usada en este estudio de electrocoagulación, no está dentro de las condiciones óptimas, ya que inicialmente presentó una conductividad de 26.4mS/m que bajó hasta 19.4mS/m y un pH de 3.78, como se mencionó anteriormente.

Haber producido una eficiencia de remoción en los porcentajes reportados, determinó que la disminución de su carga contaminante en las fuentes hídricas próximas, es posible, promoviendo erradicar o disminuir hasta el estándar establecido [18], según la técnica de electrocoagulación, pues se pudo determinar que es un método eficaz para remover la clase de contaminantes usados como parámetro de medición, y, como tecnología emergente, para el tratamiento de aguas residuales procedentes de la industria galvánica.

Este sistema tiene una gran desventaja con respecto de otros tratamientos convencionales de depuración de aguas residuales, ya que no tiene una alta optimización de la tecnología y los estudios son reducidos; además, no hay un diseño unificado y no hay validación de los métodos.

Debido a que las aguas tratadas por el método mostrado no tienen fines de uso biológico, no se hace necesario identificar en las mismas, los parámetros tales como COT o DQO. Pero se debe realizar un tratamiento adicional para eliminar contaminantes orgánicos y microbiológicos en caso de darle un uso diferente a los de los procesos galvánicos para estas aguas residuales recuperadas.

3. CONCLUSIONES

De las aguas estudiadas se removió Cr, Cr^{6+} , Ni, Pb y Zn en un 51.65, 18.09, 50 y 47.37 %, respectivamente, lo cual deduce afinidad electrónica dentro del proceso.

Por medio de la caracterización química de los diferentes parámetros, se determinó que el mejoramiento al diseño del sistema de tratamiento para aguas residuales de origen galvánico, a pesar de no estar dentro de los valores óptimos según lo expresan Restrepo et al [7], en cuanto a las variables pH, conductividad y temperatura, promovió la remoción

de diferentes especies químicas, no sólo cromo, lo cual evidencia la capacidad de la electrocoagulación como removedor de metales pesados en aguas hídricas.

La calidad y eficiencia del proceso, determinó que el sistema de tratamiento está en un lapso de obtener un efluente más apropiado para fines de reuso dentro de la misma empresa, debido a que los procesos de galvanizado requieren de grandes cantidades de agua en los pasos de lavado y enjuagado.

La literatura no revela algún avance sistemático en el diseño y operación de los reactores para la electrocoagulación, y no hay algún diseño predominante usado hasta el momento. Este estudio experimental creó un diseño que demostró su aplicabilidad en el tratamiento de aguas residuales.

Únicamente, los parámetros Cr y Cr⁶⁺ cumplen con la normativa para estándares ambientales en materia de vertimientos [18].

Teniendo en cuenta que el valor en el mercado de las placas empleadas para los ensayos, oscilan entre US. 2 – 4, para una muestra de 10L, se puede considerar que los costos de manufactura de las celdas electrolíticas son bajos, de acuerdo con los trabajos realizados en el prototipo UMNG, y proporcionan incentivos para realizar una investigación a mayor escala por el gremio de la industria galvánica y por la academia; además, es una técnica que proporciona ventajas respecto de las tecnologías tradicionales de tratamiento.

Es necesario continuar con los estudios propuestos en esta línea de investigación para consolidar procesos y variables, necesarios para optimizar la técnica de electrocoagulación como tratamiento de vertimientos líquidos, no sólo de la industria galvánica, sino de otras industrias que generen metales y otras sustancias disueltas para ser recuperadas o para liberar los cuerpos de agua, de estos contaminantes.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] Equipo profesional de Propel Fundes Colombia. (2001). Guía de Buenas Prácticas para el Sector Galvanotécnica. Bogotá, D.C. Ministerio del Medio Ambiente y Fundes Colombia.
- [2] Compañía Eléctrica Ltda. (2010). Galvanización en caliente. Página consultada el 23 de marzo de 2010. En: <http://www.companiaelectrica.com/paginas/galvanizado.1.html>
- [3] Mollah M., Schennach R., Parga J. y Cocke D. (2001) Electrocoagulation (EC) – Science and applications; En: Journal of hazardous materials, Vol.84 N°1, pp. 29-41.

- [4] Galco S.A. (2010). Soluciones con ingeniería. Página consultada el 8 de abril de 2010. En: <http://www.galcosa.com/lineas.html>
- [5] Rajeshwar K. y Ibáñez J., (1997). Environmental electrochemistry: Fundamentals and Applications in Pollution Abatement. San Diego, California: Academic Press Limited, 410p.
- [6] Holt P., Barton G. y Mitchell C. (2005) The future for electrocoagulation as a localised water treatment technology; En: Chemosphere, Vol. 59 N°3, pp. 355-367.
- [7] Restrepo A., Arango Á. y Garcés L. (2006) La Electrocoagulación: retos y oportunidades en el tratamiento de aguas; En: Producción + limpia, Vol.1 N°2, pp.58-77.
- [8] Stephenson R. y Tennant B. (2003) New electrocoagulation process treats emulsified oily wastewater at Vancouver Shipyards; En: Environmental Science & Engineering Magazine. Disponible en: <http://www.esemag.com/0103/electro.html>
- [9] Aristizábal A y Bermúdez M. (2007) Estudio de la factibilidad de un sistema de electrocoagulación para tratamiento de aguas procedentes de lavanderías industriales con fines de reuso; Medellín. Trabajo de Grado (Ingeniero Químico). Universidad Pontificia Bolivariana; Facultad de Ingeniería.
- [10] Chen, G. (2004) Electrochemical technologies in wastewater treatment; En: Separation and Purification Technology, Vol.38 N°1, pp.11–41. Mercado, I.,
- [11] Adhoum, N. y and Monser, L. (2004) Decolourization and removal of phenolic compounds from olive mill wastewater by electrocoagulation; En: Chemical Engineering and Processing, Vol.43 N°10, pp.1281-1287.
- [12] Bayramoglu M., Mehmet K., Orhan T. y Mustafa S. (2004) Operating cost analysis of electrocoagulation of textile dye wastewater. En: Separation and Purification Technology, Vol.37 N°2, pp.117–125.
- [13] Kumar P., Chaudhari S., Khilar K. y Mahajan S. (2004) Removal of arsenic from water by electrocoagulation; En: Chemosphere, Vol.55 N°9, pp.1245–1252.
- [14] Holt P., Barton G. y Mitchell C. (1999) Electrocoagulation as a Wastewater Treatment; En: ANNUAL AUSTRALIAN ENVIRONMENTAL ENGINEERING RESEARCH. Proceedings The Third Annual Australian Environmental Engineering Research Event. Castlemaine, Victoria.

- [15] Mercado I., Reyes D. y Morante G. (2006) La electroquímica en función de la ingeniería ambiental. Método de electrocoagulación aplicado a un flujo continuo de residuos líquidos. En: Residuos. Año N°16 N°94, pp. 62-65.
- [16] Chen L. y Sheng L. (2004) Treatment of chemical mechanical polishing wastewater by electrocoagulation: system performances and sludge settling characteristics. En: Chemosphere, Vol.54 N°3, pp. 235–242.
- [17] Adhoum N. (2004) Treatment of electroplating wastewater containing Cu²⁺, Zn²⁺ and Cr(VI) by electrocoagulation. En: Journal of Hazardous Materials, Vol.112 N°3, pp.207-213.
- [18] DEPARTAMENTO TÉCNICO ADMINISTRATIVO DEL MEDIO AMBIENTE, DAMA. (1997). Resolución N° 1074 28 de Octubre de 1997. Bogotá, D.C.
- [19] Jiang J. (2002) Laboratory study of electro-coagulation–flotation for water treatment. En: Water Research, Vol.36 N°16, pp.4064– 4078.