



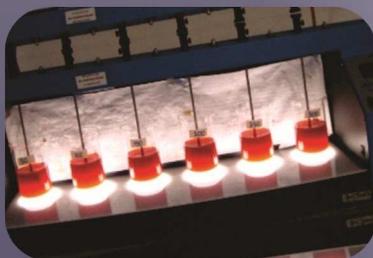
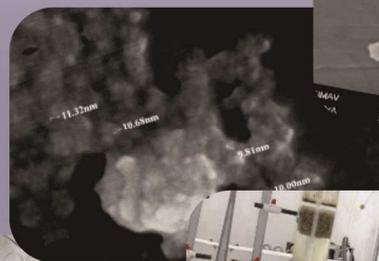
Aplicaciones en

Bioingeniería

Ambiental

SIBA, el ambiente de discusión y de intercambio de conocimiento entre expertos, profesores y estudiantes, en el área de procesos aplicados en la ingeniería Ambiental.

- Metodologías Innovadoras aplicadas a Bioprocesos
- Tratamiento de Residuos
- Tecnologías Anaerobias y Aerobias
- Energía
- Bioprocesos
- Nanotecnología
- Bioremediación
- Biotecnología
- Tratamiento de Agua



Cuerpo Académico "Gestión Ambiental"

Arodí Bernal Martínez
Germán Cuevas Rodríguez
Sergio Antonio Silva Muñoz
Elcia Margareth Souza Brito

Departamento de Ingeniería Civil
División de Ingenierías
Campus Guanajuato



“APLICACIONES EN BIOINGENIERÍA AMBIENTAL”

ISBN: 978-607-441-276-5



9 786074 412765

DR. © 2013 Universidad de Guanajuato

Memorias del Primer Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental,
organizado por el Cuerpo Académico de Gestión Ambiental
Guanajuato, Guanajuato, México
4 al 6 de Septiembre del 2013

“APLICACIONES EN BIOINGENIERÍA AMBIENTAL”
Primera edición 2013

D.R. © 2013, Universidad de Guanajuato
Lascuráin de Retana 5, Zona Centro
Guanajuato, Gto., C.P. 36000

Edición: Cuerpo Académico “Gestión Ambiental”
Arodí Bernal Martínez
Germán Cuevas Rodríguez
Sergio Antonio Silva Muñoz
Elcia Margareth Souza Brito

ISBN: 978-607-441-276-5

PREFACIO

A nombre del Comité Organizador del Primer Simposio Internacional de Bioingeniería Ambiental (SIBA), les damos la más cordial bienvenida. Es un honor para la Universidad de Guanajuato y el Cuerpo Académico de Gestión Ambiental del Departamento de Ingeniería Civil de la División de Ingenierías, Campus Guanajuato. El propósito de este evento fue crear un ambiente de discusión e intercambio de conocimientos entre expertos, investigadores y estudiantes, en el área de la aplicación de los procesos aplicados a la Ingeniería Ambiental, con la finalidad de la búsqueda de nuevas tecnologías para lograr un medio ambiente sustentable, además de ampliar la participación de los estudiantes. Durante el SIBA se presentaron diversas conferencias magistrales, exposiciones orales de invitados expertos en temas ambientales, y contribuciones de los participantes en secciones orales y en posters. Fueron abordados temas actuales de gran importancia sobre la bioingeniería, tales como: tecnologías aerobias y anaerobias, residuos sólidos y peligrosos, nanotecnología, biotecnología y oxidaciones avanzadas.

La Universidad de Guanajuato se encuentra interesado en la búsqueda de mejores alternativas del cuidado ambiental, actualmente este tema está incorporado en sus procesos académicos y administrativos, encontrando posibles soluciones de esta problemática y contribuye en la construcción del desarrollo sustentable del estado de Guanajuato y del País.

ATENTAMENTE

Comité Organizador
SIBA 2013

COMITÉ TÉCNICO CIENTÍFICO

Dra. Arodí Bernal Martínez
Dr. Luis Elías Chávez Valencia
Dr. Germán Cuevas Rodríguez
Dr. Sergio Antonio Silva Muñoz
Dra. Elcia Margareth Souza Brito



UNIVERSIDAD DE GUANAJUATO

y

El Cuerpo Académico “Gestión Ambiental”

4, 5 y 6 de Septiembre de 2013



COMITÉ ORGANIZADOR

Dra. Arodí Bernal Martínez
Dr. Germán Cuevas Rodríguez
Dr. Sergio Antonio Silva Muñoz
Dra. Elcia Margareth Souza Brito

INSTITUCIONES PARTICIPANTES

Centro de Investigaciones Científicas de Yucatán (CICY)
Centro de Investigaciones en Materiales Avanzados (CIMAV-Chihuahua)
Instituto Politécnico Nacional-CIIDIR
Instituto de Ingeniería, UNAM
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
Instituto Tecnológico de Morelia
Instituto Tecnológico de Toluca
Universidad Autónoma Benemérita de Puebla
Universidad de Guadalajara
Universidad de Guanajuato
Universidad Tecnológico de León
Universidad Veracruzana

ÍNDICE

COTTON DYEING WITH COCHINEAL AND THE TREATMENT OF EFFLUENT EMANATED

Gabriela Arroyo Figueroa¹, Rafael A. Veloz García², Carlos H. Herrera Méndez³, Arodi Bernal Martínez⁴, Germán Cuevas Rodríguez⁵ 1

ACANTHAMOEBA CASTELLANII A CHALLENGE FOR ENVIRONMENTAL BIOTECHNOLOGY

Myrna Sabanero¹, Lérica L. Flores¹, Karla Soto¹, Angélica Hernández², Teodoro Cordova² 5

ADSORPTION OF RED 5 AND YELLOW 6 DYES BY UNTREATED AND IRON MODIFIED BENTONITE

Contreras Olivares N.¹, Díaz Nava M.C.²✉, Solache Ríos M.³ 9

REACTOR BIOLÓGICO CON MEMBRANAS HÍBRIDO (RBM-H) PARA LA REMOCIÓN DE MACRONUTRIENTES PRESENTES EN AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA

Pabel Cervantes-Avilés✉, Esaú León Rodríguez, Arodí Bernal-Martínez, Germán Cuevas-Rodríguez..... 13

DEGRADATION OF ALIZARINE YELLOW WITH HETEROGENEOUS PHOTO-FENTON PROCESS

J. C. González-Juarez¹, M.G. Macedo Miranda², M. T Olgún Guitierrez³, D. L. Santana Velasco⁴ 17

EFFECTO DE LA RELACIÓN C/N Y C/P SOBRE LA PRODUCCIÓN DE BIOHIDRÓGENO A PARTIR DE LA FERMENTACIÓN DE PAJA DE TRIGO EN REACTORES TIPO LOTE

G. Torres-Aguirre¹✉, A. Sánchez-Carmona², I. Valdez-Vazquez¹ 21

A RESILIENCE PROPOSAL FOR IRRIGATION MODULE “LA PURISIMA”

J. Ramón De Anda Ramírez¹, Verónica A. Páramo Frausto², Graciela M.L. Ruiz-Aguilar²✉, Vicente J. Álvarez Villafaña², Alvaro J. García Flores², Noe Saldaña Robles¹, Alejandro Veloz García³. 26

EMPLEO DE LOS LODOS GENERADOS EN UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA CIUDAD DE IRAPUATO PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

María Guadalupe Delgado Rodríguez¹✉, Graciela M.L. Ruiz Aguilar² 29

HOT-PRESSED BOARDS BASED ON RECYCLED HDPE-TETRAPACK MECHANICAL PROPERTIES AND FRACTURE BEHAVIOR

Lorena Eugenia Sánchez Cadena¹, Angel Romo Uribe², Zeferino Gamiño Arroyo³ ... 34

CULTURE OF WATER FOR ELEMENTARY SCHOOL CHILDREN	
Lourdes J. Juárez Montiel ¹ , Graciela M.L. Ruiz-Aguilar* ¹ , Sergio J. Alejo López ² , Vicente J. Álvarez Villafaña ¹ , Delfino Francia Pérez ¹ , Ricardo González Barbosa ¹ , Idania Valdéz Vázquez ¹	40
EVALUACIÓN DE LA REDUCCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE PROCEDENTE DE UN LIXIVIADO INDUSTRIAL EN SISTEMAS ANAEROBIOS DISCONTINUOS	
Alba América Moreno González ¹ , Germán Cuevas Rodríguez ² , Elcia Margareth Souza Brito ³ , Arodí Bernal Martínez ⁴	44
CHARACTERIZATION OF CHROMATE-TOLERANT FUNGAL STRAINS INDIGENOUS TO CHROMIUM FREE SOIL	
Pamela Romo-Rodríguez ¹ , MJ Aguilar-Casas ¹ , M Maldonado-Santoyo ² , JF Gutierrez- Corona ¹	49
REMOCIÓN DEL COLORANTE AZUL DIRECTO 71 DE SOLUCIONES ACUOSAS MEDIANTE ESFERAS DE ALGINATO DE CALCIO	
Selene I.Nava Rosales ¹ ✉, Ruth Alfaro-Cuevas-Villanueva ² , Raúl Cortés Martínez ³ ...	54
MECHANICAL PROPERTIES AND DURABILITY ASSESSMENT OF SUGAR CANE BAGASSE ASH CONCRETE	
Víctor Jiménez-Quero, Venustiano Ríos-Parada, Pedro Montes-García	61
DIAGNÓSTICO DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS: CD, CR, PB Y ZN PARA LOS DIFERENTES TIPOS DE SUELOS PHAEZEM, CHERNOZEM, FLUVISOL ,PLANOSOL Y VERTISOL EN LA CIUDAD DE LEÓN, GUANAJUATO	
Maricruz Robledo Muñoz ¹ , Ana P. Moreno Ramírez ² , Ulises A. Mares Hernández ³	65
USO DEL DESECHO DE FIBRA DE AGAVE TEQUILANA EN MATERIALES DE CONSTRUCCION	
Luis Elias Chávez Valencia ¹ ✉, Claudia Hernandez Barriga ¹ , Jose Carlos Alvarado Carrillo ¹ Eva Soraya Chavez Robledo ¹	69
SINTESIS DE NANOPARTICULAS DE CUO, SNO Y SU EFECTO TOXICO EN <i>E.</i> <i>COLI</i> ATCC 4157	
A.Chávez ¹ , F. Paraguay ² , F. Vasquez ³ , E. Orrantia, M.A. Luna ⁵	75
ESTUDIO FILOGENÉTICO DE CEPAS BACTERIANAS AISLADAS DE LAGO DE CRATERES “7 LUMINRIAS”	
Valerdi Negreros, Julio César ¹ ✉, Pacheco Cabañas, Rita Karen ² , Rivera Martínez, Laura Guadalupe ³ Rico Herrera, Mauricio ³ , Malm, Olaf ⁴ , Brito, Elcia Margareth Souza ³	80

DIAGNÓSTICO DE CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS CADMIO, CROMO, PLOMO Y ZINC EN DOS SITIOS DE MUESTREO DEL AIRE DE LA CIUDAD DE LEÓN, GUANAJUATO EN LA EPOCA DE PRIMAVERA-VERANO DURANTE EL PERIODO DE ABRIL-AGOSTO

Barajas Luna Asael Nicolás¹✉, Mares Hernández Ulises Antonio²,..... 88

REMOVAL OF CHLORAMPHENICOL FROM AQUEOUS SOLUTIONS BY ORGANOCLAY.

A.M.Velázquez Hernández¹✉, M. C. Díaz Nava², R. Cortés Martínez³ 92

TRATAMIENTO DE UN EFLUENTE TEXTIL POR MEDIO DE PROCESOS FISICOQUÍMICOS Y BIOLÓGICOS

Mónica J.M.Ramírez¹, Germán Cuevas-Rodríguez², Gabriela Arroyo-Figueroa³, Arodí Bernal-Martínez⁴ 96

PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA (POAS) APLICADOS A EFLUENTES DE ORIGEN FARMACEÚTICO

Hortensia del Carmen Arredondo Valdez¹ 100

BIOPROSPECCION DE BACTERIAS SULFATO REDUCTORAS DE UN SITIO GEOTÉRMICO, LOS AZUFRES

Gómez Marmolejo Jéssica Jazmín¹✉, Rico Mauricio¹, Souza Brito Elcia Margareth¹ 104

REMOCIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO PRESENTE EN AGUAS RESIDUALES DE UNA QUESERÍA EN UN REACTOR DISCONTINUO ANAEROBIO / AEROBIO

Lázaro Arellanes Nicolás, Germán Cuevas Rodríguez, Arodí Bernal Martínez, Elcia Margaret Souza Brito, Sergio Antonio Silva Muñoz 108

ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NITRÓGENO PRESENTE EN LOS LIXIVIADOS GENERADOS EN EL SITIO DE DISPOSICIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) EN UN REACTOR HÍBRIDO CON BIOMASA EN SUSPENSIÓN Y FIJA

María Fernanda Pérez Bernal¹, Arodí Bernal Martínez, Germán Cuevas Rodríguez..112

APLICACIÓN DE UN CONSORCIO BACTERIANO ANAEROBICO EN LA BÚSQUEDA DE LA BIORREMEDIACIÓN DEL CR(VI)

Liliana G. Hernández Espino¹, Elcia M. Souza Brito², German Cuevas-Rodriguez³ .117

COTTON DYEING WITH COCHINEAL AND THE TREATMENT OF EFFLUENT EMANATED

*Gabriela Arroyo Figueroa*¹, *Rafael A. Veloz García*², *Carlos H. Herrera Méndez*³, *Arodi Bernal Martínez*⁴, *Germán Cuevas Rodríguez*⁵

^{1,2,3} Universidad de Guanajuato, Departamento de Ingeniería Agroindustrial, Salvatierra, Gto. México, ¹gabiaf@yahoo.com.mx city,

^{4,5} Universidad de Guanajuato, Departamento de Ingeniería Civil, Guanajuato, Gto. México, ⁴bernarodi@gmail.com

ABSTRACT

The color in industrial effluents is rarely considered as a form of pollution despite the damage it causes. One way to solve this pollution problem is the replacement of synthetic dyes by natural ones. An optimal colorant to replace the synthetic dyes and that can be used industrially, is the carminic acid, which is obtained by the insect cochineal. Therefore, the purpose of this research work was implementing a technical process that could permeate the cotton fabric with the extract of cochineal. Another purpose, was discoloring the effluent emanated from the dyeing process. This was tried by means of the fungus *Trametes versicolor*. For the process of cotton dyeing with cochineal, the four most representative experiments were taken for analysis in the dyed fabric. For the experiment of effluent discoloration, were established treatments whose best three were selected. The treatment where water with glucose was used as a medium got a discoloration of 99.4 ± 0.04 %. It was possible to establish the laboratory conditions for the cotton dyeing with cochineal. It has also been shown that the fungus can be used for discoloration and degradation of the effluent in the process of dyeing with cochineal. This will help to develop strategies for the development of sustainable technologies.

Keywords: *Biotechnology, New methodologies, cochineal.*

RESUMEN

El color en los efluentes industriales pocas veces es considerado como una forma de contaminación a pesar de los daños que provoca. Una forma de resolver esto es mediante la sustitución de colorantes sintéticos por naturales. Un colorante óptimo para sustituir los colorantes sintéticos y ser usado de manera industrial, es el ácido carmínico, obtenido de secar hembras adultas del insecto grana cochinilla. Por lo que la finalidad de este trabajo fue implementar un proceso técnico, que permitiera impregnar la tela de algodón con el extracto grana cochinilla. Otro propósito, fue decolorar el efluente emanado del proceso de teñido, esto por medio del hongo *Trametes versicolor*. Para el proceso de teñido de algodón con grana cochinilla, se tomaron los cuatro más representativos para su análisis en la tela teñida. Para el experimento de decoloración del efluente de teñido, se seleccionaron los tres mejores tratamientos, obteniéndose una decoloración de 99.4 ± 0.04 %. Por lo que se logró establecer las condiciones de laboratorio para el teñido de algodón con grana cochinilla. Además se demostró que el hongo puede ser empleado para la decoloración y degradación del efluente del proceso de teñido con grana cochinilla. Lo que contribuirá a establecer estrategias para el desarrollo de tecnologías sustentables.

INTRODUCCION

El color en las aguas residuales de la industria textil es altamente visible y altera la estética natural del agua. Además de que se ve afectada la transparencia y la solubilidad del agua, el color en el agua impide el paso de la luz y el oxígeno, por lo tanto, desfavorece el desarrollo de microorganismos y su auto depuración o tratamiento biológico [1]. En base a la estructura química de los grupos cromóforos, los colorantes sintéticos pueden clasificarse en colorantes azo, antraquinona, trifenilmetano y heterocíclicos [2,3]. La mayoría de estos colorantes son mutagénicos y cancerígenos; y no son removidos completamente con métodos tradicionales de

tratamiento de aguas residuales [2]. El color en los efluentes textiles por lo tanto puede estar asociado a la presencia de grupos cromóforos. La norma oficial Mexicana **NOM-CCA-014-ECOL/1993**, NOM-001-SEMANART-1996, establecen los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a cuerpos receptores, provenientes de la industria textil. Por lo que una buena alternativa a esta problemática de contaminación es la sustitución de colorantes sintéticos usados en la industria textil, por colorantes naturales, además del respectivo tratamiento de efluentes para eliminar el color. En años recientes, se ha desarrollado una intensa investigación en la decoloración de efluentes. Se conoce que el empleo de hongos y de bacterias a través de sus enzimas pueden ayudar a reducir la cantidad del colorante [3,4]. Por lo que una buena alternativa es el uso de hongos ligninolíticos, los cuales se caracterizan por la capacidad de decoloración de efluentes, algunos estudios se han enfocado a la decoloración (acción y efecto de decolorar) de efluentes que contienen colorantes sintéticos del grupo azo [5]. Por lo que en el presente trabajo se buscó establecer las mejores condiciones de teñido de la tela de algodón con extracto de cochinilla, así como la realización de pruebas para decoloración del efluente emanado del proceso de teñido, por medio de un hongo ligninolítico.

METODOLOGIA

Teñido de la tela de algodón con extracto de cochinilla

Como primer paso se procedió a obtener el extracto de cochinilla, mediante la siguiente metodología: Se pesó la grana cochinilla con respecto al peso de la tela seca (25%) y se molió hasta obtener un polvo fino, el cual se maceró dejándolo reposar en agua por cada a 27 °C por 24 h. Se filtró la mezcla con ayuda de una bolsa de algodón. La bolsa que contenía la grana cochinilla molida, se introdujo nuevamente en el recipiente donde se encontraba la solución del filtrado, se llevó a ebullición durante 15 min. La bolsa se agregó nuevamente con el filtrado a un nuevo recipiente con 15 ml de agua por cada gramo de tela, se llevó a ebullición durante 15 min. Se repitió este proceso dos o más veces, hasta agotar el colorante. Los extractos obtenidos se mezclaron y se almacenaron para la etapa de teñido. Como segundo paso se utilizó el extracto de cochinilla para el teñido de la tela de algodón mediante la siguiente metodología: El extracto de cochinilla se ajustó a un volumen de 100 ml con agua destilada y se calentó. Cuando la temperatura alcanzó los 40 °C, se agregó la tela de algodón mordentada del proceso anterior. Se llevó a ebullición, moviendo constantemente la tela de arriba hacia abajo. Finalmente, se dejó enfriar la mezcla hasta 40 °C. Una vez que el color se adhirió a la tela de algodón, se lavó ésta con agua destilada hasta que no hubo desprendimiento de color. Posteriormente, se planchó y se colocó a la intemperie hasta que se secó por completo. La variable de respuesta fue el color, el cual se analizó mediante un colorímetro.

Decoloración del efluente emanado del teñido de algodón con extracto de cochinilla.

El efluente sin esterilizar se obtuvo de la etapa de teñido de algodón con grana cochinilla, en esta etapa la tela de algodón ya ha pasado por la etapa de lavado y pre-mordentado. Por lo que el efluente contiene trazas de jabón, mordiente y fibra de algodón. Se realizó el diseño experimental mostrado en la Tabla 1, de donde se obtuvieron una serie de ocho experimentos, a cada uno de los experimentos se agregó el 5 % del hongo homogenizado, para el tiempo inicial y para el tiempo final de 18 días.

Tabla 1. Diseño experimental para la decoloración del efluente de teñido de algodón en medio líquido, por el hongo ligninolítico *T. versicolor* CDBB-H-1051.

Variable	Niveles	
	Alto (+)	Bajo (-)
Medio Kirk	0	X
Glucosa	X	0
Hongo	X	0

0= Sin; X= Con

RESULTADOS Y DISCUSION

Teñido de la tela de algodón con extracto de cochinilla

Los resultados obtenidos en la evaluación del color de los diferentes experimentos de teñido en algodón con grana carmín, en función al área cromática CIELab, se muestran en la Tabla 2. Cada valor corresponde al promedio de la evaluación de tres puntos por medio del colorímetro, para tres replicas.

Tabla 2. Evaluación del color por medio del colorímetro de la tela teñida de la serie de experimentos.

No. Exp.	Evaluación del color de la serie de experimentos		
	L*	a*	b*
1	48.97±1.14	39.46±1.07	-3.94±0.23
2	55.81±1.02	33.95±1.07	-3.10±0.07
3	43.81±0.33	44.64±0.16	-4.03±0.55
4	55.02±2.15	35.80±2.61	-2.21±0.21

Decoloración del efluente emanado del teñido de algodón con extracto de cochinilla.

El tratamiento 8, que contenía agua, glucosa y hongo; presentó la mayor decoloración, por lo que se realizó la caracterización del efluente al inicio y al final de este tratamiento. Los resultados obtenidos de los parámetros fisicoquímicos se presentan en la Tabla 3.

Tabla 3. Caracterización del efluente de teñido de algodón con el extracto grana carmín, al inicio y al final del tratamiento 8 con *T. versicolor*.

Parámetros	Límites* (NOM-001-ECOL-1996)	Inicio (t= 0 días)	Final (t= 11 días)	% E
SST (mg/L)	40-200	750	150	80
SSV (mg/L)	-	520	120	76.92
SSF (mg/L)	-	230	30	86.96
CE (µS)	-	435±14	264±2	39.31
Color (ABS)**	-	1.39	0.01	99.40
pH	5-10	5.7	4.2	-
DQO _t (mg/L)	-	23350±397	20250±87	13.28
DQO _s (mg/L)	-	21350±737	19783±29	7.34
DBO (mg/L)	30-200			

*Limite permisible en contaminantes

**Dilución 1:2

%E, porcentaje de eliminación

CONCLUSIONES

Con este trabajo se logró un avance de la aplicación en el teñido de algodón con el colorante natural del extracto de la grana carmín. Por otro lado para la decoloración del efluente emanado del proceso de teñido, se observó que el hongo *T. versicolor*, eliminó el color. Esto permitirá proponer estrategias para la reducción de la contaminación de agua al desarrollar procesos sustentables aplicados a la industria textil y que son amigables con el medio ambiente.

AGRADECIMENTOS

El presente trabajo fue desarrollado con apoyo del CONACYT-Gobierno del Estado de Guanajuato, a través del proyecto "Aplicación del colorante grana del carmín en el sector textil" (GTO-04-C02-38).

REFERENCIAS

- [1] Kim *et al* (2002) Pilot scale treatment of textile wastewater by combined process (fluidized biofilm process-chemical coagulation-electrochemical oxidation). *Water Research*. 36:3979-3988.
- [2] Liu W *et al* (2004) Biodecolorization of azo, anthraquinonic and triphenylmethane dyes by white-rot fungi and a laccase-secreting engineered strain. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*. 31 (3)127-132.
- [3] Arora D. S., y Chander M. (2005) Decolourisation of diverse industrial dyes by some *Phlebia spp.* and their comparison with *Phanerochaete chrysosporium*. *Journal of Basic Microbiology*. 44, (5) 331-338.

- [4] Chander M. *et al* (2004) Biodecolourisation of some industrial dyes by white-rot. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*. 31(2) 94-97.
- [5] Zhao L. H. *et al* (2008) Decolorization of cotton pulp black liquor by *Pleurotus ostreatus* in bubble-column reactor. *Bull Environ Contam Toxicol*. 80: 44-48.

ACANTHAMOEBA CASTELLANII A CHALLENGE FOR ENVIRONMENTAL BIOTECHNOLOGY

*Myrna Sabanero*¹, *Lérida L. Flores*¹, *Karla Soto*¹, *Angélica Hernández*², *Teodoro Cordova*²

¹Departamento de Biología, DCNyE campus Guanajuato, Univ. Guanajuato, Gto. México
myrna.sabanero@gmail.com

²Departamento de Ingeniería Física, DCI campus León, Univ. de Guanajuato, León, México
theocordova@yahoo.com

ABSTRACT

El presente trabajo, explora la aplicación de ondas acústicas de ultrasonido, que puedan ofrecer un método efectivo y de innovación para eliminar al microorganismo patógeno *Acanthamoeba castellanii*, amiba de vida libre que causa encefalitis granulomatosa, lesiones en la piel y queratitis ocular en el humano. La amplia distribución de este microorganismo, en cualquier cuerpo de agua con una alta cantidad de material orgánico, así como parques acuáticos recreativos mal clorados, son un riesgo potencial de infección.

Keywords: Biotecnología, *A. castellanii*, agua, ambiente, prueba acústica

INTRODUCCION

El sonido es una onda mecánica que requiere de un medio material para propagarse. Cuando se desea la generación de una frecuencia en particular con una aplicación específica, estamos limitados, en general, a los diapasones que trabajan a una sola frecuencia o bien a un generador de frecuencias de costo significativo y aun no se tiene el estímulo acústico sobre el sujeto en estudio. Un vacío tecnológico que motivo esta innovación, es la limitación de los diapasones tradicionales comunes que solo trabajan a una sola frecuencia. La propuesta de innovación es una sonda acústica estimulador-receptor sónico, el cual, a la fecha se ha usado a frecuencias que van de 1 Hz a 400 kHz.

La innovación se centra en un dispositivo electromagnético, el cual es capaz de producir señales sinusoidales a la frecuencia que se requiera y puede ser en enteros o con decimales. Además, tiene la particularidad de tener el acabado que demande el sistema a estimular; dispositivo de estimulación acústico para líquidos en el rango de 300 a 400 kHz. Es decir, sirve para generar ondas sonoras en el interior de líquidos. Su funcionamiento está basado en la variación de la vibración de un sólido por medio de un campo magnético. Actualmente, este dispositivo está siendo probado por la respuesta natural a la frecuencia y cambios en la potencia, así como en determinar el efecto de frecuencias sonoras altas.

Los reportes de infecciones de microorganismos tales como, *Naegleria*, *Acanthamoeba*, *Balamuthia* y más recientemente *Sappinia* que infectan cuerpos de agua, se han incrementado de manera significativa [1]. Esto es debido probablemente a las variaciones climáticas que favorecen su desarrollo, y también al crecimiento poblacional, ya que de esta manera se invaden espacios donde normalmente se distribuyen este tipo de protozoarios. La infección es generalmente adquirida, posterior a la exposición a cuerpos de agua contaminados con el parásito como son: estanques, lagos, canales de riego, albercas mal cloradas; y desafortunadamente la mayoría de los casos culminan con la muerte de los individuos, esto entre el tercer y décimo día posteriores a la aparición de los primeros síntomas [2, 3].

Ensayos de supervivencia del parásito a concentraciones crecientes de cloro (5-50%), muestran que los trofozoítos presentan viabilidad aún al 40% de soluciones de cloro. Esto presenta un reto, para aplicar un método efectivo y erradicar al parásito. En este aspecto, la aplicación de ondas acústicas de ultrasonido pueden ofrecer un método efectivo y de innovación para eliminar al microorganismo. Experimentalmente, lo anterior se describe en el presente trabajo.

METODOLOGIA

Cultivo de microorganismos y aplicación de la sonda sónica. Los trofozoitos de *A. castellanii* fueron aislados de un paciente humano con queratitis por el Dr. Simon Kilvington (Public Health Laboratory, Bath, England), la cepa que se trabaja en este estudio fue donada por la Dra. Mineko Shibayama del Depto. de Patogénesis e Infectomica del CINVESTAV. Los trofozoitos (10^6 /ml) fueron cultivadas en medio de Chang [4] suplementado con 10% suero fetal bovino (SFB) y se incubaron a 30°C por 72h (Fig.1). En estos cultivos se aplico la sonda ultrasónica con 300 – 390 kHz por intervalo de 20min.

En las preparaciones expuestas a las ondas acústicas, se analizaron su fenotipo, perfil de proteínas por electroforesis [5] y la capacidad de crecimiento.

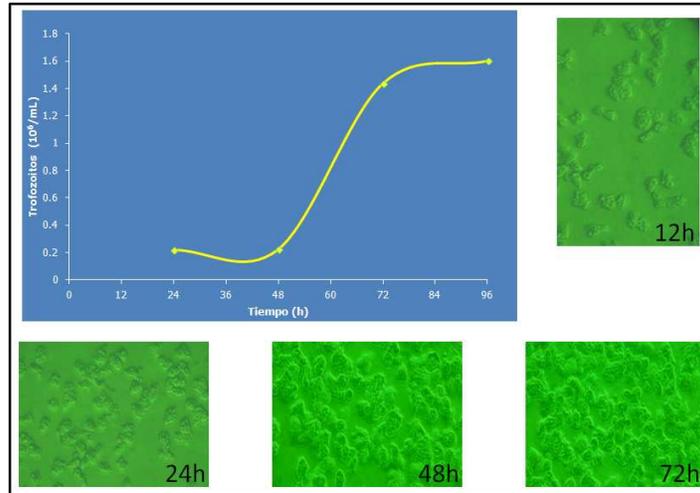


Figura 1. Cinética de crecimiento de *Acanthamoeba castellanii*

RESULTADOS Y DISCUSION

Experimentalmente la inducción de sondas sónicas, se logro con un dispositivo, diseñado y armado (Fig. 2), por el grupo del Dr. Teodoro Cordova Fraga del Dpto. de Ingeniería Física, UG. El dispositivo genera ondas sonoras con diferentes intensidades que se aplicaron de manera creciente (310, 350, 390 kHz) y continua sobre los trofozoitos de *A. castellanii*.

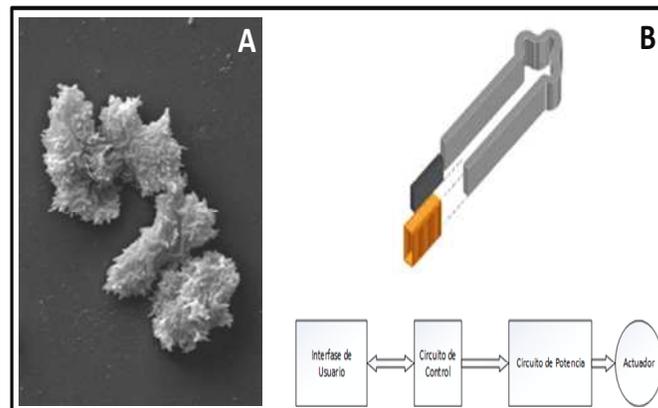


Figura 2. A. SEM de *A. castellanii* y B. Diagrama del dispositivo acústico estimulador-receptor sónico

Los resultados muestran que los cultivo se enturbian después de la exposición sugiriendo que materil particulado se ha generado (Fig. 3).

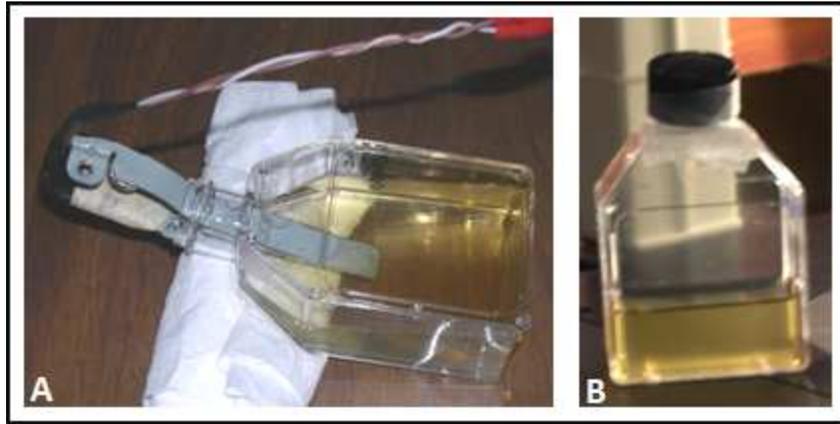


Figura 3. Trofozoitos de *A. castellanii* tratados con el dispositivo acústico estimulador-receptor sonico (A), se observa la turbidez del medio de cultivo al finalizar el tratamiento (B).

No obstante, el análisis microscópico de los trofozoitos muestra un gran número de trofozoitos desprendidos del sustrato y esto contribuye a la turbidez observada en el medio de cultivo e indica que la sonda afecta la adhesión. Morfológicamente, se observa alterado el fenotipo de los trofozoitos presentando vacuolización (Fig. 4B), con respecto a los controles (Fig. 4A), que no fueron expuestos a las ondas acusticas. La pregunta obligada será si el efecto de las ondas son reversibles, en estos ensayos se observo que adicionando nuevo medio de cultivo, se presenta reversibilidad del efecto, a las 24h, indicando que la sonda acustica no afecta en gran medida la viabilidad celular del parasito.

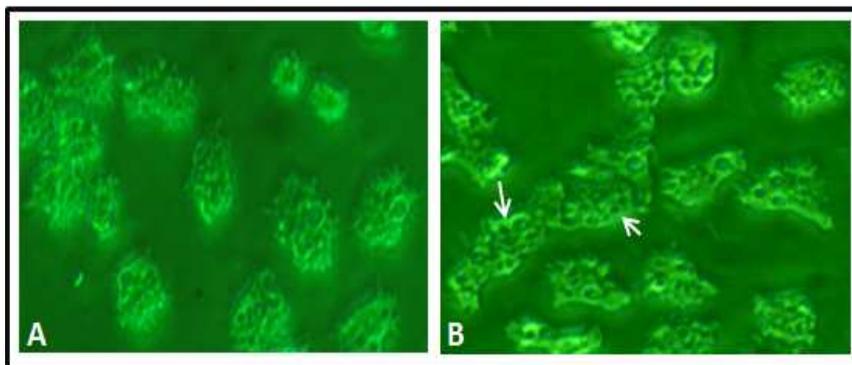


Figura 4. Fenotipo de los trofozoitos de *A. castellanii*. Se observa la vacuolización de los trofozoitos tratados con el dispositivo acústico (B, flechas), con respecto al control (A).

Finalmente, exploramos el daño a nivel de síntesis de proteínas, analizando el perfil de proteínas de los células (Fig. 5), los resultados indican cambios cuantitativos en las proteínas con $M_r < 180-70$ kD, en los trofozoitos expuestos a las sondas acusticas.

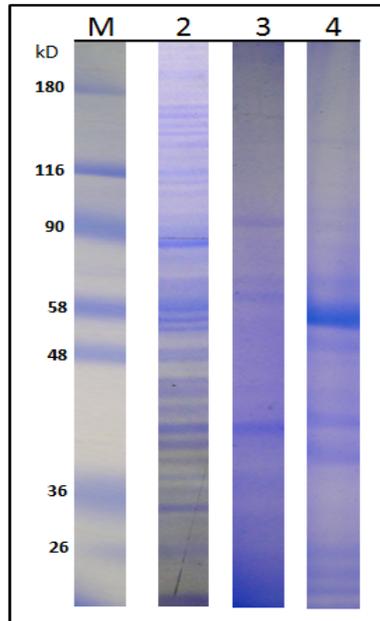


Figura 5. Perfil de proteínas de los trofozoitos de *A. castellanii*. Se muestran las proteínas totales de los trofozoitos: 1) control, 2) y 3) tratados con el dispositivo acústico, pastilla y sobrenadante respectivamente.

CONCLUSIONES

Se presenta el desarrollo y caracterización preliminar de una sonda acústica emisor-receptor sónico, sobre un microorganismo patógeno de humanos cuyo hábitat parques acuáticos recreativos mal clorados, son un riesgo potencial de infección. En este aspecto, los resultados preliminares indican que se afecta la adhesión y parcialmente, la síntesis de proteína. Se espera que la aplicación de ondas acústicas de ultrasonido ofrecerá un método efectivo y de innovación para eliminar al microorganismo patógeno.

REFERENCIAS

- [1] Visvesvara, G. S. *et al* (2007). Pathogenic and opportunistic free-living amoebae: *Acanthamoeba* spp., *Balamuthia mandrillaris*, *Naegleria fowleri*, and *Sappinia diploidea*. *FEMS Immunol Med Microbiol* 50, 1-26.
- [2] Lares-Villa, F. *et al* (1993). Five cases of primary amebic meningoencephalitis in Mexicali, Mexico: study of the isolates. *J Clin Microbiol* 31, 685-688.
- [3] Soto A.K. *et al* (2013) *A. castellanii*: an overview on biochemical and cellular basis regulating the adherence to the host. *Exp. Parasitology*, submit.
- [4] Chang SL. (1971) Small, free-living amoebae: cultivation, quantitation, identification, classification, pathogenesis, and resistance. *Curr Top Comp Pathobiol.* 1:201-254
- [5] Laemmli, UK. (1970) Cleavage of structural proteins during the assembly of the head of bacteriophage T4. *Nature.* 227

ADSORPTION OF RED 5 AND YELLOW 6 DYES BY UNTREATED AND IRON MODIFIED BENTONITE

Contreras Olivares N.¹, Díaz Nava M.C.², Solache Ríos M.³

¹Instituto Tecnológico de Toluca, Metepec Edo. Mex, México, norma7mx@yahoo.com.mx

²Instituto Tecnológico de Toluca, Metepec Edo. Mex, México, mdiazn@ittoluca.edu.mx

³Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares, Salazar, Edo.Mex., México, marcos.solache@nuclear.inin.mx

ABSTRACT

The dyes are widely used for coloring various consumer products, however large amounts of water are used during production processes, which are discharged directly into water bodies causing serious environmental problems such as eutrophication because it adsorbs and reflects sunlight entering the water, which interferes with the growth of bacteria, impedes photosynthesis process in aquatic plants and the balanced growth of microorganisms comprising aquatic biota. Although some discharges are treated by conventional methods, it is not sufficient because they contain considerable amounts of dyes, then alternative methods for the removal of dyes are investigated such as adsorption removal by porous materials like clays which may be modified to make them useful for the removal of different dyes with different chemical properties, this depends on the previous treatment given to the clay materials. The objective of this study is to evaluate the processes of sorption of red 5 and yellow 6 dyes by untreated and iron modified clay mineral in aqueous solutions in a batch system and to determine the kinetics of the sorption processes. In this work the results of the sorption kinetics of red 5 and yellow 6 dyes with untreated and iron modified clay are presented. The removal percentage achieved was 100% for yellow 6 and 96% for red 5, dyes by the iron modified clay, the results for both dyes were best adjusted to the model reported by Elovich, which indicates that the adsorption process has a high probability to be described as a chemisorption. There was not observed any removal of the dyes by the untreated clay in the experimental conditions.

RESUMEN

Los colorantes son ampliamente utilizados para dar color a diversos productos de consumo, sin embargo durante los procesos de producción se emplean grandes cantidades de agua que al final son vertidos directamente a los cuerpos de agua desencadenando serios problemas ambientales, como la eutrofización al evitar la penetración de la luz en los cuerpos de agua impidiendo el proceso de fotosíntesis y el crecimiento en equilibrio de los de microorganismos que conforman la biota acuática. Aunque en ocasiones las descargas son tratadas por métodos convencionales, no es suficiente pues aún contienen cantidades considerables de colorantes, por lo que se han buscado alternativas de eliminación como la adsorción con materiales porosos como las arcillas que por su naturaleza, se pueden modificar para lograr adsorber diferentes colorantes de diversa naturaleza química, esto depende del acondicionamiento previo que se le dé al material arcilloso. En este informe se presentan los resultados correspondientes a las cinéticas de sorción de los colorantes rojo 5 y amarillo 6 con la arcilla natural y la arcilla férrica. El porcentaje de remoción alcanzado para los coloreantes fue de 100% para amarillo 6 y 96% para el rojo 5 en la arcilla férrica, el modelo de Ho fue el que presenta el mejor ajuste con los datos de sorción obtenidos para ambos colorantes, lo que indican que el proceso de adsorción tiene una alta probabilidad de ser descrito como una quimisorción. No se observó remoción de los colorantes con la acilla natural.a las condiciones evaluadas.

INTRODUCCIÓN

Los colorantes son importantes por el efecto visual que le confieren a los alimentos, medicamentos, cosméticos, telas, ya que siempre son asociados a algún satisfactor emocional, por tal razón la producción de colorantes se ha incrementado [8]. Los colorantes presentan una alta persistencia en el ambiente, resistencia a la acción de agentes químicos y son poco degradables[1]. Las industrias textil y alimenticia utilizan grandes volúmenes de agua en sus procesos, por lo que generan grandes cantidades de agua residual con colorantes [6]. Se estima que se producen 700,000 toneladas al año de las cuales aproximadamente el 2% son desechados en sus descargas a los cuerpos de agua, desencadenando efectos nocivos para el medio ambiente [4].

Para reducir estos efectos, se han estudiado varios procesos de remoción de colorantes de las aguas residuales como los tratamientos físicos, químicos y biológicos entre los más conocidos están los tratamientos biológicos aerobios y anaerobios, precipitación química, adsorción sobre carbón activado fotocatalisis, ozonización, ósmosis inversa y la electrocoagulación [5, 3, 2]. En muchos de estos procesos se generan compuestos resultantes de la degradación que son más tóxicos que los colorantes mismos, mientras que otros procesos pueden ser demasiado costosos o inadecuados [3].

Las arcillas presentan características como una elevada área específica, capacidad de intercambio iónico y propiedades adsorbentes, por lo que presenta potencial para la remoción de colorantes en soluciones acuosas [7, 9].

Está reportado que al modificar algunos minerales arcillosos incrementan su capacidad de sorción, por tal motivo el objetivo general este trabajo es evaluar el proceso de sorción de los colorante rojo 5 y amarillo 6 en soluciones acuosas por una arcilla natural sin acondicionar y modificada con cloruro férrico, en un sistema en lote.

Por tal motivo el objetivo de este trabajo es evaluar la capacidad de sorción de los colorantes rojo 5 y amarillo 6 de un mineral arcilloso tipo bentonita sódica, antes y después de ser acondicionada con cloruro férrico, en un sistema en lote.

METODOLOGÍA

Se empleó un mineral arcilloso (tipo bentonita sódica) comercial de la empresa SÜD CHEMIE DE MÉXICO, SA DE CV., procedente de un yacimiento del centro-este de la República Mexicana. La arcilla natural se molió, tamizó a malla 100 y se acondicionó con una solución de cloruro férrico 0.01N en un sistema de reflujo por 2 periodos de 3 horas con solución fresca de cloruro férrico cada uno, después se lavó con agua destilada para eliminar cloruros. Los dos colorantes empleados son del tipo monoazo, de la marca Sensient Co, grado alimenticio.

Para los experimentos de la cinética de sorción se pusieron en contacto 100 mg de arcilla natural o férrica con 10 mL de solución acuosa de colorante (rojo 5 o amarillo 6) con una concentración inicial de 10 mg/L en un baño de agua con agitación y temperatura controlada (a 100 rpm y 20 °C).a diferentes tiempo de contacto: 15, 30 y 45 minutos además de 1, 2, 3, 5, 8, 12, 18, 24, 36, 48, 60 y 72 horas, después de los cuales las muestras se centrifugaron por 5 min a 4000 rpm, se separó el sobrenadante y se realizó la cuantificación de los colorantes, por espectroscopía UV-VIS. Para lo cual se preparará una curva de calibración para cada colorante con las siguientes concentraciones 1, 3, 5, 7, 9, 11, 13 y 15 mg/L.

Los resultados obtenidos de las cinéticas de sorción, se ajustaron a los modelos cinéticos Lagergren, Ho y Elovich.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el espectrofotómetro UV-VIS se leyeron los estándares para obtener la curva de calibración del colorante amarillo 6 a $\lambda_{m\acute{a}x} = 426$ nm y para el colorante rojo 5 a $\lambda_{m\acute{a}x} = 516$ nm, los coeficientes de determinación obtenidos para ambas curvas, fueron de $R^2 = 0.9998$ y $R^2 = 0.9999$,

respectivamente.

En la tabla 1 se presentan las cantidades de colorante removidas durante el experimento de la cinética con el material arcilloso modificado con hierro a 20 °C de 0.25 hasta 72 h, a partir de una solución de concentración inicial de 10 mg/L.

Tabla 1 Resultados para la cinéticas de los dos colorantes a 20 °C

t(h)	Colorante Amarillo 6		Colorante Rojo 5	
	20°Cq t	DS	20°Cq t	DS
0.25	0.200	0.030	0.2321	0.0181
0.5	0.215	0.047	0.2493	0.0437
0.75	0.196	0.047	0.3063	0.0712
1	0.242	0.007	0.2774	0.0121
2	0.290	0.010	0.3380	0.0318
3	0.368	0.041	0.4078	0.0273
5	0.345	0.021	0.4170	0.0553
8	0.509	0.024	0.4464	0.0018
12	0.445	0.033	0.4741	0.0609
18	0.628	0.011	0.5636	0.0240
24	0.731	0.003	0.5465	0.0207
36	0.901	0.016	0.7618	0.0120
48	0.865	0.048	0.7364	0.0046
60	0.960	0.039	0.7617	0.0071
72	1.007	0.002	0.9686	0.0049

Se observa que el máximo porcentaje de remoción alcanzado fue de 100% para amarillo 6 y 96% para rojo 5 a las 72 h, cuando se alcanza el equilibrio.

La velocidad del proceso de sorción para ambos colorantes en el material evaluado es muy rápida en los primeros tiempos, posteriormente el proceso se hace más lento lo que podría estar relacionado con la saturación de los sitios de contacto del material adsorbente.

La capacidad de sorción del material arcilloso se ve favorecida cuando el material es modificado con cloruro férrico ya que se observó que con la bentonita sódica (arcilla natural) no hay remoción de ninguno de los 2 colorantes a las condiciones evaluadas.

En la tabla 2 se presentan los parámetros obtenidos para los tres modelos cinéticos probados: Lagergren, Ho y Elovich.

Tabla 2. Parámetros cinéticos de sorción obtenidos para los dos colorantes a 20 °C

Colorante	MODELO								
	Lagergren			Ho			Elovich		
	K_L (h ⁻¹)	q_e (mg/g)	R^2	K_2 (g/mg h).	q_e (mg/g)	R^2	α (mg/g)	β (mg/g)	R^2
Rojo 5	68.18	0	0	0.58	0.74	0.8418	55.5	0.26	0.9328
Amarillo 6	68.59	0	0	0.12	1.03	0.9379	14.8	0.34	0.9455

El modelo de Elovich es el que presenta el mejor ajuste con los datos de sorción obtenidos para ambos colorantes, lo que indica que el proceso de adsorción tiene una alta probabilidad de ser descrito como una quimisorción en una superficie heterogénea.

CONCLUSIONES

La arcilla natural (bentonita sódica) sin acondicionar no remueve los colorantes rojo 5, ni amarillo 6 a la condición evaluada de 20 °C y 100 rpm. En las cinéticas de sorción realizadas para ambos colorantes el porcentaje de remoción, fue de alrededor de 100% para amarillo 6 y 96% para rojo 5 en la arcilla férrica (bentonita ferrica).

AGRADECIMENTOS

Proyecto DEPI/ITT 2013 “Zeolitas y Arcillas modificadas para la remoción de compuestos orgánicos, considerados como contaminantes del agua”. Al CONACYT registro 494191, por la beca otorgada para los estudios de maestría.

REFERENCIAS

- [1] Almeida C., *et al.*, (2009). Removal of methylene blue from colored effluents by adsorption on montmorillonite clay. *Journal of Colloid and interface Science*, 332 46-53
- [2] Álvarez M., *et al.*, (2011). Remoción de rojo básico de un efluente textil simulado: un caso de aplicación de la cascarilla de arroz. *Producción + Limpia*, 6 (1) 66-75.
- [3] Arango A., *et al.*, (2007). Remoción del colorante azoico amaranto de soluciones acuosas mediante electrocoagulación. *Revista Lasallista de investigación*, 6 (2) 31-38.
- [4] Arunachalam A., *et al.*, (2012). Studies on adsorptive removal of cationic dyes using a novel nonconventional activated carbon. *Advances in Applied Science Research*, 3 (3) 1220-1230
- [5] Belhachemi M., *et al* (2011). Comparative adsorption isotherms and modeling of methylene blue onto activated carbons. *Applied Water Science*, 1(3-4), 111–117.
- [6] Chamagore J., *et al.*, (2010) The removal of Dye from aqueous solution by Adsorption on Low Cost Adsorbents. *E- Journal of Chemistry*, 7(3), 1003-1007.
- [7] Hernández K., *et al.*, (2013) Removal of Brilliant Blue FCF from Aqueous Solutions Using an Unmodified and Iron-Modified Bentonite and the Thermodynamic Parameters of the Process. *Water Air Soil Pollut*, 224: 1562-1573.
- [8] San Andrés M., *et al* (2010). Alquimia pigmentos y colorantes históricos. *An Quimica*, 106(1), 58-65.
- [9] Salinas C., *et al.* 2012. Sorption and Desorption of Red 5 and Yellow 6 by a Fe-Zeolitic Tuff. *Water Air Soil Pollut*, 223(8), 59-68.

REACTOR BIOLÓGICO CON MEMBRANAS HÍBRIDO (RBM-H) PARA LA REMOCIÓN DE MACRONUTRIENTES PRESENTES EN AGUA RESIDUAL DOMÉSTICA

Pabel Cervantes-Avilés✉, Esaú León Rodríguez, Arodí Bernal-Martínez, Germán Cuevas-Rodríguez

Depto. de Ing. Civil, División de Ingenierías, Campus Gto., Universidad de Guanajuato
Av. Juárez 77, Guanajuato, Gto., C.P. 36000, MÉXICO. E-mail: pa.cervantesaviles@ugto.mx

ABSTRACT

In this research work was studied the application of a hybrid membrane bioreactor (MBR-H) at pilot scale for wastewater treatment. The experimental time was 180 days of continuous way. The membrane supply was a hollow fiber for microfiltration of PVDF and was maintained submerged into the MBR-H using two cycles of operation in the membrane. The MBR-H was constituted by biomass suspended and attached to a fixed packing media of organic composition, it was situated up of the reactor and the membrane was down the fixed bed. The novel configuration of the reactor permitted achieve percentages removal of 99% for COD and 97% for TN, while for phosphorous was 42%. The membrane performance showed that the permeability decrease from 141.45 ± 6.23 to 52.50 ± 2.35 $L/m^2 \cdot h \cdot bar$, and at the end of the experimentation the total resistance was $7.60 \times 10^{12} m^{-1}$. The technology of MBR-H using an organic packing media presented a better performance of the membrane filtration and higher removal of macronutrients than the conventional membrane bioreactor.

Keywords: Hybrid membrane bioreactor, wastewater, fouling.

RESUMEN

En el presente trabajo de investigación se estudió la aplicación de un reactor biológico con membranas híbrido (RBM-H) a escala piloto para el tratamiento de agua residual doméstica. La experimentación se realizó durante 180 días de manera continua. La membrana utilizada fue de la marca Porous Fibers™ de tipo fibra hueca hecha de fluoruro de polivinilideno y se mantuvo sumergida durante la experimentación, empleándose dos ciclos de operación de la membrana. El RBM-H estuvo compuesto por biomasa adherida a un medio de soporte fijo de origen orgánico y una zona donde estuvo sumergido el módulo de membranas de microfiltración. La novedosa configuración del reactor, permitió alcanzar altas remociones de Materia Orgánica y Nitrógeno, de 99% y 97% respectivamente, mientras que para Fósforo fue de 42%. Respecto al desempeño de la membrana, se observó una disminución en la permeabilidad pasando de 141.45 ± 6.23 a 52.50 ± 2.35 $L/m^2 \cdot h \cdot bar$ desde el inicio al fin de la experimentación. El módulo de membranas alcanzó un valor máximo de resistencia total a la filtración de $7.60 \times 10^{12} m^{-1}$. La tecnología de RBM-H empleando medios de soporte fijo, presentó un mejor desempeño de la membrana de microfiltración y mayores remociones que los RBM convencionales.

Palabras clave: Bioreactor con membranas híbrido, agua residual, colmatación.

INTRODUCCIÓN

Una de las tecnologías para el tratamiento de aguas residuales domésticas, que más ha crecido en los últimos años, son los reactores biológicos con membrana sumergida (RBM) [6]. Siendo el bioensuciamiento de las membranas el obstáculo más importante por el cual se dificulta la comercialización de los RBM. Esta obstrucción de poros de la membrana se conoce como colmatación y se puede dar por diversos mecanismos. Entre estos se encuentra principalmente la depositación de sustancias poliméricas extracelulares (EPS) y productos microbianos solubles (SMP), que provocan que aumente la presión transmembranal (PTM) y en algunos casos que disminuya el flux [7].

La tecnología de membranas se ha combinado con sistemas de biopelículas con el objeto de reducir la colmatación de los sistemas y han presentado múltiples variaciones, denominado a estos sistemas como RBM Híbridos (RBM-H). Los principales objetos de estudio que se han abordado en los RBM-H, han sido el efecto de introducir medios de soporte en la colmatación de la membrana, en la calidad del permeado y en la naturaleza de las sustancias colmatantes. Algunos autores han reportado desarrollos en los RBM de crecimiento híbrido, mostrando un comportamiento en la filtración de la membrana distinto al de un RBM

convencional debido a que las sustancias colmatantes son distinta. En cuanto a la remoción de macronutrientes esta ha sido diferente para nitrógeno y fósforo, comparado con un sistema convencional de membranas [2,13]. Relacionado con el crecimiento híbrido de la biomasa, se encuentra el empleo de un medio de soporte fijo o móvil para retener biomasa, alcanzar altos niveles de remoción de macronutrientes y mejorar las condiciones para una buena filtración [1,3].

Por lo anterior, la tecnología de RBM-H, requiere de más investigaciones que propongan alternativas distintas a las realizadas, variando sus principales elementos como la configuración del reactor, el tipo de medio de soporte para crecimiento de biopelícula, la tasa de aireación, tipo de membrana y las condiciones de operación para establecer una propuesta competitiva en el área de los RBM-H. El objetivo de esta investigación fue estudiar el efecto que genera el empleo de medios de soporte fijos en la remoción de macronutrientes (C, N y P) y desempeño del módulo de membranas de filtración en el RBM-H.

METODOLOGÍA

El experimento se desarrolló en un reactor cilíndrico de 15 L y poseía una cama filtrante no sumergida de 6.5 L compuesta por un medio orgánico (mezcla de trozos de madera de Acacia farnesiana y Schinus molle), con una superficie específica de 178.05 m²/m³. La membrana empleada era de fluoruro de polivinilideno (PVDF), fibra hueca y de microfiltración, con un poro de 0.4 μm. Fueron empleados dos ciclos de operación de la membrana, el primero duró los primeros 60 días y fue de 5 min de filtración, 10 seg de relajación y 18 seg de retrolavado; mientras que el segundo tomó los siguientes 120 días y fue de 10 min de filtración, 10 seg de relajación y 12 seg de retrolavado. El reactor fue alimentado con agua residual sintética con una relación C:N:P de 100:3:5 y fue tomada de experimentos realizados en el laboratorio. En la figura 1 se muestra la configuración del reactor y en la tabla 1 las condiciones de operación.

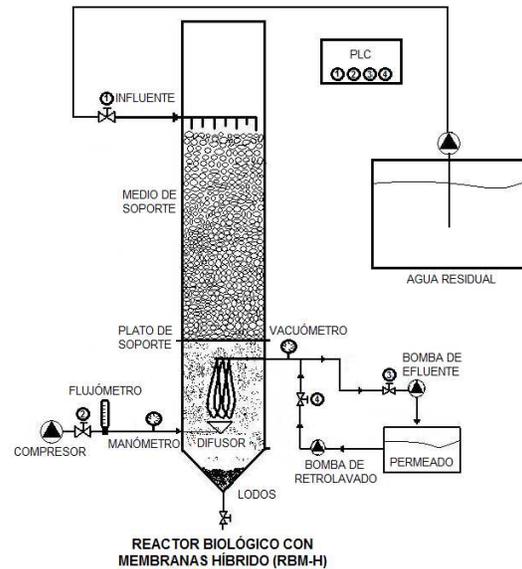


Figura 1. Configuración del reactor experimental.

Tabla 1. Condiciones generales de operación para el RBM-H durante la experimentación.

Parámetro	Unidades	RBM-H	Parámetro	Unidades	RBM-H
TRH	Días	2.68 a 3.37	SSTLM	(g/L)	0.18 a 2.52
Q _{ARS} (Agua Residual)	(L/d)	2.80 a 1.65	Oxígeno Disuelto	(mg/L)	3.12 ± 0.23
Aireación	m ³ /m ² ·h	16.8	pH	---	7.72 ± 0.37
TRS	Días	180	Temperatura	°C	19.49 ± 2.21
Intensidad en el Flujo de Retrolavado	L/ m ² ·h	250 (0-60 días) 490 (61-180 días)	Carga orgánica vol.	KgDQO/m ³ ·d	0.51±0.12

La evaluación del módulo de membranas de microfiltración se dio mediante el modelo de resistencias en serie [5]. Este modelo se aprecia en la ecuación 1, donde la resistencia hidráulica total (R_T) fue calculada a partir de la Ley de Darcy, como se muestra en la ecuación 2.

$$R_T = R_M + R_F(1)R_T = \frac{PTM}{J\mu_{20^\circ C}} \quad (2) \quad K (L/m^2 \cdot h \cdot bar) = \frac{flux (L/m^2 \cdot h)}{PTM (bar)} \quad (3)$$

R_T en la práctica representa la oposición que recibe el agua en tratamiento al ser filtrada. R_M es la resistencia intrínseca de la membrana (m⁻¹), mientras que R_F es la resistencia al taponamiento. En la ecuación 2, J es el flux (L/m²·h), PTM la presión transmembranal (bar), que es el resultado de la presión estática menos la presión dinámica a través de la membrana, y por último μ_{20°C}, que es la corrección por temperatura a 20°C de la viscosidad dinámica (bar·seg). En esta experimentación la permeabilidad (K) dada en L/m²·h·bar, (ecuación 3), fue un indicador de la colmatación de la membrana de filtración.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 2 se puede observar el comportamiento de la permeabilidad de la membrana. Esta pérdida en la permeabilidad se debió posiblemente a que se conjugaron dos factores para colmatarse la membrana: la baja presión estática y baja concentración de SSTLM. Ambos factores posiblemente tuvieron efecto en el cual se favoreció la incrustación de material particulado sobre la superficie y los poros de la membrana [6]. En el segundo ciclo la disminución de la permeabilidad fue más estable que en el primer ciclo, lo cual estuvo afectado por las condiciones de operación manejadas en el retrolavado. Los valores de permeabilidad detectados en el sistema al inicio de la operación fueron de 141.45 ± 6.23 el día 1 de operación y 52.50 ± 2.35 $L/m^2 \cdot h \cdot bar$ al final de la experimentación, esto representa una pérdida de K en un $62.88 \pm 1.81\%$.

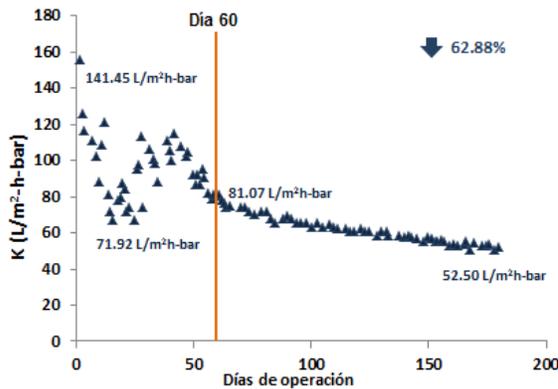


Figura 2. Determinación de la permeabilidad en el RBM-H.

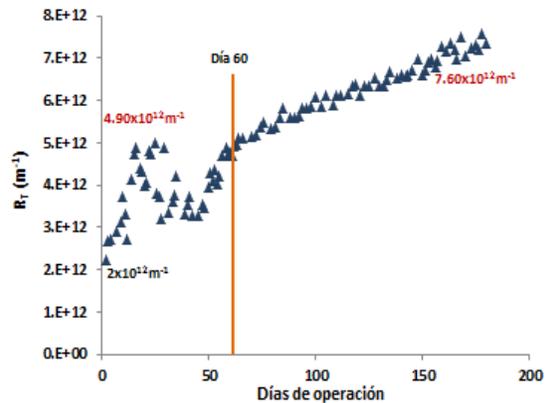


Figura 3. Comportamiento de la R_T en el RBM-H.

Respecto a la resistencia a la filtración observada en la figura 3, esta presentó un aumento considerable en los primeros días del primer periodo de operación. Esto posiblemente fue provocado por la baja concentración de SSTLM en el área de membrana en este periodo, lo cual impide la formación de una capa de biomasa dinámica en la superficie de la membrana, misma que previene de un bloqueo severo de los poros por parte de las partículas solubles orgánicas [6]. Conforme el tiempo de experimentación pasó, la biomasa suspendida fue desarrollándose y la R_T disminuyendo en el reactor hasta tener un comportamiento regular. Durante el segundo periodo de operación, el incremento de la R_T fue considerable, alcanzando un valor máximo de $7.60 \times 10^{12} m^{-1}$ al final de la experimentación. Este valor es inferior al rango que se reporta en [5] de 1.2 a $5.6 \times 10^{13} m^{-1}$, para RBM convencionales y membranas de microfiltración.

En cuanto a los macronutrientes, se observa en la figura 4A que la materia orgánica se removió satisfactoriamente en el RBM-H, debido a la elevada tasa de aireación, prolongado TRH y condiciones de operación.

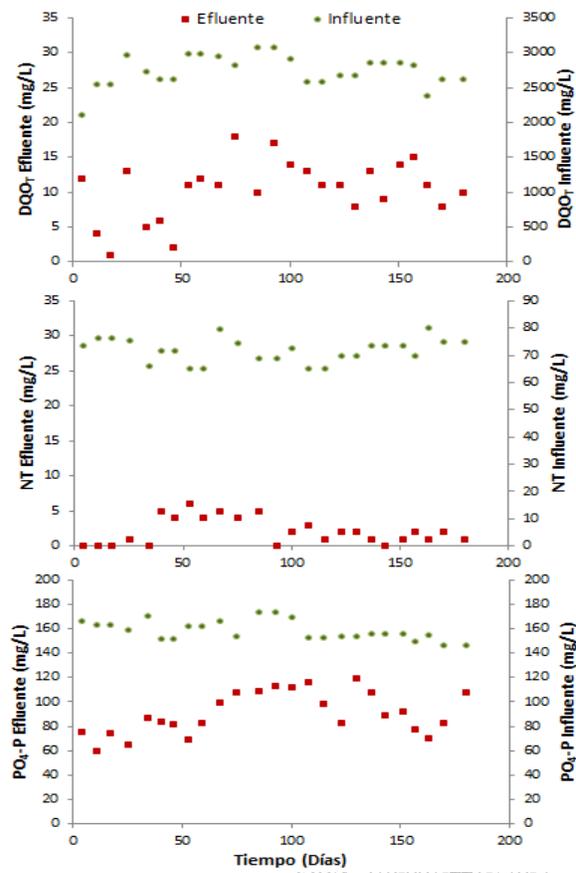


Figura 4. Comportamiento de la concentración de macronutrientes. A) DQO, B) NT y C) P-PO₄.

Con lo anterior, fueron detectadas concentraciones por debajo de 20 mg/L para DQO_T durante el periodo experimental. Este comportamiento es similar al de un RBM convencional [7] y es ya una característica muy marcada de esta tecnología. Por otro lado, la nitrificación y desnitrificación en el RBM-H se realizó adecuadamente, encontrándose valores por debajo de 5 mg/L de Nitrógeno total en el efluente, tal como se muestra en la figura 4B. La suficiente aireación favoreció el proceso de nitrificación, mientras que la desnitrificación que se dio por los microorganismos heterótrofos existentes dentro de las biopelículas y en los nichos anóxicos presentes en los medios de soporte [2,8]. Sin embargo, dado que el tipo de medio empleado es de origen orgánico, es posible que compuestos macromoleculares como los ácidos húmicos, fúlvicos y proteínas, se incrusten o logren pasar a través de la membrana de microfiltración [4].

Respecto al fósforo reactivo, este presentó una concentración promedio en el influente de 159.01 mg/L, mientras que la concentración promedio en el fue de 90.49 mg/L. Esta baja remoción se puede atribuir a la ausencia de bacterias acumuladoras de fósforo, por lo que el fósforo removido corresponde a las actividades metabólicas de los microorganismos ya que estos lo emplean como fuente energética y a una deposición de este compuesto dentro del reactor como estruvita.

CONCLUSIONES

La resistencia total a la filtración fue de $7.60 \times 10^{12} \text{ m}^{-1}$ y estuvo por debajo del rango reportado, lo que indica que la introducción de medios de soporte fijos en los RBM, disminuye la velocidad de colmatación de las membranas durante el tratamiento de las aguas residuales domésticas.

La permeabilidad al final de la experimentación decayó en un 63% ($52.50 \text{ L/m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{bar}$), denotando que el contacto de biomasa suspendida con la membrana, reduce la velocidad de incremento de la presión transmembranal en el módulo de membranas.

El reactor removió satisfactoriamente materia orgánica medida como DQO (99.62%) presentando concentraciones por debajo de los 20 mg/L en el permeado.

El sistema presentó una alta capacidad para nitrificar y desnitrificar al remover el 97.05% de NT y presentar concentraciones menores a 5 mg/L en el permeado.

Las condiciones de operación aplicadas en el sistema evaluado, no favorecieron la remoción biológica de fósforo.

La tecnología de RBM-H empleando medios de soporte fijo, presentó un mejor desempeño de la membrana de microfiltración y mayores remociones de macronutrientes presentes en agua residual doméstica, que los RBM convencionales.

AGRADECIMIENTOS

Al financiamiento otorgado en el proyecto SEP-CONACYT 103922., UNAM-IMTA-UGTO.

REFERENCIAS

- [1] Cuevas-Rodríguez G., "Prefermentación de agua residual doméstica en un reactor de mezcla completa, con biopelícula y membrana de microfiltración", Tesis Doctoral. Universidad de Cantabria, España, (2003).
- [2] Leiknes T., Odegaard H., "The development of a biofilm membrane bioreactor", *Desalination*, Vol. 202, p. 135-143, (2007).
- [3] Ngo H.H., Guo W.S., Vigneswaran S., Xing W., "Comparison of membrane bioreactor systems in wastewater treatment", *Desalination*, Vol. 231, p. 61-70, (2008).
- [4] Trejo-Vela N., Garzón-Zúñiga M., Sandoval-Villasana A.M., Estrada-Arriaga E.B., "Textile wastewater treatment in a MBR system combining trickling biofiltration with ultrafiltration", IWA 3rd Regional Conference in Membrane Technology, Buenos Aires, Argentina. (2012).
- [5] Van der Roest H.F., Lawrence D.P., Van Bentem A., "Membrane bioreactors for municipal wastewater treatment", International Water Association Publishing, London, UK. ISBN-1-84339-011-6, (2002).
- [6] Yang F., Wang Y., Bick A., Gilron J., Brenner A., Oron G., "Performance of different configurations of hybrid growth membrane bioreactor (HG-MBR) for treatment of mixed wastewater", *Desalination*, Vol. 284, p. 261-268, (2012).
- [7] Zhang J., Liu Y., Zhou J. and Fane A.G., "A comparison of membrane fouling under constant and variable organic loadings in submerge membrane bioreactors", *Water Research*, Vol. 44, p. 5407-5413, (2010).

DEGRADATION OF ALIZARINE YELLOW WITH HETEROGENEOUS PHOTO-FENTON PROCESS

J. C. González-Juarez¹, M.G. Macedo Miranda², M. T Olguín Guitierrez³, D. L. Santana Velasco⁴

¹ITT, Metepec, México, cenuclear@hotmail.com

²ITT, Metepec, México, macedomiranda@yahoo.com

³ININ, Ocoyoacac, México, teresa.olguin@inin.gob.mx

⁴UTVT, Lerma, México, diana.santanavelasco@yahoo.com.mx

ABSTRACT

The textile industry require an important amount of water in the dyed process, this water generated require a treatment, however, the conventional treatment not always effective in the treatment of dyes, which can cause damage to the ecosystems. This work presents the results of degradation of alizarine yellow using the photo-Fenton process. In the process was used 200 mL of alizarine with initial concentration of 100 mg/L and natural zeolite impregnated with $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ and H_2O_2 as part of Fenton reactive. The suspension was irradiated with an 8 W UV lamp at 254 nm during 2 h, aliquots were taken during the process. To the end of the treatment, 95% of degradation was obtained.

Keywords: *Nanotechnology, heterogeneous photo-Fenton.*

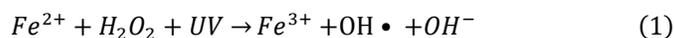
RESUMEN

La industria textil requiere cantidades importantes en los procesos de teñido, los tratamientos convencionales de agua no siempre resultan efectivos en el tratamiento de colorantes, lo que puede provocar daños al ecosistema. En este trabajo se presenta el resultado de la degradación de amarillo de alizarina (AA) mediante el proceso foto-Fenton. En el experimento se utilizaron 200 mL de AA con una concentración inicial de 100 mg/L, en el proceso foto-Fenton se utilizó zeolita impregnada con $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ y H_2O_2 como parte del reactivo de Fenton. La suspensión se irradió durante 2h y se tomaron alícuotas durante el proceso. Al final del tratamiento se obtuvo una degradación del 95%.

Palabras clave: *Nanotecnología, foto-Fenton Heterogéneo.*

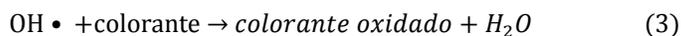
INTRODUCCIÓN

La industria textil utiliza en sus procesos grandes cantidades de agua y el agua residual resultante, puede contener entre el 2% y el 50% de colorante utilizado [6]. Los colorantes azoicos son extensamente empleados ya que cerca de la mitad de colorantes que se producen a nivel mundial (7×10^5 t) son compuestos que contienen al grupo azo ($-N=N-$) en su estructura [2]. Este tipo de compuestos suelen ser resistentes a la degradación biológica lo que provoca que los efluentes con colorantes, puedan provocar efectos agudos o crónicos a los organismos expuestos, inclusive, sus productos de degradación pueden tener un efecto carcinogénico [2,7]. Existen varios procesos que pueden utilizarse para el tratamiento de este tipo de aguas residuales, como la precipitación química y electroquímica, el intercambio iónico o la adsorción, sin embargo, tienen la desventaja de obtener una remoción parcial, producir lodos tóxicos o requerir cantidades altas de energía [2]. Los procesos avanzados de oxidación (PAO) han sido empleados en el tratamiento de colorantes azo [5,3], uno de los PAO más utilizados para la generación de radicales OH^\bullet es el sistema $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$, cuando el ion ferroso esta disuelto en el agua, se denomina foto-Fenton homogéneo [1]. La formación de OH^\bullet y regeneración de Fe^{2+} por foto-reducción de Fe^{3+} puede ser expresada según las siguientes ecuaciones:





Los radicales $OH \bullet$ pueden utilizarse para la oxidación de compuestos orgánicos, como los colorantes [2]



La desventaja del proceso foto-Fenton homogéneo es que se debe de realizar la remoción del lodo que contiene iones de hierro y que se forma al terminar el tratamiento, lo que implica un mayor costo. A fin de evitar lo anterior, se han realizado varios estudios, en los cuales se impregna un material poroso con los iones hierro, este proceso se conoce como foto-Fenton heterogéneo [1, 7, 8]

METODOLOGÍA

El colorante Amarillo Alizarin (AA) (sigma) grado analítico fue empleado sin purificación, se empleó H_2O_2 al 30% y el $Fe(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$ grado reactivo, fueron suministrados por Merck, el H_2SO_4 (Fermont) utilizados para ajuste de pH y MnO_2 (Baker) empleado para eliminar el H_2O_2 sin reaccionar como lo indica la reacción 4 fueron grado técnico.



En este trabajo se utilizó zeolita natural clinoptilolita-heulandita proveniente de Oaxaca, México [4] la cual fue molida y tamizada para obtener un tamaño de malla 60, el material fue lavado repetidas veces para retirar polvo de la superficie. La impregnación del material se llevó a cabo colocando 10 g de zeolita y 100 ml de una solución de $Fe(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$ 0.02M, la suspensión se agitó durante 6 horas a 60 °C. Las muestras obtenidas se lavaron con agua desionizada y se secaron a temperatura ambiente para posteriormente repetir el proceso 3 veces más, con el fin de incrementar la capacidad de intercambio de hierro. No se realizó una caracterización posterior a la impregnación y la concentración de hierro en la zeolita no fue determinada en este estudio.

Todos los experimentos se llevaron a cabo en un reactor de 200 mL, donde la solución de AA con concentración inicial de 100 mg/L y 2g/L de zeolita impregnada, se mantuvieron en suspensión mediante agitación, la fuente de radiación UV (Spectroline ENF-280C 8W) se ubicó por encima del reactor, a una distancia máxima de 5 mm por encima del borde del reactor, la longitud de onda utilizada en la irradiación fue de 254 nm (Fig 1), los experimentos se realizaron a 25°C y 55°C en una cámara oscura. El seguimiento de la degradación fue realizado por espectrofotometría UV/Vis (Genesys 10 Thermo Scientific) empleando una longitud de onda de 370 nm, las muestras fueron tomadas a varios intervalos de tiempo y fueron filtradas previamente con un filtro (Millipore) con diámetro de poro de 45 µm.

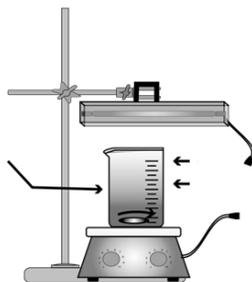


Fig 1. Dispositivo experimental de irradiación UV.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Para la decoloración del AA por foto-Fenton heterogéneo, se estudió la influencia de la dosis de H_2O_2 , el pH y la temperatura. En la figura 2 se presenta la degradación obtenida con dos dosis de H_2O_2 , en este experimento el pH inicial fue de 3 y la temperatura fue de 25 °C, se observa que al aumentar la dosis, la degradación se incrementa de 78 a 88%, esto es debido al aumento de radicales OH^\bullet disponibles para la reacción, también se presenta en la figura los resultados de la degradación en las mismas condiciones pero sin el uso de la zeolita impregnada con Fe, (radiación UV+ H_2O_2)obteniéndose en este caso, una eficiencia final del 46%.

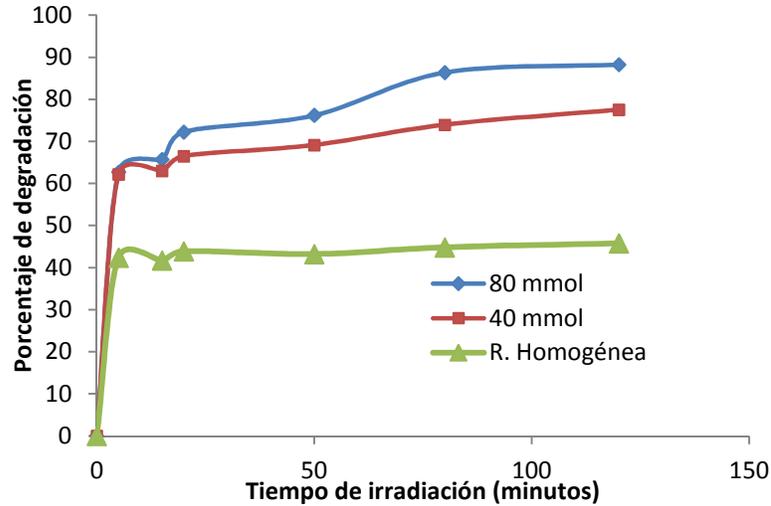


Fig 2. Efecto de la dosis inicial de H_2O_2 ; 2g/L Zeolita impregnada 100 mg/L AA; R. Homogénea= radiación UV+ 80mmol H_2O_2

El efecto del pH inicial se presenta en la figura 3, se eligió el pH de 6.5 por ser el que presentó la solución de AA, se observa una mayor degradación a pH 3 debido a una lixiviación de los cationes de Fe de la zeolita hacia la reacción, además, valores bajos de pH reducen la precipitación de los iones Fe como hidróxidos, lo que favorece la generación de radicales OH^\bullet .

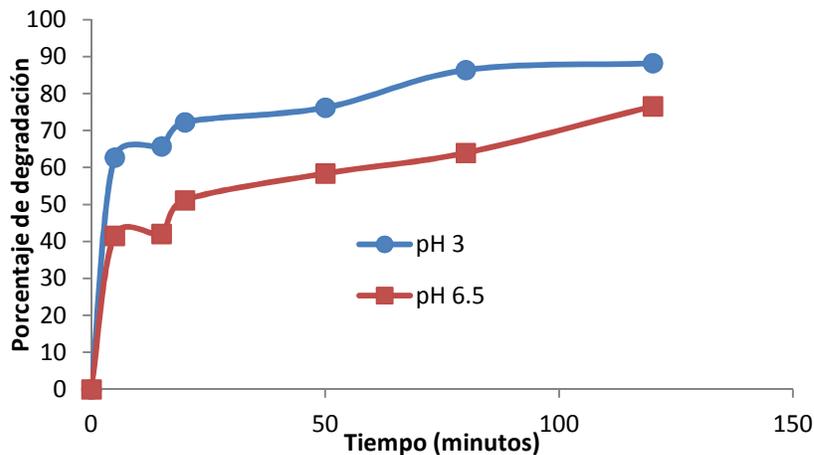


Fig 3, Efecto del pH inicial; 80mmol H_2O_2 , 2g/L Zeolita impregnada, 100 mg/L AA.

En la tabla 1 se presentan los resultados de la degradación de AA con dos valores de temperatura, se observa un incremento al emplear una temperatura 55°C, este efecto también se observa en el proceso foto-Fenton Homogéneo.

Tabla 1. Efecto del pH y la temperatura en el porcentaje de degradación del Amarillo de Alizarina por foto-Fenton heterogéneo (80mmol H₂O₂, 2g/L Zeolita impregnada, 100 mg/L AA)

pH	Temperatura (°C)	Degradación (%)
3	25	88
6.5	25	77
3	55	94
6.5	55	95

CONCLUSIONES

Resulta eficiente la impregnación de Zeolita con Fe^{2+} para ser utilizada en la degradación de colorante amarillo de alizarina, por el proceso foto-Fenton heterogéneo, obteniéndose una degradación del 95%, los estudios sobre este material continúan con el fin de mejorar las propiedades del material y de obtener parámetros óptimos del proceso.

AGRADECIMIENTOS

Al PROMEP por el proyecto: "Aplicación de Tecnologías para la identificación, tratamiento y representación del comportamiento de contaminantes generados en un tiradero de residuos sólidos"

REFERENCIAS

- [1] Feng J *et al* (2003) Discoloration and mineralization of reactive red HE-3B by heterogeneous photo-Fenton reaction. *Water Res.*, (37), 3776-3784.
- [2] Fu F *et al* (2010) Effective degradation of C. I. acid red 73 by advanced Fenton Process. *J. Hazard. Mater.*, (174), 17-22.
- [3] Kusvuran E *et al* (2004) Comparison of several advanced oxidation processes for the decolorization of reactive red 120 azo dye in aqueous solution. *J. Hazard. Mater.*, (109), 85-93.
- [4] Macedo-Miranda MG and Olguin MT (2007) Arsenic Sorption by modified clinoptilolite-heulandite rich tuffs. *J. Inclusion Phenom. Macrocyclic Chem.*, (59), 131-142.
- [5] Muthukumar M *et al* (2005) Statistical analysis of the effect of aromatic, azo and sulphonic acid groups on decolouration of acid dye effluents using advanced oxidation processes. *Dyes Pigm.*, (65), 151-158.
- [6] Punzi M *et al* (2012) Treatment of synthetic textile wastewater by homogeneous and heterogeneous photo-Fenton oxidation. *J. Photochem. Photobiol., A*, (248), 30-35.
- [7] Tekbas M *et al* (2008) Heterogeneous photo-Fenton oxidation of reactive azo dye solutions using iron exchanged zeolite as a catalyst. *Microporous Mesoporous Mater.* (115), 594-602.
- [8] Zhao B *et al* (2010) Degradation of 4-nitrophenol using Fe-TiO₂ as heterogeneous photo-Fenton catalyst. *J. Hazard. Mater.*, (176), 569-574.

EFFECTO DE LA RELACIÓN C/N Y C/P SOBRE LA PRODUCCIÓN DE BIOHIDRÓGENO A PARTIR DE LA FERMENTACIÓN DE PAJA DE TRIGO EN REACTORES TIPO LOTE

G. Torres-Aguirre¹, A. Sánchez-Carmona², I. Valdez-Vazquez¹

¹Departamento de Ciencias Ambientales, División de Ciencias de la Vida, Universidad de Guanajuato, Campus Irapuato – Salamanca, Ex Hacienda El Copal Km. 9, Carretera Irapuato-Silao, C.P. 36500, A.P 311, Irapuato, Guanajuato, México. Mail: valdez_idania@yahoo.com

²CINVESTAV, Unidad Guadalajara de Ingeniería Avanzada

ABSTRACT

Guanajuato is one of the states of the Mexican Republic with bigger generation of wheat straw, an agricultural residue with enough carbohydrates for the fermentation to biohydrogen. However, according their chemical composition, wheat straw does not have the necessary nutrients for their efficient biological conversion therefore it is important to adjust the nitrogen and phosphorous content (C/N and C/P ratio). The objective of this work was to study the effect of the C/N and C/P ratio on biohydrogen production from wheat straw fermentation using a central composite design. The levels for C/N ratio (factor A) were 2, 31, 101, 171 and 200 C/P (factor B) were 5, 77, 253, 428 and 500. The results evidence that both factors had a significant effect on hydrogen production ($p < 0.5$) having a highly significant interaction ($p < 0.0001$). That is, to a C/N ratio of 200, the maximal biohydrogen production was obtained in C/P ratio of 5, and contrarily to a C/N ratio of 2, the maximal biohydrogen production was obtained in C/P ratio of 500. In this way, the desing shows two maximal of production of hydrogen (60 mL H₂/L) located to a high C/N ratio and low C/P ratio or low C/N ratio and high C/P ratio.

Keywords: C/N, C/P, wheat straw

RESUMEN

Guanajuato es uno de los estados de la República Mexicana con mayor generación de paja de trigo, un residuo agrícola con suficientes carbohidratos para su fermentación a biohidrógeno. Sin embargo, de acuerdo con la composición química de la paja de trigo, ésta no posee los nutrientes necesarios para su eficiente conversión biológica por lo que es importante ajustar el contenido de nitrógeno y fósforo (relación C/N y C/P). El objetivo de este trabajo fue estudiar el efecto de la relación C/N y C/P sobre la producción de biohidrógeno mediante la fermentación de paja de trigo utilizando la metodología del diseño central compuesto. Los niveles para la relación C/N (factor A) fueron 2, 31, 101, 171 y 200 C/P (factor B) fueron 5, 77, 253, 428 y 500. Los resultados muestran que ambos factores tuvieron un efecto significativo sobre la producción de hidrógeno ($p < 0.5$) teniendo una interacción altamente significativa ($p < 0.0001$). Es decir, a una relación C/N de 200 el máximo de producción de hidrógeno se logró a una relación C/P de 5, y por el contrario a una relación C/N de 2 el máximo de producción de hidrógeno se obtuvo a una relación C/P de 500. De esta forma, el diseño muestra dos máximos de producción de hidrógeno (60 mL H₂/L) localizados a una alta relación C/N y baja relación C/P o bien a una baja relación C/N y una alta relación C/P.

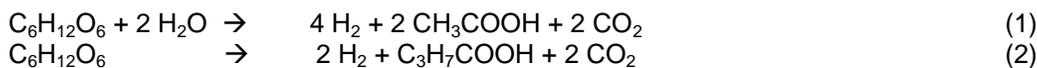
Palabras clave: C/N, C/P, paja de trigo.

INTRODUCCIÓN

Entre los sustratos que pueden ser utilizados para la producción de H₂ vía fermentación oscura se encuentra la paja de trigo la cual tiene una composición química de 29-35% de celulosa, 26-32% de hemicelulosa y 16-21% de lignina [9]. Este sustrato es una fuente barata, la cual tiene una importante producción en México con 10 millones de toneladas de materia seca anuales y

particularmente en el Estado de Guanajuato se estima se generan entre 280,320 a 560,640 toneladas de materia seca/año [10]. La paja de trigo es una fuente rica en biopolímeros (azúcares) los cuales pueden ser degradados por microorganismos como hongos y bacterias a través de complejos enzimáticos extracelulares que rompen el biopolímero en segmentos hasta obtener monosacáridos (pentosas y hexosas) que posteriormente puedan ser asimilados por la célula para sus funciones metabólicas [2,7,8].

La fermentación anaerobia de la glucosa para la producción de H₂ está acompañada de otros productos principalmente ácidos acético y butírico, según las ecuaciones 1 y 2 [5].



Uno de los retos de la producción de H₂ a partir de la fermentación de paja de trigo es maximizar su conversión en H₂. Para ello, es imprescindible la presencia de macro y micronutrientes esenciales para el crecimiento microbiano. Los principales macronutrientes son el nitrógeno y fósforo que deben estar en cantidades suficientes para que los microorganismos puedan realizar sus funciones metabólicas básicas. Los niveles de carbono, nitrógeno y fósforo (C:N:P) deben guardar una relación óptima en la cual los microorganismos pueden aprovechar al máximo el sustrato [1,6]. Por otro lado, según la composición química de la paja de trigo podría tener una deficiencia de estos nutrientes lo que tendría como consecuencia una baja conversión en H₂ [4]. Por tal motivo, el objetivo del presente trabajo fue ajustar las relaciones C/N y C/P mediante la adición de una fuente externa de nitrógeno y fósforo para incrementar su conversión en biohidrógeno.

METODOLOGIA

Sustrato modelo

Se utilizó como sustrato paja de trigo (*Triticum aestivum* L.) recolectado en el municipio de Irapuato, Guanajuato. La paja de trigo fue secada al sol, molida en un molino de martillos y tamizada con una malla de 3 mm. La composición química de la paja de trigo se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Composición química de la paja de trigo.

Componente	
Carbono (g/Kg)	419
Fósforo (g/Kg)	0.46
Nitrógeno total Kjeldahl (g/Kg)	4.4
Sólidos volátiles (% ST)	86
Cenizas (%ST)	8.6
Contenido de fibra (% ST)	38.7
Proteína (g/Kg)	30.6

Inóculo

El inóculo se tomó de un reactor metanogénico el cual fue tratado térmicamente a 92°C en baño María por 60 min. Este inóculo fue utilizado al 25% en una pre-fermentación con un volumen útil de 1 L con medio mineral (composición por litro: 10g NaHCO₃, 10g peptona, 0.1g L-cisteína) y 30 g/L de paja de trigo a pH 5.5.

Procedimiento experimental.

Los experimentos se realizaron en reactores de 250 mL de capacidad con 200 mL de volumen útil. Los reactores fueron cargados con paja de trigo (20 g/L), 170 mL de medio mineral pH 6.5 (composición por litro, 10g NaHCO₃, 0.1g MgCl₂, 0.02g CaCl₂, 0.015g MnSO₄, 0.025g FeSO₄, 0.005g CuSO₄ y 0.000125g CoCl₂) y 30 mL del pre-inóculo. Los reactores se incubaron a 37°C sin agitación.

Diseño experimental.

Para estudiar el efecto del nitrógeno y fosforo sobre la producción de H₂ a partir de paja de trigo, se tomaron como variables independientes la relación C/N (X1) y C/P (X2). El contenido de nitrógeno fue ajustado con urea y el contenido de fósforo con fosfato monopotásico de acuerdo al diseño experimental. El contenido de N y P en la paja de trigo no se consideró en el ajuste de

nutrientes. Se utilizó una de las metodologías de superficie de respuesta, el diseño central compuesto DCC [3]. Para el DCC, los dos factores (A y B) fueron estudiados a 5 niveles cada uno, incluyendo 5 repeticiones del punto central y dos repeticiones en el resto de puntos experimentales teniendo un total de 21 experimentos (Tabla 2).

Tabla 2. Diseño experimental del diseño central compuesto.

Corrida	Factor A C/N	Factor B C/P
1	2	253
2	171	428
3	101	253
4	200	253
5	171	77
6	101	5
7	171	428
8	200	253
9	101	253
10	101	253
11	31	77
12	31	77
13	101	500
14	101	500
15	101	253
16	101	5
17	101	253
18	31	428
19	31	428
20	171	77
21	2	253

Se utilizó la versión de prueba del programa Design-Expert 8.0.7.1 para el análisis de los resultados y el análisis de varianza ANOVA con un nivel de significancia de $p < 0.05$. Como controles se tuvieron: a) medio mineral con inóculo, b) medio mineral con sustrato sin ajuste de N y P.

Métodos analíticos.

El volumen de biogás se midió diariamente mediante el desplazamiento del émbolo de una jeringa lubricada. El contenido de H₂ en el biogás se determinó en un cromatógrafo de gases modelo Perkin Elmer Clarus 580 con un detector de conductividad térmica equipado con una columna capilar Elite-GC GS Molesieve.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 1 muestra la cinética de producción de hidrógeno en los tratamientos réplicas centrales (C/N de 101 y C/P de 253). La producción de hidrógeno alcanza un valor máximo de 61 ml/l a los 18 días de incubación, y de acuerdo a lo observado en la Figura 1 encontrándose aún en fase exponencial.

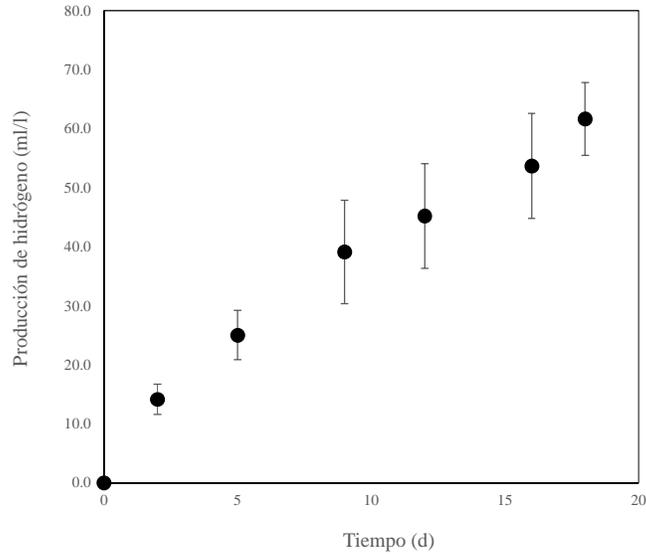


Figura 1. Cinética de producción de hidrógeno por la fermentación de paja de trigo (C/N=101 y C/P=253).

A los 18 días de incubación, los valores de hidrógeno de todos los tratamientos fueron analizados para determinar el efecto de la relación C/N y C/P sobre la producción de H₂ (Figura 2). Para el ajuste de los datos experimentales se utilizó una ecuación cuadrática con un R² de 0.7.

$$H_2 \text{ (ml/l)} = -43.6 + 0.33 \cdot C/P + 0.84 \cdot C/N - 1.86 \times 10^{-3} \cdot C/P \cdot C/N - 2.63 \times 10^{-4} \cdot C/P^2 - 1.64 \times 10^{-03} \cdot C/N^2 \quad (3)$$

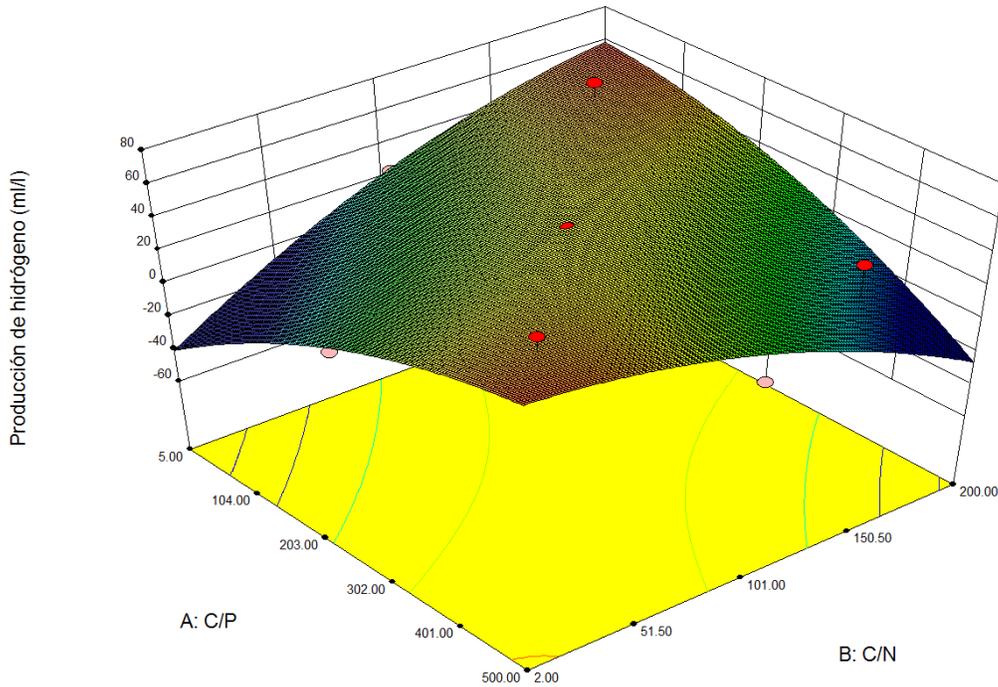


Figura 2. Variación de la producción de hidrógeno a diferentes relaciones C/N y C/P.

De acuerdo con el análisis de ANOVA tanto la relación C/P como C/N tuvieron un efecto significativo sobre la producción de hidrógeno ($p < 0.5$), teniendo una interacción altamente significativa ($p < 0.001$). De la Figura 2, se observa que existen dos máximos de producción de hidrógeno localizados en los extremos correspondientes a una alta relación C/N y baja relación C/P y por el contrario a una baja relación C/N y alta relación C/P. Esto pudiera deberse a que la deficiencia de uno de los nutrientes es recompensada por el exceso de la concentración del otro nutriente. Mientras que los mínimos estuvieron localizados a elevadas concentraciones de nitrógeno y fósforo (correspondientes a bajas relaciones C/N y C/P) o bien, a bajas concentraciones de nitrógeno y fósforo (correspondientes a altas relaciones C/N y C/P).

CONCLUSIONES

Se encontró que la relación C/N y C/P tuvieron un efecto significativo sobre la producción de hidrógeno, presentando una interacción altamente significativa. La mayor producción de hidrógeno se logró a una alta concentración de uno de los nutrientes pero en deficiencia del otro nutriente (ya sea N o P). El exceso o deficiencia de ambos nutrientes ocasionó bajos valores de producción de hidrógeno.

AGRADECIMIENTOS

El presente proyecto fue financiado por CONACYT mediante los proyectos N° 150001 del Fondo Sectorial "CONACYT-SENER – Sustentabilidad Energética" y N° 188432 del Fondo para el "Apoyo al Fortalecimiento y Desarrollo de la Infraestructura Científica y Tecnológica".

REFERENCIAS

- [1] Argun H, Kargi F, Kapdan I.K, Oztekin R (2008). *Biohydrogen production by dark fermentation of wheat powder solution: Effects of C/N and C/P ratio on hydrogen yield and formation rate*. International Journal of Hydrogen Energy. 33: 1813 – 1819.
- [2] Beg QK, Kapoor M, Mahajan L, Hoondal GS (2001). "Microbial xylanases and their industrial applications: a review", Applied Microbiology and Biotechnology, 56(3): 326-338.
- [3] Box, G.E.P., Hunter, W.G., Hunter, J.S., (1978). *Statistics for experiments*, Chap. 15. Wiley, New York.
- [4] Kaboneka S., Nivyiza J.C., and Sibomana L (2003). *Effects of Nitrogen and Phosphorus Fertilizer Addition on Wheat Straw Carbon Decomposition in a Burundi Acidic Soil*. 152-162.
- [5] Kapdan IK, Kargi F (2006). *Bio-hydrogen production from waste materials*. Enzyme Microbiol Technol. 38: 569-582.
- [6] Lin CY, Lay CH (2004). *Carbon/nitrogen ratio effect on fermentative hydrogen production by mixed microflora*. International Journal of Hydrogen Energy. 29: 41-45.
- [7] Lynd LR, Weimer PJ, Van-Zyl WH y Pretorius IS (2002). "Microbial cellulose utilization: fundamentals and biotechnology". Microbiol Mol Biol Rev. 66: 506-577
- [8] Rojas-Rejón OA, Poggi-Varaldo HM, Ramos-Valdivia AC, Martínez-Jiménez A, Cristiani-Urbina E, de la Torre M, Ponce-Noyola MT (2010). "Production of cellulases and xylanases under catabolic repression conditions from mutant PR-22 of *Cellulomonas flavigena*". Ind Microbiol Biotechnol. En prensa.
- [9] Sánchez C. (2009). *Lignocellulosic residues: biodegradation and bioconversion by fungi*. Biotechnology Advances 27, 185-194.
- [10] Valdez-Vazquez I, Acevedo-Benítez JA, Hernández-Santiago C. (2010). *Distribution and potential of bioenergy resources from agricultural activities in Mexico*. Renew Sustain Energy Reviews 14(7): 2147–2153.

A RESILIENCE PROPOSAL FOR IRRIGATION MODULE “LA PURISIMA”

*J. Ramón De Anda Ramírez¹, Verónica A. Páramo Frausto², Graciela M.L. Ruiz-Aguilar²,
Vicente J. Álvarez Villafaña², Alvaro J. García Flores², Noe Saldaña Robles¹, Alejandro Veloz
García³.*

¹Dept. Agricultural Mechanic, Div. Science of Life, University of Guanajuato, Irapuato, Guanajuato; México

²Dept. Environ. Sci., Div. Life Sci. University of Guanajuato, Irapuato, Guanajuato; México, e-mail
g.ruiz.aguilar@gmail.com

³Dept. Agroindustrial Engineering, University of Guanajuato, Salvatierra, Guanajuato, Mexico

ABSTRACT

Guanajuato has an agricultural area of 1,470,000 ha, where 40% are irrigated with surface water and 60% from 13,501 water wells registered [1]. The state demands large amounts of water for agriculture, because most farmers use traditional irrigation by gravity, with a low efficiency of 30 to 70% [1]. Also chemical fertilizers addition to fields requires lots of water and represents an environmental issue [2]. Subsurface drip irrigation has proven to be very efficient in agriculture process. It considers to apply frequent small amounts of water underground to crops [3]. However, it has been shown that the use of an automated irrigation system could be even more efficient [4]. Sensors can determine when and how much water the crop water needs. Despite studies using these different technologies or crop management, have not been implemented systems containing a combination of both. Most farmers do their actions based on customs and avoid new technologies. Our goal is to generate a different attitude, adaptable to the changes (resilience) in the “La Purisima” irrigation module. Therefore, a demonstration field will be set where optimization of water use, along with low production costs are going to be shown. The demonstration system will take place in an area of 3,400 m² at the Division of Life Science (DICIVA) of the University of Guanajuato, which has almost 70% of the irrigation equipment installed. Technology proposal will consist of several systems adapted to preservation agriculture, among them the irrigation system with automated drip irrigation with moisture and evapotranspiration sensors. In the case of crop management, in DICIVA currently have proven biofertilizers that help growth plants and soil recovery. Mycorrhizae, vermicompost, effluents and liquid humus had been proven with success. All of them retain more moisture in the soil and make no use of chemical fertilizers from production, reducing water consumption [5]. In addition, water culture programs will be presented including courses, workshops, lectures, etc., so farmers can understand the system and can replicate on their land in an easy way. Results showed that through subsurface irrigation system water savings are 60%. Also, maize and sorghum production is similar to those with synthetic fertilizers when bio-fertilizers were applied. Vermicomposting process requires tap water but we prove that can be replaced by anaerobic bioreactor effluents. It is expected that reductions in water use will be closer to 60% with this proposal. This will be complemented with an educational program where farmers can develop a better sense of water and the implications to keep traditional processes.

Keywords: *Biotechnology, Education, Water, Science, Bio-fertilizer.*

RESUMEN

Guanajuato tiene una superficie agrícola de 1´470,000 Ha, donde el 40% son de riego con aguas superficiales y el 60% a partir de 13,501 pozos de agua registrados [1]. El estado requiere grandes cantidades de agua para la agricultura, porque la mayoría de los agricultores utilizan el riego tradicional por gravedad, con una baja eficiencia de entre 30 y 70% [1]. También la adición de fertilizantes químicos requiere mucha agua y representa un problema ambiental [2]. El riego por goteo subsuperficial ha demostrado ser muy eficiente en el proceso de la agricultura. Éste considera aplicar frecuentes pequeñas cantidades de agua subterránea a los cultivos [3]. Sin embargo, se ha demostrado que el uso de un sistema de riego automatizado podría ser incluso

más eficiente con el uso de sensores [4]. Los sensores pueden determinar cuándo y cuánto irrigar los cultivos en base a sus necesidades de agua. A pesar de los estudios que utilizan estas diferentes tecnologías o la gestión de los cultivos, no se han implementado sistemas que contienen una combinación de ambos. La mayoría de los agricultores hacen sus acciones basadas en costumbres y evitan emplear nuevas tecnologías. Nuestro objetivo es generar una actitud diferente, adaptable a los cambios (resiliencia) en el módulo de riego "La Purísima". Por lo tanto, se pretende establecer un campo de demostración donde se muestre la optimización del uso del agua, junto con los bajos costos de producción. El sistema de demostración se llevará a cabo en un área de 3,400 m² en la División de Ciencias de la Vida (DICIVA) de la Universidad de Guanajuato, que tiene casi el 70% de los equipos de riego instalados. La tecnología propuesta consistirá en varios sistemas adaptados a la agricultura de conservación, entre ellos se encuentra el sistema de riego por goteo automatizado con sensores de humedad y evapotranspiración. En el caso de la gestión de los cultivos, en DICIVA actualmente han demostrado que los biofertilizantes ayudan al crecimiento de las plantas y la recuperación del suelo. Asimismo, el empleo de micorrizas, humus de lombriz y humus líquido ha sido probado con éxito. Todos ellos retienen más humedad en el suelo y no hacen uso de fertilizantes químicos durante la producción, además de reducir el consumo de agua [5]. Conjuntamente, se presentarán los programas de cultura del agua como cursos, talleres, conferencias, etc., por lo que los agricultores pueden entender el sistema y pueden replicar en sus tierras de una manera fácil. Los resultados mostraron que a través del subsuelo ahorro de agua del sistema de riego es del 60%. Además, la producción de maíz y el sorgo es similar a aquellos con fertilizantes sintéticos cuando se aplicaron biofertilizantes. El proceso de vermicompostaje requiere agua potable, pero se ha demostrado que puede ser sustituida por los efluentes de biorreactores anaerobios. Se espera que con la presente propuesta, las reducciones en el uso del agua estarían cercanas al 60%. Esto se complementará con un programa educativo donde los agricultores pueden desarrollar un mejor sentido del agua y las consecuencias de mantener los procesos tradicionales.

METODOLOGÍA

Se adecuará un sistema demostrativo de 3,400 m² en el Centro de Riego de la División Ciencias de la Vida (DICIVA), donde se desarrollará un sistema que integre la tecnificación del sistema de riego, implementación de biosensores, empleo de bioabonos y la labranza de conservación. Se empleará lombricomposta como bioabono, además de incorporar micorrizas en los sembradíos de prueba. Adicionalmente, la aplicación de humus líquido obtenido a partir del proceso de lombricompostaje. Estos se incorporarán a un sistema de labranza de conservación en un suelo que no ha sido movido en años. Este sistema se presentó a los miembros del Módulo de Riego de "La Purísima", primero, mediante la visita a la instalaciones de la DICIVA y posteriormente, se complementará con un proceso de cultura del agua. Éste incluye pláticas, talleres o cursos donde permita una mayor sensibilización al uso de estas tecnologías y lograr incorporarlas a la vida diaria. Lo anterior con el fin de lograr la adaptación del sistema propuesto, evaluando el número de personas involucradas y la duración del proceso de incorporación del sistema integral a sus propios terrenos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Actualmente se cuenta con un 70 % de avance en la instalación del equipo de riego. Se realizó la siembra de maíz y sorgo en un área del terreno, donde anteriormente se practicó labranza de conservación, con el fin de evaluar su productividad. Además de establecer pruebas con diferentes tipos de bioabonos (lombricomposta y estiércol), micorrizas, efluentes de biodigestor anaerobio (como mejorador de suelos) y fertilizante químico. Este proceso concluirá en el mes de septiembre y permitirá la evaluación de los rendimientos. Adicionalmente, se invitó a los productores de "La Purísima" para que conocieran el sistema y pudieran verificar con sus propios ojos los avances del proyecto. Esto último era importante, al permitir sembrar la expectativa en

los productores sobre el proceso en vivo, así de cómo ir introduciendo de manera indirecta, cambios en su perspectiva en el uso de sistemas de riego tecnificado y utilización de abonos orgánicos. Todo ello, con una reducción importante en la cantidad de agua utilizada. Se acordó una segunda visita con los responsables del Módulo, donde se esperaría una mayor cantidad de participantes. Además de atender la solicitud de conformar un curso donde se les imparta el manejo del sistema y entendimiento de los procesos involucrados.

Se espera crear una cultura del agua en los agricultores del Módulo de Riego de "La Purísima". En particular, en aquellos adultos mayores que tienen ideas poco amigables con el manejo del agua. El reto es convencerlos con apoyo de parcelas lado a lado, que permita cambiar su manera de pensar mediante el sistema demostrativo que será instalado terrenos del propio Módulo y así, observen las ventajas que éste conlleva. Al mismo tiempo, involucrar a los jóvenes, considerando que son más receptivos a los nuevos procesos y fomentar su permanencia en su lugar de origen. Esto podría reactivar la economía local y permitir una integración de las familias.

CONCLUSIONES

El presente trabajo pretende llevar la información, la experiencia y el aprendizaje logrado en la DICIVA para mejorar los procesos de producción entre los productores del Módulo de Riego de "La Purísima". Lo anterior mediante el manejo de diferentes sistemas y considerando que la adquisición del proceso requiere un proceso de renovación y reorganización. Se espera que la incorporación del sistema integral permita un mayor desarrollo de la zona e incrementar la capacidad de aprender, innovar y adaptarse de los productores involucrados. Esto a su vez permitirá desarrollar sistemas sustentables más robustos y duraderos, evitando en la medida de lo posible, los fracasos que se han logrado en otras zonas del país. El reto que se tiene enfrente es grande y se espera que con el apoyo de un grupo multidisciplinario de profesores, se logre un proceso de resiliencia en los pobladores de "La Purísima".

AGRADECIMIENTO

Se agradece a todos los colaboradores e integrantes del proyecto, así como el soporte del personal del Módulo de Riego de La Purísima por involucrarse en el mismo. Igualmente, el apoyo económico recibido a través del proyecto titulado "Evaluación del empleo de efluente de un reactor anaerobio como mejorador de suelos", apoyado por FESE en la Convocatoria 2012 I+D+i.

REFERENCIAS:

- [1] SDA. (s/f). El sector agropecuario en el cambio climático. En línea: <http://sda.guanajuato.gob.mx>. Recuperado el 27 de Junio del 2013. México.
- [2] IFA. (2002). Los Fertilizantes y su uso. Cuarta edición. FAO. Roma.
- [3] INIFAP. (2007). Producción de alfalfa con riego por goteo subsuperficial o subterráneo. Ensenada.
- [4] SAGARPA y CONACYT. (2012). Sistema de riego automatizado. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste. México.
- [5] Félix, J. Sañudo, R. Rojo, G. Martínez, R. y Olalde V. (2008). Importancia de los abonos orgánicos. Ra Ximhai. 4(1).

EMPLEO DE LOS LODOS GENERADOS EN UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA CIUDAD DE IRAPUATO PARA LA PRODUCCIÓN DE BIOGÁS

María Guadalupe Delgado Rodríguez¹, Graciela M.L. Ruiz Aguilar²

¹División de Ciencias de la Vida, Campus Irapuato-Salamanca, Universidad de Guanajuato.
mg.delgadorgz@outlook.com, ²e-mail . g.ruiz.aguilar@gmail.com

ABSTRACT

Anaerobic digestion is a process proposed for treatment of urban wastewater effluent, in this, products like biogas and compost are obtained. The integration of anaerobic digestion and composting treatments allow giving to the wastes an energetic valorization and also using the nutrients for raise the amount of them in the compost produced. Two bio-reactors with a volume of 200 L each one was made. Physicochemical characteristics of the effluent were determined either into inflow and outflow. A decrease in parameters such as COD and solids were analyzed. The gas analysis showed an important amount of methane in the biogas generated. It has been concluded that the effluent from urban wastewaters is feasible to use for the biogas production.

Keywords: Effluent, waste, nutrients, bio-reactors, biogas.

RESUMEN

Con el fin de disponer de los efluentes generados en el tratamiento de agua residual, se ha planteado el tratamiento de estos mediante el proceso de la biodigestión anaerobia. De éste último se obtienen como productos el biogás y el compost. El conjunto de estos dos tratamientos nos permite darle una valorización energética a los residuos y aprovechar sus nutrientes para enriquecer las compostas y al suelo. Se trabajó con dos biorreactores de 200 L cada uno, se evaluaron las características fisicoquímicas del efluente a la entrada y salida del proceso. Se encontraron disminuciones en parámetros como la DQO y la cantidad de sólidos. Se realizó el análisis al biogás generado obteniendo cantidades importantes de metano considerando el tipo de material utilizado (7.18 L/Día). Se concluye que los efluentes generados en una planta de tratamiento de aguas residuales urbanas son factibles para la producción de biogás.

Palabras Clave: Efluentes, residuos, nutrientes, biorreactores, composta, biogás.

INTRODUCCION

En casi todos los procesos llevados a cabo para proveer de productos a la población se generan grandes cantidades de residuos sólidos, líquidos y emisiones al aire. Es por ello que se buscan alternativas para la gestión integral de los residuos, de manera que estas nuevas opciones ayuden en la recuperación de energía y el reuso de los mismos (Metcalf y Eddy, 2003) [6]. Entre los procesos se encuentra el abastecimiento de agua a la población como residencias, instituciones, establecimientos comerciales e industriales, generando una gran cantidad de residuos.

Cuando el agua es tratada pasa por una combinación de métodos físicos, químicos y biológicos que están en función de las características fisicoquímicas y biológicas del agua residual. En un sistema de tratamiento de aguas residuales se generan básicamente dos efluentes, uno de ellos es el agua tratada y el segundo los sólidos que se separan en el tratamiento primario y los que se generan y separan en el tratamiento biológico o secundario. Estos últimos residuos son conocidos como biosólidos o lodos orgánicos y se generan en gran volumen y presentan importantes problemas de tratamiento y evacuación (Mahamud et al., 1997) [9].

Los lodos poseen algunas características que pueden usarse y aprovecharse como un beneficio entre estas se encuentran el contenido de nutrientes y materia orgánica. En algunos casos dependiendo de las características del agua residual, pueden presentar alto contenido de

microorganismos patógenos o metales pesados. Por lo que se requiere que los lodos tengan un tratamiento previo. En México no existe una cifra oficial sobre la generación de lodos orgánicos de plantas de tratamiento y son muy pocas las plantas que realizan algún proceso de estabilización, por carecer generalmente de las instalaciones necesarias. La disposición final de estos biosólidos comúnmente es la incineración o relleno sanitario debido al alto costo de instalación de reactores estabilizadores de lodos y sistemas de deshidratación, además de la transportación a los sitios de disposición final (Cardosa y Ramírez, 2002).

Una alternativa para el aprovechamiento de estos lodos es la digestión anaerobia. Es un proceso biológico que consiste en utilizar la materia orgánica, en ausencia de oxígeno en el interior de un biodigestor (Ramos y Hernández, 2007) [10]. El proceso de la digestión anaerobia consta de cuatro etapas principales, hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis. En la primera etapa, la materia orgánica es hidrolizada por los microorganismos nativos del proceso. El material orgánico soluble formado durante la hidrólisis es metabolizado por bacterias facultativas y anaerobias responsables de la fermentación ácida. Los productos terminales de la fermentación ácida (generalmente alcoholes y ácidos de cadena corta) son convertidos en ácido acético y finalmente se transforman en gases y en nuevas células bacterianas de varias especies diferentes y estrictamente anaerobias. El biodigestor contiene un sustrato que facilita el crecimiento y proliferación de un grupo de bacterias anaerobias metanogénicas, que descomponen y tratan los residuos.

Se generan dos productos: uno de ellos es un gas combustible conocido como biogás o gas metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2). El otro producto es un efluente líquido rico en nutrientes y materia orgánica. Considerando la crisis energética, la obtención de un subproducto (metano) con valor económico, representa una oportunidad para el desarrollo de procesos en los que se aproveche el valor energético de este combustible. Dicho combustible puede ser utilizado para generar calor o energía eléctrica, incidiendo en la reducción del consumo de combustibles fósiles (CETESB, 2002) [3]. Es por ello que se propone emplear los efluentes de reactores anaerobios alimentados con lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de la ciudad de Irapuato para la producción de biogás.

METODOLOGIA

Producción de Biogás en Reactores a Escala Semi-Piloto

Una vez que se demuestre la producción de biogás a nivel laboratorio, se realizará otro experimento a escala semi-piloto. Lo anterior para evaluar de una mejor manera, la factibilidad de utilizar los lodos de la planta de tratamiento de aguas. Se construirán dos biodigestores de flujo continuo tipo pistón de 200 L considerando lo propuesto por Alvarez-Villafaña y Camarena-Aguilar (2005 y 2006)[1] y [2]. Los biodigestores se montaron en el Área Experimental para la Sustentabilidad del Departamento de Ciencias Ambientales de la Universidad de Guanajuato. Se establecerán dos tratamientos con diferentes relación lodo-agua en base a los resultados logrados a nivel laboratorio: 1) efluente-agua 2:3 y 2) efluente-agua 1:3. Se empleó el agua potable disponible en el Área. Además se compararon los valores generados con respecto a un biodigestor anaerobio alimentado con estiércol de vaca.

Análisis Físicoquímico

Se efectuaron diferentes análisis físicoquímicos tanto al afluente como al efluente de los reactores con lodos a diferentes tiempos. Esto para establecer las variaciones en su comportamiento a lo largo del tiempo. **Determinación de Humedad para los Efluentes.** Se tomó un volumen del efluente y se filtró a través de un papel filtro (Whatman no. 40) a peso constante. Este se secó a 100 °C durante 24 h en una estufa y se volverá a pesar. Se consideró la diferencia de peso y el volumen para establecer la cantidad de agua presente en las muestras. **Análisis de pH.** El valor de pH se midió directamente del efluente con ayuda de un medidor de pH. **Contenido de Materia Orgánica y Carbono Orgánico para Efluentes y Afluentes.** La determinación de materia orgánica y carbono orgánico se realizó a través del método de Walkley y Black (Jackson, 1976) [5]. **Nitrógeno por Kjendahl.** Este se efectuó por el método propuesto por Kjendahl (Cotín, 1976) [4]. **Sólidos Volátiles Totales y Sólidos Totales.** Para

esta prueba se utilizó el método que establece la Norma NMX-AA-034-SCFI-2001 [8]. **Análisis de DQO.** El análisis se efectuó utilizando un Kit de Hanna por combustión química. **Análisis de Gases.** Los gases que se producen en el reactor se analizaron a través de un cromatógrafo de gases Clarus 580 Perkin Elmer, que cuenta con una columna: Elite-GC GS Moleiseve (largo 30m, diámetro interno 0.53 mm, diámetro externo 50 mm).

RESULTADOS Y DISCUSION

Es importante conocer las características de los lodos a la entrada y la salida del biodigestor anaerobio, la disminución en parámetros de materia orgánica como la DQO y los sólidos volátiles, establecerán si el tratamiento fue efectivo. Además de la concentración de metano en el biogás generado. Se tomaron muestras a los 20 y 40 días de arrancado los biodigestores. Para el caso de la muestra a los 20 días, el % Carbono Orgánico y el de % Materia Orgánica para los dos reactores de lodos, comparados con el reactor de estiércol, observamos que fueron mucho mayores en el reactor de estiércol, comparado con los otros, al alcanzar valores cercanos al 1000%. A diferencia de los reactores de lodos, donde esta cantidad fue menor (alrededor de 12-15% de carbono orgánico y un 22-25% de materia orgánica). También se notó que en estos dos reactores se está presentando una disminución de la cantidad inicial de materia orgánica a diferencia del reactor con estiércol.

A los 40 días se encontró una ligera disminución de estos parámetros, con un porcentaje de remoción de materia orgánica entre el 2 y 5 %. Otro parámetro importante que nos habla de la reducción o consumo de materia orgánica durante la digestión anaerobia, es la cantidad de sólidos presentes en la alimentación y efluentes de los reactores. Es importante saber entonces su porcentaje para determinar su reducción en el tratamiento. Cabe resaltar que la cantidad de ST que ingresan al reactor es mínima con valores menores al 2%, al contrario del reactor de estiércol donde se manejan cantidades cercanas al 60%. Los SVT tienen una relación directa con la cantidad de ST presente, mostrando valores menores al 1%, mientras que el control alcanzó un 37%. Si bien la cantidad de sólidos debe disminuir después del tratamiento de la digestión anaerobia, observamos que en este experimento un aumento de los ST adjudicado a la producción de metabolitos intermediarios en el proceso (Rodríguez, 2004) [11]. La cantidad de ST a los 40 días de tratamiento muestra una disminución en la cantidad de los mismos. Si bien no existe una gran cantidad de sólidos si hay una reducción después del tratamiento. Se notó una disminución de los SVT a los 40 días de alrededor del 30% para el Reactor 2. El Reactor 1 nuevamente no presentó reducción en este parámetro. La humedad es un parámetro relacionado a la cantidad de sólidos que alimentan al reactor y se reducen después del tratamiento, como la cantidad de sólidos es baja, la humedad de los lodos es alta con valores del 99% para los reactores 1 y 2 y un 95%.

La DQO es uno de los principales parámetros para valorar un tratamiento, se dice que si existe una alta reducción de DQO se considera una alta eficiencia en el tratamiento. Al mismo tiempo que se reduce el valor de la DQO, se está convirtiendo toda la materia orgánica a metano (Moeller, 1993) [7]. Se logró una reducción de casi el 80% para el Reactor 1 (250 mg/L). En el Reactor 2 disminuye un 40% la carga orgánica obteniendo un valor de 1600 mg/L al final del tratamiento. Del mismo modo se observa que para el Reactor de estiércol, la concentración de DQO aumenta. Uno de los parámetros analizados fue el pH que nos representa la producción de metano no se lleve a cabo con un pH bajo. En el experimento este valor se mantuvo entre 7.2 y 8.7, este último valor para el reactor de estiércol que sirvió como control. Los valores recomendables se encuentran entre 6 y 8 (Zenhder et al., 1981) [12]. La relación C/N es recomendable sea mayor a 30, es decir que el carbono debe estar en una proporción 30 veces más que el nitrógeno. Se obtuvieron valores muy altos y aunque la relación se cumple el valor es muy elevado, sin embargo se presentaron buenos resultados lo que nos dice que la relación con la que se trabajo fue adecuada. Se midió la producción de metano en los diferentes reactores a escala semi-piloto. Se encontró que el reactor alimentado con estiércol presentó la mayor producción de metano conforme pasaba el tiempo (Figura 4). Esto era de esperarse por ser un material rico en materia orgánica y sólidos que permite lograr grandes producciones. En el caso de los reactores con lodos de la PTAR, se encontró que la relación 1:3 agua-lodos, mostró la mejor producción de metano conforme pasó el tiempo. Esto muestra es factible

producir metano a una mayor escala empleando lodos de la PTAR. Será necesario realizar pruebas con cantidades más grandes de lodos en la proporción para determinar si en un momento dado, se puede alcanzar los niveles de generación del reactor con estiércol.

Tabla 1. Valores promedio de los parámetros medidos a los efluentes a la entrada y salida del biodigestor a los 20 y 40 días.

Parámetro	Reactor 1				Reactor 2				Reactor estiércol	
	Día 20		Día 40		Día 20		Día 40			
	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
DQO (mg/L)	1,641	249	470	400	2,731	2,585.33	762	684	14,260	27,410
ST (mg/L)	1.35	1.55	2.70	2.38	0.65	1.2	1.72	1.16	47.8	59.25
SVT (mg/L)	0.40	0.63	0.76	1.06	0.43	0.55	0.70	0.54	22.05	36.40
pH	7.72	7.61	7.52	7.63	7.24	7.71	7.13	7.76	8.73	8.25
C/N	37.71	58.00	795.81	2,441.71	102.57	33.57	393.44	313.73	174.63	201.85

CONCLUSIONES

La mejor eficiencia del proceso de la digestión anaerobia para la producción de biogás utilizando lodos de una PTAR se encontró con los tratamientos 3 y 6. Estos contenían el lodo de 15 días con una cantidad del mismo de 5 y 7.5 g respectivamente. Además presentaron una disminución de ST y SVT del 25% aproximadamente, así como una degradación de materia orgánica aproximada del 50%. Asimismo, la composición más alta de metano y una producción constante de biogás. Por lo que es recomendable utilizar lodos de un mayor tiempo de almacenamiento con los niveles de las variables bajo e intermedio, incluso superior a la del control con metano. Es por estas razones que se propone que los lodos de PTAR con una edad de no mayor a 15 días son los más viables para producir biogás y con una composición predominante de metano en dichas muestras. Se propone también que para estos tratamientos el tiempo de residencia en el biodigestor debe ser mayor a 4 semanas para una mejor producción de biogás. A escala semi-piloto se logró generar hasta 7.18 L/Día de metano con la mayor cantidad de lodos (relación 1:3). Los parámetros de carga orgánica como la cantidad de SVT y ST para los reactores fueron reducidos en la mayoría de los casos, así como la DQO en la que se eliminó más del 50% a los 20 días y un valor cercano al 10% a los 40 días, para cada uno de los reactores. Estos resultados muestran el potencial de producción de biogás y composta a partir de efluentes producidos en la biodigestión anaerobia de lodos orgánicos resultantes del proceso de tratamiento de aguas residuales urbanas.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue desarrollado con el apoyo económico del PROMEP-SEP a través de los proyectos: "Estrategias sustentables para mejorar la calidad de los suelos" (CA-UGto-90) y "Caracterización y evaluación del potencial de producción de bioenergéticos y de dos tipos de composta a partir de lodos orgánicos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas (CA-UGto-23).

REFERENCIAS

- [1] Álvarez, V. V.J., y Camarena, A.E.A. (2005). Producción de biogás a partir de desechos agropecuarios. IV Verano de la Investigación Docente de la Universidad de Guanajuato.
- [2] Álvarez, V.V.J. y Camarena A.E.A. (2006). Evaluación de dos tipos de estiércoles para la producción de biogás en un biodigestor. V Verano de la Investigación Docente de la Universidad de Guanajuato.

- [3] CETESB. 2002. Primer Inventario Brasileño de Emisiones Antrópicas de Gases de Efecto Invernadero. Informes de Referencia Emisiones de Metano en el Tratamiento y en la Disposición de Residuos. Compañía de tecnología de saneamiento ambiental. Ministerio de Ciencia y tecnología.
- [4] Cotín, A (1976). Investigación de suelos; métodos de laboratorio y procedimientos para recoger muestras. Editorial Trillas. Pp 45-46
- [5] Jackson, M.L. (1976). Análisis químicos de suelos. Editorial Omega. Barcelona. Pp. 300-303.
- [6] Metcalf, L., y Eddy, H.P. Ingeniería de aguas residuales: redes de alcantarillado y bombeo McGraw-Hill, 2003
- [7] Moeller, G (1993) Estabilización de los lodos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Chapultepec por el Proceso de Digestión Anaerobia, DGCOH, DDF.
- [8] NMX-AA-034-SCFI-2001, Análisis de agua- Determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas - método de prueba.
- [9] Mahamud L.M., Gutiérrez L.A., Sastre A.H. (1997). Biósólidos Generados en la Depuración de Aguas (I): Planteamiento del Problema. Ingeniería del Agua Vol. 3 Num 2, p 47
- [10] Ramos, L.J.A., Hernández M.J.I. (2007) Implementación de un Biodigestor Anaerobio. Para la Generación de Energía Eléctrica a partir de Lodos Activados, Producto del Sistema de Tratamiento de Aguas Residuales de la Ciudad de Abasolo. Aquaforum año 11 No. 46 pp 26
- [11] Rodríguez JA (2004). Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales. Universidad de Valle Cali. Colombia.
- [12] Zehnder A., Ingorsen K. and Marti T. (1981) Microbiology of methane bacteria. Second Edition. International. Symposium on Anaerobic Digestion. [1] Brito EMS *et al*(2006) Characterization of hydrocarbonoclastic bacterial communities from mangrove sediments in Guanabara Bay, Brazil. *Res. Microbiol.*, 157(8), 752-762.

HOT-PRESSED BOARDS BASED ON RECYCLED HDPE-TETRAPACK MECHANICAL PROPERTIES AND FRACTURE BEHAVIOR

*Lorena Eugenia Sánchez Cadena*¹, *Angel Romo Uribe*², *Zeferino Gamiño Arroyo*³

¹Div. de Ingenierías, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, Gto., México, hau10@hotmail.com.

²Instituto de Física de la UNAM, Cuernavaca Morelos, México, e-mail

³Div. de C.N y Exactas, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, Gto., México, gaminoz@ugto.mx

ABSTRACT

In this research the mechanical properties and fracture behavior of composites based on recycled high-density polyethylene (HDPE) and recycled Tetrapack have been investigated. The matrix and filler were recovered from landfills, ground into flakes of approximately ½ inch² size, washed, and physically mix before putting the mixture in a cast, introduced in an oven at 250 °C and pressed applying 1 Ton of pressure. Mixtures with varying concentration of tetrapack flakes were prepared.

Mechanical properties such as Young's modulus, yield stress and ultimate tensile stress were obtained from uniaxial tensile deformation tests carried out at room temperature.

The results showed that the tetrapack flakes were effective reinforcers, increasing the Young's modulus and yield stress relative to neat HDPE. However, it was also found that the filler acts as stress concentrator where mechanical failure initiates. Scanning electron microscopy showed that fracture of the composite occurred mainly by the lack of adhesion between polymer matrix and filler. Moreover, a percolation threshold was reached at about 5 %g/g concentration of tetrapack, beyond which mechanical properties are severely compromised. Interestingly, this investigation also showed that the color of the HDPE flake, i.e., the pigment, strongly influences the mechanical properties of the composite. Thus, boards hot pressed from individual colors were also investigated. The results showed that pigments, like those utilized in grey color, favored higher degree of crystallinity, as measured by differential scanning calorimetry, and therefore higher Young's modulus.

Keywords: Recycling, HDPE-Tetrapack, boards.

RESÚMEN

En esta investigación, el comportamiento de fractura y las propiedades mecánicas de composites formados de Polietileno de alta densidad (HDPE) y Tetrapack han sido investigados. La matriz y el reforzante fueron recuperados del tiradero municipal y triturados en hojuelas de ½ inch², lavados y mezclados, antes de ser colocados en un molde cuadrado con tapa que se introdujo a un horno a 250°C y presionado a 1 Ton. Diferentes proporciones de hojuelas de tetrapack fueron mezcladas con HDPE para ser estudiadas.

Las propiedades mecánicas como el módulo de Young, la resistencia y la oposición a la deformación, fueron medidas en la máquina universal Instron a temperatura controlada.

Los resultados muestran que las hojuelas de Tetrapack resultan ser un buen reforzante incrementando el módulo de Young y la resistencia de los composites de HDPE. Sin embargo se encontró también que dichos reforzantes actúan como concentrador de esfuerzos, permitiendo que se formen fracturas. Los resultados del MEB muestran que la fractura del composite ocurre principalmente en la zona de adhesión entre la matriz y el Tetrapack. Por otra parte se observó que al aumentar hasta 5% la proporción de hojuelas de Tetrapack las propiedades mecánicas se ven severamente comprometidas. De manera interesante, esta investigación mostró cómo el pigmento influye también en las propiedades mecánicas del composite. Es por esto que se formaron nuevas muestras pero ahora por color. Los resultados obtenidos por calorimetría diferencial de barrido, muestran que algunos pigmentos favorecen el grado de cristalinidad aumentando el modulo de Young en el material estudiado.

Palabras clave: Reciclaje, PEAD-Tetrapack, tablas.

INTRODUCCIÓN

El reciclaje de materiales plásticos ha venido cobrando gran importancia en los últimos años, debido a que la contaminación con estos materiales, afecta la salud humana y desequilibra los ecosistemas, además que en los plásticos tenemos ya un valor agregado que no sería bueno perder, y finalmente porque la normatividad correspondiente es cada vez más estricta. [1],[2].

Actualmente el PET (Polietilen Tereftalato) se recupera de la basura y se recicla, sin embargo hay otro tipo de materiales que son menos demandados, por ejemplo el PEAD (HDPE) y el tetrapack, Esta estrategia de recuperar plásticos para introducirlos en otros materiales se ha ido implementado cada vez más, ahora con materiales nano y composites, como ejemplo tenemos el trabajo de Khoo et al, [3], donde el Polipropileno es reforzado con madera, o la propuesta de Cui et al. que refuerza PEAD con madera [4]. La introducción de materiales como microfibras a matrices plásticas se ha utilizado para reforzar y mejorar ciertas propiedades mecánicas de dichos materiales [5].

En el presente trabajo se estudiaron diferentes propiedades mecánicas de tablas de PEAD reforzadas con hojuelas de Tetrapak, destacando que el color del material (PEAD) influye en la resistencia del material. Así mismo se demostró como los pigmentos están directamente ligados con el grado de cristalinidad del material, lo que se ve reflejado en la entalpía de cada tabla formada.

MÉTODO

Se recolectan los botes de PEAD y de Tetrapack y se trituran en hojuelas de 1cm², se mezclan y se colocan en diferentes proporciones en un molde de hierro al carbón cuadrado, y se funden, una vez enfriado el molde se sacan las placas.

Se prepararon diferentes placas de acuerdo al siguiente esquema.

Tabla 1. Composición de las placas de HDPE-tetrapak.

Núm. de muestra	g de PEAD g de Tetrapak	T (°C)	Tiempo (min)	Observaciones
M1	432.25 PEAD 22.75 Tetrapak	250	30	La tabla obtenida es muy heterogénea, se observan huecos en la superficie de la tabla
M2	500 PEAD 10 Tetrapak	250	40	Se implementó el acomodo especial y se obtuvo una tabla de aspecto más uniforme sin huecos
M3	500 PEAD 20 Tetrapak	250	40	Tiene un acomodo similar al anterior pero al incrementar el % de Tetrapak se obtiene una tabla de aspecto menos uniforme
M4	500 PEAD 10 Tetrapak	200/250/200	40/20/20	Esta tabla se fundió a diferentes ciclos de temperatura.
M5	500 PEAD 10 Tetrapak	250	40	Se hace con PEAD translúcido, se enfrió con agua a temp. ambiente.
M6	500 PEAD	300	70	Se utiliza solo PEAD.

Análisis

Caracterización molecular.

Se realizaron estudios en FT-IR ATR, para identificar las diferencias entre las muestras PEAD, de acuerdo al color. El análisis se llevó a cabo en un Spectrum 100 Perkin Elmer, en un rango de 4,000 a 450 cm⁻¹ a 64 scans con una resolución espectral de 4cm⁻¹.

Transición térmica.

La transición térmica se estudió mediante un calorímetro diferencial de barrido DSC6000TM de Perkin Elmer, dicho estudio se llevó a cabo en incrementos de 20°C/min.

Propiedades mecánicas de las tablas.

Este estudio se llevó a cabo una máquina universal Instron modelo 4208, el módulo de Young, y el esfuerzo de trabajo fueron medidos para cada una de las muestras obtenidas.

Microscopía electrónica de barrido.

Mediante un Microscopio electrónico de barrido modelo JEOL 5900 LV, el cual tiene acoplado un detector elemental de dispersión de rayos X, se pudieron identificar los elementos presentes en cada una de las tablas y la morfología superficial de las tablas y las zonas de deformación y ruptura.

RESULTADOS

En la figura 1, se muestra la gráfica de esfuerzo contra deformación de cada una de las placas elaboradas. Como se puede observar, la placa que se desempeña mejor mecánicamente es la M4, logrando uno de los más altos esfuerzos y deformaciones.

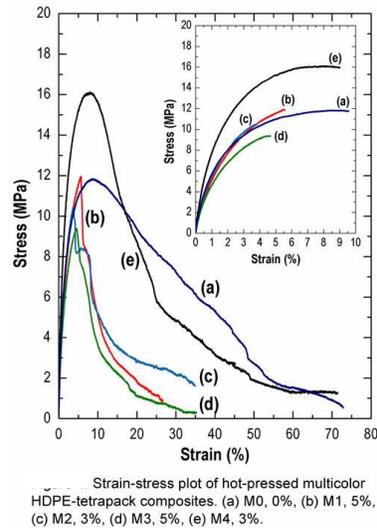
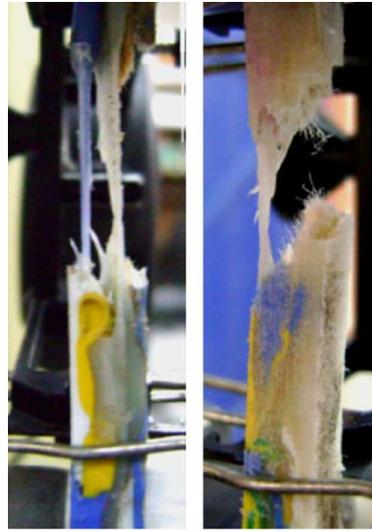


Fig 1. Diagrama de esfuerzo-deformación de placas multicolores compuestas por HDPE-tetrapak.

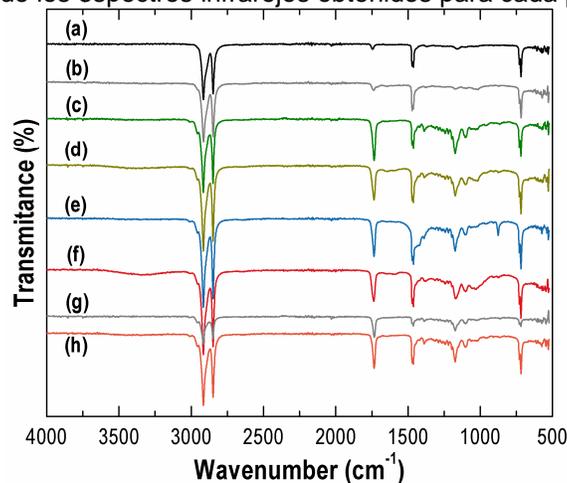


Fracture behavior of multicolor HDPE-tetrapack composites. Composites exhibit brittle behavior as well as fibrillar deformation.

Fig 2. Comportamiento en la fractura de compuestos multicolores de HDPE-tetrapak.

En la figura 2, se muestra como se fracturan éstas placas, se observó que las probetas se fracturaban con mayor facilidad en ciertos colores que en otros, por lo que se decidió hacer un estudio de las propiedades mecánicas en placas de un solo color, así se obtuvieron 7 placas a las cuales se les hicieron diferentes análisis.

En primer lugar se hizo un estudio de espectroscopia FT-IR ATR, para comparar la composición molecular de cada placa y revisar si había alguna diferencia entre ellas. En la figura 3, se muestra el condensado de los espectros infrarrojos obtenidos para cada placa.



FTIR spectra of hot-pressed single color recycled HDPE plaques. (a) black, (b) gray, (c) green, (d) yellow, (e) blue, (f) red, (g) neat HDPE (natural), and (h) orange.

Fig 3. Espectro Infrarrojo de las placas multicolores de HDPE.

Como se observa, la placa color negra y la placa color gris, no presentan señales en el rango ($1000-1500\text{ cm}^{-1}$), mientras que los espectros de las demás placas de colores sí los muestran, lo que puede estar asociado a la presencia de especies ligadas a los colorantes del tipo azo.

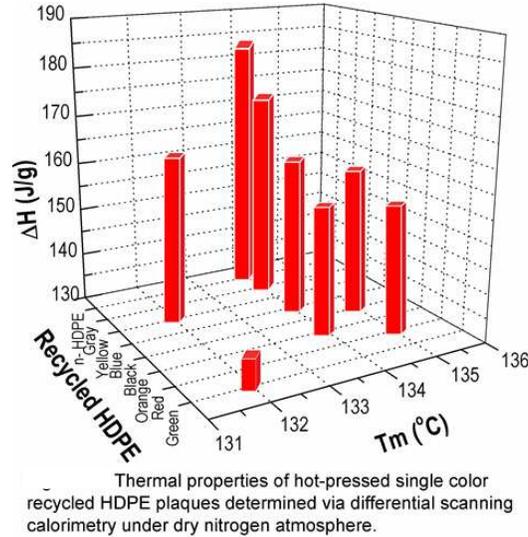


Fig 4. Propiedades térmicas de las placas determinado por calorimetría diferencial de barrido.

En la figura 4, se muestra la gráfica de la entalpía contra la temperatura de fusión para cada una de las placas de acuerdo al color. Como se puede ver, una de las placas que presenta valores de entalpía más altos, es la de color gris, esto está relacionado con el grado de cristalinidad, que contribuye a que el material sea más homogéneo, con una estructura más uniforme y por lo tanto más resistente.

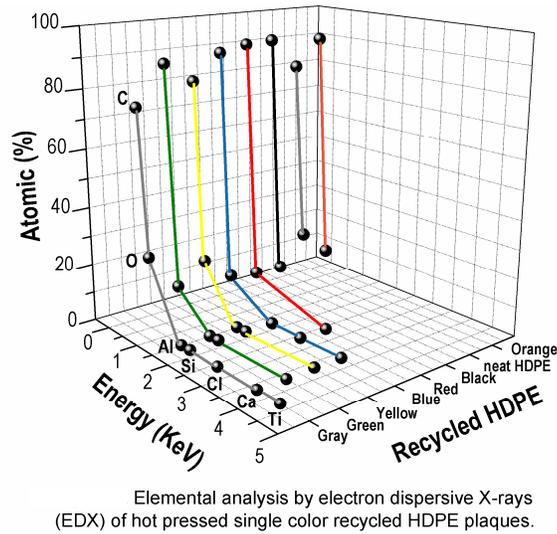
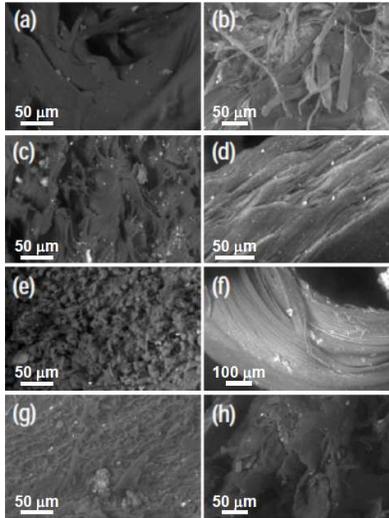


Fig 5. Análisis elemental por medio de Dispersión de electrones de rayos X.

En la figura 5, podemos observar los resultados obtenidos por el MEF con dispersión de rayos X, que nos indican la presencia de titanio en la placa gris. En general la composición de todas la placas es de acuerdo a lo esperado, sin embargo existen notables diferencias que dependen del color que presentan.



SEM micrographs of fracture hot-pressed single color recycled HDPE plaques. (a) black, (b) gray, (c) green, (d) yellow, (e) blue, (f) red, (g) neat HDPE, and (h) orange.

Fig 6. Micrografías individuales en MEB de las placas de HDPE.

Los planos de ruptura de cada una de las placas se muestran en la figura 6, como se puede observar la placa que presenta una buena elasticidad es la b, en la que podemos observar los filamentos del material, en contra posición tenemos la imagen de la muestra e, en la que destacan una especie de granulos, lo que significa que el material se fractura más fácilmente

CONCLUSIONES

En base a los resultados obtenidos, se concluye en primer lugar que el reciclaje de HDPE-tetrapak mediante la formación de placas, es viable, y que las hojuelas de Tetrapack resulta ser un buen reforzante, ya que se obtienen placas bien formadas con propiedades mecánicas como para que se puedan usar como cercas o simbras. En segundo lugar, se concluye que el pigmento influye en las propiedades mecánicas de las placas, y en el grado de cristalinidad, de tal suerte que la placa color gris que contiene Titanio, resulta ser la placa más resistente.

BIBLIOGRAFÍA

- [1]. Scheirs J. Et al. (1998) *Polymer Recycling Science, Technology and applications*. New York, John Wiley and Sons, Inc..
- [2]. Stevens ES. Et al. (2002) *Green Plastics: An introduction to the new science of biodegradable plastics*. Princeton, Princeton University Press, p.15.
- [3]. Khoo TS, Ratnam MM, Shahnaz SAB, et al. (2008) Wood filler-recycled polypropylene (WF-RPP) composite pallet: Study of fastening method. *J Reinf Plast Compos*; 27: 1723-1731.
- [4]. Cui YH, Tao J, Noruziaan B, et al. (2010). DSC Analysis and mechanical properties of wood-plastic composites. *J Reinf Plast Compos*; 29: 278-289.
- [5]. Klyosov AA. Et al. (2007) *Wood-plastic Composites*. New Jersey, John Wiley & Sons, Inc..
- [6]. Kaplan DL. Et al. (1998). Introduction to biopolymers from renewable resources. In: Kaplan, D. L. (Ed.). New York, *Biopolymers from renewable resources*. Springer, p. 1-29.
- [7]. Nam S. Et al. (2002) *Environment-friendly 'green' biodegradable composites using ramie and soy protein concentrate (SPC) polymer*. New York, MS Thesis, Cornell University.
- [8]. Nwabunma D. and Kyu T. Et al. (2008) *Polyolefin blends*. New Jersey, John Wiley & Sons, Inc..
- [9]. Quynh Truong Hoang T, Lagattu F and Brillaud J. Et al. (2010) Natural fiber-reinforced recycled polypropylene: Microstructural and mechanical properties. *J Reinf Plast Compos*; 29: 209-217.

CULTURE OF WATER FOR ELEMENTARY SCHOOL CHILDREN A LOCAL PROPOSAL

*Lourdes J. Juárez Montiel¹, Graciela M.L. Ruiz-Aguilar^{*1}, Sergio J. Alejo López², Vicente J. Álvarez Villafaña¹, Delfino Francia Pérez¹, Ricardo González Barbosa¹, Idania Valdéz Vázquez¹.*

¹ Department of Environmental Science, Division of Science of Life, University of Guanajuato, Irapuato, Guanajuato; México, e-mail g.ruiz.aguilar@gmail.com

² Department of Agroindustrial Engineering, University of Guanajuato, Salvatierra, Guanajuato, Mexico, e-mail jacintosergio@hotmail.com

ABSTRACT

In Mexico, Guanajuato state is one of the five states with the highest water issues[1]. Currently it is experiencing a water deficit in 46 municipalities [2,3] and has 90% over exploitation of aquifers [1]. Shortages have been experienced by the state is mainly due to the extraction of water from aquifers amounting to more than 1,000 million m³ per year [4,5]. The state of Guanajuato has created educational programs to address the big water problem [6]. Despite the existence of numerous environmental education programs, it is necessary to develop strategies to make more efficient the management and safeguarding of water. One strategy is to develop programs more approachable and consider local situations. Also age of people is important to define how easy or difficult could be to appropriate an educational process. Therefore, it has been established a proposal to define a culture of water where children from elementary school level will participate and actively interact resolving real problems in their communities or schools. A set of workshops and activities has been planned where aspects such as interest, performance, number of actions developed, and how they represent water are going to be considered. Three different programs are prepared: short, medium and long. Each one has different goals and is expected to get approximations how kids consider water as part of their life. Some of the activities will be encouraged kids to resolve a local problem considering different technologies already presented in the workshops. It is expected the program will help to have a better water use among elementary school students and contribute to resolve the water issue in the state.

Keywords: *Energy, Education, Water, Science.*

RESUMEN

En México, el estado de Guanajuato es uno de los cinco estados con los mayores problemas de agua [1]. Actualmente se está experimentando un déficit de agua en 46 municipios [2,3] y tiene el 90% la sobreexplotación de los acuíferos [1]. La escasez que han sido experimentado el estado se debe principalmente a la extracción de agua de los acuíferos con un valor de más de 1.000 millones de m³ por año [4, 5]. El estado de Guanajuato ha creado programas educativos para abordar el gran problema de agua [6]. A pesar de la existencia de numerosos programas de educación ambiental, es necesario desarrollar estrategias para hacer más eficiente la gestión y protección del agua. Una estrategia es el desarrollo de programas más accesibles y considerar las situaciones locales. También la edad de las personas es importante definir qué tan fácil o difícil podría ser para apropiarse de un proceso educativo. Por lo tanto, se ha establecido una propuesta para definir una cultura del agua donde los niños de nivel primaria participen e interactuen activamente para resolver problemas reales en sus comunidades o escuelas. Una serie de talleres y actividades se ha planificado en aspectos tales como el interés, el rendimiento, el número de acciones que se desarrollan, y cómo se representan el agua van a ser considerados. Tres programas diferentes fueron preparados: a corto, medio y largo plazo. Cada uno tiene diferentes objetivos y se espera obtener aproximaciones sobre cómo los niños consideran el agua como parte de su vida. Una de las actividades será el alentar a los niños a resolver un problema local, teniendo en cuenta las diferentes tecnologías ya presentadas en los talleres. Se espera que el programa ayudará a tener un mejor uso del agua entre los estudiantes de primaria y contribuirá a resolver la problemática del agua en el estado.

INTRODUCCIÓN

La educación es un factor importante para el cuidado del medio ambiente y la mejora continua de la calidad de vida, siendo la educación ambiental una herramienta para toma decisiones sustentables además de ser un proceso de formación y aprendizaje donde se puede adquirir conocimientos, actitudes y hábitos que permiten el cambio de conducta del individuo sobre aspectos ambientales [7].

El concepto de educación ambiental surge de la preocupación mundial ante el desequilibrio de los recursos naturales por el desarrollo industrial en los años 60's y 70's [8]. Sin embargo hasta los años 80's y 90's, toma mayor auge considerando con un proceso permanente en el cual los individuos pueden tomar conciencia del su medio y adquirir conocimientos y valores para resolver problemas medio ambiente. El objetivo que implementa la educación ambiental es ejercer y promover programas de educación, por ejemplo México en conjunto con los gobiernos estatales y el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, ejerció el programa "El Curso del Agua y del Proyecto WET Internacional", el cual convertido en la Guía "Encaucemos el Agua", abarca propuestas de actividades para educación formal o no formal aplicada para todos los niveles de educación [9]. Con lo que respecta al estado de Guanajuato, el cual es uno de los 5 estados con mayor problemática respecto al agua [1]. El estado presenta un déficit de agua en los 46 municipios [2, 3], o bien una sobre extracción de agua en el 90% de sus acuíferos [1]. Es por ello que ha generado programas para atender la gran problemática del agua. Dentro de los cuales destaca el establecido en el 2000, denominado una "cultura del agua" cuyo objetivo era generar conciencia social y la sustentabilidad del agua. Además surgieron campañas como "el agua es.....para todos", "sumérgete y cuida AGUANajuato". Así como en el 2001, se distribuyeron el comic infantil Hidrokids, implementando pláticas a 15 mil niños y adultos [10].

A pesar de la existencia de muchos programas de educación ambiental, es necesario establecer estrategias que hagan más eficientes el manejo y cuidado del agua. Con ello, brindar un panorama mayor ante la gran problemática de agua que existe en el país y principalmente en el estado de Guanajuato y así, estudiar los conocimientos, percepciones y actitudes de los niños hacia la educación ambiental enfocada al uso del agua.

METODOLOGIA

El proyecto está basado en lo establecido por el Manual de Educación Ambiental para escuelas primarias del estado de Guanajuato como guía de orientación. Se elaboró un manual que permita implementar tres programas con diferente duración: corto, mediano y largo, adaptando actividades propuestas en diferentes guías.

Asimismo se establecerá contacto con escuelas de educación básica urbanas y rurales en los municipios de Irapuato y Salamanca del estado de Guanajuato para la implementación de tácticas que nos ayuden a determinar las estrategias necesarias para establecer conceptos de educación ambiental orientada al cuidado y uso del agua.

RESULTADOS

Se elaboró un manual enfocado al Estado de Guanajuato. En él, se adecuaron tres programas de diferente duración, cada uno incluye dinámicas, actividades creativas y artísticas así como videos, entre otras, basado en la problemática de agua en el estado. Las dinámicas expuestas han sido adaptadas a situaciones actuales que vive el estado, la mayoría pertenece a las guías "¡Encaucemos el agua! Curriculum y guía de actividades para maestros" [11] y "Sumérgete y Cuida AGUANajuato" [4]. Asimismo, se incorporaron acciones de creación propia para complementar el documento.

Este manual será pilotado en la comunidad de Mancera del municipio de Salamanca, Gto., con el fin de validar las acciones propuestas en el mismo. Lo anterior en las instituciones del nivel

básico que lo autoricen. Esto permitirá realizar adecuaciones al documento para mejorarlo y además, de generar los primeros indicadores sobre los impactos en los estudiantes. Se espera que en un corto plazo, los programas se estén implementando en otras instituciones para evaluar la perspectiva de los niños en el cuidado, uso y manejo del agua. Esto mediante una serie de cuestionarios enfocados a determinar los impactos en su persona y cómo éstos fueron son adaptados en un periodo de tiempo.

CONCLUSIONES

La educación es un factor importante para el cuidado del medio ambiente y la mejora de la calidad de vida, siendo la educación ambiental una herramienta para toma decisiones sustentables. A pesar de la existencia de muchos programas de educación ambiental, es necesario establecer estrategias que hagan más eficientes el manejo y cuidado del agua. Con ello, brindar un panorama mejor ante la gran problemática de agua que existe en el país y principalmente en el estado de Guanajuato. La cultura del agua se define según UNESCO, como “el conjunto de creencias, conductas y estrategias comunitarias para el uso del agua” que cuenta el individuo. Esta cultura está conformada por las percepciones sociales, culturales y los valores que se transmiten entre las personas. Si consideramos que la cultura del agua es un reflejo sobre las acciones que se desarrollan de manera personal o grupal, ésta ha contado con poco o nulo eco en la población guanajuatense. A pesar de las estrategias implementadas, el número de acciones efectivas y duraderas no es proporcional con los esfuerzos realizados. Es por ello que se espera definir los motivos que originan la poca penetración de los programas estatales implementados y corregirlos en la medida de lo posible, para lograr una nueva y renovada cultura del agua.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el apoyo otorgado a COTAS Irapuato-Valle de Santiago, así como a las instituciones de educación básica de la comunidad Mancera en Salamanca, Gto., por su apoyo para la realización del presente trabajo. Igualmente, el financiamiento recibido por la Dirección de Apoyo a la Investigación y el Posgrado de la Universidad de Guanajuato, a través del proyecto “Construcción de una cultura ética del agua con los niños, a partir de sus representaciones sociales”.

REFERENCIAS

- [1] Olvera C. (2012). Guanajuato es uno de los 5 estados con mayor problema de agua: CNA. Periódico Milenio. Obtenido el 13 de mayo de 2013 desde <http://www.milenio.com/cdb/doc/noticias2011/14fd2f07067c595dda32c7062c6d3b3a>
- [2] Vargas C. (2013). Guanajuato tendrá agua solo para 14 años más. Periódico El Sol de León. Obtenido el 14 de mayo de 2013 desde <http://www.oem.com.mx/elsoldeleon/notas/n2981814.htm>
- [3] Vilches D. (2013). A Guanajuato le queda agua solo para 14 años. Periódico Milenio. Obtenido el 14 de mayo de 2013 desde <http://www.milenio.com/cdb/doc/noticias2011/163f8cf40d470bbb28f027bc1af04b707>
- [4] CEAG (2002). Problemática del agua en Guanajuato. Órgano informativo de la Comisión Estatal del Agua de Guanajuato. Año I, número 04.
- [5] Domínguez P. (2011). Guanajuato está en riesgo por sobreexplotar el agua. Periódico Milenio. Obtenido el 12 de mayo de 2013 desde <http://leon.milenio.com/cdb/doc/noticias2011/9eff4ec8bb8b82a2677854bfeb71bce>
- [6] Salgado, B. M. C. (s/f) Educación ambiental y educación para el desarrollo sostenible en América Latina.
- [7] Ortega R. N. y Velasco V. E. (2006). Manual de educación ambiental para escuelas primarias del estado de Guanajuato. Instituto de Ecología del Estado de Guanajuato.
- [8] García. A. A. (2005). Breve historia de La educación ambiental: Del conservacionismo hacia El desarrollo sostenible. Revista Futuros, 12, 1-8.
- [9] Vázquez T. C. (2005). Cultura del agua una responsabilidad compartida. Revista Aqua fórum.

Num. 40. Pp 11-14.

[10] Montoya S. J. & Jiménez G. E. (2005). El papel de la cultura del agua en el proceso de gestión democrática y descentralizada del agua. "La experiencia Guanajuato". Revista Aqua fórum. Num. 40. Pp 3-10.

[11] SEMARNAT (2010). ¡Encaucemos el agua! Curriculum y guía de actividades para maestros. SEMANART.

EVALUACIÓN DE LA REDUCCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE PROCEDENTE DE UN LIXIVIADO INDUSTRIAL EN SISTEMAS ANAEROBIOS DISCONTINUOS

Alba América Moreno González¹, Germán Cuevas Rodríguez², Elcia Margareth Souza Brito³, Arodí Bernal Martínez⁴

¹Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México, americamorenog4343@gmail.com, ²Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México, german28@ugto.mx, ³Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México, ⁴Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México, arodiberna@ugto.mx

RESUMEN

El empleo de sistemas anaerobios, es una alternativa para la reducción de cromo hexavalente (Cr VI) en lixiviados procedentes de la industria química. En trabajos anteriores se utilizaron diferentes fuentes de carbono natural: agua residual (AR), suero lácteo (S) y una mezcla de (S+AR), con diferentes concentraciones de cromo desde 50 a 500mg Cr (VI)/L, se observaron que los mejores porcentajes de reducción se presentaron para (S+AR), los resultados obtenidos de este estudio permitieron generar las condiciones de operación para la utilización de reactores discontinuos. Se implementaron reactores discontinuos con dos composiciones diferentes de las fuentes de carbono antes mencionadas (30:70 y 50:50 v/v) sobre los cuales se evaluó la reducción de 250 mg Cr(VI)/L procedente del lixiviado de la industria química. La reducción del metal en ambos casos se llevó a cabo en un 100%, aunque la relación 50:50 presentó el tiempo más corto (4 días), el uso de efluentes residuales en mezcla pueden ser utilizados como fuentes de carbono para reactores biológicos anaerobios generando una alternativa viable para el tratamiento de este tipo de residuos industriales y evitar su migración al medio ambiente.

Palabras clave: Tecnología anaeróbica, cromo hexavalente, consorcio, reactor anaerobio, reducción, lixiviado.

INTRODUCCIÓN

Entre los metales pesados de gran interés ambiental se encuentra el cromo (potencial carcinógeno y mutagénico) [1], de uso común en la industria de manufactura, que posteriormente generan residuos que sin un tratamiento adecuado tienden a almacenar. En los vertimientos industriales se llevan a cabo interacciones bioquímicas y se desarrollan poblaciones microbianas que metabolizan sustancias orgánicas e inorgánicas, interviniendo drásticamente de esta manera en la disolución o precipitación de los metales, a su vez, las condiciones geoquímicas determinan la viabilidad, actividad y crecimiento microbiano [2],[3]. El Cr (VI) predomina bajo condiciones fuertemente oxidantes y el Cr(III) bajo condiciones reductoras, por lo que el empleo de sistemas anaerobios, es una alternativa para la reducción de Cr(VI) [3], numerosos estudios han revelado que existen factores que afectan la reducción microbiológica de Cr (VI), en reactores biológicos como son el pH, la temperatura, la concentración inicial de Cr(VI), el potencial oxido-reducción y la fuente de carbono [5,6,], hoy en día existen simuladores de reducción para el metal, pero estos no pueden considerar todas las variables antes mencionadas [7]; es necesario tener en cuenta que las condiciones cambian dependiendo del tipo de microorganismo y la matriz de cromo que se requiere reducir [8]. Sin embargo, se sabe que el Cr(VI) en presencia de material orgánico consigue ser reducido a Cr(III) debido a la donación de electrones [8], existen compuestos de carbono que se consideran excelentes donadores de electrones, entre ellos la lactosa, la glucosa entre otros [5,8], éstos compuestos en forma sintética son caros, pero pueden encontrarse en menor pureza en fuentes de carbono naturales que muchas veces son desechadas como efluentes residuales [9], desperdiciando su potencial composición de carbono. El objetivo de este trabajo fue encontrar la mejor proporción de

diferentes fuentes de carbono naturales en reactores anaerobios discontinuos, para evaluar la reducción de Cr(VI), en presencia de un consorcio microbiano, con la finalidad de generar las condiciones necesarias para posteriormente, implementar sistemas anaerobios de flujo continuo a escala piloto.

METODOLOGÍA

Muestreo y Caracterización de lixiviados

Los lixiviados ricos en cromo que se manejaron en este estudio fueron muestreados de una industria química del municipio de León, Guanajuato; dichos lixiviados fueron caracterizados fisicoquímicamente y se analizó el contenido de metales en un laboratorio certificado.

Pruebas de en batch con fuentes de carbono naturales

Se evaluó la reducción de Cr(VI) por el consorcio, utilizando diferentes fuentes de carbono (agua residual estéril (AR), una mezcla al 10% en volumen de suero estéril y agua residual estéril (SR) y suero de leche estéril (SE) y varias concentraciones de Cr(VI) (200, 300, 400 y 500 mg/L) procedentes del lixiviado. Las pruebas se realizaron en botellas serológicas de 100 mL con un volumen útil de 50 mL de medio y se inocularon con 5 ml de consorcio. Las condiciones bajo las cuales se trabajó fueron: temperatura ambiente ($25\pm 2^\circ\text{C}$), agitación constante a 120 rpm y completa anaerobiosis, la cual se logró empleando un agente antioxidante (diatona 100mM). Estas pruebas se monitorearon diariamente por un período de 10 días, donde los parámetros analizados fueron la concentración de Cr(VI) y el pH.

Implementación de los reactores discontinuos

Se implementaron dos reactores con capacidad de 2L, con un volumen útil de 1 L. Cada uno de los reactores fueron alimentados con S+AR, como fuente de carbono, pero con diferente proporción de ésta (el primer reactor con la relación 30:70 y el segundo 50:50 v/v). Ambos fueron mantenidos con una agitación constante de 90 rpm, temperatura ambiente y una atmósfera anaerobia (adición del indicador resazurina y diatona 100mM). Los reactores fueron inoculados con 20 mL de microorganismos proliferados en un sistema de reducción de cromo (primera etapa), los cuales inicialmente fueron muestreados del lago de Parangueo. La inyección del lixiviado se realizó de forma discontinua y con 250 mg/L de Cr (VI). En la tabla 1, se muestran las condiciones a las cuales se llevaron a cabo las pruebas.

Tabla 1. Condiciones de operación de los sistemas.

Reactor	Fuente decarbono	RelaciónS+AR	mg/L Cr (VI)
1	S+ AR	30:70	250
2		50:50	

En los sistemas las determinaciones de Cr(VI) se realizaron diariamente de acuerdo al método colorimétrico [4] y el pH. Posteriormente, a la reducción completa de la concentración de Cr(VI), se procedió a la purga en el sistema, al recambio de fuente de carbono, y a la reinyección de 250 mg/L de Cr(VI). Esta prueba se realizó por un periodo de 40 días.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El lixiviado con el cual se trabajó presentaba un valor de pH de 14 y 14178 mg /L de Cr (VI). En la tabla 2, muestra los porcentajes de remoción obtenidos en las pruebas batch utilizando AR y S+AR (10:90 v/v) en un periodo de 10 días. La fuente de carbono que presentó mejores remociones fue (S+AR). Cabe señalar que los porcentajes de reducción se ven disminuidos conforme aumenta la concentración inicial del metal desde 200 a 500 mg/L. Para lograr la reducción total en las pruebas S+AR de 400 y 500mg/L de cromo (VI) se requirieron 12 y 19 días respectivamente, mientras que para las pruebas de AR no se alcanzó una reducción total del Cr(VI), esto nos indica que el AR no presenta en su composición los suficientes compuestos, que puedan emplearse como donadores de electrones [8], sin embargo cuando los efluentes se

combinan S+AR, su potencial de reducción es mayor, el cual es sumado a la actividad microbiana dentro de los sistemas batch.

Tabla 2. Porcentajes de reducción de Cr (VI) en los sistemas en batch con diferentes fuentes de carbono.

mg Cr (VI)/L	Fuente de carbono	% reducción (tiempo)
300	AR	12.4±1.5 (10 d)
400	AR	25.2±0.1 (10 d)
500	AR	32.5±0.7 (10 d)
300	S+AR	100±0.2 (6 d)
400	S+AR	96.6±0.1 (12 d)
500	S+AR	55±0.7 (19 d)

A continuación, en la figura 1 se muestran los resultados obtenidos durante la experimentación del reactor discontinuo con proporción de 30:70 y con inyección de 250 mg/L de Cr (VI). El sistema se mantuvo por un periodo de 40 días. Durante los cuales se llevaron a cabo 4 ciclos de reinyecciones. El tiempo de reducción de cromo en el sistema fue de 10±1.5 días. Este mismo comportamiento se repite, cuando se realizaron las otras tres inyecciones sucesivas. En cuanto al pH, este va incrementando, conforme a las reinyecciones de 4.86 a 7.95. En el reactor control sólo se alcanzó una remoción de 65% en cada ciclo.

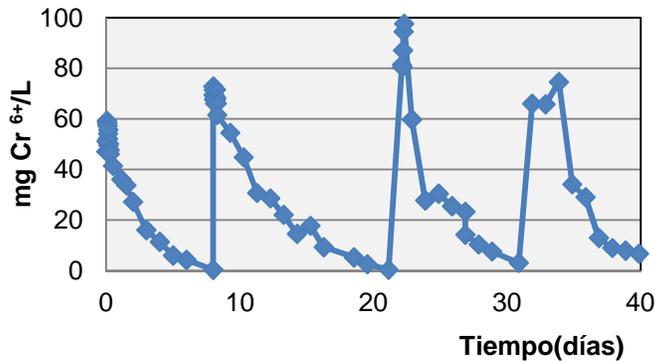


Figura 1. Reducción de cromo (VI) en el reactor discontinuo empleando como fuente de carbono S+AR (30:70 v/v) e inyecciones de 250 mg/L de Cr (VI).

En la figura 2, se presenta el comportamiento del reactor alimentado con la mezcla S+AR (50:50 v/v) con diferentes reinyecciones de Cr(VI) en el medio, cada pico corresponde a la reinyección de 250 mg Cr (VI)/L. Se puede observar que el tiempo en el cual se realiza la reducción total del Cr (VI) fue de no más de 3 días. Después de la quinta reinyección, la reducción se llevó a cabo en 3 días en comparación con las primeras reinyecciones, esta se llevó a cabo en 2 días. La mejor proporción de sustrato fue esta última, posiblemente debido a que presenta mayor cantidad de lactato, fuente de carbono que se ha demostrado, es muy útil para la reducción de Cr(VI) [5,8,9]. En cuanto al comportamiento del pH en el sistema, se observó que se mantuvo oscilando entre 4-4.5, sin tener un efecto notorio en comparación del reactor con proporción 30:70.

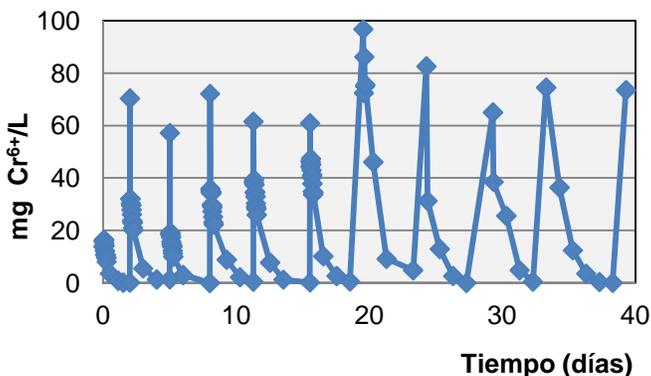


Figura 2. Comportamiento de la reducción de cromo (VI) en el reactor discontinuo empleando como fuente de carbono S+AR (50:50 v/v) e inyecciones de 250 mg/L de Cr (VI).

CONCLUSIONES

Con este estudio se concluye que existen efluentes residuales que pueden implementarse para la reducción de Cr(VI) en reactores anaerobios. Debido a que no todas las fuentes de carbono presentan un potencial elevado para la reducción (AR) y no son muy disponibles (S), se considera conveniente el uso de mezclas, ya que presentan mayor porcentaje de reducción en los sistemas batch, (S+AR para 300 mg Cr(VI)/L, reducción de 100% en 6 días, mientras AR para misma concentración en 10 días alcanzó sólo un 12.5% de reducción. La mejor composición de mezcla de fuentes de carbono naturales estudiada en reactores discontinuos de (S+AR), fue 50:50, generando un tiempo de reducción total de 3 días para 250 mg/L de cromo (VI). Mientras que la mezcla 30:70, requirió mayor tiempo (10 días). La capacidad de reducción en los sistemas no se pierde con las reinyecciones sucesivas a pesar del incremento del pH, esta se llevó a cabo en el mismo tiempo. Estos estudios generan condiciones para implementar un posterior escalamiento.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Dirección de Apoyo a la Investigación y posgrado de la Universidad de Guanajuato, por el financiamiento otorgado para el proyecto "Biotransformación anaerobia de Cr (VI) en reactores de lecho fijo y biomasa suspendida".

BIBLIOGRAFÍA

- [1] Acosta I., Cárdenas J., Alvarado D. and Moctezuma M. (2008). Remoción de cromo (VI) en solución acuosa por biomasa celular de *Paecilomyces* sp. *Información Tecnológica*. 19 (1): 69-74.
- [2] Warren, L.A. (2005). Biofilms and metal geochemistry: the relevance of microorganism induced geochemical transformations. En: SGM symposium 65: Micro-organisms and Earth systems-advances in geomicrobiology. Editors G.M.Gadd, K.T. Semple & H.M. Lappin-Scott. Cambridge University Press. p. 11-2.
- [3] Vullo, D.L. (2003). Microorganismos y metales pesados: una interacción en beneficio del medio ambiente. *Revista Química Viva* 2(3).
- [4] NMX-AA-044-SCFI-2001 Análisis de aguas, determinación de cromo hexavalente en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas, método de prueba.
- [5] M. Michailides, A.G. Tekerlekopoulou, C. S. Akratos, and D.V Vayenas (2012) "A kinetic study of biological cr(vi) reduction in drawfill reactors". Memoria del congreso *Protection and restoration of the environment XI. Wastewater treatment and management, thessaloniki, Greece. Julio 2012*.
- [6] Tekerlekopoulou A., G. Tsimis, E. Dermou, S. Siozios, K. Bourtzis and D.V. Vayenas (2010) 'The effect of carbon source on microbial community structure and Cr(VI) reduction rate' *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 107, pp.478-487.
- [7] Nkhalambayasi-Chirwa E.M. and Y.T. Wang (2004) 'Modeling hexavalent chromium removal in a *Bacillus* sp. fixed-film bioreactor' *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 87, pp.874-883.
- [8] Ferro Orozco A.M., E.M. Contreras and N.E. Zaritzky (2010) 'Cr(VI) reduction capacity of activated sludge as affected by nitrogen and carbon sources, microbial acclimation and cell multiplication' *Journal of Hazardous Material*,

Vol. 176, pp.657-665]

[8] Cuevas Rodríguez G., Rodríguez Díaz F., Bernal Martínez A., Souza Brito E.M., Gutiérrez Corona J. F., Reyna López G. E. (2011). Hacia la búsqueda de una simbiosis industrial para la reducción de Cr VI presente en lixiviados de RP. Memorias VI Congreso Internacional de Sistemas de Innovación para la Competitividad 2011. Agentes de la Innovación: hacia una economía sostenible en I+D+I. Ecología Industrial e Innovación. Agosto (2010).

CHARACTERIZATION OF CHROMATE-TOLERANT FUNGAL STRAINS INDIGENOUS TO CHROMIUM FREE SOIL

*Pamela Romo-Rodríguez*¹, *MJ Aguilar-Casas*¹, *M Maldonado-Santoyo*², *JF Gutierrez-Corona*¹

¹Departamento de Biología, DCNyE, UG, Guanajuato, México, laqbromo@hotmail.com

²Centro de Investigación y Asesoría Tecnológica del Estado de Guanajuato, Guanajuato, México.

ABSTRACT

Various industrial activities such as tanning, dye production, electroplating, among others, use chromium salts as raw material and in most cases the untreated waste is released into the environment without control. This results in areas with serious pollution problems due to the presence of hexavalent [Cr(VI)] and trivalent [Cr(III)] chromium, which are the most stable oxidation states; the former is highly toxic to most organisms due to its solubility and because it is actively transported into cells, whereas the latter is relatively innocuous. In recent years there is growing interest in employing microorganisms for the development of methods of biotreatment and bioremediation to remove Cr(VI), however this type of strategy is not widely used. This study describes the isolation and characterization of chromate-tolerant fungal strains indigenous to non-contaminated soils, which were compared to the chromate-tolerant strain Ed8 of *Aspergillus tubingensis*, indigenous to chromate-contaminated soils. The results indicated that fungal strains indigenous to chromate-free environments have the ability to decrease Cr(VI) levels in the growth medium similarly or better than a chromate-tolerant strain indigenous to chromate contaminated soils and all the strains show no accumulation of total chromium in the biomass; these results suggested that chromate-tolerance and the capability to decrease Cr(VI) levels are not directly related. By sequencing of actin and calmodulin genes, as well as the internal transcribed spacer (ITS) region, strains Ax5, R2 and R7 were identified as *Hypocrea lixii*, strains Ax6 and Lx9 were identified as *Fusarium oxysporum*.

Keywords: Biotechnology, chromate-tolerant fungi, chromate reduction, *Hypocrea lixii*, *Fusarium oxysporum*.

RESUMEN

Varias actividades industriales como la de curtiduría de pieles, producción de tintas, cromado electrolítico, entre otras, usan sales de cromo como materia prima y en la mayoría de los casos los desechos sin tratamiento son liberados al ambiente sin control. Esto resulta en áreas con problemas de contaminación, debido a la presencia de cromo hexavalente [Cr(VI)] y trivalente [Cr(III)], los dos estados de oxidación más estables; el primero es altamente tóxico para la mayoría de los organismos debido a su solubilidad y a que es transportado activamente al interior celular, mientras que el último es relativamente inocuo. En años recientes ha crecido el interés en emplear microorganismos para el desarrollo de métodos de biotratamiento y biorremediación para la remoción de Cr(VI), sin embargo este tipo de estrategias no es usada comúnmente. Este estudio describe el aislamiento y caracterización de cepas fungicas cromato tolerantes nativas de suelos no contaminados con cromo, las cuales fueron comparadas con la cepa cromato tolerante Ed8 de *Aspergillus tubingensis*, nativa de suelo contaminado con cromo. Los resultados indican que las cepas provenientes de sitios no contaminados tienen la habilidad de disminuir los niveles de Cr(VI) en el medio de crecimiento de manera similar o mejor que la cepa cromato-tolerante proveniente de un sitio contaminado y que las cepas no muestran acumulación significativa de cromo en su biomasa; esto sugiere que la tolerancia a cromato y la capacidad de disminuir el Cr(VI) no está directamente relacionada. Secuenciando regiones de los genes de actina, calmodulina y tubulina, así como los espaciadores internos transcritos (ITS), las cepas Ax5, R2 y R7 fueron identificadas como *Hypocrea lixii* y las cepas Ax6 y Lx9 como *Fusarium oxysporum*.

INTRODUCCION

Diversas actividades industriales tales como el curtido de pieles, producción de colorantes, cromado electrolítico, entre otras, usan sales de cromo como materia prima y en la mayoría de los casos los desechos sin tratamiento son liberados al ambiente sin control alguno. Esto genera, en las zonas donde se realizan este tipo de actividades industriales un problema de contaminación serio debido a que el Cr(VI), forma iónica más tóxica de desecho, provoca graves daños a los seres vivos. En la naturaleza las formas trivalente y hexavalente del cromo son los estados de oxidación más estables. El cromo hexavalente es una forma iónica altamente tóxica para los seres vivos; su toxicidad se debe principalmente a que las sales de Cr(VI), como cromatos y dicromatos, son altamente solubles y son activamente transportadas al interior de las

células provocando daños a diversas biomoléculas debido al estrés oxidativo que generan [4]. Por otro lado, el cromo trivalente, la otra forma estable del cromo, es altamente insoluble razón y es relativamente inocuo.

Los tratamientos convencionales de efluentes industriales y tierras contaminadas con Cr(VI) son de tipo fisicoquímico e incluyen la reducción química seguida de la precipitación, intercambio iónico o adsorción sobre carbón activado, alumina, kaolinita o ceniza. Sin embargo, la mayoría de esos tratamientos son de elevados costos energéticos y monetarios y en ocasiones se generan otro tipo de contaminantes, haciendo de la solución un problema nuevo. En años recientes, existe un creciente interés en el empleo de métodos biológicos para la remoción del Cr(VI), que contemplan el uso de microorganismos o plantas para remover el ion Cr(VI), sin embargo este tipo de estrategias no es muy utilizada.

Se sabe que en sitios contaminados con Cr(VI) las altas concentraciones del ion permiten la selección de cepas de microorganismos adaptadas que poseen mecanismos de interacción con cromo que les ayudan a sobrevivir en dicho ambiente hostil; tales mecanismos incluyen procesos de detoxificación de Cr(VI), como su conversión en Cr(III) por enzimas y/o metabolitos, su expulsión del medio intracelular por proteínas expulsoras o su adsorción a la superficie celular mediante la unión a componentes de la pared celular. Algunos de estos mecanismos, como la biotransformación o la bioadsorción de cromo, son de interés para el desarrollo de procesos biotecnológicos para la remoción de cromo [2].

En el grupo de trabajo, con anterioridad se han aislado cepas fúngicas provenientes de sitios contaminados con Cr(VI), que incluyen aislados de los géneros *Aspergillus* y *Penicillium*, las cuales muestran resistencia a altas concentraciones del ion, además de que son capaces de llevar a cabo la reducción de Cr(VI) a Cr(III) [1, 3]. En este estudio se aislaron cepas fúngicas tolerantes a cromo nativas de suelo libre de contaminación por cromo; mediante secuenciación de fragmentos de genes constitutivos (actina, calmodulina y tubulina) y de secuencias ITS se logró su identificación a nivel molecular. Se determinaron algunas de sus características de interacción con cromo hexavalente, observándose que algunas de ellas son altamente eficientes para disminuir los niveles de cromo hexavalente del medio de crecimiento y mediante la determinación del cromo acumulado en la biomasa se pudo establecer que dicha reducción se llevaba mayoritariamente en el medio extracelular. Los resultados obtenidos indican que algunos aislados de *Hypocrea lixii* y de *Fusarium oxysporum* poseen potencial para ser considerados para estudios posteriores de remoción de Cr(VI) de residuos industriales.

METODOLOGIA

Organismos y condiciones de cultivo. Se utilizó como referencia para los experimentos de sensibilidad y disminución de cromo la cepa ambiental Ed8 de *Aspergillus niger* var. *tubingensis*. Los aislados de hongos filamentosos se denominaron Ax5, Ax6, R2, R7 y Lx9. Para los experimentos en donde se exponía a los aislados a Cr(VI) se usó el medio mínimo Lee (LMM) [5].

Aislamiento y selección. Se realizaron muestreos en un sitio no contaminado con cromo hexavalente, ubicado en la sierra de Santa Rosa, Guanajuato, México. Diluciones seriadas de las muestras se inocularon en medio LMM sólido suplementado con 100 mg/L de Cr(VI), se observó crecimiento a las 72 h. Para la selección y determinación de sensibilidad a Cr(VI) se inoculó con cada una de las cepas (1×10^5 conidias) en medio LMM sólido suplementado con Cr(VI) a diferentes concentraciones (100, 125, 150, 175, 200, 250 mg/L) y se observó el crecimiento.

Identificación molecular de los aislados. Se amplificaron mediante PCR fragmentos de los genes de actina, calmodulina, tubulina y las regiones ITS (en este caso utilizando los iniciadores universales ITS1, ITS2 e ITS4), empleando DNA genómico como templado. Los fragmentos amplificados se purificaron, se clonaron en el vector pJET1.2 (Thermo Scientific, EUA) y se secuenciaron. Las secuencias obtenidas se analizaron mediante BLAST usando como referencias la base de datos del NCBI (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/>).

Capacidad reductora. Para determinar la capacidad reductora de los aislados se siguió el procedimiento previamente descrito [3]. Se determinó el Cr(VI) inicial y final (después de 48 h) determinando así el porcentaje de disminución. Se calculó la reducción específica dividiendo los microgramos de cromo reducido por los miligramos de biomasa producida (peso seco).

Acumulación de cromo en biomasa.

Siguiendo un protocolo previamente establecido [1], se determino mediante ICP-MS el Cr total en la biomasa despues de la exposicion durante 48 h a 20 y 50 mg/L de Cr(VI).

RESULTADOS Y DISCUSION

Aislamiento, selección e identificación de cepas fungicas tolerantes a cromato.

Para el aislamiento de cepas de hongos nativas de suelo libre de cromo, se tomaron muestras de tierra de la sierra de Santa Rosa y de Santa Teresa, Guanajuato, México; el análisis de las muestras indicó que contenían <1 mg/L de cromo total. Las muestras fueron diluidas y con ellas se inoculo medio LMM solido suplementado con cromo hexavalente; de esta manera se realizo un proceso conjunto de aislamiento y selección de cepas ambientales con capacidad de crecer en presencia del ion toxico Cr(VI). Se obtuvieron 5 aislados, lográndose observar que son aptos para crecer en un rango de concentraciones de cromo hexavalente que va de 125 hasta 175 mg/L (Tabla 1).

Tabla 1. Aislados fúngicos obtenidos y su sensibilidad a Cr(VI). El nivel de sensibilidad corresponde a la concentración de Cr(VI) máxima donde se observó crecimiento en medio LMM solido a las 72h de incubación.

Aislado	Ax5 ¹	Ax6 ¹	R2 ²	R7 ²	Lx9 ¹	Ed8*
Nivel de sensibilidad a Cr(VI) (mg/L)	150	125	175	150	125	250

*Cepa de referencia cromato-tolerante. ¹Cepas aisladas en Santa Teresa; ²Cepas aisladas en Santa Rosa

Se realizó la identificación molecular de los aislados mediante amplificación por PCR y secuenciación de regiones de los genes de actina, calmodulina y tubulina, así como los espaciadores internos transcritos (ITS); la Figura 1 muestra como ejemplo los resultados de amplificación por PCR obtenidos con la cepa Ax5. El escrutinio de las secuencias mediante análisis tipo BLAST contra la base de datos del NCBI, permitió identificar a las cepas Ax5, R2 y R7 como aislados de *Hypocrea lixii* y a las cepas Ax6 y Lx9 como aislados de *Fusarium oxysporum*.

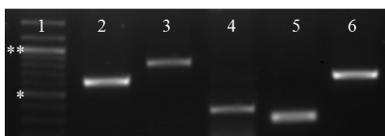


Figura 1. Amplificación por PCR de genes constitutivos y regiones ITS para la identificación de la cepa Ax5. Se uso como templado DNA genómico. Carriles: 1 Marcadores *500pb **1000pb, 2 Act^f, 3 Cad^f, 4 Tub^f, 5 ITS¹⁻², 6 ITS¹⁻⁴.

Determinación de la capacidad reductora de los aislados.

La cinética de disminución de Cr(VI) en incubaciones de 48 h, utilizando biomasa micelial de cada uno de los aislados (Figura 2), así como de la cepa Ed8 de *A. niger* var. *Tubingensis* [1, 2], se verifico que estas son capaces de llevar a cabo la transformación de Cr(VI) a Cr(III). Como se observa en la Figura 2A, la disminucion volumétrica de Cr(VI), en orden decreciente, fue Ax5>Ed8>Ax6>R7>Lx9>R2. En la Fig. 2B se muestra que la biomasa producida es distinta entre las cepas, de modo que el orden decreciente fue Ax5>R2>Ed8>R7>Lx9>Ax6; esto indica que en presencia de Cr(VI) las cepas pertenecientes a los géneros *Hypocrea* y *Aspergillus* producen cantidades de biomasa aproximadamente similares, las cuales son más altas que las que producen las cepas del género *Fusarium*. Cuando se normalizó la disminución de Cr(VI) a la biomasa producida por las cepas, para obtener el dato de reducción específica, el orden

decreciente fue Ax6>Lx9>Ax5>R7>Ed8>R2. De lo anterior se desprende que, en comparación con la cepa Ed8, que mostró un valor de reducción específica de 17.8 µg Cr(VI)/mg, la mayoría de los aislados, excepto la cepa R2 (reducción específica <5 µg Cr(VI)/mg), mostraron una mayor eficiencia específica de disminución de Cr(VI).

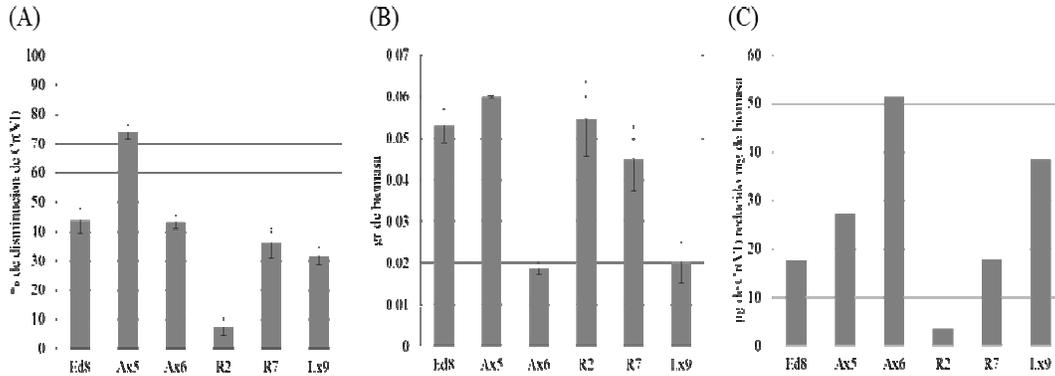


Figura 2. Capacidad de disminución de Cr(VI) y crecimiento de los aislados fungicos en incubaciones realizadas por 48 hs en presencia de 50 mg/L de Cr(VI). (A) Porcentaje de disminución de Cr(VI); (B) Peso de la biomasa producida; (C) Reducción específica calculada en base a los microgramos de cromo reducido sobre los miligramos de biomasa producida.

Acumulación de Cr(VI) en biomasa.

Los valores de Cr(VI) en el medio no establecen si efectivamente la disminución de cromo está dada por la reducción o por la posible incorporación de cromo a la biomasa micelial, por lo que se determinó la incorporación de Cr total a la biomasa mediante ICP-MS. Como se puede observar en la Figura 3, los valores de Cr incorporado en la biomasa expuesta a dos concentraciones distintas de Cr(VI) (20 y 50 mg/L) son menores a 0.2% para todas las cepas; esto indica que la disminución de Cr(VI) observada en el medio de cultivo de todas las cepas no se debe a la incorporación de Cr en la biomasa.

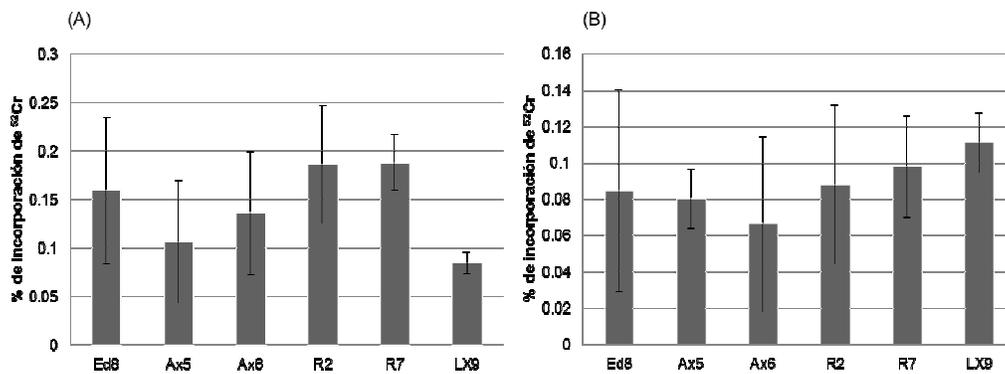


Figura 3. Incorporación de cromo total a la biomasa. Se determino el ⁵²Cromo mediante ICP-MS. La acumulacion se observo en dos condiciones, exponiendo el micelio a 20 mg/L (A) y 50 mg/L (B) de Cr(VI) durante 48 h. Los valores corresponden al cromo total acumulado con respecto al cromo total en el medio.

CONCLUSIONES

Es factible aislar de sitios no contaminados con Cr(VI) cepas fungicas tolerantes al ión que poseen alta eficiencia para reducirlo; entre los aislados obtenidos se encuentran cepas de *H. lixii* y de *F. oxysporum*.

El análisis de la tolerancia a Cr(VI) y de la capacidad de reducción del ión del conjunto de cepas estudiadas indica que dichas características no estan directamente relacionadas.

Los aislados Ax5, Ax6 y Lx9 de *H. lixii* y R7 de *F. oxysporum* poseen potencial para ser considerados para estudios posteriores de remoción de Cr(VI) de residuos industriales.

REFERENCIAS

- [1] Acevedo-Aguilar FJ, et al (2008) Analytical speciation of chromium in in-vitro cultures of chromate-resistant filamentous fungi. Anal. Bioanal. Chem. 392:269–276.
- [2] Cervantes C et al (2001) FEMS Microbiol. Revs. 25:335-347.
- [3] Coreño-Alonso A, et al (2009) Cr(VI) Reduction By An *Aspergillus tubingensis* Strain: Role Of Carboxylic Acids And Implications For Natural Attenuation And Biotreatment Of Cr(VI) Contamination. Chemosphere 76:43-47.
- [4] Katz AS, et al (1994) The Biological And Environmental Chemistry Of Chromium. VCH Publishers, Inc., New York.
- [5] Lee KL et al (1975) J. Med. Vet. Mycol. 13:148-153

REMOCIÓN DEL COLORANTE AZUL DIRECTO 71 DE SOLUCIONES ACUOSAS MEDIANTE ESFERAS DE ALGINATO DE CALCIO.

REMOVAL OF DIRECT BLUE 71 FROM AQUEOUS SOLUTIONS BY CALCIUM ALGINATE BEADS.

Selene I. Nava Rosales^{1✉}, *Ruth Alfaro-Cuevas-Villanueva*², *Raúl Cortés Martínez*³

¹ITM, Morelia, México, ²IIQB UMSNH, Morelia, México, ³FQFB UMSNH, Morelia, México
Avenida Tecnológico 1500 Col. Lomas de Santiaguito, Morelia, Michoacán, México.
e-mail: nava.selene@hotmail.com

ABSTRACT

This study examined the feasibility of removing Direct Blue 71 (DB71) from aqueous solutions using calcium alginate beads (CABs). The effects of dye concentration, CAB dosage, temperature and pH on adsorption of DB71 by CABs were also evaluated. Pseudo second-order, Elovich and Lagergren models were adopted to evaluate experimental data and thereby elucidate the kinetic adsorption mechanism, as well as kinetic parameters of the system. Additionally, this study used the Langmuir, Freundlich and Langmuir-Freundlich (L-F) isotherms to describe equilibrium adsorption. The adsorption percentage of DB71 increased as dye concentration and CABs dosage increased. The experiments were performed at three different temperatures (25, 35 and 45°C) and at seven different pH conditions (pH 3-9). The highest adsorption percentage was reached at 25°C and at pH of 6.

Based on the regressions of Pseudo second-order, Elovich and Lagergren models, experimental data suggest that the adsorption of DB71 onto CABs follows a Lagergren model kinetics. The equilibrium adsorption of DB71 is best fitted by the L-F isotherm, suggesting that the mechanism involved on this system is related to chemisorption on heterogeneous surfaces. The capacity of CABs to adsorb DB71 (q_e) was 3.98 mg/g.

Keywords: *Alginate, dye, adsorption, Direct Blue 71.*

RESUMEN

En este estudio se examinó la factibilidad de remover Azul Directo 71 (DB71) de soluciones acuosas mediante esferas de alginato de calcio (CABs). Los efectos de la concentración de colorante, la dosis de CABs, la temperatura y el pH en el proceso de adsorción de DB71 por CABs también fueron evaluados. Los modelos de pseudo-segundo orden, Elovich y Lagergren fueron adoptados para evaluar los datos experimentales y de ese modo, elucidar el mecanismo cinético de adsorción, así como los parámetros cinéticos del sistema. Adicionalmente, se usaron las isotermas de Langmuir, Freundlich y Langmuir-Freundlich (L-F) para describir el equilibrio de adsorción. El porcentaje de adsorción del DB71 incrementó al incrementar la concentración del colorante y la dosis de CABs. Los experimentos se llevaron a cabo a tres temperaturas diferentes (25, 35 y 45°C) y a siete condiciones diferentes de pH (pH 3-9). El porcentaje de adsorción más alto se alcanzó a 25°C y a un pH de 6.

Basado en las regresiones de los modelos de pseudo segundo orden, Elovich y Lagergren, los datos experimentales sugieren que la adsorción de DB71 en CABs sigue una cinética descrita por el modelo de Lagergren. El equilibrio de adsorción de DB71 se ajusta a la isoterma de L-F, sugiriendo que el mecanismo involucrado en el sistema está relacionado con la quimisorción sobre superficies heterogéneas. La capacidad de CABs para absorber DB71 (q_e) fue de 3.98 mg/g.

Palabras clave: *Alginato, colorante, adsorción, Direct Blue 71.*

INTRODUCCIÓN

La contaminación ambiental es inherente al avance de la modernidad y afecta en forma negativa la salud de la población y el equilibrio de los ecosistemas. La contaminación del agua, causada por la descarga de efluentes provenientes de industrias que producen o utilizan colorantes, genera un ambiente tóxico para la vida acuática [1]; quita transparencia al agua con lo que ocasiona variaciones en la actividad fotosintética de los cuerpos de agua [3] y la degradación de estos colorantes puede generar compuestos amino aromáticos, los cuales son potencialmente tóxicos, mutagénicos y carcinogénicos [2]. Los colorantes azoicos, como el azul directo 71, son compuestos orgánicos complejos los cuales tienen la función de darle color a las prendas y conforman más del 50% de los colorantes utilizados en el mercado. Existen distintos métodos para remover colorantes azoicos, donde destaca el uso de carbón activado por su alta eficiencia de remoción, sin embargo, el costo de recuperación de este material es elevado. Debido a esto, surge la necesidad de encontrar un tratamiento, simple, de bajo costo y eficaz para la remoción de colorantes azoicos en el agua [5]. Diversas investigaciones muestran resultados prometedores de remoción de colorantes azoicos utilizando biosorbentes biológicos obtenidos de residuos de frutos o plantas superiores e inferiores como es el caso del alginato, un polisacárido complejo que es extraído de microalgas que a su vez representan una fuente abundante de biomasa en el planeta. [4],[6]. La hipótesis de esta investigación es que las esferas de alginato de calcio son eficaces en la adsorción de colorante azul directo 71 en solución acuosa y son una alternativa al uso de carbón activado.

El objetivo del presente proyecto es analizar la eficacia de la adsorción del colorante Azul Directo 71 en solución acuosa mediante esferas de alginato de calcio bajo diferentes condiciones de temperatura, pH, dosis de esferas de alginato de calcio y concentración inicial de colorante.

METODOLOGÍA

Elaboración de esferas de alginato de calcio.

Se preparó una solución al 2% (w/v) de alginato de sodio: se pesaron 2 g de alginato de sodio y se disolvieron en 100 mL de agua desionizada. Después se colocó la disolución en una parrilla de agitación por 3 horas a una temperatura de 50°C hasta obtener una solución transparente y viscosa, la cual se dejó reposar por 24 horas; después de este tiempo, se prepararon 1000 ml de una solución 150mM de cloruro de calcio.

Para la preparación de las esferas de alginato de calcio se añadió la solución de alginato de sodio gota a gota en intervalos de 1 segundo aproximadamente en un vaso de precipitados el cual contenía la solución de cloruro de calcio mantenida en agitación constante (60 rpm aproximadamente). Las esferas formadas se dejaron en la solución agitando por 1 hora. Éstas, finalmente se separaron y se lavaron 5 veces con agua desionizada. Las esferas se secaron en una estufa a 100°C durante 5 horas.

Cinética de remoción de colorante

Se realizó una cinética de remoción de colorante con la cantidad de esferas de alginato de calcio y el volumen de solución de colorante constantes (por cada 10 ml de solución, 1g de esferas) la concentración inicial de la solución de DB71 fue de 50 mg L⁻¹. La solución con las esferas se mantuvieron en contacto y en agitación constante a temperatura ambiente durante dos horas, se tomó absorbancia a 590 nm y a distintos intervalos de tiempo, de esta forma, se obtuvieron las concentraciones del colorante a lo largo del tiempo de contacto, así como el porcentaje de remoción.

Obtención de dosis óptima de esferas de alginato de calcio.

Para obtener la dosis óptima de esferas de alginato de calcio que se usarían en los experimentos posteriores, se hicieron varios ensayos en los que se varió la cantidad de esferas de alginato de calcio (g) y se dejó fijo el volumen de solución de DB71, así como su concentración (10 ml a 50 mg L⁻¹). Se colocó en 10 tubos falcon 10 ml de la solución de colorante, uno de estos tubos se usó como control y en los otros nueve se varió la cantidad de esferas de 0.1g a 1g. Las condiciones de los tubos fueron agitación a 130 rpm y 25°C durante 1 hora.

Efecto del pH en el proceso de adsorción.

Se prepararon 500 ml de una solución de 50 mg L⁻¹ de DB71, y ésta se separó en 7 frascos diferentes, el pH de las soluciones en cada uno de los frascos se modificó a 3, 4, 5, 6, 7, 8 y 9 con HCl 0.1M y NaOH 2M. Se pusieron en contacto 10 ml de cada solución de colorante con la dosis óptima de esferas de alginato de calcio a 130 rpm y 25°C durante 1 hora.

Isotermas de adsorción.

Se realizaron tres isotermas de adsorción a 25, 35 y 45°C, en donde se varió la concentración inicial de solución de DB71 desde 10 hasta 500 mg L⁻¹; se tomaron 10 ml de cada solución a pH 6 y se pusieron en contacto con la dosis óptima de esferas de alginato de calcio durante una hora a 130 rpm. El ensayo se realizó por triplicado.

Análisis de datos.

Los resultados fueron analizados con el software *Statistica* para ajustar nuestros datos experimentales a los modelos cinéticos de Elovich, Lagergren y de pseudo-segundo orden y a los modelos de isotermas de Freundlich, Langmuir y Freundlich-Langmuir. De esta forma identificamos a qué modelo se ajustan mejor los datos y obtuvimos los parámetros que nos permitieron conocer el comportamiento del sistema durante el proceso de adsorción.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De acuerdo a la gráfica que se muestra en la figura 1, la absorbancia mayor se alcanzó a una longitud de onda de 590nm, este mismo comportamiento se observó para las otras dos concentraciones, por lo que la curva estándar y los experimentos posteriores se midieron a esta misma longitud de onda.

Cinética de remoción de colorante.



Fig 2. Cinética de remoción de colorante DB71.

Se graficó la capacidad de adsorción (q_t) contra el tiempo de contacto de CABs y la solución de colorante. Se observa en la figura 2 que su máxima capacidad de adsorción, que corresponde a 0.3472 mg g⁻¹, se alcanza a tiempos cortos lo que implica una ventaja para el uso de este biosorbente, ya que puede reducir tiempos para el tratamiento de agua residual.

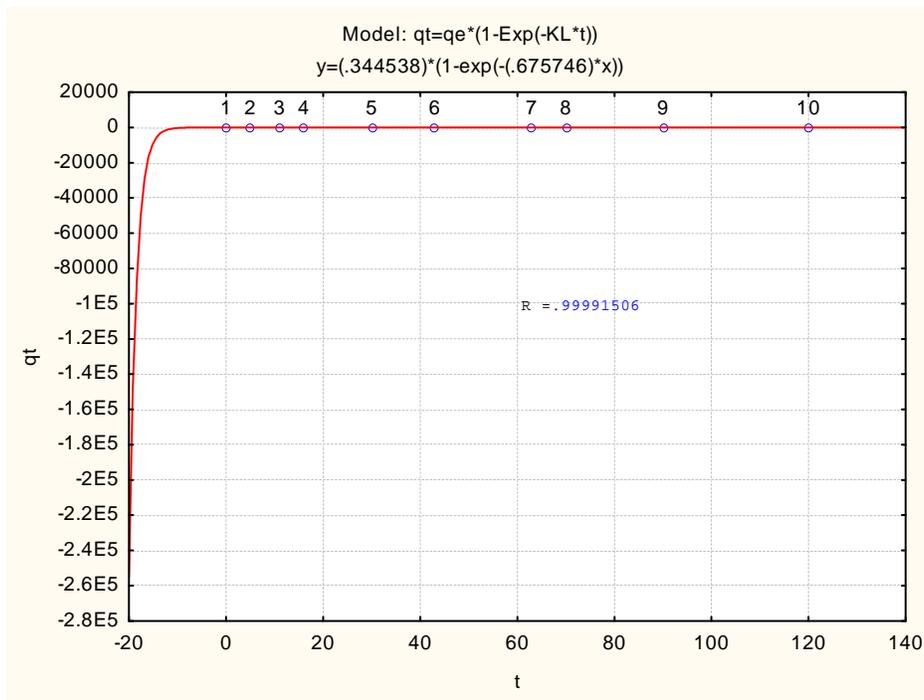


Fig 3. Ajuste de datos experimentales al modelo cinético de Lagergren.

Los datos experimentales de la cinética de remoción de colorante se ajustaron a los modelos cinéticos de pseudo-segundo orden, Lagergren y Elovich; el mejor ajuste se logró con el modelo de Lagergren mostrado en la figura 3 con un coeficiente de correlación de 0.99991. Esto indica que el sistema sigue una cinética de pseudo-primer orden, en donde el colorante DB71 se encuentra en exceso respecto al alginato de calcio y se considera que la concentración del colorante permanece constante a lo largo del tiempo. Los parámetros cinéticos del sistema, arrojados por el software se muestran en la tabla 1.

Tabla 1. Parámetros cinéticos del modelo descrito por Lagergren

Parámetros cinéticos		
qe (mg/g)	K ₁ (g/mg min)	R ²
0.3445	0.6757	0.99991

Dosis óptima de esferas de alginato de calcio.

En la tabla 2 se muestran los resultados del contacto de diferentes cantidades de CABs con la solución de colorante. Se observó que conforme se incrementó la cantidad CABs, el proceso de adsorción se veía favorecido, se llegó al máximo porcentaje de remoción de DB71 cuando se usaron 0.7 g de CABs en 10 ml de solución de colorante. A cantidades mayores de 0.7 g, disminuía dicho porcentaje probablemente por el fenómeno de desorción al saturarse el material.

Tabla 2. Datos de obtención de dosis óptima de esferas de alginato de calcio.

Esferas (g)	Tubo	abs 1	Conc.	abs 2	Conc.	Promedio	% remoción
0	control	2.28	42.3650794	2.26	41.968254	42.1666667	0
0.1	1	0.516	7.36507937	0.555	8.13888889	7.75198413	81.6158479
0.2	2	0.448	6.01587302	0.457	6.19444444	6.10515873	85.5213627
0.3	3	0.426	5.57936508	0.451	6.07539683	5.82738095	86.1801242
0.4	4	0.413	5.32142857	0.462	6.29365079	5.80753968	86.2271786
0.5	5	0.403	5.12301587	0.435	5.75793651	5.44047619	87.0976849
0.6	6	0.367	4.40873016	0.419	5.44047619	4.92460317	88.3210992
0.7	7	0.338	3.83333333	0.384	4.74603175	4.28968254	89.8268398
0.8	8	0.371	4.48809524	0.394	4.94444444	4.71626984	88.8151703
0.9	9	0.352	4.11111111	0.542	7.88095238	5.99603175	85.7801619

Efecto del pH en el proceso de adsorción.

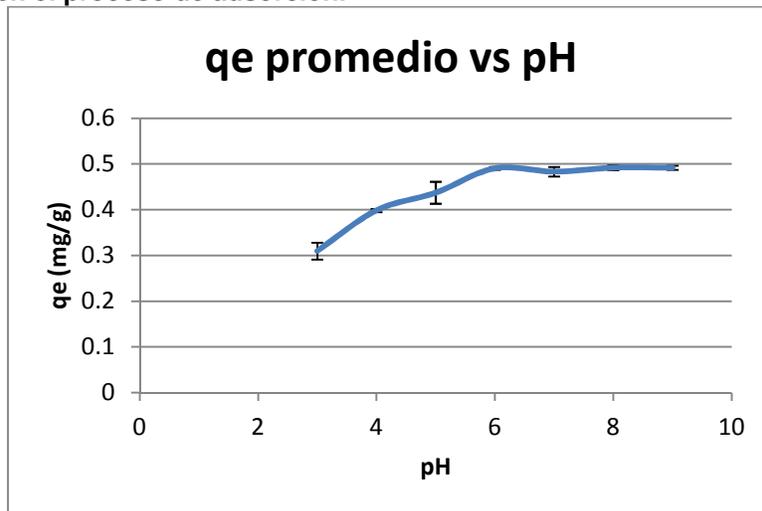


Fig 4. Gráfica para evaluar el efecto del pH en el proceso de adsorción.

Se midió el pH inicial de la solución 50 mg L⁻¹ de colorante DB71 con un potenciómetro y resultó de 6.1. En este experimento se evaluó la capacidad de adsorción de DB71 en CABs a siete condiciones diferentes de pH de 3 a 9. Con los datos experimentales, se calculó la cantidad de colorante adsorbido en el tiempo de equilibrio, qe, con la fórmula $q_e = ((C_0 - C_e) \cdot V) / m$ y se graficó contra los diferentes valores de pH, como se muestra en la figura 4.

Se observa que al aumentar el pH, incrementa la capacidad de adsorción de DB71 por CABs hasta llegar a un valor de pH de 6 al cual le corresponde una qe de 0.4917 mg g⁻¹; a partir de este pH, la capacidad de adsorción permanece relativamente constante, lo que indica que el sistema se ve favorecido a pH alcalino. Además, representa una ventaja ya que no hay necesidad de modificar el pH inicial de la solución para mejorar el proceso de adsorción.

Isotermas de adsorción

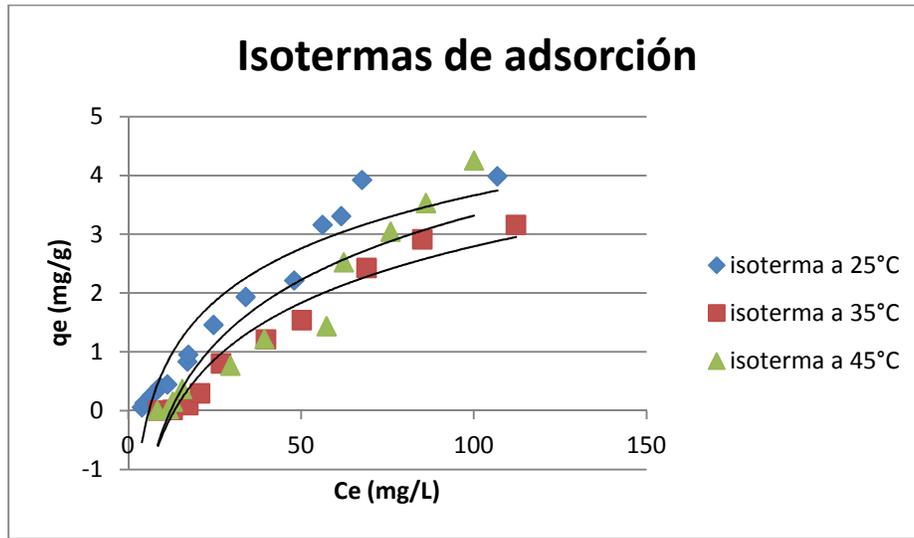


Fig 5. Isotermas de adsorción a 25, 35 y 45°C

Se graficó la capacidad de adsorción de DB71 por CABs (q_e), contra la concentración final de las soluciones de colorante después de una hora de contacto (C_e) para las tres temperaturas y se muestra en la figura 5.

Se observó que el proceso de adsorción de DB71 sobre CABs es mejor a la temperatura 25°C alcanzando la capacidad de adsorción de 3.98 mg g^{-1} , es decir, por cada gramo de alginato de calcio, se adsorbe 3.98 mg de DB71 en el tiempo de equilibrio, además de un porcentaje máximo de remoción de colorante de 80.22%; por el contrario, a mayor temperatura disminuyó la capacidad de adsorción del sistema.

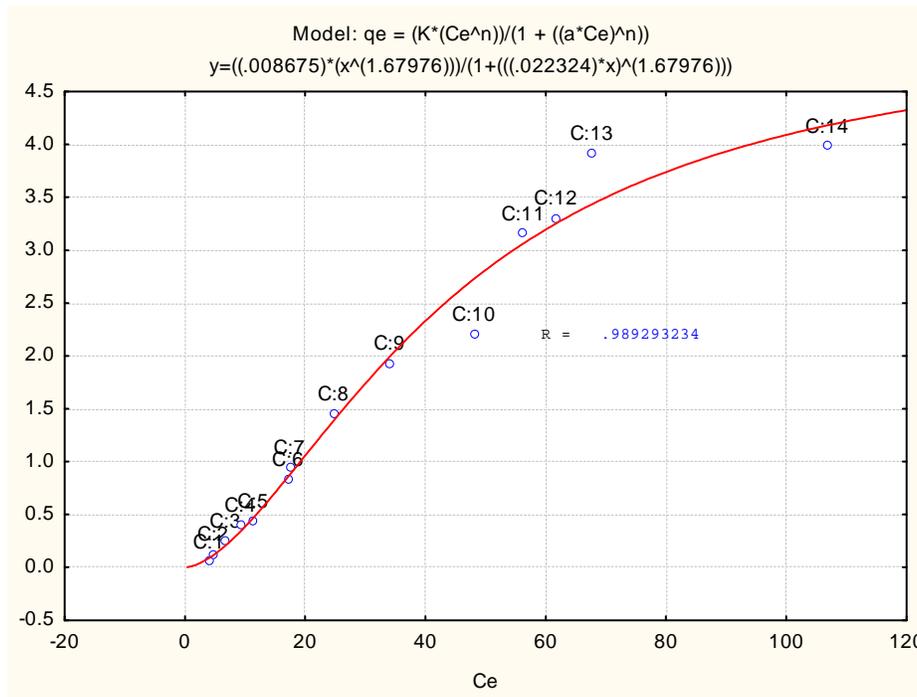


Figura 6. Ajuste de isoterma al modelo de Langmuir-Freundlich.

Los datos experimentales se ajustaron a los modelos de isothermas de Langmuir, Freundlich y Freundlich-Langmuir para saber cuál es el modelo que describe de mejor manera su comportamiento. Se determinó, de acuerdo al coeficiente de correlación de las gráficas generadas con el software Statistica, que los datos de las isothermas se ajustan mejor al modelo de Freundlich-Langmuir a 25°C como se muestra en la figura 6. Se tomó esta temperatura debido a que con ella, se obtuvo la mayor capacidad de adsorción. Este modelo sugiere que el mecanismo involucrado en el sistema está relacionado con la quimisorción sobre superficies heterogéneas. Los parámetros de la isoterma de Langmuir-Freundlich que se obtuvieron con el software Statistica se muestran en la tabla 3.

Tabla 3. Parámetros del modelo L-F para diferentes temperaturas

	Temperatura (°C)	K	n	a
Modelo de Freundlich-Langmuir	25	0.008675	1.679763	0.022324
	35	0.001582	1.863176	0.013021
	45	0.009662	1.320079	0.000029

CONCLUSIONES

El uso de esferas de alginato de calcio para remover el colorante Azul Directo 71 de soluciones acuosas, demostró ser una alternativa eficaz al uso de carbón activado, ya que alcanzó porcentajes de remoción arriba de 80% y una capacidad máxima de adsorción de 3.98 mg g⁻¹. Se trata de un compuesto orgánico, abundante, de bajo costo de producción y sobre todo, su uso no implica un riesgo para el medio ambiente. Por lo anterior, se demuestra que el sistema propuesto en la presente investigación una opción viable de usar en el tratamiento de agua contaminada con colorantes azoicos como el Azul Directo 71.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece el financiamiento otorgado por la Coordinación de la Investigación Científica - UMSNH.

REFERENCIAS

- [1] Ahmad AA *et al* (2006). Adsorption of direct dye on palm ash: Kinetic and equilibrium modeling. Elsevier., 144(1), 70-76.
- [2] Joonmok S *et al* (2007) Degradation of azo dye by an electroenzymatic method using horseradish peroxidase immobilized on porous support. Korean Journal of Chemical Engineering., 24(1), 72-78.
- [3] Matto M and Qayyum H (2008). Redox mediated decolorization of direct red 23 and direct blue 80 catalyzed by bioaffinity based immobilized tomato (lycopersicon esculentum) peroxidases. Biotechnology Journal., 3(8), 1224-1231.
- [4] Pinzón-Bedoya ML y Vera VL (2009). Modelamiento de la cinética de bioadsorción de Cr (III) usando cáscara de naranja. Red de Revistas Científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal., 76(160), 95-106.
- [5] Qayyum H (2010). Peroxidase mediated decolorization and remediation of wastewater containing industrial dyes: a review. Reviews in Environmental Science and Biotechnology., 9(1), 117-140.
- [6] Yaghini N (2011). Effect of adsorption of charged molecules on the structure of Alginate gel. Chalmers University of Technology. Division of Applied Surface Chemistry. Göteborg, Sweden.

MECHANICAL PROPERTIES AND DURABILITY ASSESSMENT OF SUGAR CANE BAGASSE ASH CONCRETE

Víctor Jiménez-Quero, Venustiano Ríos-Parada, Pedro Montes-García

Instituto Politécnico Nacional CIIDIR Unidad Oaxaca, Oaxaca, México. Hornos 1003 Santa Cruz Xoxocotlán C.P. 71230 Oaxaca, México. vjimenezq@ipn.mx

ABSTRACT

The effect of untreated Sugar Cane Bagasse Ash(SCBA) on concrete mechanical properties and durability was studied. Concrete specimens made with SCBA were tested for compressive strength, modulus of elasticity and Poisson's ratio. The durability of the concrete was evaluated by testing for resistance to chloride ion ingress and by electrochemical tests in reinforced concrete. Concrete mixtures modified with SCBA also contained 20% fly ash (FA) an industrial waste. The results from tests in the hardened state show that the combination of 20%SCBA+20%FA presents a reduction in the mechanical properties at early ages, but shows an improvement after 90 days. Results from the durability tests show that specimens with the combination of 10%SCBA+20%FA and 20%SCBA+ 20%FA have more resistance to chloride ion ingress. The corrosion potentials suggest that all samples present an intermediate to high risk of corrosion, but the samples containing SCBA+FA, present low to moderate corrosion.

Keywords: *Biotechnology, environmental care, agricultural waste ash, recycling, construction industry.*

RESUMEN

Se estudió el efecto de la Ceniza de Bagazo de Caña de Azúcar(SCBA) sin tratar en las propiedades mecánicas y durabilidad del concreto. Probetas de concreto elaboradas con SCBA fueron evaluadas por medio de la prueba de resistencia a compresión, módulo de elasticidad y coeficiente de Poisson. La durabilidad se evaluó mediante la prueba de resistencia al ingreso del ión cloruro y pruebas electroquímicas en concreto armado. Las mezclas de concreto modificadas con SCBA contenían 20% de ceniza volante (FA), un residuo industrial. Los resultados de las pruebas en estado endurecido muestran que la combinación de 20%SCBA+20%FA produce una ligera reducción en las propiedades mecánicas a edades tempranas, pero presentan una mejora después de 90 días. Los resultados de las pruebas de durabilidad indican que la combinación de 10%SCBA+20%FA y 20%SCBA+20%FA producen mezclas más resistentes a la penetración de iones cloruro. Los potenciales de corrosión indican que todas las muestras tienen un riesgo intermedio de corrosión, mientras que las muestras que contienen SCBA+FA, después de 102 semanas de exposición, presentan corrosión de baja a moderada.

Palabras clave: *Biología, cuidado del medio ambiente, cenizas de residuos agrícolas, reciclaje, industria de la construcción.*

INTRODUCCION

El concreto es el material de construcción más ampliamente usado en el mundo. Sin embargo, para la producción de concreto se utilizan grandes cantidades de cemento Portland y éste es el componente más costoso y de más alto consumo energético de todo el concreto. Tres mil millones de toneladas de materias primas (arcilla y caliza) se utilizan cada año para la producción de cemento en el mundo, esta producción implica además, grandes emisiones de CO₂ que es uno de los gases que más incide en el calentamiento global; durante la producción de una tonelada de cemento se emite aproximadamente una tonelada de CO₂ al ambiente [1]. Por otra parte, hasta hace algunas décadas, el concreto era considerado un material durable; sin embargo, en los últimos años se han presentados daños y deterioro prematuro en estructuras de concreto reforzado[2]. Para tratar de garantizar el desempeño y durabilidad de las estructuras en ambientes agresivos, los países industrializados han adoptado el uso de concretos ternarios [3]. Para su elaboración se utilizan adiciones minerales, las cuales son desechos de origen industrial. Desafortunadamente esta solución no ha podido aplicarse en todos los países principalmente porque no todos cuentan con la disponibilidad de esas adiciones.

En los últimos años, el uso de cenizas de desechos agrícolas como reemplazo parcial del cemento Portland ha despertado interés entre los investigadores[4]. La ceniza de bagazo de caña de azúcar (SCBA) que es un residuo resultante de la quema del bagazo de caña en las calderas de la industria azucarera, suele desecharse en vertederos o depositarse en terrenos a cielo abierto causando problemas de contaminación y de salud en los habitantes de los pueblos circunvecinos. Sin embargo, contienen altos niveles de SiO_2 y Al_2O_3 que reaccionan con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ en presencia de agua durante la hidratación del cemento. Hay reportes que la incorporación de SCBA en las mezclas de concreto puede mejorar sus propiedades mecánicas y de durabilidad; pero, para obtener esos resultados se requiere la aplicación de postratamientos a la SCBA los cuales consisten en moliendas prolongadas y recalcinaciones, que son muy demandantes de energía[5]. Hasta la fecha son pocos los estudios realizados sobre el uso de cenizas de desechos agrícolas en la elaboración de concretos ternarios. Es por lo anterior que el objetivo de este trabajo fue evaluar las propiedades mecánicas y de durabilidad de concretos elaborados con ceniza de bagazo de caña de azúcar, únicamente cribada durante cuatro minutos por el tamiz # 200, y combinada con ceniza volante. El proyecto se dividió en tres fases. En la primera se caracterizaron las cenizas desde el punto de vista químico, mineralógico y morfológico; en la segunda se evaluaron las propiedades de concreto en estado endurecido, y en la última se evaluó su durabilidad.

METODOLOGIA

Materiales

Se empleó ceniza de bagazo de caña (SCBA) recolectada de un tiradero a cielo abierto del Ingenio Azucarero "Constancia" en la comunidad de Tezonapa Veracruz; ceniza volante comercial clase F (FA), cemento de grado comercial CPC30R (CP), agregado grueso triturado de 3/4", arena de río, agua bidestilada y un aditivo superplastificante base policarboxilatos.

Métodos

Caracterización de la ceniza

La SCBA se secó exponiéndola al sol y se cribó para que el 100% pasara el tamiz # 200 (75 μm), Fig.1. Se cuantificaron los óxidos principales (SiO_2 , Al_2O_3 y Fe_2O_3) de las cenizas mediante análisis químicos. Para conocer los principales compuestos de las cenizas se realizaron pruebas de difracción de rayos X con un difractómetro marca Bruker AXS D8 advance®. El estudio de las formas de sus partículas se realizó con un microscopio electrónico de barrido de alto vacío JEOL® modelo JSM-6490LV.

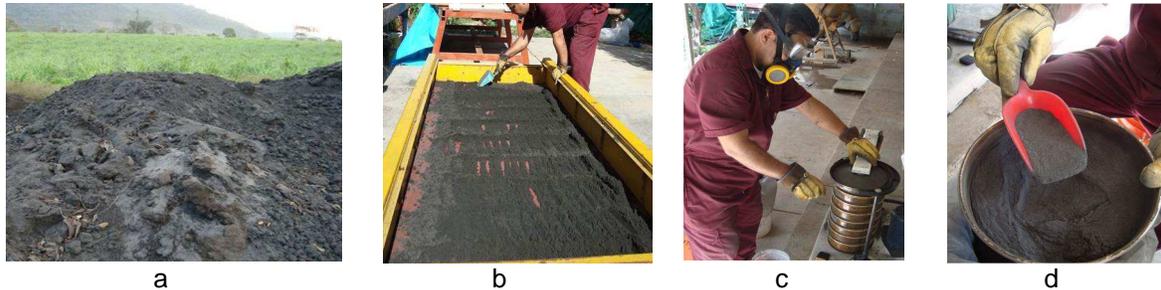


Fig. 1.- Tratamiento de la SCBA.

(a) Tezonapa Veracruz, lugar de recolección, (b) Secado al sol, (c) Cribado, (d) SCBA

Diseño de mezclas

Se consideraron cuatro mezclas de concreto, una de referencia con sólo CP, tres ternarias CP+0%SCBA+20%FA, CP+10%SCBA+20%FA y CP+20%SCBA+20%FA. Las cuatro mezclas se diseñaron de acuerdo con el método de volúmenes absolutos del ACI 211.1.

Elaboración de probetas

Se elaboraron 108 probetas cilíndricas de 100mm x 200mm. Después de coladas, las probetas se cubrieron con una membrana plástica por 24 h; posteriormente se desmoldaron y

recibieron un curado por inmersión en una solución saturada de hidróxido de calcio Fig.2.



Fig. 2.- Elaboración de probetas.

(b) Elaboración de la mezcla, (b) Llenado de moldes, (c) Enrasado, (d) Curado

Pruebas en estado endurecido - Las pruebas de resistencia a compresión se realizaron a 7,14,28,56,90 y 120 días de acuerdo a la norma ASTM C 39-4; se utilizó una prensa hidráulica marca ELVEC de 120 toneladas de capacidad. Las pruebas de módulo de elasticidad y relación de Poisson se llevaron a cabo edades de 28, 56 y 90 días mediante la utilización del dispositivo de anillos de medición extensómetro-compresómetro de acuerdo a la norma ASTM C469-05.

Pruebas de durabilidad - Para la prueba rápida de permeabilidad de cloruros (RCPT-ASTM C 1202-05) se utilizó el equipo Proove it de Germann Instruments®, las edades de ensaye fueron 28, 56, 90 y 120 días. Las pruebas de potenciales de corrosión (ASTM C 876-91) se realizaron diariamente durante 705 días en 12 prismas de concreto (con dos varillas de acero al carbón inmersas en cada uno), se utilizó una media celda de plata/cloruro de plata y un voltímetro digital de alta impedancia. Las pruebas de Resistencia a la Polarización Lineal RPL (ASTM G 59-91) se llevaron a cabo durante 109 semanas y se utilizó el Equipo Gamry Serie G 300 Potenciostato/Galvanostato/ZRA.

RESULTADOS Y DISCUSION

Caracterización de la SCBA.

En la tabla 1 y en la Fig.3 se presentan los resultados de los análisis químico, mineralógico y morfológico de la SCBA.

Compuesto	Fórmula	%
Oxido de Aluminio	(Al ₂ O ₃)	14.61
Oxido de Calcio	(CaO)	2.36
Fe (Total)	(Fe)	4.38
Oxido de Hierro	(Fe ₂ O ₃)	5.04
Oxido de Potasio	(K ₂ O)	3.29
Oxido de Magnesio	(MgO)	1.43
Oxido de Manganeso	(MnO)	0.18
Oxido de Sodio	(Na ₂ O)	1.57
Oxido de Fósforo	(P ₂ O ₅)	0.85
Dióxido de Silicio	(SiO ₂)	56.37
Oxido de Titanio	(TiO ₂)	0.96
P x l a 1000°C		10.53
SiO ₂ + Al ₂ O ₃ + Fe ₂ O ₃		76.02

Tabla 1.-Resultado del Análisis Químico

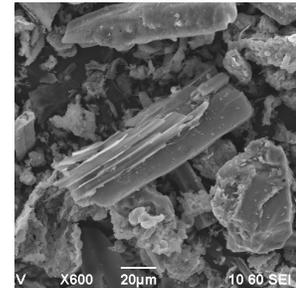
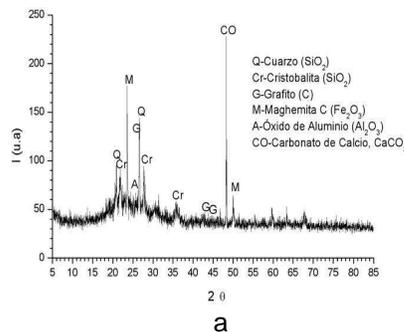


Fig. 3.- Resultado de la caracterización de la SCBA, a) Mineralógico, b) Morfológico

Los valores de la Tabla 1 muestran que la suma de los tres óxidos mayores de la SCBA (SiO₂+Al₂O₃+Fe₂O₃) es mayor que 70%, el contenido de CaO es menor al 10%, pero contiene más del 6% de pérdidas por ignición (ASTM 618-05). Sin embargo se decidió utilizarla debido al interés que se tiene de estimar sus efectos sin que reciba un pos-tratamiento adicional. En el difractograma (Fig. 3a), se detectaron fases cristalinas de óxido de aluminio (Al₂O₃) y maghemita (Fe₂O₃) las cuales, junto con el sílice amorfo, favorecer las reacciones puzolánicas con el hidróxido de calcio generado durante la hidratación del cemento. En la micrografía (Fig. 3b) se observa que las partículas de SCBA son alargadas y angulares, lo anterior tiene un efecto importante en las propiedades en estado fresco de las mezclas de concreto, (los resultados de la

caracterización de las mezclas en estado fresco se reportan en [6]).

Pruebas en estado endurecido - Las resistencias a compresión (f'_c) de las probetas ensayadas se presentan en la Fig. 4. Se observa que en todas las mezclas la f'_c se incrementa con la edad porque existe suficiente humedad para propiciar las reacciones de hidratación del cemento y las reacciones puzolánicas de la SCBA y la FA, tal como se ha reportado en la literatura [7]. Los valores de módulo de elasticidad presentan un comportamiento similar a los resultados de resistencia a compresión y los valores de la relación de Poisson permanecieron prácticamente constantes.

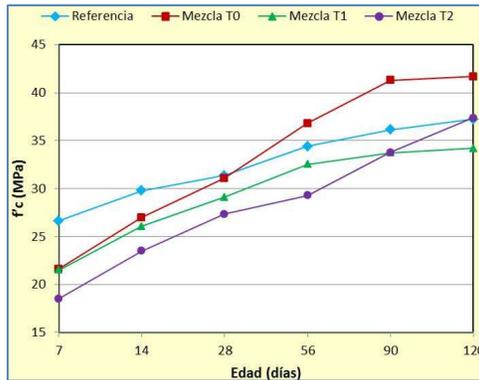


Fig. 4.- Resultados de f'_c a diferente edad

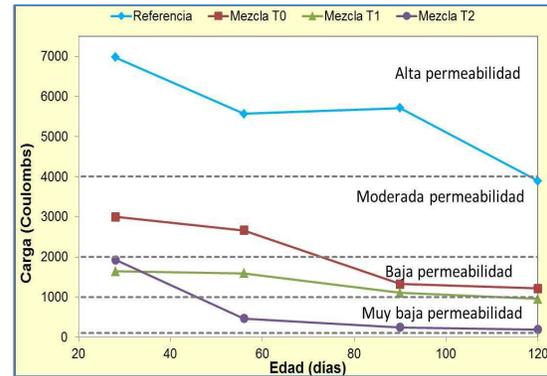


Fig. 5.- Resultados de la prueba RCPT

Pruebas de durabilidad - La Figura 5 muestra los resultados de la prueba RCPT, éstos sugieren de manera general la disminución de la permeabilidad con la edad para todas las mezclas y se observa que los concretos que contienen las adiciones de SCBA y FA (T1 y T2) son menos permeables que el de referencia. Lo anterior corrobora el hecho que la matriz del concreto se densifica a edades tempranas por la hidratación del cemento y a edades tardías con el uso de adiciones minerales debido a la formación de compuestos estables. Los resultados de potenciales de corrosión sugieren que las probetas se encuentran entre riesgos intermedio y alto de corrosión y los valores de RPL indican que las probetas que contienen SCBA+FA, después de 102 semanas de exposición, presentan corrosión debaja a moderada.

CONCLUSIONES

La combinación de SCBA y FA permite mejorar la durabilidad del concreto sin afectar negativamente sus propiedades mecánicas, además el uso de la SCBA, como ingrediente para la elaboración de concreto, representa una alternativa de solución al problema de la disposición final de este desecho, el cual actualmente además de contaminar los sustratos del suelo y el agua, contamina el aire provocando serios problemas de salud.

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto Politécnico Nacional, a la COFAA del IPN y al CONACyT por el apoyo económico brindado para la realización de este proyecto.

REFERENCIAS

- [1] Malhotra V. M. (2002). Introduction: sustainable development and concrete technology. *Concr. Int.* 24, 22.
- [2] M. Sharfuddin Ahmed *et al.* (2008). Chloride penetration in binary and ternary blended cement concretes measured by two different rapid methods. *Cement and Concrete Res.* 30, 576-582
- [3] Thomas M. *et al.* (2007). Ternary Cement in Canada. *Concrete International*. 1: 59-64.
- [4] Saraswathy V., Song Ha-Won (2007). Corrosion performance of rice husk ash blended concrete. *Construction and Building Materials*. 21: 1779-1784.
- [5] Cordeiro G.C. *et al.* (2012). Experimental characterization of binary and ternary blended-cement concretes containing ultrafine residual rice husk and sugar cane bagasse ashes. *Construction and Building Materials*. 29: 641-646.
- [6] V. Jiménez Q. *et al.* (2012). Influencia de las cenizas de bagazo de caña y volante en las propiedades mecánicas de concretos ternarios. *Memorias del VI Congreso Internacional de Ingeniería Física*. México.
- [7] Neville A.M. 2000. Prentice Hall. Properties of concrete. Fourth Edition. Malaysia. Pp. 844.

DIAGNÓSTICO DE LA CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS: CD, CR, PB Y ZN PARA LOS DIFERENTES TIPOS DE SUELOS PHAEOZEM, CHERNOZEM, FLUVISOL, PLANOSOL Y VERTISOL EN LA CIUDAD DE LEÓN, GUANAJUATO.

Maricruz Robledo Muñoz¹, Ana P. Moreno Ramírez², Ulises A. Mares Hernández³

¹ Chemistry Environmental Student of the Universidad Tecnológica de León, León, México, maryxromu@gmail.com. ² Chemistry Environmental Student of the Universidad Tecnológica de León, León, México, anamoreno1990@outlook.com ³ Manager of Laboratorio de Química Ambiental of the Universidad Tecnológica de León, León, México, umares@utleon.edu.mx

ABSTRACT

This project is focused on determination of Chromium, Cadmium, Lead and Zinc concentration in the soil's kinds Phaeozem, Vertisol, Chernozem, Planosol and Fluvisol; as well the characterization of the following parameters: humidity, cationic exchange capacity (C.I.C.), organic materials percent, pH and texture. The heavy metal concentrations determined were: to chromium (45.13_{Phaeozem} mg/kg, 26.48_{Vertisol} mg/kg, 6.48_{Chernozem} mg/kg, 6.22_{Planosol} mg/kg and 4.39_{Fluvisol} mg/kg); to lead (23.81_{Phaeozem} mg/kg, 19.81_{Vertisol} mg/kg, 15.42_{Chernozem} mg/kg, 16.87_{Planosol} mg/kg and 20.92_{Fluvisol} mg/kg) and to cadmium (1.28_{Phaeozem} mg/kg, 1.00_{Vertisol} mg/kg, 0.92_{Chernozem} mg/kg, 1.10_{Planosol} mg/kg, 0.70_{Fluvisol} mg/kg). These values do not overpass the reference values established on the Mexican norm NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Only on the Zinc case to the Vertisol soil overpass the reference value (of the 125 mg/kg) with 133.41 mg/kg. Unfortunately it was impossible to determine the Mercury concentration.

Keywords: Soil, heavy metals, concentration, spectrophotometric.

RESUMEN

El presente proyecto está enfocado a la determinación de la concentración de Cromo (Cr), Cadmio (Cd), Plomo (Pb) y Zinc (Zn) en los suelos de tipo Phaeozem, Vertisol, Chernozem, Planosol y Fluvisol; así como a la caracterización de los parámetros de humedad, capacidad de intercambio catiónico, % de materia orgánica, pH y textura. Los resultados muestran que las concentraciones obtenidas de Cr fueron 45.13_{Phaeozem} mg/kg, 26.48_{Vertisol} mg/kg, 6.48_{Chernozem} mg/kg, 6.22_{Planosol} mg/kg and 4.39_{Fluvisol} mg/kg, para el Pb 23.81_{Phaeozem} mg/kg, 19.81_{Vertisol} mg/kg, 15.42_{Chernozem} mg/kg, 16.87_{Planosol} mg/kg and 20.92_{Fluvisol} mg/kg y para el Cd 1.28_{Phaeozem} mg/kg, 1.00_{Vertisol} mg/kg, 0.92_{Chernozem} mg/kg, 1.10_{Planosol} mg/kg, 0.70_{Fluvisol} mg/kg. Estos no sobrepasan los valores de referencia establecidos con base a la NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004. Sin embargo, que en el caso de Zn, solo el suelo de tipo Vertisol sobrepasa el valor de referencia (de 125 mg/kg) presentando valor de 133.41 mg/kg. Desafortunadamente, debido a la falla del equipo de absorción atómica, no fue posible determinar la concentración de Hg.

INTRODUCCIÓN

El municipio de León, Guanajuato se encuentra dentro de uno de los corredores industriales más importantes del país, esto trae consigo grandes beneficios como una mayor derrama económica y el crecimiento de la ciudad. Sin embargo, esto también repercute negativamente acentuando algunos problemas ambientales derivados del desarrollo de distintos tipos de actividades antropogénicas que emiten al ambiente metales pesados, los cuales tarde o temprano, tienen contacto con la geósfera actuando de manera diferente según el tipo de suelo. El presente estudio forma parte de la cuarta etapa del macroproyecto "Transporte químico de sustancias tóxicas persistentes en la ciudad de León, Guanajuato" desarrollado por la Universidad Tecnológica de León desde el año 2012. Este estudio analiza la movilidad de los contaminantes en las cinco esferas ambientales (atmósfera, geosfera, hidrosfera, biosfera y antroposfera) y consta de 4 etapas, de las cuales las tres primeras se enfocan al movimiento de los contaminantes en la atmósfera mientras que la cuarta busca estudiar la movilidad en las otras cuatro esferas ambientales.

Cabe mencionar que previo a este estudio se desarrolló un proyecto en el suelo Vertisol en la zona sur de la ciudad de León, Guanajuato, donde se encontraron niveles de Cr total que sobrepasaron los 7,000.00 mg/kg.¹ El objetivo de este estudio es dar continuidad a la cuarta etapa del macroproyecto anteriormente mencionado y determinar la concentración de los metales pesados Cr, Cd, Pb, Zn y Hg, mediante una caracterización de los suelos de tipo Vertisol, Phaeozem, Chernozem, Planosol y Fluvisol.

METODOLOGÍA

Para la determinación de los metales pesados Cr, Cd, Pb y Zn se elaboró el plan de muestreo basado en la norma mexicana NMX-AA-132-SCFI-2006⁵ y libro "Contaminación de suelos por metales y metaloides"⁷. Dicho documento establece la ubicación de las zonas y la toma de las muestras (cuarteo y tamizado, entre otros). Adicionalmente se utilizaron herramientas geográficas (por ejemplo, el Google Earth y Mapa Digital para Escritorio proporcionado por el INEGI) para la ubicación de las zonas y de los puntos de muestreo, en los cinco tipos de suelos muestreados (Vertisol, Phaeozem, Chernozem, Planosol y Fluvisol).

En cuanto a los análisis fisicoquímicos, también se basaron en la norma mexicana NOM-021-RECNAT-2000⁴ y en el Manual de microbiología del suelo², mientras que para determinación de la concentración de los metales pesados, se realizó el pretratamiento de las muestras con base al método EPA 3050 A (modificado y traducido al español), posteriormente se prosiguió con la determinación de la concentración de Cr, Pb, Cd y Zn mediante el equipo de absorción atómica SpectrAA marca AGILENT; se realizó una curva de calibración con cinco estándares del metal de interés con un coeficiente de correlación mayor o igual a 0.99.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la figura 1 se muestra la ubicación de las zonas de muestreo:

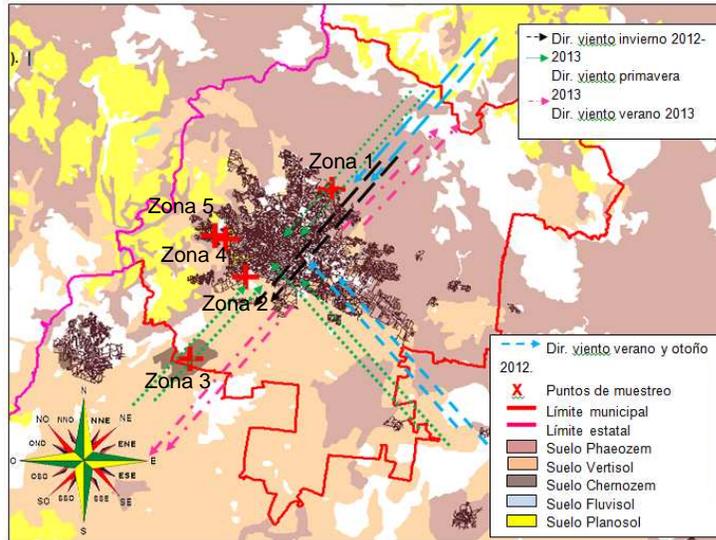


Figura 1. Mapa del municipio de León, Guanajuato con zonas de muestreo (INEGI, 2013) y dirección del viento durante las cuatro épocas en el año 2012 y verano de 2013 (Fundación Guanajuato, 2013).

En la tabla 1 se muestran los resultados de la caracterización realizada a las zonas de muestreo. Se puede observar la relación que existe entre el alto contenido de materia orgánica en los suelos (Chernozem, Fluvisol y Phaeozem) y la alta capacidad de intercambio catiónico. En cuanto a la humedad del suelo los resultados son bajos en todos los casos. Es importante decir que la humedad del suelo cambia en función de las condiciones del clima, el tiempo, la vegetación y del uso del suelo (González, C; 2011). El porcentaje de humedad en suelo es bajo (entre 2.74 y 7.59 %) sin importar la textura, probablemente esto sucede porque en las zonas muestreadas había poca presencia de vegetación. Las temperaturas observadas estaban por

encima de 27° C, además de la escasa precipitación fluvial. Respecto al pH las muestras fueron clasificadas como neutro para las zonas 3 y 5 (Chernozem 7.0 y Fluvisol 7.3), o medianamente alcalino, para las muestras de los puntos 1, 2 y 4 (Phaeozem 7.6, Vertisol 7.6 y Planosol 7.7). Cabe mencionar que en las zonas de muestreo no se encontró gran cantidad de vegetación.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos de los diferentes tipos de suelo (municipio de León, Guanajuato).

Propiedades Fisicoquímicas del suelo.					
Tipo	% H ⁽¹⁾	C.I.C ⁽²⁾	Textura ⁽³⁾	pH ⁽⁴⁾	% de M.O. ⁽⁵⁾
Vertisol (zona 2)	4.07	84 meq	Franco arcilloso	7.6	1.68
	Bajo	/100g	Ar ^a : 31.88 L ^b : 36.00 A ^c : 32.12	Medianamente alcalino	Medio
Phaeozem (zona 1)	7.59	84 meq	Franco arcilloso	7.6	3.8
	Bajo	/100g	arenoso	Medianamente alcalino	Alto
Chernozem (zona 3)	2.74	84 meq	Franco arcilloso	7.0	3.22
	Bajo	/100g	arenoso	Neutro	Alto
Fluvisol (zona 5)	4.39	140	Arcilla	7.3	4.128
	Bajo	meq/100g	Ar ^a : 34.60 L ^b : 20.00 A ^c : 45.40	Neutro	Alto
Planosol (zona 4)	5.15	42 meq/100g	Franco arcilloso	7.7	2.91
	Bajo	Muy alto	arenoso	Medianamente alcalino	Medio
			Ar ^a : 45.88 L ^b : 20.00 A ^c : 34.12		

(1) % H: Porcentaje de humedad; (2) C.I.C: Capacidad de intercambio catiónico; (3) Ar^a: Arena; A^c: Arcilla; ; L^b: Limo; (4) pH: Potencial de hidrógeno; (5) % de M.O: Porcentaje de materia orgánica

En la Figura 2 se muestran los valores de los metales determinados en los diferentes tipos de suelo y su comparación con los valores de referencia^(3, 6). El metal con mayor concentración es **Zn** (133.41 mg/kg), probablemente a que es un micronutriente en el suelo; el **Cd** tiene bajas concentraciones (1.28_{Phaeozem} mg/kg, 1.00_{Vertisol} mg/kg, 0.92_{Chernozem}, 1.10_{Planosol} mg/kg y 0.70_{Fluvisol} mg/kg) en comparación con los demás metales: **Cr**(45.13_{Phaeozem} mg/kg, 26.48_{Vertisol} mg/kg, 6.48_{Chernozem} mg/kg, 6.22_{Planosol} mg/kg y 4.39_{Fluvisol} mg/kg), **Pb**(23.81_{Phaeozem} mg/kg, 19.81_{Vertisol} mg/kg, 15.42_{Chernozem} mg/kg, 16.87_{Planosol} mg/kg y 20.92_{Fluvisol} mg/kg) y **Zn** (88.34_{Phaeozem} mg/kg, 133.41_{Vertisol} mg/kg, 38.05_{Chernozem} mg/kg, 64.37_{Planosol} mg/kg y 74.02_{Fluvisol} mg/kg) los suelos de tipo Vertisol y Phaeozem mostraron aproximadamente el doble de concentración de metales pesados (**Cd**:1.00_{Vertisol}, **Cr**:26.48_{Vertisol}, **Pb**19.81_{Vertisol} mg/kg, **Zn**:133.41_{Vertisol} mg/kg, **Cd**:1.28_{Phaeozem}, **Cr**:45.13_{Phaeozem} mg/kg, **Pb**23.81_{Phaeozem} mg/kg, **Zn**:88.34_{Phaeozem} mg/kg) en comparación con el suelo Chernozem el cual contiene desde 0.65 mg/kg de Cd hasta 34.45 mg/kg de Zn. La elevada concentración observada en los suelos de la zona 1 y 2, probablemente es influenciado por la actividad económica de esa zona, que es principalmente de elaboración de ladrillos y curtido de cuero. Sin embargo, no se cuenta con información suficiente para afirmar que la fuente principal es la industria, ya que los metales pueden estar en el suelo de manera natural o llegar a este derivado de las actividades antropogénicas. Cabe mencionar que las concentraciones encontradas no sobrepasan los valores de referencia, excepto en el caso del suelo de tipo Vertisol, ya que el Zn tiene una concentración de 133.41 mg/kg y su valor de referencia es 125 mg/kg.

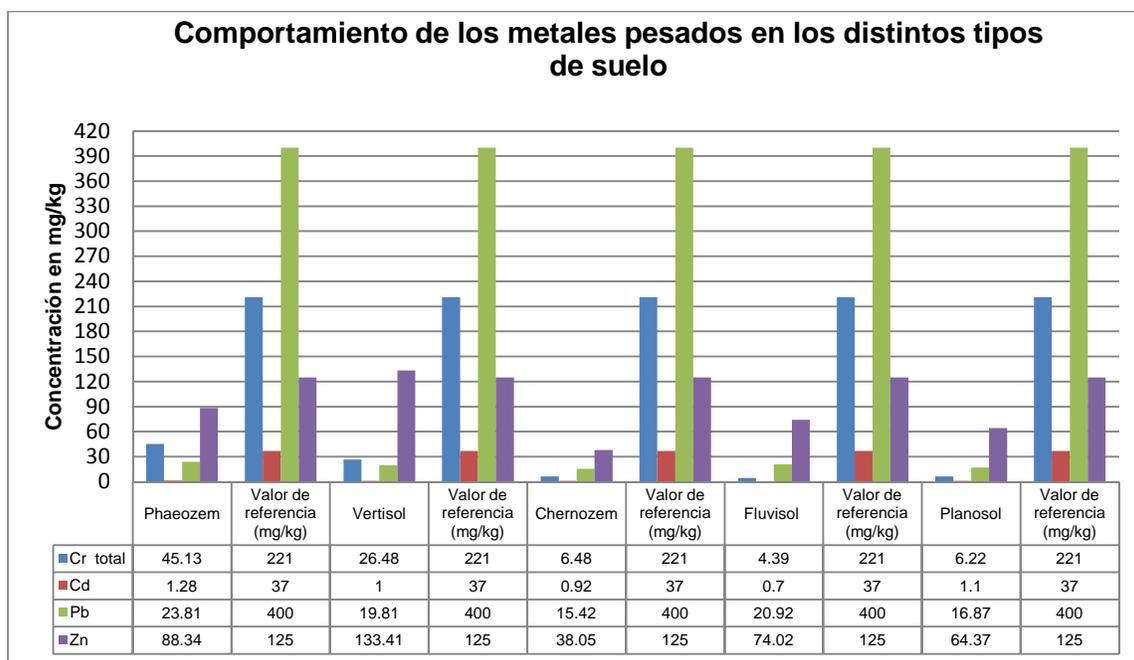


Figura 2. Comportamiento de los metales pesados en los tipos de suelo Phaeozem, Vertisol, Chernozem, Planosol, Fluvisol.

CONCLUSIONES

Se determinó la concentración de metales pesados (Cr, Cd, Pb y Zn) en los suelos de interés, la mayoría de los valores obtenidos no sobrepasan los valores de referencia establecidos, debido al tiempo y a los recursos disponibles fue imposible determinar los niveles genéricos de referencia para los suelos caracterizados, por lo que se tomaron los valores descritos en el estudio realizado en Colombia: y de la NOM-147-SEMARNAT-SSA1/2004.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Tecnológica de León, campus León, por el préstamo de las instalaciones del Laboratorio de Química Ambiental; a nuestros asesores: el Biol. Carlos Oliverio Pantoja por sus sugerencias y observaciones, que ayudaron a ampliar nuestra visión acerca del proyecto y el Q.B.P. Ulises A. Mares Hernández por la oportunidad y la confianza brindada, sus críticas constructivas, orientaciones y un agradable ambiente laboral durante la realización en esta estadía.

REFERENCIAS

- [1] Aranda, K. (2012). *Diseño Experimental para la determinación de metales pesados cadmio, cromo, plomo y zinc*. México: Universidad Tecnológica de León.
- [2] Luna, H.; Sanchez, J. (1991). *Manual de microbiología del suelo*. México: Universidad Autónoma de Nuevo León.
- [3] Rueda, G; Rodríguez, J; Madriñán, R. (2011). *Metodologías para establecer valores de referencia de metales pesados en suelos agrícolas: Perspectivas para Colombia*. Recuperado el 19 de julio de 2013, de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=169922438001>
- [4] SEMARNAT. (2000). NOM-021- RECNAT-2000, que establece las especificaciones de fertilidad, salinidad y clasificación de suelos, estudio, muestreo y análisis. México.
- [5] SEMARNAT. (2006). NMX-AA-132-SCFI-2006 muestreo de suelos para la identificación y la cuantificación de metales y metaloides, y manejo de la muestra. México.
- [6] SEMARNAT. (2007). NOM-147-SEMARNAT-SSA1/2004, que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por Arsénico, Bario, Berilio, Cadmio, Cromo hexavalente, Mercurio, Níquel, Plata, Plomo, Selenio, Talio y/o Vanadio. México
- [7] Volke, Velasco, De la Rosa. (2005). *Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo y alternativas para su remediación*. México: SEMARNAT.

USO DEL DESECHO DE FIBRA DE AGAVE TEQUILANA EN MATERIALES DE CONSTRUCCION

Luis Elías Chávez Valencia¹, *Claudia Hernandez Barriga¹*, *Jose Carlos Alvarado Carrillo¹* *Eva Soraya Chavez Robledo¹*

¹ Universidad de Guanajuato, Div. Ingenierías –Dept. Ing. Civil, Guanajuato, México, e-mail *lechavez@ugto.mx*

ABSTRACT

In this research the main objective was to determine the mechanical properties of lime-sand masonry with tequilana agave fiber wasted from Tequilera Corralejo in Pénjamo Guanajuato. It was expected that the addition of agave fiber tequilana will confer improved mechanical properties, in order to be used as restoration mortar of historic sites and monuments of the city of Guanajuato[1]. Initially we proceeded with the characterization of the three raw materials that make up the mortar, sand that was provided by CEMEX Silao, lime and agave fiber provided by the distiller Corralejo. Following ASTM standards were developed 18 specimens (cubes) with different percentages of fiber and 18 cubes as the pattern (reference sample) without fiber. Specimens were tested for compressive according to ASTM standards for 7,14 and 28 days of setting. Of the tests performed on the fiber, it was observed that this pose a great capacity for water absorption, tests conducted to determine the amount of water needed to produce a mortar with appropriate fluidity and good workability (approx. at 25 to 30 % flow), resulting in nearly twice the theoretical water was necessary to hydrate a masonry reference sample [2].

From observations of the mortars in a very humid environment (curing room with controlled humidity), was achieved not conclude that mortars reach maximum compressive strength unlike that set in normal humidity conditions (outdoor). Finally, we can conclude that the agave tequilana fiber decrease the mechanical properties of masonry samples nearly in 40 %.

Keywords: *agave tequilana waste, construction materiales, masonry.*

RESUMEN

En esta investigación el objetivo principal fue determinar las propiedades mecánicas de mampostería de cal-arena con fibra de agave tequilana residuo de la Tequilera Corralejo en Pénjamo Guanajuato. Se esperaba que la adición de fibra de agave tequilana conferirá propiedades mecánicas mejoradas, con el fin de ser utilizado como mortero de restauración de sitios históricos y monumentos de la ciudad de Guanajuato [1]. Inicialmente se procedió a la caracterización de los tres Materiales primas que componen el mortero, arena que fue proporcionada por CEMEX Silao, cal y fibra de agave proporcionada por la tequilera Corralejo. Siguiendo las normas ASTM se desarrollaron 18 muestras (cubos) con diferentes porcentajes de fibra y 18 cubos patrón (muestra de referencia) sin fibra. Las muestras se ensayaron para determinar la compresión de acuerdo con las normas ASTM para 7,14 y 28 días de edad. De los ensayos realizados en la fibra, se observó que esta posee una gran capacidad de absorción de agua, las pruebas realizadas para determinar la cantidad de agua necesaria para producir un mortero con una fluidez apropiada y buena manejabilidad (aprox. a 25 a 30% de flujo), lo que resulta en casi dos veces el agua teórica era necesario para hidratar una muestra de referencia de mampostería [2].

A partir de observaciones de los morteros en un entorno muy húmedo (cuarto de curado con humedad controlada), se concluyó que los morteros no alcanzan su máxima resistencia a la compresión a diferencia de ese conjunto en condiciones normales de humedad (al aire libre). Finalmente, podemos concluir que la fibra de agave tequilana disminuye las propiedades mecánicas de las muestras mortero en aproximadamente en 40%.

INTRODUCCION

Los morteros son mezclas plásticas obtenidas con un aglomerante, arena y agua, que sirven para unir las piedras o ladrillos que integran las obras y para revestirlos con enlucidos o revoques. Así mismo, los morteros se denominan según sea el aglomerante de yeso, cal, cemento, y se llaman bastardos cuando intervienen dos aglomerantes como yeso y cal; cemento y cal, u otros. La mezcla de un aglomerante y agua se denomina pasta y se dice de consistencia normal cuando la cantidad de agua de amasado es igual a los huecos del aglomerante suelto; si es menor será seca y mayor será fluida, llamándose lechada cuando se amasa con mucha agua. Los morteros, como los aglomerantes, se clasifican en aéreos e hidráulicos, para cuando fraguan en el aire o en el aire y el agua, respectivamente.

Morteros de cal. Son morteros químicos que pueden ser de cal hidráulica o cal hidratada (aérea), se utilizan principalmente en el pegado de rocas.

Morteros de cal hidráulica. El mortero de cal hidráulica fue empleado en la construcción en los siglos XVII y XVIII, supliendo a los morteros de cal hidratada, se clasifica como un mortero químico hidráulico, ya que endurece por medio de una reacción química y tienen la ventaja de fraguar en lugares húmedos y en contacto con el agua en tiempos más cortos, debido a la presencia de silicatos y aluminatos en la cal, que son los que dan la característica hidráulica al mortero, su resistencia está directamente relacionada con la cantidad de agua que se añade a la mezcla [3].

Mortero de cal hidratada. Se clasifica como un mortero químico aéreo, ya que endurece por medio de una reacción química y fragua a la intemperie, su endurecimiento no se lleva a cabo en lugares húmedos ni en presencia de agua, en su elaboración es favorable usar una buena dosificación de materiales, ya que presenta mayores contracciones que los morteros de cal hidráulica, debido a la evaporación del agua de amasado, de ahí que sea conveniente añadirle un material árido que cumpla con la función de favorecer la entrada de oxígeno, para que pueda carbonatarse el hidróxido de carbono del interior, este proceso es muy lento y puede durar varios meses, es utilizado para adherir bloques de piedra y recubrimiento de muros.

Propiedades del mortero de cal hidratada. Las propiedades superiores de la cal, pueden notarse en las dos fases del mortero, en estado plástico y en estado endurecido, en estado plástico logra una consistencia adecuada para su colocación y en estado endurecido presenta una buena adherencia, es capaz de soportar cargas, agua y temperaturas extremas. Su manejabilidad depende de la cantidad de agua en la mezcla y de la capacidad que tiene la cal para retenerla, también tiene menor rigidez lo que se hace que se adapte mejor a los movimientos que se presentan en las mamposterías, originándose daños menores. El mortero de cal puede curarse por sí solo, si el agua entra por las fisuras y disuelve una pequeña cantidad de hidróxido de calcio del mortero, el agua absorbe además el bióxido de carbono del aire, por lo tanto, el bióxido de carbono y el hidróxido de calcio reaccionan y forman carbonato de calcio que tapa la fisura.

Morteros de cal y arena. Los morteros de cal-arena que se emplean en la actualidad se recomiendan para enlucidos (1:1 en volumen), revoques (1:2 en volumen), muros de ladrillo (1:3 en volumen) y muros de mampostería (1:4 en volumen). En el caso de los morteros cemento-arena y morteros bastardos se recomienda la dosis que se presenta en la tabla 1.

Tabla 1. Resistencia de los morteros dosificados en volumen

Clase mortero	Dosificación	Resistencia (kg/cm ²)
Mortero Cemento-Cal-Arena	1:1:10 y 1:1:6	20 y 50
Mortero Cemento-arena con 250 kg de cemento por m ³	1:6	50
Mortero Cemento-arena con 380 kg de cemento por m ³	1:4	100
Mortero Cemento-arena con 450 kg de cemento por m ³	1:3	150

Aditivos. Un aditivo para el mortero es un material diferente del agua, de los agregados y del cemento hidráulico que se emplea como componente del mortero y que se agrega a la mezcla inmediatamente antes o durante el mezclado según ASTM C-125 [4]. Algunos de los fines más importantes para los que se utilizan los aditivos son para

- Aumentar la trabajabilidad sin incrementar el contenido de agua.
- Reducir el contenido de agua con la misma trabajabilidad.

- c. Retardar o acelerar el tiempo de fraguado inicial.
- d. Reducir o evitar el fraguado o para crear expansión ligera.
- e. Modificar la tasa o capacidad de sangrado, o ambas.
- f. Reducir la segregación.
- g. Mejorar la penetración y la bombeabilidad.
- h. Reducir la tasa de pérdida de revenimiento.

El empleo de la fibra de agave tequilana como aditivo. El empleo de los desechos o residuos agroindustriales como la fibra de agave tequilana, puede significar un paso más cerca de la explotación de forma sustentable de los recursos naturales. La fibra de agave tequilana, después de su cocimiento para la obtención de sus azúcares, representa para nuestra investigación una materia prima esencial en el mejoramiento de las propiedades mecánicas de los morteros cal-arena para restauración; por el contrario para los productores de tequila, la fibra es el desecho resultado de un proceso de fabricación que afecta al medio ambiente con el riesgo de incendio y la formación pequeños ecosistemas.

METODOLOGIA

De las materias primas, arena, proporcionados por CEMEX Silao, cal y fibra de agave tequilana proporcionada por Corralejo. La caracterización de la arena se resume en: Determinación del Peso específico y Absorción (ASTM C127), Contenido de Humedad (ASTM C71), Granulometría (ASTM C136. A la cal se le caracterizó mediante la prueba de Consistencia normal (ASTM C191). Las propiedades de las fibras fueron tomadas y se les determinó además el contenido de humedad. Con la caracterización de las materias primas se propuso la dosificación.

Para diseñar una mezcla de mortero, no existe un método que nos determine las cantidades exactas de materiales que debemos utilizar para que nos dé una resistencia predeterminada, como en el caso del diseño de las mezclas de concreto, en caso contrario hay que tantear, elegir ó proporcionar determinadas cantidades de materiales para elaborar un mortero y probar sus propiedades mecánicas. Se tomó la proporción 1:3 de materiales en peso cal-arena, generalmente empleada para restauración. Ejemplo: en la proporción 1:3, que se utilizó una porción en peso de aglomerante, en éste caso cal hidratada, por tres porciones de arena. Con la dosificación resultante se elaboraron 4 series 6 cubos para ser probados a compresión simple a 7, 14 y 28 días de fraguado con 0 %, 0.25 %, 0.50 %, 0.75 % de contenido de fibra. Por último se realizó el análisis de los resultados y se llegó a observaciones y conclusiones (figura 1).

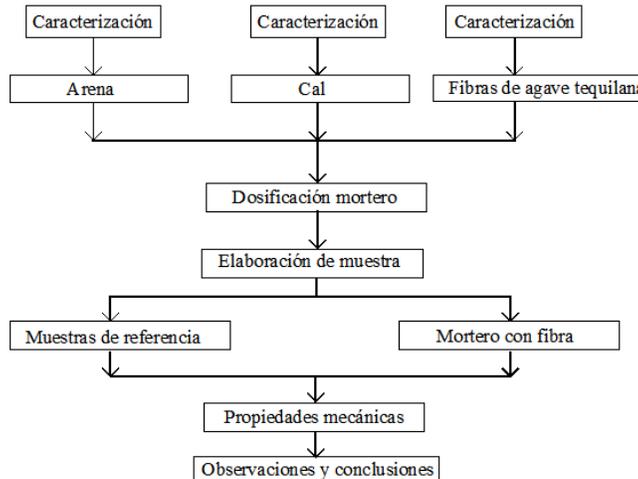


Fig1. Diagrama de flujo de la metodología de la investigación.

RESULTADOS Y DISCUSION

Caracterización de la arena. La arena normalizada empleada en la confección del mortero difiere de un país a otro, por su origen, su forma, su granulometría. Siguiendo las normas de la ASTM, se tomó una muestra de arena y se sometió a pruebas para determinar cual cumplía con las especificaciones y cuáles eran sus características, los resultados se muestran en la tabla 2.

Tabla 2. Resultados de la caracterización de la arena.

Prueba	ASTM	Resultado	Unidades	Limite	Observación
Toma de muestra	D-75	-----	-----	-----	-----
Cuarteo	C-702	-----	-----	-----	-----
Peso volumétrico seco y suelto	C- 29-09	1461	g/cm3	-----	-----
Peso Volumétrico seco y varillado	C- 29-09	1461	g/cm3	-----	-----
Granulometría	C-136-06	Tabla 3			-----
Modulo de Finura	C-136-06	3.59	S/U	3.0	No cumple
Contenido de humedad	C-566-13	1.45	%	-----	-----
Contenido de humedad	C-566-13	0.99	%	-----	-----
Equivalente de Arena	D-2419-09	64	%	-----	-----
Peso especifico	C-128-04	2.4	g/cm3	2.3	-----
Absorción	C-128-04	2.23	%	<4	Cumple
Material que pasa la malla No. 200	C-117-13	6.43	%	15	Cumple
Impureza inorgánicas	C-40-04	>3	S/U	<3	No cumple

Tabla 3. Granulometría de la arena y los límites.

Malla	Abertura (mm)	% que pasa	Limite Inferior	Limite Superior	Observaciones
4	4,75	97,80	95	100	Cumple
8	2,38	92,89	80	100	Cumple
16	1,19	82,91	50	85	Cumple
30	0,59	49,08	25	60	Cumple
50	0,297	19,18	10	30	Cumple
100	0,147	3,29	2	10	Cumple
200	0,074	0,68	0	5	Cumple
Charola	0	0,00	0	0	Cumple

De la tabla 2 y 3, se puede observar que la arena empleada en la ciudad de Guanajuato cumple casi todos los requisitos del reglamento de construcción DF y específicamente con la NMX-C-111-2004, excepto por que presenta un alto contenido de materia orgánica que puede provocar efectos negativos en las propiedades mecánicas del mortero, así mismo el módulo de finura es 3.59, que es superior recomendado para la elaboración de concreto pero no está limitado para ser usado en morteros, sin embargo, si se emplea en la fabricación de materias aglomerados, puede redundar en un alto consumo de cemento o en el disminución de la propiedades mecánicas.

Caracterización de la cal. Consistencia normal de la cal. Con esta prueba se desea obtener la cantidad de agua necesaria para que un determinado peso de cal tenga consistencia normal, entendiéndose como la cantidad de agua necesaria para que la aguja de 1 cm de diámetro del aparato de Vicat, penetre dentro de la pasta de cal 10mm ± 1mm bajo la superficie libre, durante 30 s. Los resultados están en la tabla 4 registrados como muestra1.

Tabla 4. Consistencia normal de la cal.

Muestra	Cal	Agua (%)	Agua (ml)	Penetración (mm)
1	150	25%	37.5	-
	+	10%		
1	150	35%	52.5	-
	+	10%		
1	150	45%	67.5	-
	+	10%		
1	150	55%	82.5	3
	+	10%		
1	150	65%	97.5	21
2	150	55% + 4%	82.5 + 6	3 + 1.8*4 = 10.2
2	150	59	88.5	10.2

Según los resultados obtenidos en la muestra 1, la aguja penetró 1.8 mm/%, por tanto se pudo deducir que si aumentáramos 4% a la muestra que posee 55% de agua, se llegaría aproximadamente a los 10 mm necesarios para completar la prueba, los resultados se muestran la tabla 4 registrados como muestra 2.

Caracterización de la fibra.

Se determinó la humedad actual de la fibra, que ayudara a establecer el contenido de humedad para elaborar el mortero, y así poder realizar la corrección por humedad. Resultando un contenido de humedad actual de 182 %.

Caracterización de mortero.

Se elaboraron 6 muestras de mortero 1:3 con 0, 0.25, 0,5 y 0,75 % de contenido de fibra de agave tequilana, todo anterior en peso. Así mismo se limitó la fluidez al 30 %. Los valores promedios de los resultados se muestran en la tabla 5 y en la figura 2 para 7, 14 y 28 días.

Tabla 5. Resistencia a compresión simple de mortero a 7 días

Edad (días)	Contenido de fibra (%)	Resistencia a compresion simple (kg/cm2)
7	0	12.34
7	0.25	11.45
7	0.50	9.76
7	0,75	6.36
14	0	16.75
14	0.25	14.23
14	0.50	13.45
14	0,75	9.78
28	0	19.55
28	0.25	17.65
28	0.50	14.89
28	0,75	11.45

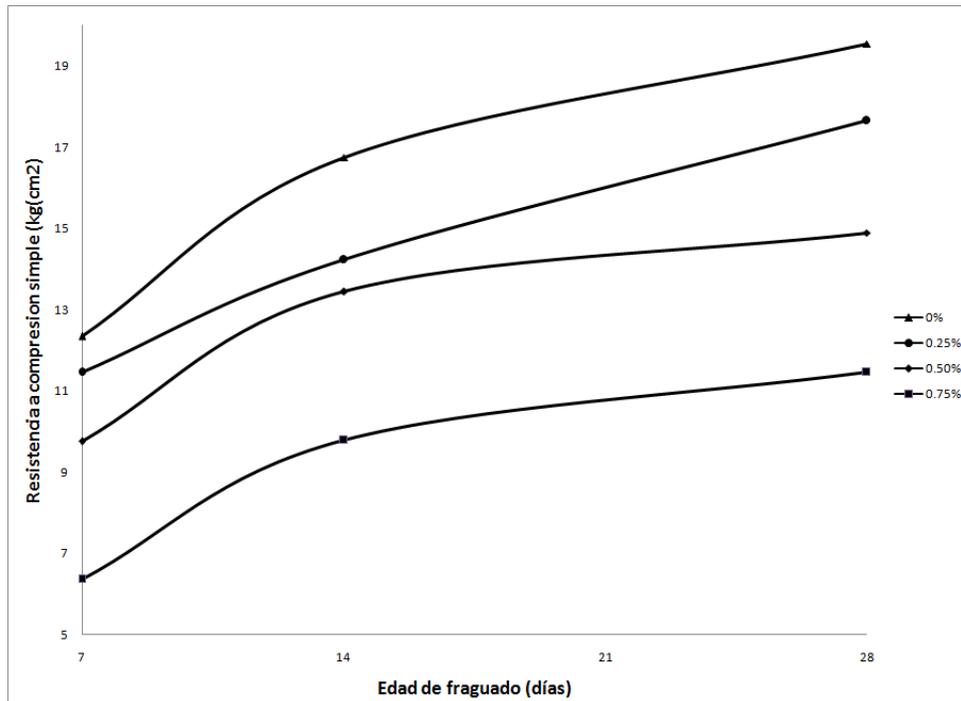


Fig2. Valores promedio de los resultados del mortero con fibra

De la figura 2 se puede observar que la presencia de la fibra no tuvo efecto sobre el fraguado del mortero de cal, así mismo el valor de la resistencia de mortero con fibra siempre es menor que el

patrón y disminuye mas con respecto al incremento en el contenido de fibra.

CONCLUSIONES

- 1.- Es posible realizar morteros con fibra de agave tequilana.
- 2.- La presencia de la fibra no tiene efecto negativo sobre el curado de los morteros.
- 3.- Las propiedades mecánicas de los morteros con fibra son menores que el patrón.
- 4.- Las propiedades mecánicas del mortero disminuyen directamente proporcionar al contenido de fibra de agave tequilana.

AGRADECIMENTOS

Se agradece al CONCYTEG, por los apoyos economicos otorgadas para esta investigacion mediante el proyecto 08-16-k662-PE0001.

REFERENCIAS

- [1] Eichhorn, S.J. 2003). Composites Science and Technology. 63 :1225-1230 .
- [2] Halpi, J.C., Tasai, S.W. 1976. Enviornmental factors in composite materials design. Air Force Material Laboratory Technical Report. AFML-TR-67-42.
- [3] Saad Felix, M.A., Mayor Gonzalez Orus Asso. Materiales de Construccion Tomo I y II Serie Schaum. 4 edicion. 1997.
- [4] American Society for Testing and Materials. 2000. Annual Book of ASTM Standards. Section Four. Construction. Volume 04.03. Roads and paving material; vehicle-pavement systems.

SINTESIS DE NANOPARTICULAS DE CUO, SNO Y SU EFECTO TOXICO EN *E. COLI* ATCC 4157

A.Chávez¹, F. Paraguay², F. Vasquez³, E. Orrantía, M.A. Luna⁵

¹CIMAV, Chihuahua, México, antonia.luna@cimav.edu.mx, ²CIMAV, Chihuahua, México, adriana.chavez@cimav.edu.mx, ³CIMAV, Chihuahua, México, francisco.paraguay@cimav.edu.mx, ⁴CIMAV, Chihuahua, México, felipe.vasquez@cimav.edu.mx, ⁵CIMAV, Chihuahua, México, erasmo.orrantia@cimav.edu.mx,

ABSTRACT

Nanomaterials(NMs) are drawing the attention of a large number of active economic sectors due to their potential in a wide range of applications. In parallel, there is a great interest to determine the toxicity of NMs, since various studies have indicated their toxic effect to biological systems. In this work CuO and SnO NPs were synthesized and they were characterized using advanced microscopic techniques, in order to evaluate the toxic effect of NPs in *E. coli* ATCC 4157. The NPs toxicity was evaluated by exposing different concentrations of CuO (10-200 ppm) and SnO (10-300 ppm) to *E. Coli*. The cell activity was determined through plate counting (Milles-Misrra technique) and minimal inhibitory concentration (MIC) assay (using resazurine as activity indicator).

The characterization results obtained by transmission and emission electronic microscopy indicated that CuO NPs had spherical morphology and size of 5-10 nm. In the case of SnO NPs, they showed a flower-type morphology (formed by rods of 50-750 nm). Toxicity assays (by plate counting) indicated that CuO NPs decreased the activity of *E. coli* (30%) at 100 ppm. In the other hand, SnO NPs showed the MIC value at 250 ppm. In conclusion, *E. coli* was more sensitive to CuO NPs. However, CuO and SnO NPs had different morphology and size.

Keywords: Toxicity, nanoparticles, *E. coli*, resazurina

RESUMEN

Los nanomateriales(NMs) están llamando la atención en diversos sectores económicos debido a su potencial de aplicaciones. Así mismo hay gran interés por conocer la toxicidad de NMs, ya que varios estudios han indicado su toxicidad en sistemas biológicos. En el presente trabajo se sintetizaron las NPs (CuO y SnO) y se caracterizaron por técnicas de microscopía de alta resolución, con el fin de evaluar su efecto tóxico en *E. coli* ATCC 4157. La toxicidad se evaluó exponiendo *E. coli* a diferentes concentraciones de NPs de CuO (10-200 ppm) y SnO (10-300 ppm). La actividad de las células se determinó por conteo en placa (técnica de Milles-Misrra) y ensayos de concentración mínima inhibitoria (CMI) con resazurina como indicador de la actividad.

Los resultados de caracterización por microscopía electrónica de transmisión y barrido indicaron que las NPs de CuO tenían forma esférica y tamaño de 5-10 nm. En cambio las NPs de SnO tuvieron morfología tipo flor (palillos entre 50-1500 nm). Los ensayos de toxicidad (conteo en placa) indicaron que las NPs de CuO disminuyeron la actividad de *E. coli* (30%) a partir de 100 ppm. Por otro lado, las NPs de SnO mostraron una CMI a 250 ppm. En conclusión *E. coli* fue más sensible a las NPs de CuO. Sin embargo, las NPs de CuO y SnO tienen diferente morfología y tamaño.

Palabras clave: Toxicidad, nanopartículas, *E. coli*

INTRODUCCIÓN

Actualmente la nanotecnología se considera un área de gran avance en la ciencia, la cual ha tocado muchas esferas de servicios de utilidad incluyendo, productos de consumo, cuidado de la salud, transporte, energía, agricultura, medicina, etc. [6]. En los últimos 20 años se han diseñado y sintetizado gran variedad de materiales en escala nanométrica (1 a 100 nm), denominados nanomateriales (NMs). Éstos poseen características únicas como: tamaño muy pequeño, área de superficie grande, reactividad alta, etc. [7].

En particular, las nanopartículas (NPs) inorgánicas están adquiriendo gran interés en una amplia gama de aplicaciones industriales, manufactura, cuidado personal, ambiental, etc. [8]. Las NPs de CuO se han utilizado como agentes antimicrobianos, preservadores de madera, en pinturas anti-incrustantes, etc. [3]. Por su parte las NPs de SnO se han evaluado como sensores de gases, en especial aquellas con morfologías tipo flor debido a su alta sensibilidad [9]. El uso extenso de NMs conlleva su liberación en el ambiente, lo cual ha generado gran preocupación a nivel público, académico y científico en relación al potencial de toxicidad en sistemas biológicos y salud humana. De hecho, estudios previos han indicado el efecto tóxico de los NMs en células humanas, bacterias y organismos acuáticos [4]. La magnitud de la toxicidad depende de muchos factores, como tipo de nanomaterial, tamaño, composición y carga en la superficie, morfología, etc. En este sentido, varios científicos coinciden en destacar la gran importancia de la caracterización apropiada de los NMs en estudios de toxicidad [1].

Actualmente hay técnicas de alta resolución para la caracterización de NMs, como la microscopía electrónica de transmisión (TEM) y microscopía electrónica de barrido acopladas a detectores de energías de rayos x (EDS, EDX), útiles en la determinación de la morfología, tamaño de partícula primario y composición elemental. Otras técnicas útiles son difracción de rayos x, microscopía electrónica confocal, etc. [7].

En este trabajo se evaluó la toxicidad de NPs de CuO (esféricas) y SnO (tipo flor) en *E. coli*, la cual es una bacteria relevante del ambiente. Ambas NPs se sintetizaron y caracterizaron para conocer la morfología, tamaño y composición. Estudios con organismos simples tienen la ventaja de efectuarse en forma rápida y sencilla comparado con estudios con células humanas. Además las bacterias son organismos que estarían sujetos a exposiciones primarias de NPs (disposición o descargas accidentales), por lo que son un buen modelo en estudios ecotoxicológicos.

OBJETIVO

Sintetizar y caracterizar nanopartículas de CuO y SnO, con el fin de evaluar su efecto tóxico en el modelo biológico *E. coli*.

METODOLOGIA

SINTESIS DE NANOPARTICULAS

Las NPs de CuO se sintetizaron mediante el método de precipitación alcalina [5], a partir de una solución de acetato de cobre 0.02 M (300 mL) adicionada con 1 ml de ácido acético glacial. Esta mezcla se llevó a 100°C con agitación constante y se le añadieron 0.4 g de NaOH. La agitación se mantuvo por 30 min y después se enfrió (temperatura ambiente). Las NPs se separaron por centrifugación (10,000 rpm, 30 min) y se le hicieron dos lavados con agua destilada. Las NPs lavadas y libres de agua se secaron a temperatura ambiente y se almacenaron en un recipiente seco. La síntesis de NPs de SnO se realizó por un método hidrotérmico, partiendo de una solución con 0.5 g de SnCl₄ y 0.18 g de NaOH en 15 ml de agua tridestilada. La mezcla se mantiene en agitación constante y se le agrega etanol. Posteriormente se realizó el tratamiento hidrotérmico en una autoclave a 200°C durante 48 h. Finalmente, las NPs de SnO se recuperaron por secado 80°C

CHARACTERIZACIÓN DE LAS NPs

La morfología, tamaño primario y composición de las NPs se caracterizó por microscopía electrónica de transmisión (MET), microscopía electrónica de barrido (MEB) acoplada a espectrometría de energía de dispersión (EDS). Los patrones de cristalinidad de las NPs se obtuvieron por difracción de rayos X (DRX).

EFFECTO TOXICO DE LAS NPs DE CuO EN *E. coli*

La evaluación del efecto tóxico de las NPs se realizó mediante la exposición de *E. coli* a varias concentraciones de las NPs. Para lo cual, las células (1×10^9 células/mL, obtenidas de un cultivo incubado por 12 h) se incubaron en tubos de ensayo con medio LB (diluido, 0.1X) y con diferentes concentraciones de las NPs, a 200 rpm y 37 °C. La viabilidad de las células se determinó mediante el conteo en placa de muestras que se tomaron a diferentes tiempos de

incubación (0, 2, 6 y 25 h). El conteo en placa se realizó en base a la técnica de Milles-misra. El porcentaje de la actividad de las células expuesta a NPs se estimó en base al control (células sin exponer a las NPs). Justo un momento antes de realizar los ensayos de toxicidad, se prepararon las dispersiones stock de las NPs en buffer de fosfatos (5 mM) a pH 7 y se sonicaron durante 15 min en un sonicador de baño.

ENSAYO DE CONCENTRACIÓN MÍNIMA INHIBITORIA PARA NPs DE SnO

El ensayo para estimar la concentración mínima inhibitoria (CMI) se basó en el uso del indicador resazurina, el cual en su forma oxidada presenta un color azul y en su forma reducida cambia a color rojo fluorescente. Los ensayos con células activas reducen el colorante, notándose un cambio de azul a rojo en el medio de cultivo. Los ensayos de CMI se realizaron en placas de 96 pozos con medio LB (0.1X diluido) inoculados con *E. coli* (1×10^7 células/mL) y con diferentes concentraciones de las NPs. También se incluyeron controles positivos (células sin exposición a NPs) y controles negativos (medio con NPs sin células). Las placas de los ensayos se incubaron 24 h a 37°C, pasado este tiempo se adicionó la resazurina para determinar la actividad de las células. La concentración más baja de NPs que no causó un cambio de color azul a rojo en el medio de cultivo se consideró como la CMI. El control con NPs solas, se incluyó para descartar cualquier reacción de las NPs con el indicador resazurina.

RESULTADOS

CARACTERIZACIÓN DE LAS NPs DE CuO y SnO

La caracterización de las NPs se llevó a cabo por MEB y MET. En la Figura 1a se muestra la imagen MET de las NPs de CuO en donde se observa un tamaño de 5-10 nm y con forma esférica. Tanto la morfología como el tamaño de las NPs de CuO fueron muy similares a lo que se indicó en el reporte que tomamos como referencia para la síntesis [5]. En el caso de las NPs de SnO se presenta una imagen de MEB, donde se observa una morfología tipo flor con tamaños de 100-500 nm. Estas estructuras de tipo flor de NPs de SnO son morfologías nuevas que se están estudiando por su alta sensibilidad para sensar gases [9].

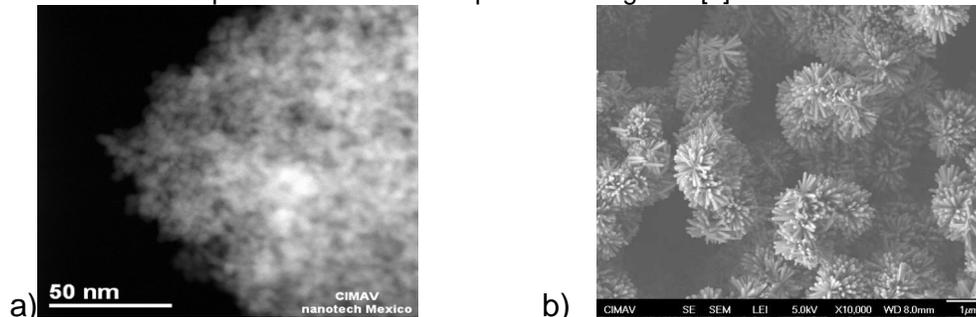


Figura 1 Imagen MET de NPs de NPs de CuO(a) y NPs de son (b)

EFFECTO TOXICO DE LAS NPs DE CuO EN *E. coli*

En este ensayo se usó como modelo biológico las bacteria *E. coli* ATCC 4157, la cual se expuso a diferentes concentraciones de NPs de CuO (10, 100 y 200 ppm). En la Figura 2 se muestra el porcentaje de actividad de *E. coli* (en base al control, células sin exponer a NPs) en los tratamientos a diferentes concentraciones de NPs de CuO. Notándose que hubo una disminución en la actividad celular (30%) a partir de 100 ppm con 24 h de exposición. En el caso de la exposición de las células a 200 ppm de NPs de CuO, se notó un inhibición de la actividad en un tiempo de exposición más corto (2 h). En estudios previos de toxicidad de NPs de CuO con tamaños similares, se ha reportado que *E. coli* resiste altas concentraciones de NPs de CuO. Lo cual se atribuye a que esta bacteria activa su sistema de defensa a metales pesados-efflux para bombear extracelularmente el cobre citoplasmático a través de la activación secuencial de las proteínas multinivel tipo-Cpx (ATPasa y RND) [3]. Sin embargo, en otros estudios se ha reportado inhibición considerable (50%) de *E. coli* a partir de 28.6 ppm de NPs de CuO [2]. Aunque en ese estudio las NPs eran de diferente tamaño (20-30 nm), con morfología irregular y

fueron adquiridas comercialmente (usualmente tienen impurezas del proceso de síntesis). Lo cual puede influir en los resultados de toxicidad.

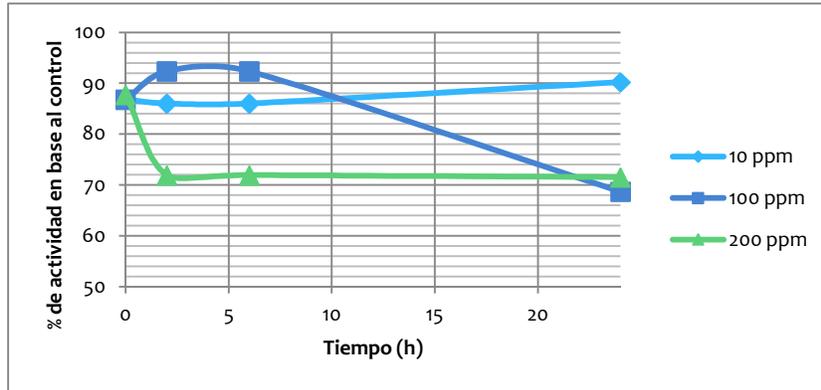


Figura 2 Porcentaje de la actividad de *E. coli* ATCC 4157 en respuesta a diferentes tiempos y concentraciones de exposición de NPs de CuO

CONCENTRACIÓN MINIMA INHIBITORIA

En el ensayo de CMI se probaron diferentes concentraciones de las NPs de SnO (10 a 3000 ppm). En este caso se incluyeron concentraciones altas, ya que en la literatura hay antecedentes de que este tipo de NPs no son muy reactivas. Por lo que se espera obtener inhibición de la actividad de *E. coli* a concentraciones más altas que las NPs de CuO. En la figura 3 se muestran los resultados de cambio de color de la resazurina oxidada (azul) y forma reducida (rojo) en ensayos de exposición de *E. coli* a varias concentraciones de NPs de SnO. Ahí se nota claramente que a partir de 250 ppm de NPs de SnO, las bacterias pierden actividad, ya que no son capaces de reducir la resazurina (se mantiene el color azul correspondiente a la resazurina oxidada). Indicando que la resazurina no se reduce completamente por las células expuestas. En base a lo anterior, la CMI de NPs de SnO en *E. coli* fue de 250 ppm con un inóculo de 1×10^7 UFC/ml.

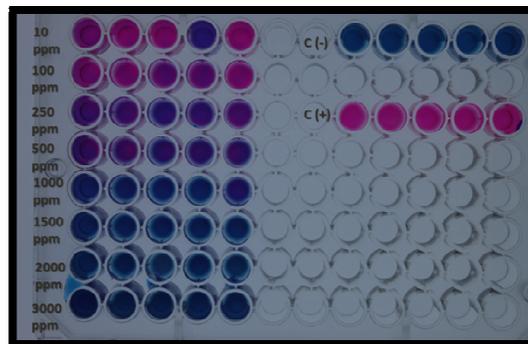


Figura 3 Ensayo de CMI con *E. coli* expuesta a varias concentraciones de NPs. El ensayo se realizó en placa de 96 pozos, incluyendo control positivo (células sin exponer a NPs) y negativo (NPs solas). El indicador utilizado para detectar la actividad de células fue resazurina.

CONCLUSIONES

La bacteria *E. coli* ATCC 4157 mostró inhibición considerable en su actividad cuando se expuso a concentraciones altas NPs de CuO (>100 ppm) y SnO (>250 ppm). Notándose que *E. coli* tuvo mayor sensibilidad a las NPs de CuO. Sin embargo, las NPs de CuO y SnO tienen diferente

morfología y tamaño.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al CONACyT por el apoyo con la beca de doctorado a A. Chávez y F. Vázquez. También se agradece el apoyo a Wilber Antunez F. por su apoyo en los análisis de SEM y TEM.

REFERENCIAS

- [1] Arora S *et al* (2012) Nanotoxicology and in vitro studies: The need of the hour, *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 258, 151-165.
- [2] Baek Y & An Y (2011) Microbial toxicity of metal oxide nanoparticles (CuO, NiO, ZnO, and Sb₂O₃) to *Escherichia coli*, *Bacillus subtilis* and *Streptococcus aureus*, *Sci. Total Environ.*, 409, 1603 – 608.
- [3] Gunawan C *et al* (2011) Cytotoxic origin of copper(II) oxide nanoparticles: Comparative studies with micron-sized particles, leachate, and metal salts, *ACS Nano*, 5, 7214-7225.
- [4] Kahru A & Dubourguier HC (2010) From ecotoxicology to nanoecotoxicology, *Toxicol.*, 269, 105-119.
- [5] Lanje AS *et al* (2010) Synthesis and optical characterization of copper oxide nanoparticles, *Advances Appl. Sci. Research*, 1, 36-40.
- [6] Ju-Nam Y & Lead J (2008) Manufactured nanoparticles: An overview of their chemistry, interactions and potential environmental implications, *Sci. Total Environ.*, 400, 396–414.
- [7] Marquis B *et al* (2009) Analytical methods to assess nanoparticle toxicity. *The Royal Society of Chemistry*, 134, 425-439.
- [8] Schrand AM *et al* (2010) Metal-based nanoparticles and their toxicity assessment, *Wiley Interdisciplinary Reviews-Nanomedicine and Nanobiotechnol.*, 2, 544-568.
- [9] Zhang J *et al* (2009) Facile synthesis of highly ethanol-sensitive SnO₂ nanoparticles, *Sensors and Actuators B-Chemical*, 139, 369-374.

ESTUDIO FILOGENÉTICO DE CEPAS BACTERIANAS AISLADAS DE LAGO DE CRATERES "7 LUMINRIAS"

Valerdi Negreros, Julio César¹✉, Pacheco Cabañas, Rita Karen², Rivera Martínez, Laura Guadalupe³ Rico Herrera, Mauricio³, Malm, Olaf⁴, Brito, Elcia Margareth Souza³

¹Escuela de Biología, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, México, ²Instituto Tecnológico de Mérida, Mérida, México, ³Ingeniería Ambiental (DI-GCT), Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México, ⁴Biofísica Ambiental, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Brasil.

✉ Dirección de contacto, e-mail: jv_ner@hotmail.com

ABSTRACT

The *Cinturón Volcánico Transmexicano* has a great number of volcanoes which are suitable for bacterial biodiversity and bioprospection studies. The interest on such microorganisms is growing nowadays mainly due to the biotechnological applications, although they are also interesting on the ecological point of view, especially due to their adaptation to extreme conditions. Here we chose some volcano lakes on Mexican territory to do a bacterial bioprospection, namely: the *La Joya*, the *Cíntora* and the *Rinconde Parangueo*, all located on the Santiago Valley, Guanajuato state. We think that geographic isolation can produce conditions that enable the evolution of extremophile microorganisms. With the aim of isolating such microorganisms we collected superficial sediment samples which were used as *inocula* for different culture media (LB, YPS, R2A and TSA). The heavy metal compositions vary from 0.0027 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ Hg to 0.0034 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ Fe; the nutrient analysis suggest hard eutrofization of *La Joya* Lake and, for *Parangueo* Lake, oligotrophic characteristics were found. After an extensive screening we obtained 15 bacterial strains on LB media, 16 on YPS media, 8 on R2A and 15 on TSA. The genomical DNA of these strains was extracted (Tsay and Griffit, 1993) and the gene rDNA 16S was amplified using universal oligonucleotide (8F and 907R). The PCR amplicons were send for sequencing on LAGEBIO-CINVESTAV, Irapuato. We obtained 32 strains from *Cíntora* Lake and 22 from *La Joya* Lake. Unfortunately, no strain came from of *Parangueo* Lake with the culture conditions used, probably due to the alkaline conditions required for growth of bacterial populations specific of this site.

Keywords: *Extremophiles*, *bioprospection*, *the La Joya*, *the Cíntora*, *the El Rincón de Parangueo*

RESUMEN

El *Cinturón Volcánico Transmexicano* tiene un gran número de volcanes los cuales son adecuados para estudios de biodiversidad y bioprospección bacteriana. El interés sobre tales microorganismos está creciendo hoy en día principalmente debido a las aplicaciones biotecnológicas, aunque también hay interesantes desde punto de vista ecológico, sobre todo debido a su adaptación a condiciones extremas. En este trabajo elegimos algunos lagos volcánicos en territorio mexicano para hacer una bioprospección bacteriana, en concreto: *La Joya*, *Cíntora* y *Parangueo*, todos ubicados en el Valle de Santiago, estado de Guanajuato. Creemos que el aislamiento geográfico puede producir condiciones que permitan la evolución de microorganismos extremófilos. Con el objetivo de aislar tales microorganismos se colectaron muestras de sedimentos superficiales que se utilizaron como *inóculos* para los diferentes medios de cultivo (LB, YPS, R2A y TSA). Las composiciones de metales pesados varían de 0,0027 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ Hg a 0,0034 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ Fe, el análisis de nutrientes sugieren fuerte eutrofización del lago *La Joya* y, por el lago de *Parangueo*, se encontraron características oligotróficas. Después de una extensa investigación se obtuvieron 15 cepas bacterianas en medio LB, 16 en medio YPS, 8 en R2A y 15 en TSA. Se extrajo el ADN genómico de estas cepas (Tsay y Griffit, 1993) y los genes de ADNr 16S se amplificaron utilizando oligonucleótidos universales (8F y 907R). Los ampliados de PCR fueron enviados para la secuenciación en LAGEBIO-CINVESTAV, Irapuato. Se obtuvieron 32 cepas del lago *Cíntora* y 22 del lago *La Joya*. Por desgracia, no conseguimos cepas del lago *Parangueo* con las condiciones de cultivo utilizadas, probablemente debido a las condiciones

alcalinas, requeridas para el crecimiento de las poblaciones bacterianas específicas de este sitio.

INTRODUCCION

El Valle de Santiago constituye una de las regiones más simbólicas del Altiplano Mexicano debido a la presencia de siete conos volcánicos dispuestos en el terreno de tal manera que asemejan al acomodo de las siete estrellas de la Osa Mayor; también denominado la región de "Las siete luminarias" [1]. Las siete luminarias son, de norte a sur, Hoya Rincón de Parangueo, Hoya San Nicolás de Parangueo (también San Nicolás Parangueo o San Nicolás), Hoya Estrada, Hoya La Alberca, Hoya Blanca, Hoya Cíntora (Zíntora o La Cintura) y Hoya Álvarez. El fondo de al menos cuatro de estos cráteres fue suficientemente profundo para alcanzar el manto freático de la región, dando origen a lagos cráter (Maars); estos son: Rincón de Parangueo, San Nicolás de Parangueo, La Alberca y Cíntora. Actualmente, la mayoría de estos lagos se encuentran en un estado avanzado de desecación o senescencia, con sus áreas superficiales y volúmenes reducidos.

El elevado proceso de deterioro de estos lagos pone en cuestión la pérdida de la biodiversidad de ese medio ambiente. Algunas de las causas antropogénicas de este proceso de deterioro son la deforestación, desviación de efluentes para la agricultura, la sobreextracción de aguas subterráneas, la contaminación y la eutrofización. La reducción del volumen del agua, también se ve reflejado en la alcalinidad y salinidad de estos lagos, y la combinación de salinidad y pH elevados, hacen que estos cuerpos acuáticos sean clasificados como un ejemplo de hábitat extremos, en donde sólo pueden habitar organismos altamente especializados, los microorganismos alcalófilos.

Se clasifican los microorganismos como extremófilos cuando estos resisten a condiciones ambientales extremas. Dependiendo de las condiciones extremas que se adaptaron también reciben nombres específicos. Por ejemplo, los seres que se adaptaron a temperaturas muy altas, son clasificados como hipertermófilos, los adaptados a temperaturas muy bajas (bajo 0°C) psicrófilos, los adaptados a pH muy bajos (<4) acidófilos y los que soportan pH superiores a 10 alcalófilos, etc. Estos microorganismos para habitar en dichas condiciones necesitaron, a lo largo de su evolución, desarrollar adaptaciones fisiológicas distintas de las que son observadas en los microorganismos no extremófilos. Por ejemplo, los microorganismos hipertermófilos deben poseer enzimas termolábiles, además, su membrana debe de tener compuestos lipídicos más resistentes a temperaturas elevadas para mantener la integridad de la célula. La pérdida de estos ecosistemas implica también en la pérdida de su biodiversidad microbiana e, indirectamente, el potencial biotecnológico que estos puedan presentar. Basado en esa premisa, ese trabajo tuvo como principal objetivo aislar microorganismos de los pocos lagos reminiscentes de la región del Valle de Santiago, México.

METODOLOGIA

Sitios de Muestreo – Se seleccionó como sitio de estudio tres lagos de cráteres volcánicos: el lago de la Joya (20.207581 lat. – 101.130001 long), el lago de Cintora (20.38968 lat. – 101.201287 long.) y, el lago del Rincón de Parangueo (20.420839 lat. – 101.254023 log.). La selección de estos puntos fue en función de las condiciones observadas in situ durante el muestreo: el Lago de la Joya como un ejemplo de un lago eutrofizado; el de Cintora como lago seco, y; el del Rincón de Parangueo como ejemplo de un lago extremadamente alcalino (pH superior a 10). Se colectaron muestras de sedimento superficial y del agua, de estos puntos al día 18 de junio de 2012, y en situ se determinaron la temperatura, el pH y la salinidad, con las cuales se realizaron la caracterización microbiológica y química, y también sirvieron de inóculo para el aislamiento de los microorganismos cultivables por técnicas tradicionales en medio sólido.

Caracterización química y microbiológica – En la caracterización físico-química se utilizaron kits comerciales HASCH® para las análisis de los nutrientes (P-PO₄²⁻, N-NO₃, N-NO₂ and N-NH₄⁺) y determinación por espectrofotometría. Los metales se extrajeron por digestión ácido y se determinaron por absorción atómica. Para la caracterización microbiológica se utilizó la

determinación de la producción del diacetato de fluoresceína, además del coteo de unidades formadoras de colonias (UFC) y la determinación del número más probable (NMP).

Aislamiento microbiológico – Para el aislamiento de los microorganismos se utilizaron 4 medios de cultivo: LB, R2A, TSA e YPS. Inicialmente se preparó una dilución de cada muestra (hasta 10^{-3}) con sales de spitzzen, se aplicó 10 μ L sobre medio sólido, se distendió con espátula de Drigalki, y se incubó a 35°C. Se seleccionaron las colonias morfológicamente distintas y aparentemente aisladas, las distendiendo en medio sólido con la técnica de estriación. Después, de a lo menos tres repiques estas fueron clasificadas respecto a la morfología de la colonia y de la célula (observada al microscopio óptico con aumento de 1000x). En esa clasificación se utilizó el siguiente código: (a) de acuerdo al sitio de muestreo se utilizó la letra “Y” para La Joya, “C” para Cintora; (b) respecto al lugar de toma de la muestra se utilizó una segunda letra, “S” para suelo y “ag” para agua, (c) la tercera letra se refiere a las condiciones metabólicas que requiere el oxígeno “O”, y que sigue es un número descendente según el orden en que se fueron aislando.

Caracterización de los aislados bacterianos – Una vez aislada, se sembró cada una de esas en medio líquido (5 ml de medio + 100 μ l del aislado), se cultivó por 24h y se preparó una pastilla de células para la extracción del ADN genómico., se extrajo el ADN de la cepa por medio de técnica tradicional [5]. Ese ADN se utilizó como molde para la amplificación del gen ADN_r 16S utilizando oligonucleótidos universales 8F y 907R, por medio de reacción en cadena de polimerasa (PCR). Los productos de la PCR fueron sometidos a una electroforesis (gel de agarosa 1.2%, en TAE) para corroborar el amplificado. Las muestras positivas fueron purificadas e enviadas al LANGE BIO-CENVESTAV, Irapuato para su secuenciación. Las secuencias obtenidas fueron inicialmente analizadas con el software libre BIOEDIT, y la secuencia contig obtenida de las secuencias 8F y 907r fueron comparadas con las secuencias depositadas en el NCBI con el BLAST. Las secuencias de los aislados, y las secuencias de las cepas tipo más similares a estas, se utilizaron para obtener una planilla de similitud con el software mafft, y esa, se utilizó para obtención de un árbol filogenético con el software MEGA, utilizando parámetros de parsimonia y máximo verosimilitud, y *bootstrap* de 1000 veces

RESULTADOS

El análisis de los parámetros físico-químicos del sitio de muestreo se lista en la Tabla 1. El lago del Rincon de Parangueo es muy alcalino, con valores de pH y de salinidad muy elevados, confirmando condiciones extremas de pH y salinidad para ese lago. La joya, por su vez, estuvo ligeramente alcalino con valores de pH de 9.5.

Tabla 1 – Caracterización físico-química y microbiológica del sitio de muestreo.

	Sedimento “Cintora”	Sedimento “Rincón de Parangueo”	Sedimento “La Joya”	Agua “Rincón de Parangueo”	Agua “La Joya”
pH	-	-	-	12	9.5
S (%)	-	-	-	12.2	1.7
T (°C)	-	-	-	25 - 38	27 - 27
F-PO42- (mg/L)	2.5	7.4	0.9	10.11	2.7
N-NO2 (mg/L)	<LD	14.4	1.7	3.8	0.1
N-NO3 (mg/L)	<LD	<LD	<LD	0.16	<LD
N-NH4 (mg/L)	1.13	5.5	0.3	0.7	0.3
YPS ^(a)	3×10^2	2×10^2	1×10^{11}	1×10^2	6×10^2
TSA ^(a)	3×10^2	2×10^3	8×10^7	2×10^2	4×10^1
MMB ^(a)	3×10^3	2×10^3	1×10^{11}	6×10^2	3×10^1
R2A ^(a)	3×10^3	3×10^2	2×10^{11}	4×10^2	2×10^1
LB ^(a)	2×10^4	2×10^2	2×10^7	4×10^2	2×10^1
NMP	1×10^3	7×10^3	2×10^3	7×10^2	7×10^4
EST	0.73	2.28	1.76	1.23	0.79

NMX para agua de uso humano; LD límite de detección; S – salinidad; T – temperatura; (a) Unidad Formadora de Colonia, número de células/100 mL, donde YPS es medio selectivo para bacterias aerobias totales, LB medio selectivo para bacterias entéricas, MMB medio selectivo para bacterias heterotróficas totales, R2A para bacterias heterotróficas y TSA medio selectivo para bacterias semifastidiosas; NMP, número más probable en el medio MMB (número de células/100 mL); EST actividad de las enzimas esterásas.

Las colonias observadas presentaron morfología relativamente poco variada, de estas se seleccionaron 7 colonias, 3 del sitio La Joya y 5 del sitio Cintora (Tabla 2), las cuales después de varios repiques en medio solido se obtuvieron 54 cepas (Tabla 3), donde 15 crecieron el LB, 16 en YPS, 8 en R2A y 15 en TSA. Desafortunadamente no se logro, en esa etapa ninguna colonia del sitio El Rincón de Parangueo, ni mismo en condiciones anaeróbicas.

Código	YSOT 01	CSOL 02	CSOT 03	CSOL 04	CSOY 05	YagO 06	YagO 07
Lugar	La joya	Cintora	Cintora	Cintora	Cintora	La Joya	La Joya
Medio	TSA	LB	TSA	LB	YPS	YPS	R2A
Color	Blanca	Amarilla	Blanca en el centro	Blanca/bri llosa	Blanca/bri llosa	Blanca	Blanca
Tipo	Cocos	Coco-bacilo	bacilo	Coco-bacilo	Coco-bacilo	cocos	Cocos-bacilos

Se extrajo el ADN genómico de 26 de estas cepas, y se amplificó el gene ARNr 16S. En el análisis de estas secuencias se observó que algunas cepas aun no se encontraban aisladas. Los resultados de la

Re-muestras, con el ADN extraído, e los 26 amplificados, únicamente resultaron positivos 17 de ellos, los cuales se purificaron mediante Se intento aislar cepas por método de Roll-tube para organismos anaerobios a partir de sedimento tomado del sitio de lago de *Parangueo*, al igual que se intento cultivar sobre medios sólidos específicos en placa petri para organismos aerobios.

MEDIOS				
No. De muestra	LB	YPS	R2A	TSA
1	CSOL 03b	CSOY 05	YagOR 01	YSOT 01
2	CSOL 01a	CSOY 04	YagOR 05	YSOT 03
3	CSOL 01 M 01M	CSOY 02	YagOR 02 M	YSOT 06
4	3CSOL 02 M	CSOY 06 M	YagOR 06	YSOT 04
5	CSOL 01 M 02M	YagOY 01 M	YagOR 01 M	YSOT 05
6	CSOL 03a	CSOY 03	YagOR 02	YSOT 02
7	CSOL 05a	CSOY 02 M	YagOR 04	YSOT 02 M
8	CSOL 04a	CSOY 01	YagOR 03	CSOT 04
9	CSOL 02 ^a	YagOY 05		CSOT 03
10	CSOL 06 ^a	YagOY 02		CSOT 06
11	CSOL 01b	YagOY 06		CSOT 01 M
12	CSOL 05b	YagOY 04		CSOT 01
13	CSOL 02b	CSOY 02 M		CSOT 05
14	CSOL 06b	CagOY 01 M		CSOT 02
15	CSOL 04b	YagOY 01		CSOT 02 M
16		YagOY 03		

Tabla 2 Muestras analizadas en el presente estudio las cuales se encuentran organizadas por códigos correspondientes.

RESULTADOS Y DISCUSION

LB	YPS	R2A	TSA		DNA EXTRAIDO AMPLIFICADO POR PCR SECUENCIACIÓN +	1°LETRA	LUGAR
CSOL 03b	CSOY 05	YagOR 01	YSOT 01			C	CINTORA
CSOL 01a	CSOY 04	YagOR 05	YSOT 03			Y	LA JOYA
CSOL 01 M 01M	CSOY 02	YagOR 02 M	YSOT 06				
3CSOL 02 M	CSOY 06 M	YagOR 06	YSOT 04				
CSOL 01 M 02M	YagOY 01 M	YagOR 01 M	YSOT 05				
CSOL 03a	CSOY 03	YagOR 02	YSOT 02				
CSOL 05a	CSOY 02 M	YagOR 04	YSOT 02 M				
CSOL 04a	CSOY 01	YagOR 03	CSOT 04				
CSOL 02a	YagOY 05		CSOT 03				
CSOL 06a	YagOY 02		CSOT 06				
CSOL 01b	YagOY 06		CSOT 01 M				
CSOL 05b	YagOY 04		CSOT 01				
CSOL 02b	CSOY 02 M*		CSOT 05				
CSOL 06b	CagOY 01 M		CSOT 02				
CSOL 04b	YagOY 01		CSOT 02 M				
	x						
15	16	8	15	54			

2°LETRA	SITIO
S	SUELO
ag	AGUA

3°LETRA	CONDICIONES
O	OXIGENO

4°LETRA	MEDIO
L	LB
Y	YPS
R	R2A
T	TSA

Tabla 3 Resultado final que se logro sobre cada una de las 54 muestras analizadas.

NO AISLADOS	DNA EXTRAIDO	AMPLIFICADO POR PCR	SECUENCIACIÓN POSITIVA
CSOL 03b	CSOY 05	CSOL 05b	CSOY 06 M
CSOL 01a	CSOY 04	CSOL 02b	CSOY 03
CSOL 01 M 01M	YagOY 02	CSOL 06b	CSOY 01
3CSOL 02 M	YagOY 06	CSOL 04b	CSOT 06
CSOL 01 M 02M	CSOY 02 M*	CSOY 02	CSOT 01 M
CSOL 03a	CagOY 01 M	YagOY 01 M	
CSOL 05a	CSOT 05	CSOY 02 M	
CSOL 04a	CSOT 02	YagOY 05	
CSOL 02a	CSOT 02 M	YagOY 04	
CSOL 06a		YagOY 01	
CSOL 01b		YagOY 03	
YagOR 01		CSOT 01	
YagOR 05			
YagOR 02 M			
YagOR 06			
YagOR 01 M			
YagOR 02			
YagOR 04			
YagOR 03			
YSOT 01			
YSOT 03			
YSOT 06			
YSOT 04			
YSOT 05			
YSOT 02			
YSOT 02 M			
CSOT 04			
CSOT 03			

Tabla4 Resultado final que se logro sobre cada una de las 54 muestras analizadas.

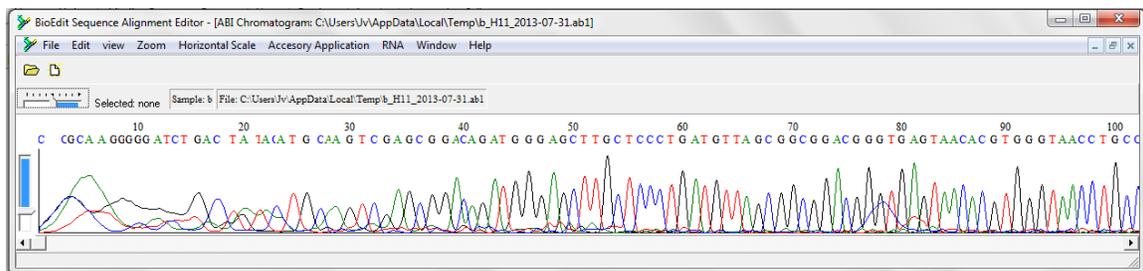


Figura 1 Ejemplo del resultado de secuenciación positivo para el oligonucleotido universal 8F aplicado a CSOT 06 (Muestra número 6 tomada en *Cintorea* partir de suelo, con necesidad de

oxígeno y cultivada en medio TSA).

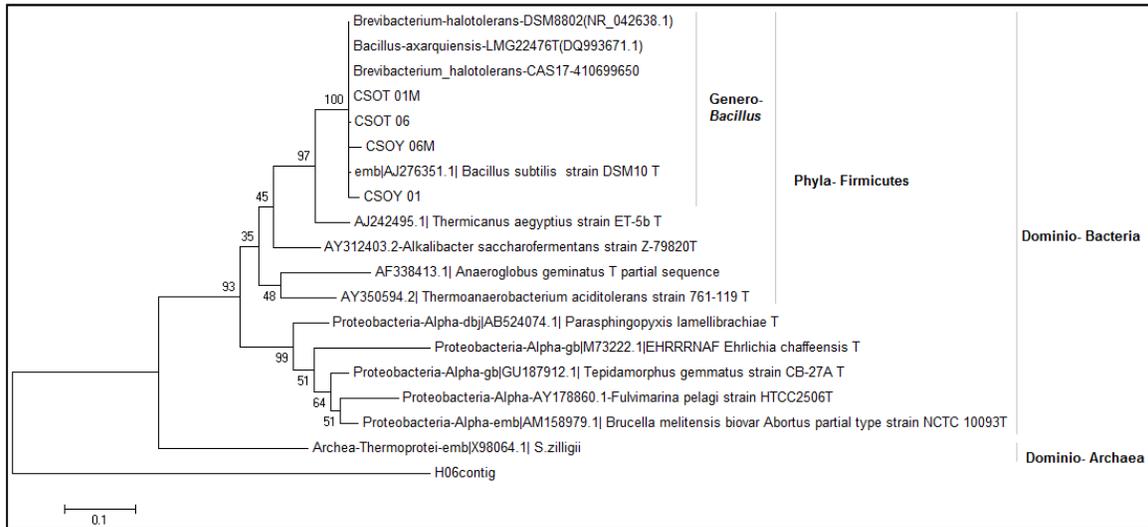


Figura 2 Análisis filogenético de muestras positivas en la secuenciación.

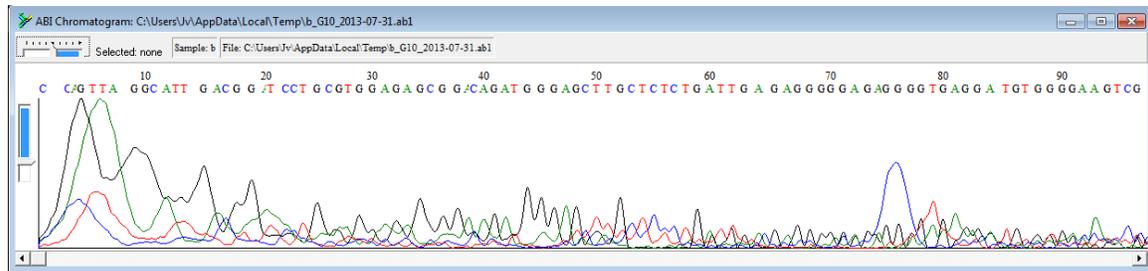


Figura 3 Resultado de secuenciación de la muestra CSOL 02b.

De acuerdo con los resultados observados en la tabla 2, la columna uno (no aislados) indica que aun están presentes dos o más organismos en el medio de cultivo creciendo por lo cual, aun se deben realizar pruebas para lograr separarlos y analizar así su secuencia genética. En la columna dos de la misma tabla, se enlistan las muestras las cuales si se lograron aislar, pero solo se extrajo su DNA, estas mismas muestras se intentaron amplificar por PCR sin tener resultados positivos. En la columna tres se observan las muestras que se amplificaron por PCR (con oligonucleótidos universales) y enviadas a secuenciar en el LANGEBIO-CINVESTAV Irapuato sin obtener resultados positivos, esto debido posiblemente a que en un nuevo estudio en donde se llevaron a cabo observaciones a través de microscopio óptico, se identificaron en las muestras de esta última columna dos morfologías distintas, solo que una más abundante que otra (100 veces más aproximadamente) lo cual implicó que al extraer DNA, teníamos doble secuencias de nucleótidos en un solo tubo eppendorf® y al secuenciar, los picos de las bases nitrogenadas (A, T, G, y C) no estaban definidas como se muestra en la figura 3. Por última en la columna cuatro se observan las 5 muestras que se lograron secuenciar positivamente y con las cuales se llevo a cabo el análisis de secuencias a través del software libre Bioedit versión 7.2.0 (figuras 1 y3) y el análisis filogenético por medio de MEGA 5.2.2 (figura 2).

En la figura 2 se muestra el resultado obtenido de un análisis filogenético realizado con el método de máxima verosimilitud usando el modelo de Jukes-Cantor. Para realizar este análisis, se utilizaron bacterias tipo obtenidas de LPSN (list of prokaryotic names with standing in nomenclature). En total se analizaron 19 secuencias, dentro de las cuales 5 son las secuencias que en nuestro análisis de secuenciación resultaron positivas, 4 del mismo género *Bacillus*, 4 del

PhylumFirmicutes, 5 del PhylumProteobacteria (clase Alpha), y 1 del domino Arque utilizando este último como grupo externo. Como se puede observar, y de acuerdo a el análisis realizado en el NCBI (National Center forBiotechnonologyInformation), en donde se observo una alta homología con*Brevibacterium halotolerans* cepa DSM 8802 con un 99% de similitud.

Como se menciona en la metodología, se llevaron a cabo multiples pruebas para intentar aislar organismos presentes en el lago de *Parangueo* sin tener resultados positivos, posiblemente debido a las condiciones de alta alcalinidad (pH 10) presentes en el sitio, pero se pretende continuar con el estudio implementando distintas pruebas para lograr el aislado y con esto obtener el análisis de la biodiversidad del sitio *Parangueo*.

CONCLUSIONES

Con los resultados obtenidos en este estudio, se observa la presencia de organismos que logran sobrevivir a condiciones extremas sobre todo de salinidad y presencia de altas concentraciones de metales entre ellos el mercurio que es muy toxico. Esto sugiere una aplicación biotecnológica utilizando estos microorganismos como una forma de bioprospección aplicando por ejemplo una biorremediación de suelos contaminados con determinados compuestos.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de Guanajuato, específicamente a la División de Ingenierías- Ingeniería Ambiental y Sanitaria por el apoyo otorgado al acceso de sus instalaciones.

A la Dra. Elcia M. Souza Brito por su infinito apoya para lograr los resultados de este trabajo y por todos sus conocimientos. A los colaboradores del mismo que gracias a su siempre apoyo y disponibilidad obtuvimos resultados positivos.

Finalmente al comité organizador del SIBA, por la realización de este importante evento.

REFERENCIAS

[1] Jiménez, B., Marín, L. 2005. El agua en México vista desde la academia. Editorial Academia Mexicana de Ciencias. 1ªEd(2004), edición digital (2005). México, D.F. Pp. 99- 116.

[2] Brito EMS, Andrade LH, Caretta CA, Duran R (2007) *Microorganisms Bioprospection: a New Tendency in Microbial Ecology*. In: Pawley LE (ed) *Leading-Edge Environmental Biodegradation*, pp. 199-222. Ed. Lyman E.Nova Science Publishers, Inc., EUA, ISBN 978-1-60021-903-9

[3] Koopman J. 2005. Reconciliation or property interests in genetics and knowledge resources: Hurry cauteriously! *Ecol. Economics*. 53:523-541.

[4] Synnes M. 2007. Bioprospecting of organisms from the deep sea: scientific and environmental aspects. *CleanTechn. Environ. Policy*. 9:53-59.

[5] Tsay and griff

DIAGNÓSTICO DE CONCENTRACIÓN DE METALES PESADOS CADMIO, CROMO, PLOMO Y ZINC EN DOS SITIOS DE MUESTREO DEL AIRE DE LA CIUDAD DE LEÓN, GUANAJUATO EN LA EPOCA DE PRIMAVERA-VERANO DURANTE EL PERIODO DE ABRIL-AGOSTO

Barajas Luna Asael Nicolás^{1✉}, Mares Hernández Ulises Antonio²,

¹Universidad Tecnológica de León, León, México,
asaeluna@gmail.com¹, umares@utleon.edu.mx²

ABSTRACT

The present work has as object to evaluate concentrations of heavy metals present in the air of the city of Leon, Guanajuato through a diagnostic developed at the time of spring-summer 2013 and compare it with a previous study in the winter of 2012. A sampling plan established on the basis the work of Monica Leticia Vazquez Coronel in 2012 and Juan Macías Contreras in 2013, for the sites at CICEG station and Institute EDUNOVA; to analyze metals were, cadmium, chrome, lead and zinc with the employment equipment particulate HI-VOL sampler.

Analyses were performed in an atomic absorption spectrophotometer with graphite furnace and auto sampler model PAL 3000 trademark GBC for limits of detection ppb (parts per billion). Results shows that the concentration of metals per cubic meter presenting at this time of year, are generally inferior to the characterizations of the times of winter.

Greater presence in the air heavy metals are lead and chromium with less zinc concentration; cadmium was not detected by the equipment.

Keywords: heavy metals, sampling plan established, graphite furnace, HI-VOL.

RESUMEN

El presente trabajo tiene como objeto evaluar las concentraciones de los metales pesados presentes en el aire de la ciudad de León, Guanajuato a través de un diagnóstico desarrollado en la época de primavera-verano del 2013 y compararlo con un estudio previo de la de invierno del 2012. Se estableció un plan de muestreo tomando como base el trabajo de Mónica Leticia Vázquez Coronel en el 2012 y de Juan Macías Contreras en el 2013, para los sitios en dos estaciones de monitoreo; los metales a analizar fueron, cadmio, cromo plomo zinc, para ello se empleó un equipo muestreador de partículas HI-VOL.

Los análisis se realizaron en un espectrofotómetro de absorción atómica con horno de grafito con auto muestreador modelo PAL 3000 marca GBC para límites de detección ppb (partes por billón). En los resultados podemos observar que la concentración de metales por metro cúbico que presenta en esta época del año, son en general inferiores a las caracterizaciones de las épocas de invierno.

Los metales pesados con mayor presencia en el aire son plomo y cromo quedando con menos concentración zinc; cadmio no fue detectado por el equipo.

INTRODUCCIÓN

Con la finalidad de evaluar el transporte de los contaminantes en la ciudad de León, Guanajuato, en los periodos de enero-abril del dos mil doce se realizó un estudio, para el diseño de un plan de monitoreo en el que se determinó la concentración de metales pesados, cadmio, plomo y zinc en el aire de la ciudad de León, que forma parte del corredor industrial del estado [1].

Un año después se repitió el ensayo durante el mismo período enero-abril, pero se añadió un nuevo punto de monitoreo así como un metal más, el Cr. Los resultados indican que existe una tendencia de comportamiento de los metales; el Zinc se encontró en promedio para las dos estaciones con una concentración de $1.587 \mu\text{g}/\text{m}^3$, el plomo de $0.627 \mu\text{g}/\text{m}^3$, contra los $1.550 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de zinc y $0.5760 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de Pb encontrados en el 2012. Para el caso del Cd, los valores fueron muy variables se encontraron desde $1.200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ hasta los $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2013, durante el 2012, no se detectó el metal. Para el caso del Cr se encontró un promedio de $0.107 \mu\text{g}/\text{m}^3$ [2].

Los periodos evaluados fueron en la épocas de invierno, sin embargo no se tienen datos que indiquen si el comportamiento de los metales es el mismo en los periodos primavera verano; para el cual se estableció repetir el proceso de recolección de muestras de partículas suspendidas con equipos HI-VOL, para desarrollar un análisis de estas partículas y extraer la concentración de metales pesados cadmio, cromo, plomo y zinc en los dos sitios establecidos de CICEG e Instituto EDUNOVA.

METODOLOGIA

Se estableció un plan de monitoreo de acuerdo a los criterios establecidos por el "Cooperative programme for monitoring and evaluation of long range transmission of air pollutants in Europe (EMEP) [3] y la red de monitoreo de aire de Colombia [4], del primero se tomó la frecuencia y características de la determinación de los días de muestro y del segundo se elaboró la metodología de muestreo a partir de equipos HI-VOL que recolectan las partículas suspendidas de tamaño de 10 micras (PM_{10}), que es programado durante veinticuatro horas un día previo a la recolección de partículas y colocando los portafiltras con el filtro que estará recolectando la muestra de la cual se estarán analizando cuatro metales.

Los sitios de muestreo donde se realizó la recolección de partículas fueron establecidos mediante las recomendaciones del plan de monitoreo de metales pesados para la ciudad de León, Guanajuato; de los cuales se encuentran en la estación de bomberos ubicada en la colonia Industrial de Obregón que también es conocida como estación CICEG, el otro punto está ubicado en la colonia Industrial Juárez dentro del Instituto EDUNOVA,

Los filtros con muestra fueron digeridos mediante el siguiente proceso del cual son cortados en cuatro secciones, una de ellas se partió en tiras y se colocó dentro de un vaso de teflón (HP 500), se adicionaron 50 ml de agua desionizada, 3 ml de HNO_3 y 2 ml de HCl. Los vasos se introducen dentro de un digestor de microondas (Marca CEM, modelo Marsx), en este se digieren a una temperatura de $165 \text{ }^\circ\text{C}$ por 30 minutos.

Las muestras digeridas se filtran y se procesaron en un equipo de espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito marca GBC, modelo PAL 3000 y automuestreador para obtener las concentraciones de metales presentes y analizar mediante un análisis estadístico las concentraciones presentes.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

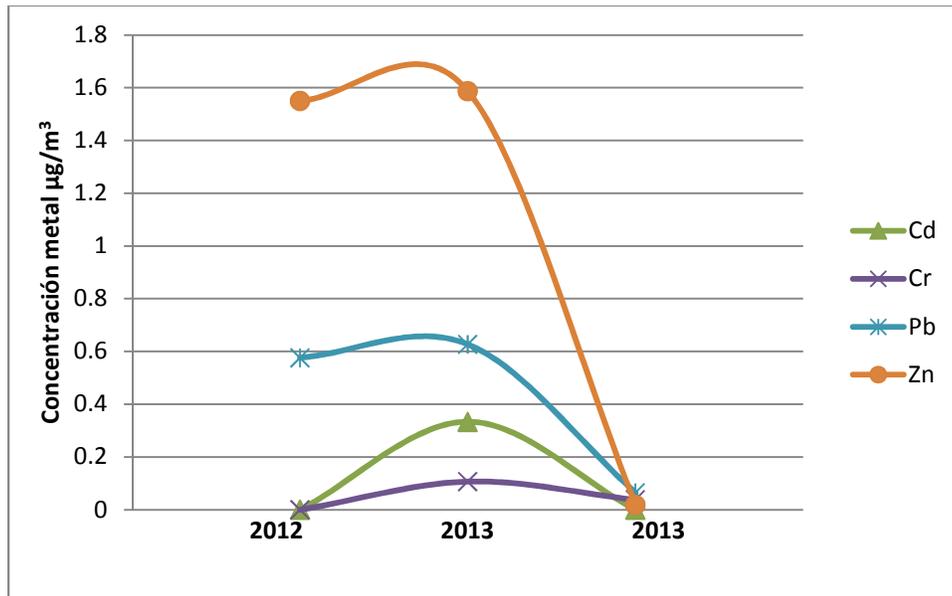
La caracterización de los metales pesados presentes en los muestreos de las estaciones de monitoreo del Instituto Edunova y CICEG, durante época de primavera-verano, nos indican que Plomo es el metal con el valor más alto, el promedio fue de $0.064 \mu\text{g}/\text{m}^3$, seguido de cromo con un valor de $0.038 \mu\text{g}/\text{m}^3$, y el zinc con $0.018 \mu\text{g}/\text{m}^3$; por último el cadmio que por segunda ocasión no fue detectado ya que en el invierno del 2012 tampoco alcanzó los límites de detección del equipo (Tabla 1).

Tabla 1. Concentraciones promedio de metales pesados en el aire de la ciudad de León, Guanajuato en las épocas de invierno del 2012, 2013 y primavera-verano del 2013.

Época	Zn $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Cd $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Pb $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Cr $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Abril Agosto 2013	0.018	0.000	0.064	0.038
Enero Abril 2013	1.587	0.330	0.627	0.107
Enero Abril 2012	1.550	0.000	0.576	NC*

*NC= No caracterizado

Las concentraciones obtenidas durante primavera-verano del 2013 en comparación con los estudios previos en las épocas de invierno del 2012 y 2013 son significativamente menores, para plomo en 2012 es de $0.576 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 2013 de $0.627 \mu\text{g}/\text{m}^3$; en zinc presenta una concentración para 2012 de $1.55 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y 2013 de $1.587 \mu\text{g}/\text{m}^3$; en el caso de cromo en 2012 no es caracterizado hasta el 2013 donde presenta una concentración de $0.107 \mu\text{g}/\text{m}^3$ y por último se tiene cadmio del cual no presenta concentración en 2012 pero en el 2013 presenta $0.4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Gráfica 1).



Gráfica 1. Comportamiento de la concentración de Zn, Cd, Pb y Cr para las épocas de enero abril del 2012, enero abril del 2013 y abril agosto del 2013.

CONCLUSIONES

El metal más abundante en la época de primavera-verano del 2013, fue el plomo con un valor de $0.064 \mu\text{g}/\text{m}^3$. La relación de la concentración de metales presentes en el aire de la ciudad durante este período en comparación con los estudios de invierno del 2012 y 2013 nos indica un comportamiento similar pero en una concentración significativamente menor además que se puede suponer que las concentraciones presentes durante esta época del año es menor por la presencia de lluvias ya que estas hacen un lavado de gases y partículas presentes en el aire al menos las lluvias se presentaron durante dos de los muestreos desarrollados.

AGRADECIMENTOS

Al profesor Ulises Antonio Mares Hernández jefe del Laboratorio de Química Ambiental de la Universidad Tecnológica de León asesor académico por haberme dado la oportunidad de desarrollar este proyecto de investigación.

REFERENCIAS

[1] Vázquez, Coronel Mónica Leticia, (2012). Diseño de un plan de monitoreo para determinación de presencia de los metales pesados de Cd, Pb y Zn en el aire de la ciudad de León, Guanajuato.

[2] Macías, Contreras Juan, (2013). Determinación de un nuevo punto para la estación de monitoreo y caracterización de metales pesados en la ciudad de León, Guanajuato.

[3] Kjeller, Norway, (2007). Manual de Muestreo y Análisis Químicos de EMEP (The Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe).

[4] Red aire de Colombia, recuperado el día 20 de agosto de 2013, http://www.unalmed.edu.co/redaire/que_es.html

REMOVAL OF CHLORAMPHENICOL FROM AQUEOUS SOLUTIONS BY ORGANOCCLAY. remoción de cloranfenicol de soluciones acuosas con una organoarcilla.

A.M. Velázquez Hernández^{1✉}, M. C. Díaz Nava², R. Cortés Martínez³

¹ITT, Metepec, México, ²ITT, Metepec, México, ³UMSNH, Morelia, México
Dirección de contacto, e-mail: monsehdz@outlook.com

ABSTRACT

This study describes the Chloramphenicol sorption (CAP) from aqueous solutions using a clay bentonite-type modified with HDTMA, organoclay (OC). The effect of the CAP concentration was evaluated on the OC sorption capacity. The kinetic experimental data were adjusted to the models of Lagergren, Elovich and Pseudo second order. The Pseudo first order model of Lagergren describes the sorption kinetic data with a constant value of $K_L = 4.74 \text{ h}^{-1}$. In addition, isotherm experimental data were also fitted to empirical models by nonlinear regression analysis using Statistica 7.0 software, and the Langmuir-Freundlich equation was the best model to describe the data, obtaining a maximum adsorption capacity of the organoclay of 0.35 mg/g. The percentage of adsorption by OC decreased as the concentration of the CAP increased. All the experiments were carried out at room temperature (25 °C) reaching a percentage of removal approximately of 8%.

Keywords: Chloramphenicol, organoclay, adsorption.

RESUMEN

Este estudio describe la sorción del cloranfenicol (CAP) de soluciones acuosas usando una arcilla tipo bentonita modificada con HDTMA, organoarcilla (OC). Se evaluó el efecto de la concentración de la CAP y la capacidad de sorción de la OC. Los datos cinéticos experimentales se ajustaron a los modelos de Lagergren, Elovich y Pseudo segundo orden. El modelo de Pseudo primer orden de Lagergren describe los datos de la cinética de sorción con un valor constante de $K_L = 4.74 \text{ h}^{-1}$. Además los datos experimentales de la isoterma de sorción también se ajustaron a los modelos empíricos por análisis de regresión no lineal utilizando el software Statistica 7.0, y la ecuación de Langmuir-Freundlich fue el mejor modelo para describir los datos, la obtención de una capacidad máxima de adsorción de la arcilla orgánica fue de 0.35 mg/g. El porcentaje de adsorción por OC disminuyó a medida que la concentración de CAP aumentó. Todos los experimentos se llevaron a cabo a temperatura ambiente (25 °C), alcanzando un porcentaje de remoción de aproximadamente el 8%.

INTRODUCCIÓN

En los últimos años, la descarga continua de productos farmacéuticos y productos de cuidado personal al medio ambiente, sin ninguna restricción, ha resultado en un aumento alarmante de sus niveles en sistemas acuáticos. Este tipo de compuestos provienen del uso y excreciones humanas así como de aplicaciones veterinarias, además de las descargas en sus procesos de producción. Así mismo, se ha incrementado su detección en aguas residuales, superficiales y subterráneas. Debido a su diversidad de origen, su control es difícil y su presencia en agua representa un riesgo para la salud humana y el ecosistema^[4].

El Cloranfenicol fue descubierto en 1947 al obtenerse del hongo *Streptomyces venezuelae*. Hoy se sintetiza químicamente siendo un derivado del ácido di cloroacético^[6]. Su fórmula empírica es $C_{11}H_{12}Cl_2N_2O_5$ tiene un peso molecular de 323.131g/mol y su estructura molecular se presenta en la Figura 1.

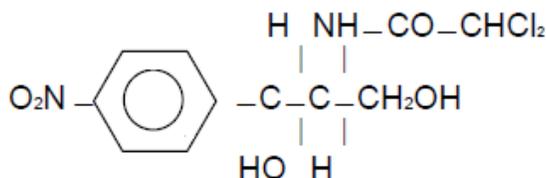


Figura 1. Estructura molecular del Cloranfenicol^[3]

La adsorción se ha reconocido como el proceso de tratamiento más común para la remoción de colorantes en soluciones acuosas; es por medio de la adsorción que se logra la captura de especies de manera selectiva, y así mantener un control de emisiones contaminantes al ambiente. Las arcillas surgen con una nueva tecnología para la remoción de contaminantes en soluciones acuosas.

La bentonita es un mineral arcilloso formado principalmente por montmorillonita, un silicato de magnesio y aluminio hidratado, que pertenece al grupo de los filosilicatos y que por su composición química se clasifica dentro de la categoría de las esmecitas, cuya fórmula general es $(\text{Si}_{4-x}\text{Al}_x)\text{O}_{10}(\text{Al}_{2-y}\text{Mg}_y)(\text{OH})_2\text{M}_{x+y}$. Está constituida por dos series de tetraedros de sílice, entre las cuales se intercala una capa de octaedros de alúmina. Debido a sustituciones isomórficas en la red cristalina, se crea un déficit de carga positiva que es compensado por cationes intercambiables superficiales, los cuales determinan algunas de las características de la bentonita tales como hinchamiento, estabilidad de la suspensión y pH^[2].

En 2006 Delgadillo y colaboradores modificaron una arcilla natural peruana con alto contenido de montmorillonita por dos métodos, el de activación termoácida y por intercambio catiónico con bromuro de hexadecil trimetil amonio (HDTMA), ambos fueron probados como adsorbentes del surfactante catiónico dodecilbenceno sulfonato de sodio lineal (LAS), por lo que la capacidad de adsorción de la arcilla modificada con HDTMA fue superior logrando adsorber el 45.5% del surfactante a una concentración de 400mg/L de LAS^[1].

En 2009 Sun-Kou estudió los modelos de sorción del fenol con arcillas organofílicas, preparadas por intercambio catiónico con sales de amonio cuaternario en presencia de NaCl, los mejores resultados se obtuvieron con las arcillas intercambiadas con tetrametilamonio (TMA) y HDTMA con porcentajes de adsorción máximos de 76 y 72 % respectivamente^[5].

En base a lo anteriormente expuesto, el objetivo de este trabajo fue evaluar la capacidad de sorción del cloranfenicol de soluciones acuosas con una arcilla modificada con HDTMA.

METODOLOGÍA

Material

Se utilizó un mineral arcilloso comercial, tipo bentonita sódica con un 70% en montmorillonita, proveniente de un yacimiento del centro de la República Mexicana. La arcilla fue molida y tamizada hasta un tamaño de partícula de 150 μm . La capacidad de intercambio catiónico (CIC) fue de 100 mmol/100g.

Modificación con surfactante

La arcilla natural fue puesta en contacto con una solución de bromuro de hexadeciltrimetilamonio(HDTMA) en una cantidad equivalente al 100% de la CIC de la arcilla, en agitación constante durante 24 h a temperatura ambiente. Posteriormente, la arcilla fue lavada hasta la eliminación de bromuros, se secó en estufa a 60 $^{\circ}\text{C}$ por 4 h y fue molida nuevamente a un tamaño de partícula de 150 μm . Esta arcilla se denominó como Orgarc-A.

Cinética e isoterma de adsorción

Los experimentos de la cinética se realizaron en un sistema por lote, para lo cual se pusieron en contacto muestras de 100 mg de arcilla natural o modificada con 10 mL de solución

de CAP a una concentración inicial de 20 mg/L, se agitaron las muestras a temperatura ambiente, se separaron las fases y la concentración final se determinó mediante espectrofotometría a 258 nm, luego de hacer las diluciones que fueran necesarias.

Las isoterms se trabajaron en un intervalo de concentraciones de CAP de 5 a 100 mg/L. La relación arcilla /solución fue de 1.0g/L, el tiempo de contacto se determinó tomando como base los resultados de la cinética de sorción, en donde se determinó que el tiempo en el que sistema alcanzó el equilibrio fue de 0.66 h a temperatura ambiente y agitación constante.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Figura 2 se presentan los resultados de la cinética de sorción de la Orgarc-A, se graficó la cantidad de cloranfenicol removido por gramo de arcilla modificada (q_t) versus el tiempo. Se puede observar que el proceso de sorción es muy rápido en los primeros minutos de contacto y la velocidad de sorción disminuye conforme avanza el tiempo, hasta alcanzar el equilibrio a las 0.66 h de contacto.

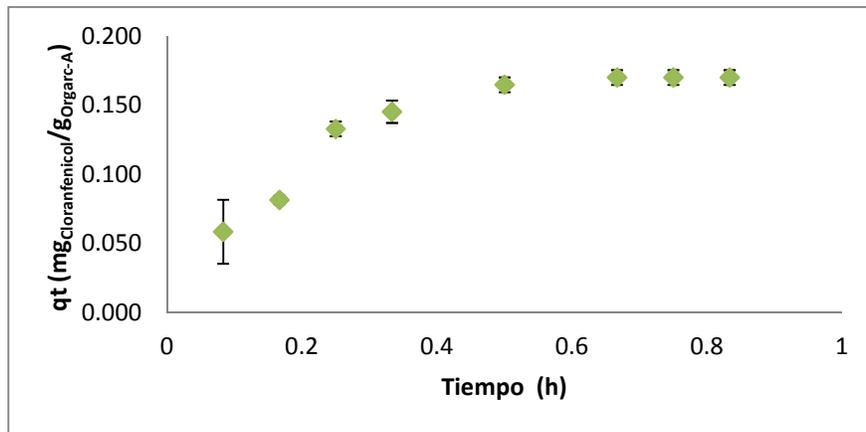


Figura 2. Cinética de sorción a temperatura ambiente.

La capacidad de adsorción máxima de la Orgarc-A fue de 0.170 mg de cloranfenicol por gramo de arcilla modificada, lo que corresponde a una remoción de aproximadamente al 8% con respecto a la concentración inicial, que en términos generales puede decirse que es baja. Para el caso de la arcilla natural no se obtuvo remoción del cloranfenicol.

Los resultados obtenidos se ajustaron a los modelos cinéticos de primer orden (Lagergren), Elovich y de pseudo segundo orden (H_0); el mejor ajuste se obtuvo con la ecuación de primer orden con un valor constante de $K_L=4.74 \text{ h}^{-1}$.

La evaluación de la isoterma de sorción se presenta en la Figura 3, en donde se grafica la cantidad de cloranfenicol adsorbido en la arcilla modificada q_e versus la concentración del cloranfenicol en la solución al equilibrio C_e .

Los resultados indican que a medida que la concentración del cloranfenicol en solución acuosa aumenta, la capacidad de adsorción de la Orgarc-A aumenta paulatinamente, hasta hacerse casi constante en las dos últimas concentraciones evaluadas. La capacidad máxima de remoción obtenida fue de 0.300 mg de cloranfenicol por gramo de arcilla modificada. Los datos obtenidos se ajustaron a los modelos de Langmuir, Freundlich y Langmuir-Freundlich.

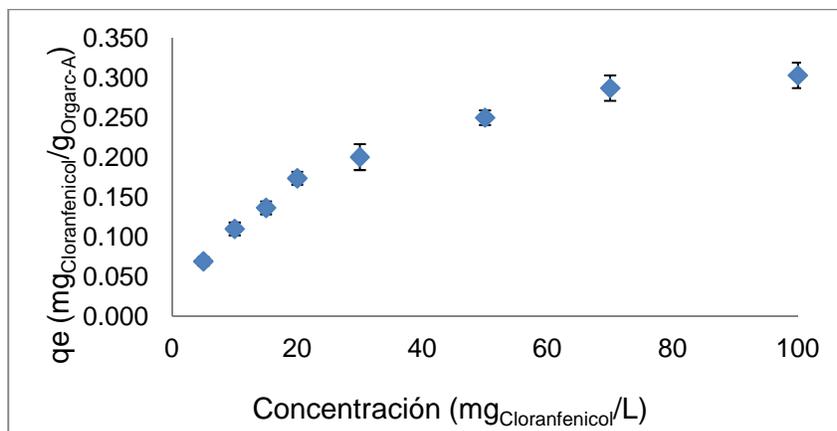


Figura 3 Isoterma de sorción a temperatura ambiente.

Para este sistema, con el modelo de Langmuir-Freundlich se obtuvo el mejor ajuste con un constante de 0.35 mg/g. Lo que indica que la Orgarc-A presenta una superficie homogénea pero con poca afinidad para el cloranfenicol.

CONCLUSIONES

Con la arcilla natural no se obtuvo remoción del cloranfenicol.

La cinética de sorción indica que el sistema arcilla modificada-cloranfenicol alcanza el equilibrio después de 0.66 h de contacto.

La capacidad máxima de remoción obtenida fue de 0.300 mg de cloranfenicol por gramo de arcilla modificada.

Los datos de la isoterma presentaron ajuste con el modelo de Langmuir-Freundlich lo que indica que la arcilla modificada presenta una superficie homogénea, pero con poca afinidad para el cloranfenicol.

AGRADECIMENTOS

Al programa Delfín 2013

Al proyecto “Zeolitas y arcillas modificadas para la remoción de compuestos orgánicos, considerados como contaminantes del agua” del la DEPI/ITT 2013

A la Coordinación de la Investigación Científica-UMSNH

REFERENCIAS

- [1] Delgadillo Silvia M, Sun-Kow Rosario, Gutarra Abel (2006). Empleo de arcillas modificadas para la retención de surfactantes aniónicos. Mosaico Cient, Volumen 3, No.2, pp 10-15.
- [2] Pinilla Cuenca Luz Adriana y Pizón Bello Jorge Alejo (2001). Curvas de titulación potenciométrica ácido-base de una bentonita. Revista Colombiana de Química, Volumen 30, No. 2, pp. 147-154.
- [3] Rios Insua Alba (2004). Biodisponibilidad y metabolismo de un derivado fluorado del tianfenicol en pollos broiler. Memoria para optar al grado de Doctor. Universidad Complutense de Madrid, Facultad de Veterinaria, Departamento de Toxicología y Farmacología, ISBN: 84-669-2688-7
- [4] Singh K P, Singh A.K., Gupta S, Rai P. (2012). Modeling and optimization of reductive degradation of chloramphenicol in aqueous solution by zero-valent bimetallic nanoparticles. Environmental Science and Pollution Research, 19:2063–2078
- [5] Sun-Kow Maria del Rosario , Lazo José Carlos (2009). Estudio del efecto de la fuerza iónica en la adsorción del fenol con arcillas organofílicas equilibrio y cinética. Revista Sociedad Química del Perú, Volumen 75, No. 1, pp 17-25
- [6] Vulgarin Martínez Luis Oscar (2005). Cloranfenicol: un aliado olvidado, revisión bibliográfica. Revista Medicina, Volumen 11, No 3, pp 237-243.

TRATAMIENTO DE UN EFLUENTE TEXTIL POR MEDIO DE PROCESOS FISCOQUÍMICOS Y BIOLÓGICOS

Mónica J.M. Ramírez¹, Germán Cuevas-Rodríguez², Gabriela Arroyo-Figueroa³, Arodí Bernal-Martínez⁴

¹Departamento de Ingeniería Civil, División de Ingenierías, Universidad de Guanajuato, Guanajuato-México, monika7704@gmail.com

²Departamento de Ingeniería Agroindustrial, División de Ingenierías, Universidad de Guanajuato, Guanajuato-México, germancuevasenator@gmail.com

³Departamento de Ingeniería Civil, División de Ingenierías, Universidad de Guanajuato, Guanajuato-México.

⁴Departamento de Ingeniería Civil, División de Ingenierías, Universidad de Guanajuato, Guanajuato-México, bernalarodi@gmail.com

RESUMEN

Existen procesos para el tratamiento de aguas residuales, siendo muy poco aplicados en la industria textil. Dentro de los tratamientos para la recuperación de efluentes textiles, se encuentran los procesos biológicos, físicos y químicos convencionales. El objetivo de este trabajo fue evaluar los procesos biológicos (vía anaerobia y aerobia) y fisicoquímicos (Fenton y foto Fenton) como alternativa al tratamiento del efluente textil (grana carmín), con la finalidad de que éstos puedan ser reutilizados o reincorporados a un cuerpo de agua. Fueron aplicadas dos procesos biológicos (aerobio y anaerobio) y dos procesos de oxidación avanzada; reactivo de Fenton (50 a 1500 mg/L FeSO_4 y 990 mg/L H_2O_2) y reactivo de Fenton con exposición a la luz UV mismas dosis que Fenton y diferentes tiempos de exposición. Después de los diferentes tratamientos fueron comparadas las eficiencias de remoción obtenidas. El proceso foto Fenton fue el proceso con el que se obtuvieron las más altas eficiencias de remoción, además de reducir las dosis de reactivos y con un generación de lodos menores a las encontradas en los otros procesos.

Palabras clave: efluente textil, procesos biológicos, Fenton, foto Fenton

INTRODUCCIÓN

Existe una gran problemática mundial debido a la descarga sin tratamiento de aguas residuales de la industria textil, ya que los colorantes orgánicos e inorgánicos y sus subproductos (aminas aromáticas), son altamente tóxicos y potencialmente cancerígenos [1]. Existen muchos procesos que han sido empleados para el tratamiento de efluentes textiles, como los procesos biológicos y fisicoquímicos, aunque para cada colorante, se exige un tratamiento en especial. Los tratamientos biológicos son reconocidos por sus bajos costos, viabilidad para el tratamiento de efluentes y capacidad para reducir la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y Demanda Química de Oxígeno (DQO) [2]. Estos procesos son aplicados a la decoloración de tintes donde incluyen mezclas de cultivos, organismos aislados y enzimas aisladas [3]. El proceso de oxidación Fenton y foto Fenton, son dos procesos muy interesantes. La reacción Fe^{2+} con H_2O_2 , genera radicales hidróxido. El radical hidroxilo reacciona rápidamente y de manera no selectiva con muchos compuestos orgánicos [4]. El objetivo de este trabajo fue evaluar los procesos biológicos (vía anaerobia y aerobia) y fisicoquímicos (Fenton y foto Fenton) como alternativa al tratamiento del efluente textil (grana carmín), para que puedan ser reutilizados o reincorporados a un cuerpo de agua.

METODOLOGÍA

Este trabajo se dividió en cuatro etapas: la primera fue la producción y caracterización del efluente textil (tinción de algodón con grana carmín), la segunda etapa consistió en la aplicación de la biodegradabilidad del ART (anaerobia y aerobia), la tercera etapa fue la evaluación del proceso Fenton para el tratamiento del ART y la última corresponde al tratamiento foto Fenton. En primer lugar se efectuó la caracterización fisicoquímica del efluente a tratar, y posteriormente se realizaron las pruebas de biodegradabilidad en dos vías. En la vía aerobia, se realizaron en

bioreactores aerobios con volumen útil de 500 mL. Cada uno de los reactores fueron inoculados con 1 g SSV/L de lodo aerobio, el cual fue centrifugado a 6000 rpm durante 30 minutos y resuspendidos con agua destilada y 1.5 g DQO/L de ART y 6 mg/L de oxígeno disuelto. Por otro lado, en la vía anaerobia fueron realizadas en botellas serológicas de 120 mL (volumen útil de 100 mL) a 35 °C y durante 30 días. El ART fue colocada en las botellas y le fue adicionado como inóculo, microorganismos provenientes de un digestor anaerobio aclimatado, con una concentración de 2500 mg SSV/L, el inóculo fue lavado y centrifugado a 6000 rpm durante 30 minutos y resuspendidos con agua destilada, Las botellas fueron burbujeadas con nitrógeno durante 2 minutos para colocarlos dentro de condiciones anaerobias, después fueron selladas para no permitir la entrada de aire al sistema. En la tratabilidad con los procesos fisicoquímicos, fueron aplicadas con diferentes dosis: Fenton (50 a 1500 mg/L y 990 mg/L H₂O₂) y foto Fenton, mismas dosis que Fenton y diferentes tiempos de exposición a luz UV, con toma de muestra cada 10 minutos. Los parámetros de control fueron: el pH, la DQO (total y soluble), color, turbidez, sólidos suspendidos totales (SST) en los clarificados y en los lodos fue determinado el volumen de lodo y los sólidos totales (ST), de acuerdo a los métodos normalizados [5].

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Caracterización del efluente textil

Durante la caracterización fisicoquímica, el efluente presentó una elevada DQO total de 1907.4±85 mg/L y soluble de 974±113 mg/L, los ST de 1706±26 mg/L, SST de 683±38 mg/L y 755±5 mg/L de SDT, pH ácido y turbidez de 350.25 UNT, así como una coloración característica debido a la presencia de material orgánico e inorgánico solubilizado (Tabla 1).

Tabla 1. Caracterización fisicoquímica del agua residual textil.

Parámetro	Valor
DQOt (mg/L)	1907.4±85
DQOs (mg/L)	974±113
ST (mg/L)	1706±26
SST (mg/L)	683±38
SDT (mg/L)	755±5
Turbidez (UNT)	350.25±142
Conductividad (µS/cm)	702.50±107
Color (abs 494 nm)	3.77±0.01
pH	5.95±0.1

Pruebas de biodegradabilidad biológica (anaerobia y aerobia)

En la tabla 2, se presenta un resumen comparativo de los mejores tratamientos biológicos. En el tratamiento anaerobio, el pH permanece en valores de 7 (sin ajuste de pH), y una remoción de la DQO soluble del 42.1%, y se logra remover el color en un 32.8%. En lo que respecta al aerobio, se alcanzó un porcentaje de eliminación de la DQO soluble del 60.3 y del color del 63.3%, el pH se incrementa y permanece en el valor de 7.08.

Tabla 2. Resultados en las pruebas de biodegradabilidad.

Parámetro		Anaerobia	Aerobia
		ART con inóculo	ART con inóculo
pH	Inicial	6.9±0.01	6.8±0.01
	Final	7.1±0.02	7.08±0.03
DQO soluble (mg/L)	Inicial	1043±220.05	750±51
	Final	604±61.2	297.5±31.5
	% E	42.1	60.33
Color (abs 494 nm)	Inicial	3.56±0.6	1.4±0.02
	Final	2.39	0.5±0.02
	% E	32.8	63.3

Tratabilidad del efluente textil con el proceso de Fenton

En la figura 1-a, se muestran los valores de DQO t (total) y s (soluble) presentes en las pruebas de tratabilidad con el proceso Fenton. Conforme fueron incrementadas las dosis, tanto la DQO total como la soluble disminuyeron. Con la dosis más pequeña 50 mg FeSO_4/L y 990 mg/L H_2O_2 , fueron presentados residuales para la DQOt y s de 2120.3 mg/L y 1674.4 mg/L respectivamente. En tanto, cuando fue incrementada la dosis a 1500 mg FeSO_4/L , los residuales fueron de 558.4 mg/L para la DQOt y de 481.3 mg/L de DQOs. De acuerdo con lo anterior, la dosis óptima determinada en este estudio fue de 1500 mg/L de FeSO_4 , Con esta dosis fueron alcanzadas remociones del 71.4 % para la DQOt y del 53.6% de soluble.

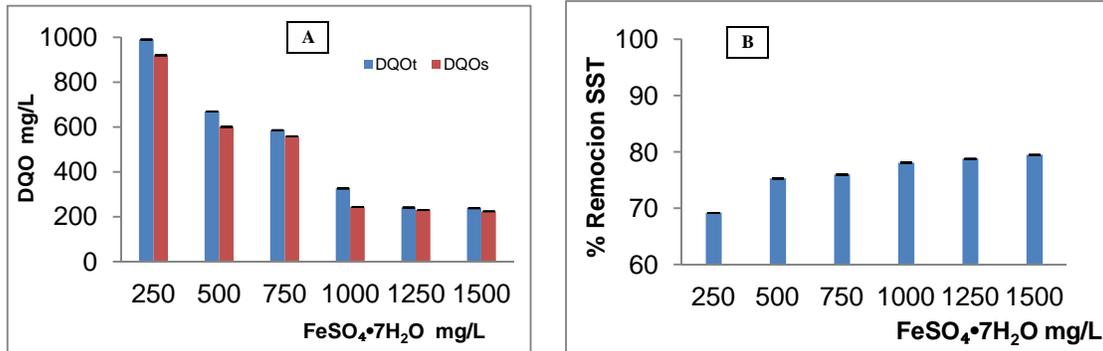


Figura 1. (a) DQO total y soluble en el proceso Fenton, (b) Porcentajes de remoción de los SST

En lo que respecta a la remoción de los SST en la figura 1-b, se observa que con dosis pequeñas de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (250 mg/L) se obtuvo un 69%. Estos porcentajes incrementaron conforme a las dosis de FeSO_4 hasta un 80% con la dosis más alta (1500 mg $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}/\text{L}$). En la turbidez y color, se obtuvieron remociones del 97.7 y 97.5% respectivamente. El volumen de lodo producido con la dosis óptima (1500 mg/L $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) fue de 100 mL por litro de agua tratada y se generaron 1.2 g de lodo.

Tratabilidad con el proceso de foto-Fenton

En el proceso foto Fenton se observó que con las dosis de 50 a 500 mg $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}/\text{L}$, hubo una ligera disminución de la DQO t (de 1733.3 a 1532 mg/L). En la figura 2, se puede apreciar el efecto de la dosis de FeSO_4 con dosis de 750 a 1750 mg/L. Con el incremento de la dosis y la exposición de luz UV, la DQO disminuyó, Lo cual se demuestra con las dosis de 750, 1000 y 1500 mg FeSO_4/L , en los cuales la DQOt después de 10 minutos de reacción fueron: 263.2, 233.3 y 204.9 mg/L respectivamente y a los 60 minutos de reacción los valores fueron de 170.75, 161.74 y 151.11 mg/L respectivamente. Con la dosis más alta (1750 mg/L), se presentaron valores residuales más altos.

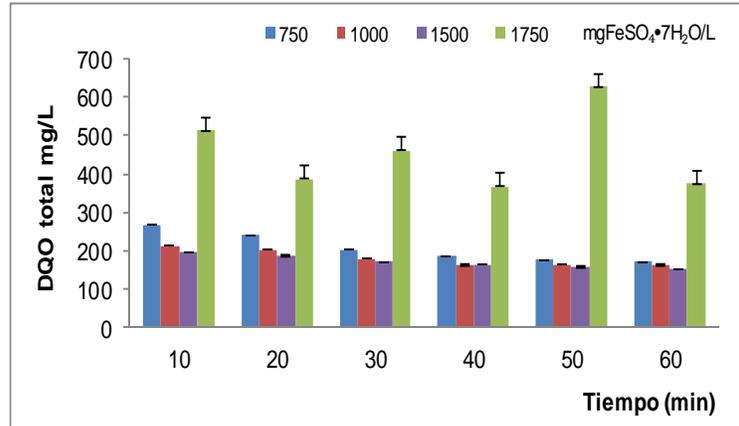


Figura 2. DQO total con diferentes dosis de $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ y H_2O_2 (990 mg/L) y 750 a 1750 mg/L.

En la figura 3, se muestra el perfil de absorción con las diferentes dosis óptimas de los procesos empleados en este estudio (procesos biológicos y fisicoquímicos). Se observa que el proceso biológico aerobio presentó el perfil más bajo, seguido del foto-Fenton. Con los procesos fisicoquímicos se logró la decoloración de los efluentes, no así en los procesos biológicos.

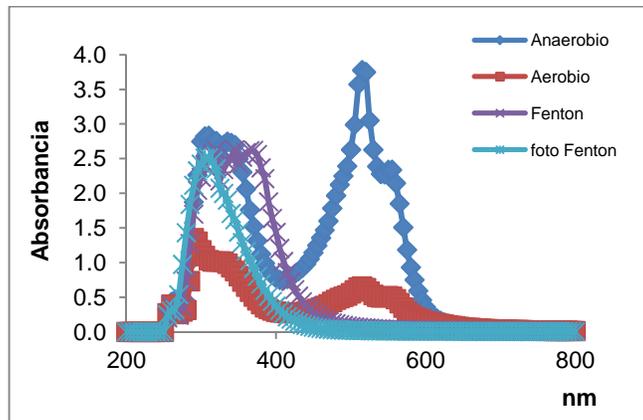


Figura 3. Escaneo de longitud de onda de los procesos anaerobio y aerobio, Fenton y foto Fenton).

CONCLUSIONES

En este estudio, se demostró que el proceso foto Fenton fue el adecuado, ya que la dosis de sulfato ferroso fue reducida a 750 mg/L y 990 mg/L de H_2O_2 , con eficiencias de remoción (DQO total y soluble de 90.3 y 73.4%, SST de 83.9%, turbidez 95% y color de 99.2%), muy similares a las obtenidas con la aplicación de 1500 mg $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ /L y 990 mg/L de H_2O_2 , y con una menor generación de lodos.

REFERENCIAS

- [1] Kuo K. Decolorizing dye wastewater with Fenton's reagent. *Water Research*. 26:881-889, 1992.
- [2] Sandberg G. Indigo Textiles Technique and History, Lark Books, Asheville, NC., 1989.
- [3] Kandelbauer A. and Guebitz G. Bioremediation for the Decolorization of Textile Dyes. *Environmental Chemistry. Green Chemistry and Pollutants in Ecosystems*. 2005, 26:269-288.
- [4] Saldívar M. Aplicación de procesos de oxidación para el tratamiento y reutilización de un efluente textil. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Ambiental. Departamento de Ingeniería Civil, División de Ingenierías. Universidad de Guanajuato, 2010.
- [5] APHA, AWWA & WPCF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 16th edition. Washington, D.C., 1992.

PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA (POAS) APLICADOS A EFLUENTES DE ORIGEN FARMACEÚTICO

Hortensia del Carmen Arredondo Valdez¹

¹Exalumna del Departamento de Química, División de Ciencias Naturales y Exactas Campus Guanajuato. Universidad de Guanajuato.

* tessyleon@hotmail.com

ABSTRACT

The development of the consumer society leads to increased industrial activity and therefore the creation of an enormous amount of chemicals who enter the water cycle through different pathways. ^[1] The pharmaceutical industry is not exception. The treatments that must be submitted effluents have to ensure the removal of the organic compound. Polluted waters pharmaceutical industries, and wastes that originate in hospitals have hazardous components. ^[2] The Advanced Oxidation Processes (AOPs) have been widely used to carry out the complete mineralization of organic pollutants. This study presents an alternative paracetamol degradation through photocatalytic processes, fotoelectrocatalíticos electrodes and in the presence of H₂O₂, using two catalysts, TiO₂ and CuO/TiO₂/Al₂O₃, ^[2] either in suspension or immobilized on a reticulated vitreous carbon electrode (RVC) ^[3]. During the study showed greater% mineralization in fotoelectrocatalíticos processes so samples were applied dialysis area hospitals, ^[2] achieving mineralization than 95% of drugs in one hour of reaction

RESUMEN

El desarrollo de la sociedad de consumo conlleva al aumento de la actividad industrial y, por consiguiente, a la creación de una enorme cantidad de sustancias químicas que entran al ciclo del agua a través de diferentes vías. ^[1] La Industria Farmacéutica no es la excepción. Los tratamientos a los que se deben someter los efluentes tienen que garantizar la eliminación del compuesto orgánico. Las aguas contaminadas de industrias farmacéuticas, así como los desechos que se originan en los hospitales tienen componentes peligrosos. ^[2] Los Procesos de Oxidación Avanzada (POAs) han sido ampliamente usados para llevar a cabo la completa mineralización de contaminantes orgánicos

En este estudio se presenta una alternativa de degradación del paracetamol mediante procesos fotocatalíticos, electrocatalíticos y fotoelectrocatalíticos en presencia de H₂O₂, usando dos catalizadores, TiO₂ y CuO/TiO₂/Al₂O₃ ^[2], ya sea en suspensión o inmovilizados sobre un electrodo de carbón vítreo reticulado (CVR) ^[3]. Durante el estudio se mostraron mayor % de mineralización en los procesos fotoelectrocatalíticos por lo que se aplicaron en muestras de hospitales del área de diálisis, ^[2] logrando mineralización superior al 95% de fármacos en una hora de reacción

Palabras Claves: Procesos de Oxidación Avanzada, Fotoquímicos, No Fotoquímicos, electrocatálisis, Fotoelectrocatalisis.

INTRODUCCION

Los residuos de productos farmacéuticos representan un riesgo ambiental debido a su persistencia y distribución en el agua, en el suelo, en el aire y en los alimentos. Cabe destacar que los productos farmacéuticos son formulaciones complejas y que pueden genera productos de transformación, que interactúan con la materia orgánica y bajo las condiciones propias del ecosistema, pueden ser potencialmente más tóxicos y acumulables.

Entre los mecanismos de incorporación de los productos farmacéuticos en los cuerpos de agua

están los procesos de eliminación de animales y humanos, los vertidos de la industria farmacéutica, los residuos hospitalarios, la disposición inadecuada de fármacos vencidos o no utilizados, y los vertidos de instituciones de investigación y desarrollo de fármacos, entre otros. Factores como la demanda, la frecuencia de administración, la automedicación, el consumo ilícito de drogas y los procesos fisiológicos determinan la carga y la persistencia de principios activos en aguas ^[4]. Se han detectado en efluentes de hospitales valores de 0.34 µg/L de ácido salicílico en aguas superficiales mientras que de paracetamol hasta 15.7 µg/L. y en efluentes de hospitales hasta 186 µg/L ^[5-6]. En México el uso y disposición de estas sustancias no está regulado por las legislaciones ambientales, ya que se consideran de un nivel bajo de toxicidad. La oxidación del paracetamol se ha seleccionado como modelo de estudio.

Los tratamientos a base de POAs, involucran la generación y uso del radical hidroxilo (HO^{*}), que puede ser producido por diferentes métodos, ya sean químicos, fotocatalíticos o electrocatalíticos. Los POAs sirven para tratar contaminantes que se encuentran a muy baja concentración (por ejemplo, ppb), y no se forman subproductos de reacción, o se forman en baja concentración. Estos métodos son ideales para disminuir la concentración de compuestos formados por pre tratamientos alternativos, como la desinfección del agua. Generalmente, mejoran las propiedades organolépticas del agua tratada. En muchos casos, se consume mucha menos energía que otros métodos. Se presenta una alternativa de degradación del paracetamol mediante procesos fotocatalíticos, electrocatalíticos y fotoelectrocatalíticos en presencia de H₂O₂, usando dos catalizadores, TiO₂ y CuO/TiO₂/Al₂O₃, ya sea en suspensión o inmovilizados sobre un electrodo de carbón vítreo reticulado.

Mediante las técnicas analíticas de Espectroscopia de UV-Vis, HPLC con detección UV-Vis y Carbón Orgánico Total se observó los porcentajes de conversión, la formación de productos intermediarios. Los estudios realizados muestran que el Paracetamol se degrada a compuestos intermediarios como hidroquinona y benzoquinona hasta ácidos carboxílicos y posteriormente llega a su completa mineralización CO₂ y H₂O. El análisis cinético de los datos experimentales muestra que la reacción de degradación del Paracetamol sigue una cinética de primer orden mostrando mayor porcentaje de Conversión en medio ácido y de peróxido de hidrógeno (H₂O₂).

METODOLOGIA

Mediante POAs se realizaron procesos fotoquímicos y no fotoquímicos, utilizando una celda de 0.150 dm⁻³ de capacidad (Figura 1). El electrolito soporte utilizado para todos los procesos fue con un volumen de 50 ml de Na₂SO₄ 0.5 M y pH 5 con H₂O₂ 0.01M, y 96 ppm de Paracetamol.

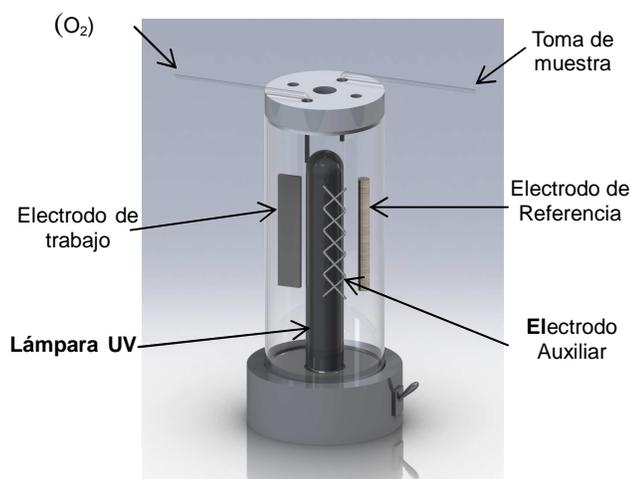


Figura 1. Celda tipo Batch utilizada para los procesos fotoquímicos con lámpara de Hg y electrocatalíticos sin lámpara.

. El experimento se llevó a cabo durante 6h usando catalizadores como TiO₂ y otro con

CuO/TiO₂/Al₂O₃, ambos en polvo con agitación magnética. Una lámpara de mercurio a λ de 350 nm fue usada como una fuente de fotones. Se tomaron alícuotas de $1 \times 10^{-3} \text{ dm}^{-3}$ cada 15 minutos. Todas las reacciones se realizaron por triplicado. Durante la experimentación se tomaron muestras por períodos de 15 min., durante 6 h de reacción.

- **Estudio Electroquímico**

En donde el electrodo de trabajo fue una barra de CVR de 100 ppp. El contraelectrodo malla de titanio platinizado, y electrodo de referencial Calomel.

- **Preparación de Electroodos**

Para el estudio de Electrocatálisis el TiO₂ y CuO/TiO₂/Al₂O₃ fueron depositados en CVR mediante la técnica de Electroforesis. La técnica consiste en la incorporación de la fase activa en este caso los catalizadores TiO₂ y CuO/TiO₂/Al₂O₃ disueltos en etanol, en una celda pequeña de dos electrodos, en un proceso tipo bach. CuO/TiO₂/Al₂O₃ disuelto en etanol teniendo como cátodo CVR de 100 ppp y como ánodo una placa de CVR de 100 ppp.

Se aplica un potencial del 4.0 V durante 60 s mediante una fuente de poder (Fhase 50/60 Hz 220 Vac 6w Model :GPR-1820 HD). Posteriormente, se somete a un tratamiento térmico en un mufla a 550°C (Fisher-Scientific Isotemp programable Muffle Furnace) durante tres horas y media, su caracterización se realizó con un Microscopia Electrónica de Barrido y por (SEM) (JEOL6060LV) acoplado a una microsonda OXSOR y por Espectroscopia de Difracción de Rayos X (EDAX).

- **Estudio Electrocatálítico**

Utilizando como electrodos de trabajo TiO₂/CVR y CuO/TiO₂/Al₂O₃/CVR como contraelectrodo malla de titanio platinizada, y electrodo de referencia Calomel.

- **Estudio Fotoelectrocatalítico**

Se usaron los electrodos modificados: TiO₂/CVR y CuO/TiO₂/Al₂O₃/CVRV [1,4] El sistema se irradió con luz UV con una lámpara de Hg a 350 nm de longitud de onda y se aplica un potencial constante de 1,3 V vs SCE. La reacción se llevó a cabo durante 60 minutos y la degradación de paracetamol fue seguida por la toma de alícuotas de $1 \times 10^{-3} \text{ dm}^3$ cada 10 min.

- **Metodos Analíticos**

Para el seguimiento de la cinética de degradación de la materia orgánica se utilizó la técnica analítica de HPLC con detección UV- Visible con el equipo Liquid Chromatography CC5, Solvent Deliver Sistem PM80 , UV-Vis Detector UV 116A con columna Altima HPC18 5U fase móvil los solventes metanol, solución buffer de fosfatos μM a pH 2.6 y Acetonitrilo. con columna Altima HPC18 5U. El equipo fue un Liquid Chromatography CC5, Solvent Deliver SistemPM80

La determinación de espectroscopia de UV-Vis se realizó en un espectrofotómetro Marca Cary 50 Probe UV-Vis Espectrofotometer las determinaciones se llevaron a cabo en medio acuoso a λ de 254 nm y la determinación de Carbono Orgánico Total (COT) a 680°C en un equipo marca Total Organic Carbon Analyzer SHIMADZU mediante una digestión ácida.

RESULTADOS Y DISCUSION

Los procesos fotoquímicos después de 6 h de reacción presenta el siguiente orden de eficiencia: TiO₂/H₂O₂/UV (80%) > CuO/TiO₂/Al₂O₃/H₂O₂/UV (60%) > UV/H₂O₂ (20%) Los procesos electrocatálíticos después de 1 y 2 h: CuO/TiO₂/Al₂O₃/CVR/H₂O₂ (98%) > TiO₂/CVR/H₂O₂ (90%) > CVR/H₂O₂ (80%) Los proceso fotoelectrocatalíticos indica una buena mineralización en 1 h en el siguiente orden: CuO/TiO₂/Al₂O₃/CVR/H₂O₂ / UV (99%) > TiO₂/CVR/H₂O₂/UV (95%). El estudio cinético demuestra que en todos los casos, sigue una reacción de Pseudo primer orden. Los valores de Kap sigue el orden:Fotoelectrocatalíticos > Electrocatálíticos > Fotocatalíticos > Fotólisis

Tabla 1. Compuestos presentes en solución después de 1 y 2 horas de la degradación de 96 mg/L de Paracetamol en procesos fotoquímicos y no fotoquímicos, y la formación de compuestos intermedarios.

Sistema	Tiempo de Reacción [h]	Paracetamol mg dm ⁻³	Acido oxálico, Acido Oxámico mg dm ⁻³	Hidroquinona mg dm ⁻³	Benzoquinona mg dm ⁻³	Degradación del Paracetamol %
UV	1	94	No	No	No	2
	2	92	No	No	No	4
TiO ₂ /UV	1	62.4	No	No	No	35
	2	38.4	< 10	< 10	No	60
CuO/TiO ₂ /Al ₂ O ₃ /UV	1	76.8	No	No	No	20
	2	57.6	< 7	No	< 7	40
CVR	1	67.2	< 25	No	< 3	30
	2	19.2	< 15	No	< 3	80
TiO ₂ /CVR	1	10.2	No	No	< 10	80
	2	9.6				90
CuO/TiO ₂ /Al ₂ O ₃ /CVR	1	1.92	No	No	No	98
	2					
TiO ₂ /CVR/UV	1	4.8	No	< 10	No	95
	2					
CuO/TiO ₂ /Al ₂ O ₃ /CVR/UV	1	0.96	No	No	No	99
	2					

CONCLUSIONES

Los Procesos de Oxidación Avanzada (POAs) son una buena alternativa en la degradación de materia orgánica, utilizando catalizadores como el TiO₂ y el CuO/TiO₂/Al₂O₃, siendo una aportación de este trabajo. El sistema con mayor eficiencia fue el sistema TiO₂/CVR/UV que alcanza un 95% de degradación con un 68% de eficiencia de corriente. En muestras reales, el sistema CuO/TiO₂/Al₂O₃/CVR/UV es una buena alternativa para la degradación de materia orgánica.

AGRADECIMIENTOS

A CONACYT y Universidad de Guanajuato

REFERENCIAS

- [1] Zuccato, E., Castiglioni, S., Fanelli, R., 2005. Identification of the pharmaceuticals for human use contaminating the Italian aquatic environment. *J. Hazard. Mater.* 122, 205-209.
- [2] Arredondo H., Jiménez G., Gutiérrez S., Ponce de León C. 2012 "Degradation of paracetamol by advance oxidation processes using modified reticulated vitreous carbon electrodes with TiO₂ and CuO/TiO₂/Al₂O₃" *Chemosphere.* 89, 1195-1201
- [3] Friedrich, J.M., Ponce de Leon, C., Reade, G.W., Walsh, F.C., 2004. Reticulated vitreous carbon as an electrode material. *Journal Electroanalytical Chemistry* 561, 203-217.
- [4] Halling Sorensen, B.; et al. 1998. Occurrence, fate and effects of pharmaceutical substances in the environment-a review. *En: Chemosphere.. Vol. 36, No. 2. p. 357-393.*
- [5] Han, G. Hur, H. and Kim, S. 2006 Ecotoxicological risk of pharmaceuticals from wastewater treatment plants in Korea: Occurrence and toxicity to *Daphnia magna*. *En: Environmental Toxicology and Chemistry.. Vol. 25, No. 1. p. 265-271.*
- [6] Lin, A. and Tsai, Y. 2009 Occurrence of pharmaceuticals in Taiwan's surface waters: Impact of waste streams from hospitals and pharmaceutical production facilities. *En: Science of the Total Environment. Vol. 407, No. 12. p. 3793-3802.*

BIOPROSPECCION DE BACTERIAS SULFATO REDUCTORAS DE UN SITIO GEOTÉRMICO, LOS AZUFRES

Gómez Marmolejo Jéssica Jazmín¹, *Rico Mauricio¹*, *Souza Brito Elcia Margareth¹*

¹Universidad de Guanajuato, DI – Ing. Civil/Ingeniería Ambiental, Guanajuato, Mexico, e-mail laflais_jazmin@hotmail.com; emsbrito@gmail.com

RESUMEN

En ese trabajo se realizó la bioprospección de bacterias sulfato reductoras de un sitio geotérmico, Los Azufres, Michoacán. Los microorganismos prospectados fueron bacterias sulfato reductoras (BSR), acidófilas, aeróbicas y anaeróbicas, por medio de las técnicas de Roll Tube agar-semi sólido y medio líquido. Además se extrajo el DNA genómico de los aislados y se amplificó el gene DNAr 16S por medio de cadena de polimerasa (PCR). Las técnicas probadas se muestrearon eficientes en la bioprospección de las BSR, sin embargo no se pudo observar el crecimiento celular en medio líquido suficiente para la obtención del DNA y amplificación del gene DNAr 16S, para la realización del análisis filogenético de estos aislados.

PALABRAS CLAVES : PCR, BSR, Anaerobiosis, Electroforesis, Roll Tube, Agar Semi-Sólido.

INTRODUCCIÓN

Las bacterias extremófilas son mayoritariamente microorganismos procariontes pertenecientes a los dominios Bacterias y Arqueas capaces de crecer bajo condiciones de estrese químico, tal como elevadas temperaturas, ausencia de oxígeno, elevadas concentraciones de metales, condiciones extremas de pH, entre otros. La supervivencia de los extremófilos es posible debido a que sus células tienen componentes y propiedades particulares que les permiten mantenerse estables en el entorno en el que viven. Algunas de estas propiedades son por ejemplo, la presencia de enzimas termosensibles, composición química diferenciada de su membrana, capacidad de síntesis de metabolitos (enzimas) como resultado de adaptación al medio en que viven, etc. Por ejemplo, es conocido que algunos microorganismos termófilos y hipertermófilos poseen enzimas que no se desnaturalizan a altas temperaturas y protegen al ADN para evitar su degradación. Estas enzimas, al igual que las que funcionan a bajas temperaturas o a pH extremos, son conocidas como extremozimas [1]. Estas características son muy interesantes en la búsqueda de nuevas tecnologías, y ponen la bioprospección de microorganismos extremófilos como una nueva línea de investigación científica en pleno ascenso en la actualidad. Para tanto, es necesario acceder los microorganismos aislados, con la finalidad de estudiar con mayor detalle su maquinaria bioquímica y fisiológica, y posteriormente su aplicación biotecnológica, sea el microorganismo *per se* o alguno de sus productos. La bioprospección consiste exactamente en esta búsqueda.

Se ha observado por técnicas de metagenómica que los microorganismos son omnipresentes en todos los ambientes estudiados el planeta, sin embargo tan solo una fracción muy pequeña del orden de 1% se ha cultivado en laboratorio. Esto se debe principalmente por nuestra incapacidad de simular el microambiente ideal para el aislamiento de estos. La dificultad de aislar los microorganismos es aun más difícil para los microorganismos extremófilos. Para el aislamiento de los microorganismos anaeróbicos se puede utilizar por ejemplo, la técnica del Roll-Tube, que data de los años 60, pero aun es muy utilizado y muy eficiente sobre todo para el aislamiento de los anaeróbicos restringidos.

El método del *Roll-Tube* es una técnica que consiste en preparar un tubo con una delgada tapa de agar rodeado por una atmósfera de gas libre de oxígeno. La muestra se inocula mientras que se rota el tubo, produciendo la delgada capa de agar, sobre la cual se desarrollaran las colonias. Para certificar la anaerobiosis, se utiliza tampones impermeables a gases [2]. Después de un periodo de incubación, las colonias (que crecen en esta capa) son fácilmente recolectadas, con auxilio de una aguja estéril e inoculada en medio líquido- anaeróbico.

Otra técnica también utilizada en la bioprospección de los microorganismos anaeróbicos es la siembra en agar semi-sólido (reducido y anaeróbico), también mantenido en atmósfera anaeróbica. En esta técnica, se hace la inoculación con el agar todavía fluido, y las colonias que

crecen dentro del agar son aspiradas, con auxilio de una jeringa y aguja estéril e, inoculada en medio líquido- anaeróbico. Una vez obtenido el aislado, ese es crecido en medio líquido, para posteriormente obtener un precipitado de células. De esto, se extrae el DNA genómico y el fragmento del gene DNAr 16S es amplificado por medio de una reacción de cadena de polimerasa (el PCR) [4].

El objetivo de este trabajo fue aplicar técnicas tradicionales de cultivo, el Roll-tube, para aislar microorganismos anaeróbicos (procariotas sulfato reductores) de un sitio extremo en México. Se utilizó en ese trabajo muestras colectadas del sitio extremo, el SPA Los Azufres, ubicado en el sitio geotérmico Los azufres, Michoacán.

MATERIALES Y MÉTODOS

Medio de mineral mínimo (MMM)- Se utilizó como medio de cultivo un medio mineral preparado a partir del agua del sitio esterilizado tres veces en autoclave (a 121°C por 2h) con intervalos de 24 h entre cada esterilización. Esa agua, antes de usar fue filtrada (0.25 µm de malla).

MMM para cultivo de las bacterias anaeróbicas –Para preparar 100 ml de medio BSR se necesito 0.05 ml de glicerol (1M), de lactato (1M), de piruvato (1M), de acetato de sodio (1M) y extracto de levadura (1M), 0,0003g de rezasurina, 95 ml de agua del sitio (previamente esterilizada 3 veces cada 24 h., por 2h en autoclave). Se esterilizó nuevamente y se desgasificó usando Nitrógeno. Una vez que ya estaba frio, se le agregó 0.1 ml de Fe₂SO₄ (1 M), 0,1 mL de dithionite, 0,1 mL de metales traza y 0,1 mL de vitaminas.

MMM para cultivo bacterias aeróbicas (medio BSR) - Para preparar 250 ml de medio para los microorganismos aeróbicos oxidadoras del Azufre, se pesa la cantidad necesaria para tener una concentración final de 20 Mm de tiosulfato, y la cantidad de carbonato para tener una concentración final de 0.5 g/L. Estos son agregados al 250 ml de MMM (previamente esterilizada 3 veces, cada 24 h., por 2h en autoclave), y se esterilizó nuevamente. Una vez que ya estaba frio, se le agregó 0.1 ml de metales traza y vitaminas en la misma cantidad.

Muestreo e Inoculación – Muestras superficiales de un tapete microbiano (observado en el Spa “Los Azufres”, Michoacán) fueron colectadas con auxilio de espátula metálica estéril, y almacenadas directamente en frasco de vidrio, también estéril. Se mantuvo las condiciones de esterilidad con auxilio de un mechero. Para mantener las condiciones de anaerobiosis, se lleno el frasco con agua del sitio, y se tapo con tapones de butil. Se colocaron las muestras en una hielera y se la transportó al Laboratorio. En laboratorio, se utilizó 1 ml de la suspensión de esa muestra como inóculo para 5 ml de medio de cultivo específico para el aislamiento de las bacterias anaeróbicas sulfato reductoras o 5 mL de medio para el cultivo de las bacterias litotróficas aerobias del ciclo del azufre, describas arriba. Se dejó incubar a temperatura ambiente hasta observación de precipitado negro, o de turbidez (aproximadamente 1 mes). De esa muestra se realizo un primero repique, es decir, se tomo 1 mL de ese como pre in'oculo para 9 mL de medio recion hecho, y se dejo incubaba por mas un mes, o hasta la observación de crecimiento microbiano (de precipitado negro, o de turbidez). Se tomo una alícuota para observación al microscopio óptico (con 1000x de aumento), y se inició el aislamiento por medio de Roll-Tube y agar-semisólido, para las bacterias anaeróbicas, o dilución seriada para el aislamiento de los microorganismos aeróbicos.

Aislamiento por Agar semi-sólido – Se pesó 3 g de agar bacteriano, se lavó (con agua destilada), y se aforó en 100 ml con agua destilada. De estos, se tomo una alícuota 7 ml para frascos de penicilina (de 25 mL), los cuales se taparon con tampones de butil, se sellaron, y se esterilizaron en autoclave. Una vez que salieron del autoclave e, aun calientes, se desgasificarón agregando N₂. Se le adicionó 10 ml de medio de cultivo BSR y 1 ml del pre-inóculo. Al siguiente frasco, se le puso 10 ml del medio BSR y 1 ml del frasco anterior, de modo a obtener diluciones seriadas.■

Aislamiento por Roll Tube - Para esta técnica también se usaron frascos de penicilina de 20 ml en los cuales se les agrego 0.2 g de agar bacteriológico (pre-lavado) y 5 ml de medio de cultivo BSR; Se esterilizó, se desgasificó con N₂ y se inocularon con diferentes volumen del inóculo (500 µL, 300 µL, 200 µL, 100 µL, y 50 µL). Después de la adición del inóculo, se rollaron los frascos en baño de hielo/agua hasta su solidificación.

Los frascos de ambas técnicas de pusieron a incubar en frasco herméticamente cerrados y en

temperatura ambiente. Al se observar microcolonias aisladas (puntitos negros) se pasó a medio BSR liquido y se dejo a crecer por 20 días, se precipitaron las células (5 min. a 8000 rpm) y se realizó la PCR directa sin extracción de DNA con los oligonucleidos 8F y 907R para la amplificación del gene ARNr 16S.



Figura 1 - A la izquierda sistema de distribución de los gases, a la derecha, frascos de roll tube

Aislamiento en medio liquido - Para esta técnica se utilizaron 150 tubos de ensaye para cada muestra a los cuales se les agrego 900µl de medio para microorganismos aeróbicos litotrófico. Estos tubos se enumeraron del -1 al -50 (en triplicado). Al primer tubo se le agrego 100 µl de la muestra del segundo enriquecimiento, en condiciones de esterilidad a un tubo de ensaye con 900 µL del medio oligotrófico, y se agitó para homogenizar la muestra. De esa dilución se tomó 100 µL para vaciarlo a otro tubo de ensaye con 900 µL del medio litotrófico. Se repitió el proceso hasta la dilución de -50. Los tubos se incubaron a temperatura ambiente por 30 días o hasta la observación de tubidad.

Extracción del DNA – El precipitado de células se extrajo el DNA genómico por medio de técnica tradicional de Tsay y Griffit, adaptado por Brito et al, 2010. Esta se basa en tres etapas, la primera consiste en un tratamiento enzimático y químico con 4 µL de lisozima, 4 µL proteinasaK y 4 µL de acromopeptidasa, y 20 µL SDS 10%. Después de se incubar (en baño maría por 10 min. a una temperatura de 37 °C) y por 10 m. a 60 °C, se realizó la eliminación de la fracción proteica (con fenol, cloroformo y alcohol isoamilico). Por fin se precipitó el DNA con acetato de sodio 3M y etanol 75%.

Amplificación del gene DNAr 16S – Se probó amplificar el fragmento gene DNAr 16S realizando un PCR directo a partir de la colonia, utilizando los oligonucleidos universales 8F y el 926R. Las condiciones reaccionales fueron: 30.25 µL de H₂O DNasa free; 5 µL de buffer taq. 10X; 5 µL dNTP (0.2mM); 2.5 µL del oligonucleido 8F (10 µM) y 2.5 µL del oligonucleido 926F (10 µM), 4 µL de MgCl₂ y 0.25 µL de Taq polimerasa (Fermentas®). Ese mismo se probó este protocolo con 0.5 µL del DNA extraído. En todas las PCR se adiciónó una muestra positiva (DNA de *E.coli*) y una muestra negativa (0.5 µL de agua en lugar de ADN). Las condiciones de la PCR consistieron de un calentamiento inicial a 94°C por 5 min, seguidos de 35 ciclos de amplificación, que consistió de un calentamiento inicial (a 94°C por 30s.) para la desnaturalización del DNA, después se alinearon los oligonucleótidos (52°C por 30 s) y por fin, la elongación del fragmento (72°C por 60 s). Al final de los 35 ciclos, se aplicó un calentamiento adicional a 72°C por 10 min. Para comprobar que funcionó la PCR se realizó una electroforesis.

Electroforesis – Se pesó 0.5 g de agarosa y se diluyó en 50 ml con TAE 1X, y se colocó en 30 s o en microonda (o hasta que se diluyera completamente). Una vez bajando la temperatura se agregó 5 µL de Bromuro de Etidio (el marcador fluorescente en luz UV), y se preparo el molde. En cada pozo se agregó 1 µL de tapón de carga y 5 µL de la muestra (de DNA o del producto de

PCR); en un de los pocos se puso 1 μL de marcador de tamaño. Se sometió a un corriente de 80Volts por 30 m., y se observó en al transluminador con luz UV.

RESULTADOS Y DISCUSION

El aislamiento de los microorganismos anaeróbicos con la técnica de Roll tube se mostro exitosa ya que se pudo observar formación de precipitado negro (Figura 2), que es indicativo de la reducción del Fe_2SO_4 sugiriendo el crecimiento de BRS. La observación de algunas de esas colonias por microscopia óptica se verificó que tenían morfologías celulares que variaban de bacilos a coco-bacilos.

Figura 2 – Muestras del Roll-Tube y Agar semisólido para su aislamiento.

Se suspendió estas colonias en medio liquido y se incubó por 15 dias para la obtención de un precipitado de células (centrifugación a 10000rpm a 15 min.). El precipitado de las células de esos cultivos fueron despreciables, por lo que se adicionó 5 ml de medio recién hecho para estimular el crecimiento, y de esa forma obtener mas precipitado celular. Así mismo, se realizó la PCR de esas muestras, y no se obtuvo amplificación. Es importante enfatizar que en todas las reacciones de PCR se adicionó una muestra positiva (DNA de *E.coli*) y una muestra negativa, a partir de las cuales se conformaba que la reacción de PCR ocurriera bajo las condiciones utilizadas, y que no había contaminación de los reactivos.

Respecto al aislamiento de los microorganismos litotróficos aeróbicos, inicialmente íbamos hacer el aislamiento en medio solido (placas de petri con agar bacteriano, hasta 30%), pero, desafortunadamente el medio so solidificava. Por eso se resolvió intentar el aislamiento por dilución seriada, hasta extinción completa. Adicionalmente también se irá probar la técnica con diluciones en microplaca (100 μL de inculo para 900 μL de medio de cultivo).

CONCLUSIONES

Se logro condiciones de cultivos propicias al desarrollo de BSR, tal como, condiciones de anaerobiosis restrictas (confirmada por la ausencia decoloración roseo del medio) y de los precipitados negros, típicos del Fe reducido, además del olor típico de H_2S en el medio producto de la reducción del sulfato (NOX del S +6) en sulfuro (NOX -2). Además, también obtuvimos éxito en la técnica de cultivo de Roll tube. Sin embargo no se logró amplificar el gene DNAr 16 S, probablemente por falta de tiempo para que las bacterias pudieran se desarrollar en los cultivos líquidos. A la continuación, para finalizar ese trabajo, se extraerá el ADN de los aislados y se hará un estudio filogenético de los mismos.

Respecto los microorganismos litotróficos se continuaran las pruebas de aislamiento por dilución seriadas (tanto en volúmenes mayores como en microcultivos), para posteriormente realizar la obtención del ADN y estudio filogeneticos de estos microorganismos.

AGRADECIMIENTOS

A la Dra. Elcia Margareth Souza Brito, por la Universidad de Guanajuato por la beca de verano de investigación 2013.

REFERENCIAS

- [1] Facultad de Agroindustrias de la Univ. Nacional del Nordeste.
<http://fai.unne.edu.ar/biologia/biodiversidad/biodiversidad.htm> (consultado al dia 23 de julio del 2013)
- [2] Society for anaerobic microbiology (SAM). The University of Sheffield, UK.
- [3] Cappuccino G. James, Sherman Natalie, Microbiology A Laboratory, Edición Benjamín/ Cummings, New York, quinta edición.
- [4] <http://www.elementos.buap.mx/num23/pdf/16.pdf> (consultado al dia 23 de julio del 2013)

REMOCIÓN BIOLÓGICA DE FÓSFORO PRESENTE EN AGUAS RESIDUALES DE UNA QUESERÍA EN UN REACTOR DISCONTINUO ANAEROBIO / AEROBIO

Lázaro Arellanes Nicolás, Germán Cuevas Rodríguez, Arodí Bernal Martínez, Elcia Margaret Souza Brito, Sergio Antonio Silva Muñoz

ABSTRACT

Today it is necessary to reuse the water from industrial and domestic processes that exist in the country, which is why they conducted research and experiments on the recovery of phosphorus in Wastewater from a business dedicated to the cheese production, obtaining as a byproduct whey, which was characterized and investigated for carrying out the recovery of phosphorus and residual effluent treatment. The wastewater characterization was carried out using HACH techniques and the Mexican Official Standards. The research was carried out in a batch reactor. The operating cycle was handled anaerobic twelve hours, and twelve hours aerobic (air supply). The system was monitored 24 hours measured at different times of day parameters such as pH, conductivity, dissolved oxygen, DQOt, SCOD, and phosphates, carrying a nutrient absorption and excretion with the appropriate parameters for operation .

Keywords: phosphates, bioprocess, batch reactor, aerobic process, anaerobic process, removal of nutrients

RESUMEN

Hoy en día es necesario reutilizar el agua que proviene de los procesos industriales y domésticos que existen en el país, es por ello que se llevó a cabo la investigación y experimentación sobre la recuperación de fósforo en el Agua Residual proveniente de un comercio dedicado a la producción de quesos, obteniendo como un subproducto el suero de la leche, que fue el que se caracterizó y se investigó para llevar a cabo la recuperación del fósforo y tratamiento del efluente residual. La caracterización del agua residual se llevó a cabo utilizando las técnicas HACH y las Normas Oficiales Mexicanas. La investigación se llevó a cabo en un reactor continuo. El ciclo de operación manejado fue de doce horas anaerobio, y doce horas aerobio (suministro de aire). El sistema se controló las 24 horas midiendo en diferentes horas del día los parámetros tales como el pH, la conductividad, la cantidad de Oxígeno disuelto, DQOt, DQOs, y fosfatos, llevando una excreción y absorción de nutrientes con los parámetros adecuados para su funcionamiento.

Palabras Clave: fosfatos, bioproceso, reactor discontinuo, proceso aerobio, proceso anaerobio, remoción de nutrientes.

INTRODUCCIÓN

El fósforo es un elemento esencial para la vida biológica de los organismos sencillos como para las estructuras que tienen componentes más complejos, ya que este llega a formar parte de distintos constituyentes celulares como por mencionar la membrana citoplásmica y parte del ADN, las enzimas transferasas ADP y ATP que almacenan o transfieren energía pasando de una forma a otra y las enzimas polifosfatasas-kinasas, que pueden almacenar o restituir los polifosfatos.

El fósforo aparece como fosfato en las aguas residuales adoptando las siguientes formas:

- Ortofosfatos (PO_4)⁻³ : precipitan fácilmente (proceden de los vertidos o de la degradación en el proceso del tratamiento de los polifosfatos orgánicos o inorgánicos)

- Polifosfatos (P_2O_7): orgánicos o inorgánicos pueden degradarse a ortofosfatos o permanecer inertes y a su vez pueden estar en suspensión o en solución más o menos sedimentable.

El proceso que se llevó a cabo la investigación para la remoción de nutrientes surgió a partir de un proyecto del CONACYT en conjunto con la empresa para poder llevar a cabo el tratamiento del suero lácteo que proveía de la empresa de elaboración de productos derivados de la leche con el fin de aprovechar los nutrientes o el residuo del mismo, y así reutilizar el agua tratada para otro tipo de proceso, para ser una empresa limpia, con la generación mínima de residuos y ecológicamente sustentable con el medio ambiente.

Para llevar a cabo dicho proceso se tomó un volumen determinado de suero a la salida del efluente cuando se hacía la descarga diaria del proceso productivo, se tomaron varias muestras en diferentes períodos a la misma hora, esta no resultó con las mismas características, debido al cambio de período de tiempo y al almacenaje que tenía la anterior muestra, pero al ser alimentado el sistema con el nuevo suero la caracterización variaba pero en un porcentaje pequeño, a comparación con el resto de los días. El proceso de eliminación en la concentración de los nutrientes se menciona a continuación:

El proceso de eliminación biológica de fósforo fue cíclico, donde un grupo de bacteria se encargan de excretar o absorber el fósforo, siendo un sistema con condiciones anaerobias y aerobias. Las bacterias responsables de la eliminación de fósforo son las Acinetobacter, o también llamadas acumuladoras de polifosfatos. Para que haya un nivel inferior de fósforo en la descarga del agua, hay que eliminar más cantidad de fósforo de aquel que se necesita para la síntesis de las células y su funcionamiento.

En la fase anaerobia, las bacterias que intervienen en la eliminación de fósforo usan sus reservas intracelulares de polifosfatos como energía y almacenan sustratos orgánicos simples, como los ácidos grasos volátiles, permitiendo la liberación de fósforo en la fase anaerobia. En la fase aerobia, las bacterias usan sus reservas de carbono como fuente de energía y acumulan más fósforo que el liberado en la fase previa, almacenando este elemento. Al término de esta fase, la biomasa rica en fósforo se debe retirar para completar el proceso de eliminación biológica de fósforo.

OBJETIVO

Disminuir la concentración de nutrientes en exceso tales como los fosfatos presentes en el agua residual generada a través del proceso de elaboración de productos lácteos, obteniendo un subproducto: el suero lácteo, para así descargar a las aguas nacionales

Tratamiento del suero lácteo para reutilizar el producto obtenido en otros procesos industriales o dentro del mismo comercio, o bien para el riego de cultivos o lavado de maquinaria, equipo u otros aparatos implicados en procesos.

Recuperación de nutrientes dentro del tratamiento del agua residual para su posterior aprovechamiento en la fabricación o producción de alternativas para el cuidado del suelo o los cultivos como lo son los fertilizantes.

METODOLOGIA

El sistema que se utilizó para la eliminación biológica de fósforo, fueron 3 reactores que se programaron con timers en un sistema automático que consistía en 12 horas de agitación, al término de este iniciaba las bombas de oxigenación 12 horas hasta completar un ciclo de 24 horas, con una hora de sedimentación para el recambio y la toma de muestras al inicio y final del período.

El volumen que se eligió para los sistemas fue de 3.5 l para cada uno, el blanco se alimentó

con aguas residuales (agua de río) y lodos activados de la planta de tratamiento, los sistemas trabajando las 24 horas continuas, con 11.5 horas anaerobias y 11.5 horas con aireación y una hora de sedimentación

El reactor O, (blanco) se tomó de muestra para el correcto funcionamiento de los otros dos, el reactor 1, se alimentó con agua residual del río y con un agua residual de una planta de tratamiento y el reactor 2 se alimentó con los lodos activados de la planta de tratamiento y el suero lácteo proveniente de com quesería del municipio de Silao, Guanajuato.

Para realizar el recambio del agua residual y la mezcla con el suero se realizó el cálculo basado en diferentes cargas orgánicas pero a mismo volumen con los valores obtenidos de DQO, el volumen total, el tiempo de reacción y los sólidos totales, obteniendo el resultado de llenado que tuvo que hacerse cada 24 horas para el crecimiento de las bacterias y microorganismos para la eliminación biológica de fósforo, el calculado ideal para el recambio fueron 0.2 l cada 24 horas.

La primera muestra se tomó al tiempo cero para ver las características de los lodos, después de 12 horas, justo antes de terminar la fase anaerobia, y al término de la fase aerobia (a las 24 horas). Com el ciclo No. 2 se realizó el primer recambio, con el respectivo suero, los lodos y el agua de río a cada reactor diferente, igualmente se tomaron muestras cada 0, 12 y 24 horas con sus respectivas fases para medir DQOt, DQOs, P-PO₄, pH, conductividad, O₂, SST, SSF y SSV para ver su comportamiento y adecuar las condiciones para la eliminación de fosfatos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

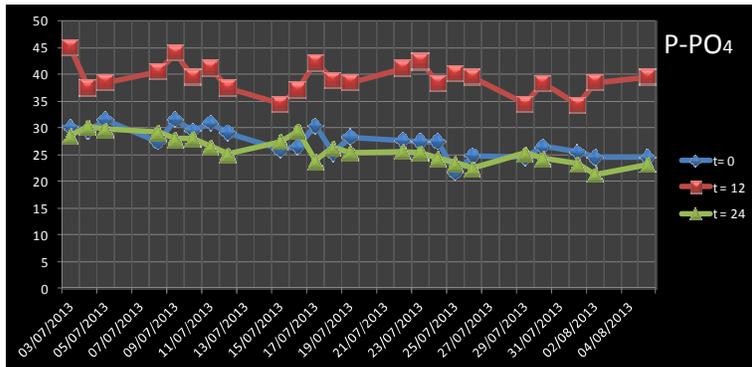


Figura 1. Gráfica de comportamiento de excreción del fósforo en las fases anaerobia/ aerobia en un mes



Figura 2. Cinética de comportamiento de fósforo en las fases anaerobia/ aerobia en un período de 24 horas

En la figura 1 se puede observar el comportamiento de un período de un mes aproximadamente de la excreción y absorción del fósforo con las condiciones de operación de los parámetros medidos en períodos de 12 horas, los muestres se hicieron a las 0, 12 y 24 horas, obteniendo

resultados favorables de acuerdo al comportamiento deseado y estudiado anteriormente, mostrando una libreación de fosfatos y acumulación intracelular al final de la fase aerobia, indicando que el proceso con las condiciones controladas y manejadas se notaron buenos resultados.

En la figura 2 se muestra la cinética de comportamiento de 24 horas de la eliminación de fósforo, las primeras doce horas se ve como incrementa la cantidad de fosfatos presentes hasta llegar al punto máximo en el término de la fase anaerobia, el pH disminuye un poco, pero se mantiene casi totalmente neutro, las concentraciones de los sólidos totales se mantienen constante variando un poco, cuando empieza la aireación el pH incrementa sus valores, los sólidos se mantienen constantes, y los fosfatos empiezan a disminuir lentamente, hasta mostrar una disminución menor a la inicial, teniendo un comportamiento adecuado con las condiciones monitoreadas, la DQOt es otro parámetro importante que mostraba resultados que variaban un poco, aumentando o disminuyendo pero se manejó dentro de un rango de valores determinado.

CONCLUSIONES

La EBF se llevó a cabo de manera adecuada, las condiciones fueron adecuadas para que los sistemas efectuarán la remoción de fósforo y el sistema se mantuviera constante, además del recambio diario, algunos parámetros como el pH variaban mucho al principio pero se lograron adaptar a las condiciones y el oxígeno disuelto es un factor que hasta ahora faltó para que el reactor trabajará en condiciones más óptimas pero sigue siendo parte de la investigación y mejorar en la excreción y recuperación de los nutrientes.

AGRADECIMIENTOS

A mis padres por haberme apoyado todo el tiempo para lograr y conseguir mis objetivos y metas, se los agradezco infinitamente, sin ellos no hubiera llegado hasta aquí

Al Doctor Germán Cuevas Rodríguez por todos sus conocimientos que me brindó, todo el apoyo y la confianza para la realización y desarrollo de este proyecto, es parte fundamental de lo que he logrado hasta ahora, a la Doctora Arodi Bernal Martínez por sus consejos y asesorías, Elcia Margareth Souza Brito por formar parte de mi formación y desempeño académico y el Dr Sergio Antonio Silva Muñoz por ser parte del proyecto y permitir que haya más investigación y aporte al desarrollo de la ciencia e ingeniería.

REFERENCIAS

- Avella R. G. Evaluación del comportamiento hidrodinámico de un reactor UASB y su influencia en la remoción de materia orgánica. Santiago de Cali, 2000. Trabajo de grado (MScen Ingeniería Sanitaria). Universidad del Valle. Facultad de Ingeniería
- Arroyave D. y González M. Evaluación del funcionamiento y diseño de un reactor UASB utilizado para el tratamiento de aguas residuales. Medellín, 2004.. Trabajo de grado (Ingeniería Química). Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Minas.
- NMX-AA-030-SCFI-200. Determinación de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas.
- Morales M. Julio, Glez. Mtz. Simón, Remoción biológica simultánea de fósforo y nitrógeno en Agua Residual. Proyecto 7.2.10 Ingeniería Ambiental 2005-2006.
- Barajas, m. G. (2002). Eliminación biológica de nutrientes en un reactor biológico secuencial. Tesis de Doctorado. Universidad Politécnica de Cataluña. Barcelona. España.
- Orozco, A. y Salazar, A. Tratamiento biológico de las aguas residuales. Medellín: Universidad de Antioquia, Ceset, 1985.

ELIMINACIÓN BIOLÓGICA DE NITRÓGENO PRESENTE EN LOS LIXIVIADOS GENERADOS EN EL SITIO DE DISPOSICIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) EN UN REACTOR HÍBRIDO CON BIOMASA EN SUSPENSIÓN Y FIJA

María Fernanda Pérez Bernal¹, Arodí Bernal Martínez, Germán Cuevas Rodríguez

¹División de Ingenierías, Universidad de Guanajuato. Av. Juárez No. 77; Zona Centro; C.P. 36000; Guanajuato, Guanajuato, México. (E-mail:mfernanda9eros@gmail.com)

RESUMEN

El crecimiento demográfico y la modificación de las actividades productivas han rebasado la capacidad del ambiente para asimilar la cantidad de residuos que genera la sociedad [1]. La disposición de residuos sólidos urbanos en un sitio no controlado, controlado o en un relleno sanitario es una práctica muy común. Sin embargo, la percolación de lluvias, las reacciones fisicoquímicas y bioquímicas y el contenido de humedad de estos residuos, contribuyen a la formación de lixiviados [2]. Los lixiviados son considerados uno de los tipos de agua residual con mayor impacto ambiental [3], una de las razones principales es su alto contenido de nitrógeno. La descarga de lixiviado crudo en un cuerpo de agua superficial acelera el crecimiento de algas por su alto contenido de nutrientes, lo cual reduce el oxígeno disuelto en los cauces de agua, y causa efectos tóxicos en la vida acuática circundante [4]. El objetivo de la investigación fue evaluar la tratabilidad de los lixiviados provenientes del sitio de disposición final de RSU de la ciudad de Guanajuato aplicando un sistema biológico. El sistema está conformado por un reactor anóxico y un aerobio (Configuración Ludzack-Ettinger modificado) con medios móviles para la remoción de nitrógeno mediante nitrificación-desnitrificación. El volumen total fue 50 litros y el medio de soporte fue el Kaldnes®, K1; con área superficial de 2.92 m². El sistema se alimentó con una mezcla lixiviado-agua residual al 5%, manteniendo una carga orgánica de 0.43 a 0.6 Kg DQO/m³·día y tiempo de retención hidráulico de 10 días. El sistema se operó durante 120 días y los resultados obtenidos muestran remociones de N_{Tot} y N-NH₃ de 67% y 97% respectivamente, además de DBO, DQO y SST, de 95%, 50% y 90%, respectivamente.

Palabras clave: *Tecnología aerobia, Nitrificación-desnitrificación, Lodos activados, Biopelículas*

INTRODUCCIÓN

El crecimiento demográfico y la modificación de las actividades productivas han rebasado la capacidad del ambiente para asimilar la cantidad de residuos que genera la sociedad [1]. La disposición de residuos sólidos urbano (RSU)s en un sitio no controlado, controlado o en un relleno sanitario es una práctica muy común. Sin embargo, la percolación de lluvias, las reacciones fisicoquímicas y bioquímicas y el contenido de humedad de estos residuos, contribuyen a la formación de lixiviados [2].

Los lixiviados se definen como el efluente acuoso generado como consecuencia de la percolación del agua de lluvia a través de residuos, la cual arrastra el agua liberada de la descomposición de los mismos, así como materiales presentes en el medio. Se caracteriza por contener altas cantidades de materia orgánica (principalmente ácidos húmicos), así como nitrógeno, metales pesados, compuestos orgánicos clorados y sales inorgánicas, entre otros [5]. En el caso de la disposición de residuos sólidos urbanos los lixiviados de un son considerados uno de los tipos de agua residual con mayor impacto ambiental [3] debido a su alto contenido de nitrógeno y la descarga de ese en un cuerpo de agua va, entre otras cosas, causar efectos tóxicos en la vida acuática circundante.

Los tratamientos más comúnmente usados para el tratamiento de los lixiviados se basan en proceso fisicoquímicos o biológicos o bien la combinación de éstos para lograr mejores

resultados, sin embargo los métodos biológicos son preferibles debido a su sustentabilidad. Una alternativa, para el tratamiento de esos lixiviados son la utilización de sistemas híbridos, en el cual, se puede utilizar un sistema biológico de alta capacidad con biomasa suspendida y fija simultáneamente, en el mismo sistema. En ese, un pequeño medio suspendido es usado frecuentemente como soporte para el desarrollo de la biopelícula, incrementando la concentración de biomasa en el reactor. Por otra parte, el tiempo de retención de sólidos (TRS) es mayor para la biomasa adherida que para los flocs en suspensión. Esto hace posible el crecimiento de microorganismos nitrificantes preferentemente adheridos al soporte [6]. El objetivo de la investigación fue evaluar la tratabilidad de los lixiviados provenientes del sitio de disposición final de RSU de la ciudad de Guanajuato aplicando un sistema biológico.

METODOLOGIA

Sistema experimental. El sistema (Figura 1) está conformado por un reactor anóxico y un aerobio (Configuración Ludzack-Ettinger modificado) con medios móviles para la remoción de nitrógeno mediante nitrificación-desnitrificación. El volumen total fue 50 litros y el medio de soporte fue el Kaldnes®, K1; con área superficial de 2.92 m². El sistema se encuentra conformado por: un tanque anóxico de 18 L agitado, el cual alimentava el sistema con la mezcla de lixiviados-agua residual; posteriormente, la mezcla pasa al reactor aerobio de 32 L, ese posee los medios de soporte y un difusor de aire, para la nitrificación y oxidación de la materia orgánica; Se utilizó una bomba peristáltica para recircular al reactor anóxico y permitir la desnitrificación; finalmente el efluente se extrajo del reactor aerobio, para realizar las pruebas de calidad.

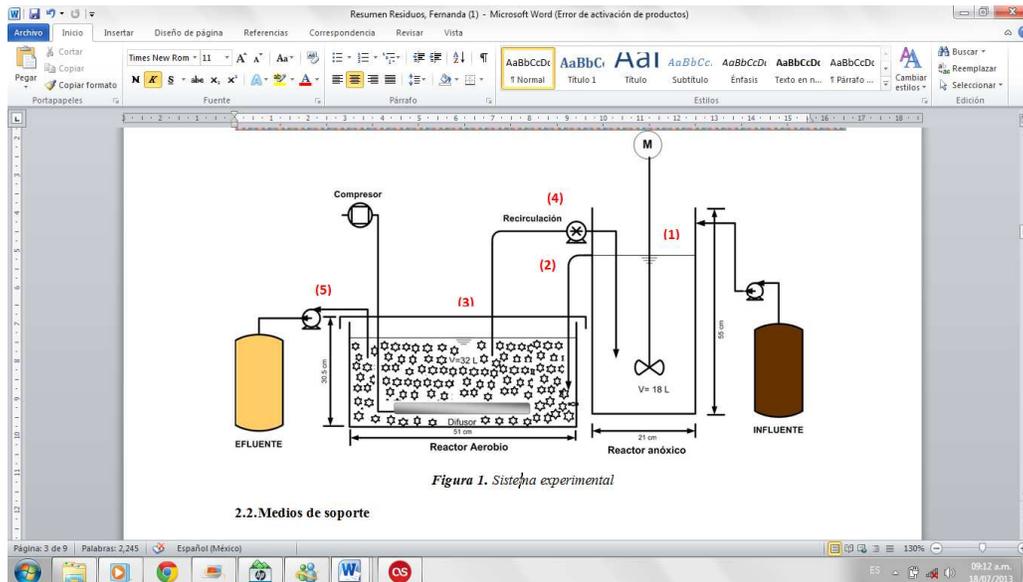


Figura 1. Configuración del Reactor experimental: tanque anóxico (18 L) agitado donde se alimentó la mezcla de lixiviados-agua residual (1); reactor aerobio (32 L) con los medios de soporte (2) y con un difusor de aire (3), bomba peristáltica (4); tanque del efluente.

Medios de soporte. Los medios de soporte se incorporaron para tener mayor área de crecimiento de biomasa y desarrollo de zonas aerobias-anóxicas y así favorecer el proceso de nitrificación-desnitrificación. Se emplearon 4935 medios de soporte (Kaldnes®, K1) con un área superficial total aproximada de 2.92 m².

Inoculo y arranque del proceso. El inoculo para el arranque del proceso fue recolectado de la planta de lodos activados para el tratamiento de las aguas residuales de la ciudad de Guanajuato. Durante el arranque se inocularon lodos en los reactores para tener una concentración inicial de biomasa de 3,000 mg/L de SSV. El sistema se alimentó con una mezcla agua residual/lixiviado (5%) ya que el lixiviado crudo es muy toxico por las características fisicoquímicas que este presenta.

Características del agua residual y lixiviados. El agua residual para la mezcla utilizada fue agua residual doméstica cruda recolectada después del pretratamiento (Desarenador-Tamiz estático) en la misma planta donde se recolectó el inóculo. Las características principales de esta agua residual fueron: 550 mg/L de DQO_{Total}, 49 mg/L de N_{Total} y 7.1 mg/l P_{Total}. Los lixiviados fueron colectados en el sitio de disposición final de RSU de la Ciudad de Guanajuato. Las características principales del lixiviado se pueden observar en la tabla 1.

Tabla 1. Caracterización de lixiviado

Parámetro	Concentración	Parámetro	Concentración
Sólidos Totales (ST)	100.94 g/L	Alcalinidad	3.41 g/L CaCO ₃
Sólido Volátiles totales (SVT)	33.97 g/L	COT	31,000 mg/L C
Sólido Fijos totales (SFT)	66.97 g/L	DQO total	85,000 mg/L O ₂
Sólidos suspendidos (SST)	10.64 g/L	DQO soluble	75,000 mg/L O ₂
Conductividad	111,000 µS/cm	Nitrógeno total	3350 mg/L N
pH	8.4	Nitrógeno amoniacal	265 mg/L N-NH ₃
Color	283,750 U. Pt-Co	Fósforo total	545 mg/L PO ₄ ³⁻

Condiciones de operación. El sistema se alimentó de manera continua con una mezcla lixiviados-agua residual al 5% y se operó así durante 135 días. El caudal de alimentación (Q) fue de 5 L/día y se recirculó con una tasa de 10Q. El tiempo de retención hidráulico (TRH) fue de 10 días. La carga orgánica volumétrica fue de 0.55 ±0.1 Kg DQO/m³*día. Los puntos de muestreo fueron: Influyente (mezcla agua residual/lixiviado), efluente (salida del reactor aerobio). La temperatura promedio fue de 19.8 ±1.8 °C, pH promedio de 8.2±0.3 y 8±0.3 en el reactor anóxico y aerobio respectivamente, mientras que las concentraciones de oxígeno disuelto fueron de 3.4±0.6 y 0.2±0.3 en el reactor aerobio y anóxico respectivamente.

Métodos analíticos. Los parámetros fisico-químicos determinados fueron el N-NH₄, N-total, DQO, DBO₅, O₂ y temperatura, a través de los métodos de Hach y métodos normalizados para el análisis de agua y aguas residuales [4]. La demanda biológica de oxígeno (DBO₅) se determinó con las botellas OxiTop®. El oxígeno disuelto y temperatura con el Hach sensION6 Dissolved Oxygen y el pH con el 350 pH meter Jenway.

RESULTADOS

Después de las 2 semanas de aclimatación con agua residual doméstica se alimentó el sistema durante 135 días continuos con la mezcla de lixiviados agua residual. En la Tabla 2 se resumen las concentraciones medias de los parámetros de calidad evaluados al final del experimento, así como los límites que marca la normatividad mexicana.

DQO total y soluble. Las concentraciones de DQO total en el influente fluctuaron entre 4350 y 6960 mg/L O₂ y en el efluente de 4300 a 3350 mg/L, la remoción de DQO total se empezó a dar en la tercer semana y se incrementó paulatinamente hasta lograrse un 50% de remoción. No hubo diferencia notoria entre las concentraciones de DQO total y soluble, lo cual sugiere poca cantidad de materia orgánica y, en cambio, se ha observado gran concentración de sales y otros compuestos recalcitrantes. La remoción de DQO soluble resultó baja, las diferencias en el influente y efluente fueron poco notorias y no se notó una tendencia clara en cuando a los porcentajes de remoción logrados, ya que al final de la experimentación sólo se logró un 13 ±8 %

de remoción. A partir de la semana 10 se evaluó la concentración de DBO y se encontraron valores de DBO en el influente de 1150 mg/L O₂ y de 60 mg/L O₂ en el efluente lo que indica un 97 ±2 % de remoción.

Tabla 2. Parámetros de calidad evaluados al final del experimento, y comparación con los límites máximos permisibles (Para estos parámetros) según la NOM-001-SEMARNAT-1996.

Parámetro	Influente (media)	Efluente (media)	% Remoción (*)	NOM-001-SEMARNAT-1996.
DQO (mg/L O ₂)	5550 ±670	3949 ±244	50 ±3	N.A
DBO (mg/L O ₂)	990 ±152	35 ±22	97 ±2	200
N total (mg/L N)	297 ±99	205 ±26	62 ±5	60
N _{amoniacal} (mg/l NH ₃ -N)	39.7 ±8.8	1.5 ±0.9	98 ±1	N.A.
SST (mg/L)	1889 ±881	218 ±54	92 ±3	200
P total (mg/L P)	24.6 ±0.7	7 ±4	83 ±10	30

La relación DBO/DQO fue de 0.18 lo cual indica una muy baja biodegradabilidad. Los tratamientos convencionales con relaciones de DBO/DQO pequeñas que van de 0.2-0.3, requieren de largos tiempos de retención hidráulica [2], de 25 a 45 días para alcanzar remociones de DQO de alrededor de 63%.

Eliminación de compuestos nitrogenados. La configuración Ludzack-Ettinger modificado [7] y la incorporación de los medios de soporte para biopelículas se hicieron con el objeto de favorecer el proceso de eliminación biológica del nitrógeno.

Nitrógeno total. Los porcentajes de eliminación durante la mayor parte de la experimentación fueron bajos (19 y 14%), sin embargo a partir del día 74 se dieron incrementos significativos. Los lodos no fueron drenaron, por lo cual el alto tiempo de retención de sólidos pudo favorecer el desarrollo de microorganismos desnitrificadores [2].

La tasa de desnitrificación se ve afectada directamente por la fuente de carbono [8], se ha reportado que con relaciones de DBO₅/N=4.1 se logran remociones de N de hasta un 80%, mientras que con una relación de 0.5 la eliminación de N se ve drásticamente afectada [8] reduciéndose hasta un 36%. En esta investigación la relación promedio fue de 2.9 lográndose una remoción de 69%, sin embargo las concentraciones en el efluente aún son altas (185 mg/L N). La alta tasa de recirculación aplicada debido a las elevadas concentraciones de N, pudo afectar también el proceso de desnitrificación debido a la introducción de O₂ al reactor anóxico, se ha reportado que la capacidad de desnitrificación se reduce un 35 % cuando la concentración de OD en el reactor anóxico alcanza un valor de 0.09 mg/L [9], [10].

Nitrógeno amoniacal. La eliminación de nitrógeno amoniacal se dio de manera favorable casi desde el inicio del proceso. Las concentraciones en el influente variaron desde 26 a 50 mg/L N-NH₄, estas concentraciones no representaron problemas, puesto que la inhibición de la oxidación de amonio a nitrito se inicia con concentraciones de 150 mg/L N-NH₄⁺ [10], tampoco hubo caídas de pH. Las concentraciones logradas en el efluente variaron de 2 a 0.9 mg/L N-NH₄, con un porcentaje de remoción del 97%.

CONCLUSIONES

La complejidad del lixiviado debida a su baja biodegradabilidad (DBO/DQO=0.18) representa un reto para obtener resultados favorables con solo un tratamiento biológico. Aunque tenga sido posible el desarrollo de organismos nitrificantes en el sistema, la eliminación de nitrógeno del lixiviado lograda no es suficiente para que el efluente sea vertido a un cuerpo receptor. La desnitrificación se vió posiblemente afectada por el O₂ aportado al reactor anóxico durante la recirculación. Aún así el nitrógeno amoniacal fue eliminado prácticamente en su totalidad. Los resultados obtenidos llevan a plantear la aplicación de un pretratamiento fisicoquímico para eliminar el color y otros compuestos recalcitrantes, además de la incorporación de un módulo de membranas de microfiltración para mejorar la calidad del efluente.

REFERENCIAS

- [1] NOM-083-SEMARNAT-2003
- [2] Ahmed F-N., Lan C-Q. (2012). "Treatment of landfill leachate using membrane bioreactors: A review" *Desalination* 287 pp. 41–54
- [3] Cassano D., Zapata A., Brunetti G., Del Moro G., Di Iaconi C., Oller I. Malato S., Mascolo G. (2011). "Comparison of several combined/integrated biological-AOPs setups for the treatment of municipal landfill leachate: Minimization of operating costs and effluent toxicity". *Chemical Engineering Journal* No. 172 pp. 250– 257
- [4] Hasar H. (2009). "Comparing of an anaerobic MBR and an aerobic/Anoxic MBR in treating of leachate". *Conference Proceedings IWA MTC*
- [5]Renou S., Givaudan J.G., Poulain S., Dirassouyan F., Moulin P. (2008) "Landfill leachate treatment: Review and opportunity" *Journal of Hazardous Materials* No. 150, pp. 468–493.
- [6] Artiga P., Oyanedel V., Garrido J.M., Méndez R. (2005) "An innovative biofilm–suspended biomass hybrid membrane bioreactor for wastewater treatment". *Desalination* 179 pp. 171–179
- [7] Knobelsdorf, M.J., (2005). "Eliminación biológica de nutrientes en un ARU de baja carga orgánica mediante el proceso VIP". Universidad Politécnica de Cataluña Sección de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Barcelona
- [8] Torá J., Baeza J., Carrera J., Oleszkiewicz J. (2011). "Denitrification of a high-strength nitrite wastewater in a sequencing batch reactor using different organic carbon sources" *Chemical Engineering Journal* 172 pp. 994– 998
- [9] Oh, J. y Silverstein, J. (1999) "Oxygen inhibition of activated sludge denitrification". *Water Research* 33, pp.1925-1937.
- [10] Carrera-Muyo, J. (2001) "Eliminación biológica de nitrógeno en un efluente con alta carga. Estudio de los parámetros del proceso y diseño de una depuradora industrial" Universitat Autònoma de Barcelona. Departament d'Enginyeria.

APLICACIÓN DE UN CONSORCIO BACTERIANO ANAEROBICO EN LA BÚSQUEDA DE LA BIORREMEDIACIÓN DEL CR(VI)

*Liliana G. Hernández Espino*¹, *Elcia M. Souza Brito*², *German Cuevas-Rodriguez*³
Ing. Ambiental, Div. Ingenierías, Campus Guanajuato, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, Gto., México
E-mails (1) lili_12vic@hotmail.com; (2) emsbrito@gmail.com; (3) germancuevasenator@gmail.com

ABSTRACT

The Cr(VI) is consider as a harzadous residue and the treatments usually used is expensive and based on chemical reduction. On the other hand, there are microorganisms capable to carry out the oxido-reduction reactions as part of its natural physiology, such as, the sulfate-reducing bacteria, thase use sulfate as terminal electron acceptor. The ability of these microorganisms to mediate redox reactions put them in the spotlight to search for new technologies for the biotransformation of metals and metalloids. Here, a group of BSR from the geothermal site was used to study the Cr(VI) biotransformation on different pH valous (2, 4, 6, 8, 10 and 12). For obtaining biomass allowed to incubate for 16 days at room temperature, on anaerobic atmosphere; after was added Cr(VI) as a $K_2Cr_2O_7$, to obtain a final concentration of Cr (VI) of 50 ppm. The Cr(VI) reduction was evaluated spectrophotometric method (1-5, diphenylcarbazide, $C_{13}H_{14}N_4O$). The system that presented a better efficiency in the reduction of Cr (VI) was the pH 4 with a 96% reduction in 24 h and the worse efficiency was on pH 12, where after a time of 48 h only 33% Cr(VI) were lost. From these results we selected the system with pH 4 to try different carbon sources, and then move to a pilot bioreactor, to treat leachate at laboratory level.

Keywords: *Biotechnology, Chrome, sulfate-reducing microrganisms.*

RESUMEN

The Cr(VI) es considerado como un residuo peligroso, y los procesos para el tratamiento de estos residuos normalmente utilizan la reduccion quimica, la cual es cara y resuelve el problema real, ya que el Cr(III) puede ser re-oxidado a forma hexavalente. Por otro lado, hay microorganismos capaces de realizar naturalmente reacciones de oxico-reduccion, tal como las bacterias sulfato reductoras (BSR). La capacidad que tienen estos microorganismos de intermediar reacciones de óxido-reducción los ponen como blanco en la búsqueda de nuevas tecnologías para la biotransformación de metales y metaloides. En ese trabajo, un grupo de BSR provenientes del sitio geotérmico fue usado para estudiar la biotransformación del Cr(VI) en diferentes valores de pH (2, 4, 6, 8, 10 y 12). Para la obtención de biomasa se dejaron incubar los microcosmos anaerobisoc durante un periodo de 16 días (a temperatura ambiente); a seguir, se les adicono el Cr(V) en la forma de **dicromato de potasio** ($K_2Cr_2O_7$) hasta la obtención de una concentración final de Cr(VI) de 50 ppm. Se evaluó la disminucíon del Cr(VI) del medio con la técnica de 1-5, difenilcarbazida ($C_{13}H_{14}N_4O$). El sistema que presento una mejor eficiencia en la reduccíon de Cr(VI) fue el pH 4 con una reduccíon del 96% en 24 h y la de menor eficiencia fue el de pH 12, donde pasado un tiempo de 48 h solo había reducido un 33% del Cr(VI). A partir de estos resultados se seleccionó el sistema con pH 4 para probar diferentes fuentes de carbón, y posteriormente pasar a un biorreactor piloto, para poder tratar lixiviados a nivel laboratorio.

Palabras clave: Biotecnología, Cromo, Bacterias Sulfato Reductoras

INTRODUCCION

El cromo puede presentarse en los estados de oxidación de II a VI, donde los mas frecuentes en el ambiente son Cr(VI) y Cr(III), los cuales son fácilmente interconvertibles dependiendo del pH, de las condiciones de aerobiosis y de la temperatura [2]. De estos, el Cr(III) es un oligoelemento

indispensable para procesos bioquímicos y fisiológicos, ya que tiene específicamente acciones en el metabolismo de la glucosa, del colesterol y de los ácidos grasos. En contra parte, el Cr(VI) es un elemento altamente tóxico clasificado por la IARC (3) como un elemento cancerígeno comprobado en humanos y es un metal que ha sido integrado a la lista de sustancias tóxicas de la Agencia de Protección Ambiental de EEUU (EPA) [4]. El uso de compuestos de Cr(VI) con fines industriales ha provocado la introducción de altas concentraciones de cromo oxidante al ambiente.

Anualmente grandes cantidades de cromo se utilizan en la producción de acero inoxidable, de metales cromados, en la industria del cuero para el curtido de las pieles, etc. La industria peletera, especialmente las curtidoras, generan miles de toneladas de desechos sólidos, potencialmente tóxicos, debido a su alto contenido en cromo. En México, el costo de los contaminantes emitidos por la industria de acabado de metales asciende a los 1,000 millones de pesos, que equivale al 0.1% del Valor Agregado Bruto Total Nacional. Se estima que las pérdidas de estas empresas son de aproximadamente 1 millón de pesos anuales debido a la emisión y descarga de compuestos químicos contaminantes al agua, aire y suelo.

Actualmente el método más usual para el tratamiento de los efluentes con cromo es la precipitación (Figura 1), en la cual se utiliza un agente alcalino (sosa, cal o hidróxido de aluminio) para precipitar el cromo. En general en este proceso, se utiliza ácido sulfúrico (H_2SO_4) y el hidróxido de sodio (NaOH) como agente precipitante. Al final se recupera el cromo como sulfato de cromo, y se produce una agua residual con un alto contenido de sales disueltas, un producto de poco valor económico agregado (5).

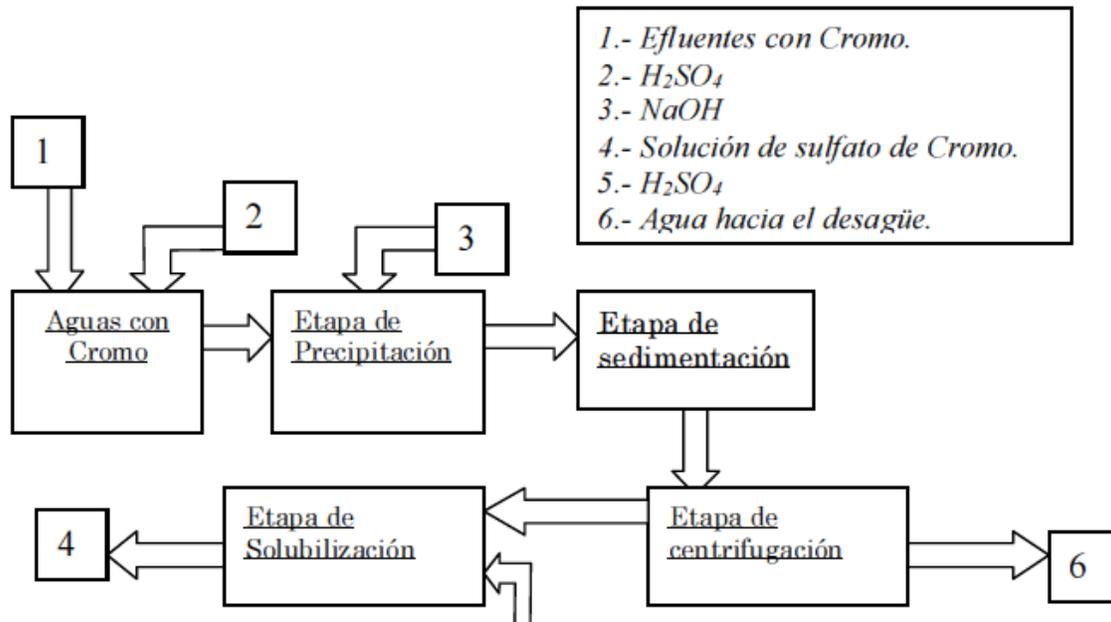
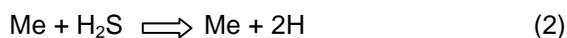
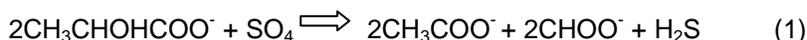


Figura 1 – Esquema de un tratamiento de residuos líquidos contaminados con cromo por la técnica de precipitación (8)

Además de la precipitación, existen otros tratamientos menos usuales, como por ejemplo, el uso de resinas de intercambio iónico [6], tratamiento con carbón activado, reducción química y la bioadsorción [7]. Entre los materiales con propiedades de intercambio iónico, la aplicación de la sílice modificada para la remoción de sustancias orgánicas y compuestos metálicos presentes en

disoluciones acuosas, ha sido ampliamente utilizada. Se ha investigado la extracción del Cr^{3+} a partir de soluciones de sulfato de cromo para la depuración de aguas industriales procedentes del curtido de pieles [6]. En la técnica que se utiliza el carbón activado, que es químicamente estable y se sabe que adsorben complejos metálicos de soluciones, y se han aplicado para la adsorción de cromo de soluciones con 5000 ppm a 50°C y ha alcanzando rendimientos superiores al 99% tras un tiempo de contacto de 10 minutos [6]. El proceso de reducción química, por su vez, consiste primero en oxidar el $\text{Cr}(\text{III})$ a $\text{Cr}(\text{VI})$ usando persulfato de sodio, a seguir el efluente líquido pasa a través de una resina de intercambio catiónico, donde el Na^{+} es removido y el $\text{Cr}(\text{VI})$ es reducido al Cr^{+3} . Luego, ese es removido por una segunda resina de intercambio iónico, y en el efluente final aparecerían sulfato y formiato. Por fin, la bioadsorción emplea sólidos de origen natural para fijar metales pesados. Es un método alternativo prometedor para tratar efluentes industriales principalmente por su bajo costo y su alta capacidad para fijar metales [6].

Una alternativa prometedora en el tratamiento de aguas residuales conteniendo elevadas concentraciones de metales es la aplicación de microorganismos sulfato reductores. Estas son un grupo heterogéneo que comprenden bacterias y archaeas con la habilidad para usar sulfato como aceptor terminal de electrones. De tal forma que cuando el sulfato está presente, estos microorganismos juegan un papel muy importante en el ciclo biogeoquímico del azufre. Las BSR son bacterias anaerobias y utilizan iones de sulfato como aceptor final de electrones para el metabolismo de sustratos orgánicos (Ecuación No. 1). Aunque una pequeña cantidad de azufre en forma reducida es asimilada por la bacteria, la mayor cantidad es liberado como ion sulfuro, que se combina con metales pesados divalentes presentes en el medio. Ese proceso es el que se puede reproducir en el biotratamiento de metales intermediado las BSR, como por ejemplo en las piscinas de precipitación, sean naturales o artificiales, que es de bajo costo. Otra ventaja de ese bioproceso es que estos microorganismos pueden utilizar varios sustratos como fuente de carbono y de electrones, tal como ácidos carboxílicos, alcoholes, diferentes tipos de azúcares y compuestos aromáticos [7]. Adicionalmente, hay estudios que reportan también el uso de sustancias complejas, tal como, agua residuales, alfalfa, composta, celulosa, residuo de industria de papel, etc, para estimular las BSR, que puede reducir aun más el costo del bioproceso. Sin embargo, es necesario tener los consorcios microbianos de BSR para poder acondicionarlos y aplicarlos en estos tratamientos.



La capacidad que tienen estos MSR de intermediar reacciones de óxido-reducción los ponen como blanco en la búsqueda de nuevas tecnologías para la biotransformación de metales y metaloides. En el presente trabajo se busca adecuar en laboratorio un grupo de BSR provenientes del sitio geotérmico "Los Azufres, Michoacán" para intermediar la biotransformación del $\text{Cr}(\text{VI})$ [4].

METODOLOGIA

Los consorcios microbianos – El consorcio bacteriano anaerobico utilizado en ese trabajo fue fornecido por Galvan-Rodriguez [4]. Estos, fueron clasificados como Bacterias Sulfatos Reductoras, acidofilas, organotroficas y anaerobicas y utilizan el Fe_2SO_4 como aceptor de electrone y una mezcla de fuentes de carbono (Lactato-Na, Piruvato-Na, Acetato de Sodio, glicerol

y extracto de levadura, a una concentración final de 5mM).

Medios de cultivos: Se utilizó como medio de cultivo una solución mineral preparada a partir del agua de los azufres (MMA). Esta agua fue sometida tres procesos de esterilización por autoclave 15 Psi por 2 h, en intervalos de 24 horas. Se preparó el medio de cultivo en un matraz de Widel (Figura 2), el cual se esterilizó por 20 minutos. Este posee la ventaja de poder preparar volúmenes grandes del medio y acondicionarlo después de esterilizado, manteniendo una atmósfera anaerobia y estéril. Con el medio mineral recién esterilizado y aún caliente, se burbujeó N_2 gaseoso, hasta que la temperatura del medio llegara a la temperatura ambiente (aproximadamente 15 min.). Una vez a la temperatura ambiente, se le adicionó una solución de vitaminas estéril (5mM c/u Biotina, Ácido nicotínico, Tiamina, Riboflavina, Inositol), y de minerales traza estéril (5mM EDTA, 4mM $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$, 8mM $MnSO_4 \cdot H_2O$, 3mM $FeSO_4 \cdot 7H_2O$, 3mM $CuSO_4 \cdot 5H_2O$, 4mM $Co(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$, 2mM $Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O$, Agua). A seguir, se adicionó sulfato ferroso estéril ($FeSO_4$, 1mM) como aceptor terminal de electrones y las fuentes de carbono estériles (0.1M lactato, piruvato, acetato y glicerol) a una concentración final de 5mM de cada una de estas. Después se controló el pH de la solución, y se distribuyó en los frascos de 200 mL estériles. Durante todo el procedimiento se mantuvo el medio anaeróbico con burbujeo constante de N_2 gaseoso.



Figura 2. Matras de widell. *El matraz de Widdel (Widdel, 1990) es frecuentemente utilizado para preparar medios de cultivo estériles con una atmósfera controlada. Su diseño permite una atmósfera sin oxígeno, mayor que la se obtendría en una simple desgasificación por sistema de inyección*

Condiciones de los sistemas: Se colocaron 4 sistemas, cada uno con pH controlado a 2, 4, 6, 8, 10 o 12. De cada sistema también se preparó 2 controles. Uno de ellos fue para la verificación de la disminución del Cr(VI) sin la presencia de los microorganismos (biotransformación química). El otro, nombrado control del crecimiento biológico, fue utilizado para verificar el crecimiento bacteriano independiente de la presencia del xenobiótico Cr(VI).

Pre-cultivos y microcosmos: Todos los sistemas con microorganismos se prepararon a partir de un pre-cultivo. En estos, se utilizaron el medio descrito anteriormente, a un pH controlado específico de cada sistema. Cada sistema se inoculó con una perlita cedida de los cultivos de Galvan-Rodríguez. Estos sistemas se dejaron incubar a temperatura ambiente durante 16 días. Se separó el control (sin xenobiótico), y a los restantes se les adicionó el xenobiótico dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$), hasta la concentración final de Cr(VI) de 50 ppm.

Determinación de cromo: Se extrajo el Cromo según la norma mexicana NMX-AA-044-SCFI-2001. Este se basa en una reacción de óxido-reducción, donde el Cr(VI) reacciona con la 1,5-difenilcarbazida en medio ácido para dar Cr^{6+} DFC. El complejo formado (Cr^{6+} DFC) es de color violeta y se puede medir espectrofotométricamente a una λ 540 nm. La intensidad de color es

directamente proporcional a la concentración de Cr(VI) de la solución.

RESULTADOS Y DISCUSSION

La en la Figura 2 se resume los resultados obtenidos en los diferentes microcosmos con pH que variaron de 2 a 12.

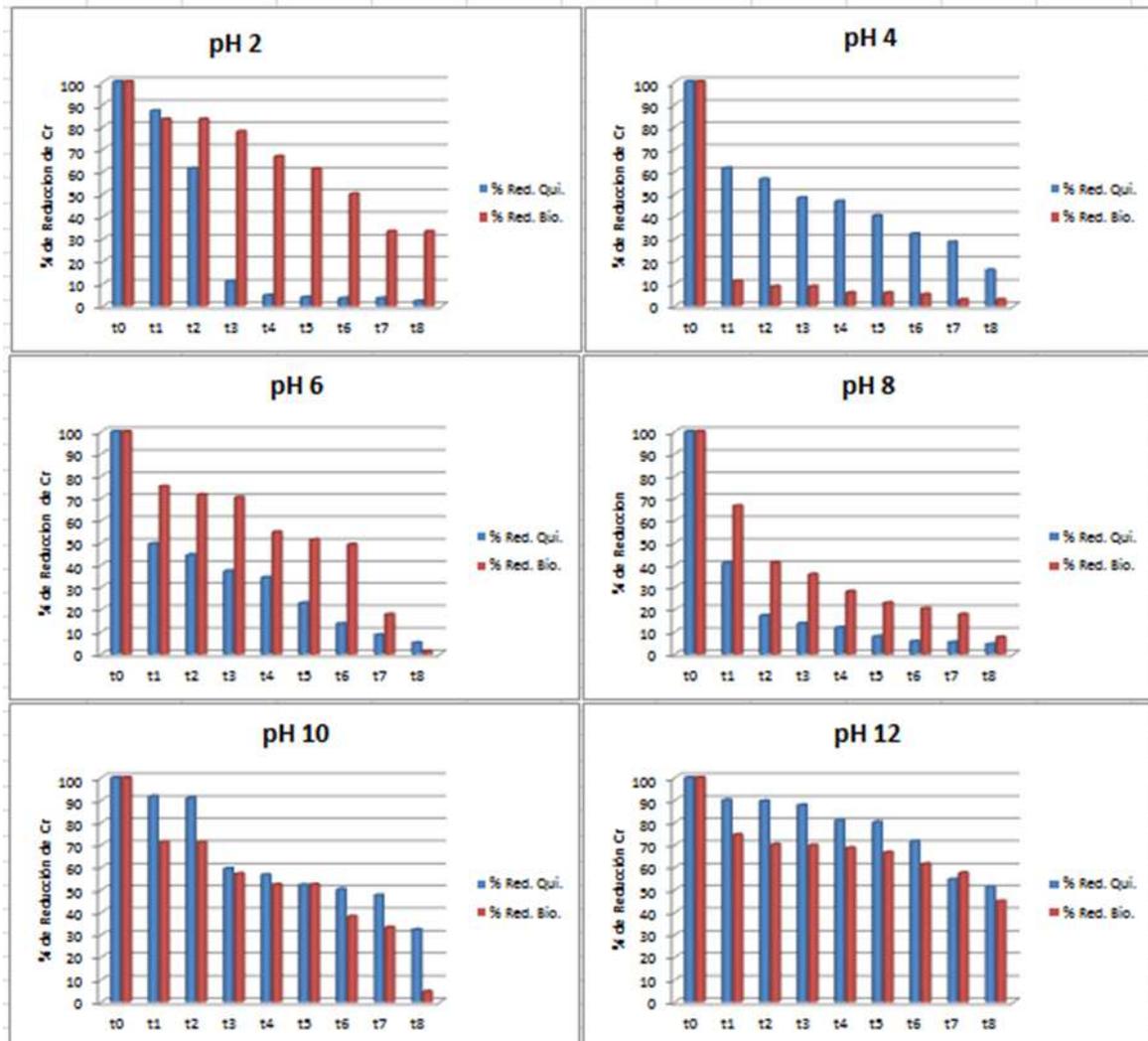


Figura 3 – comportamiento de la disminucion del Cr(VI) del medio en los distintos pH estudiados. Las barras azules son los resultados de la reducion quimica y las rojas de la reducion microbiologica.

Los resultados sugiere que el sistema con un mejor desempeño en la biotransformar el Cr(VI) a Cr(III) es al pH 4, presentando una reducción del 90% en un tiempo estimado de 6 hr de contacto. Por otro lado se toma en cuenta que este es un pH muy cercano al pH que presenta originalmente el consorcio sulfato reductor, a condiciones naturales (pH 3). Puede ser que la reducion pueda ter sido influenciada por la biomasa presente, sin embargo, seria necesario verificar la relacion entre la biomasa bacteriana en cada sitema y la reducion del Cromo. Hay algunas difiicultdades en realizar ese experimento, ya que la lectura de la densidad optica, o

cualquiera metodología de lectura espectrofotométrica podrá ser influenciada por el indicador de condiciones reductoras (el cual torna el medio más rosado en presencia de oxígeno) o por la presencia del precipitado de Fe^{3+} . Una alternativa podría ser el cultivo y contero de colonia (UFC), sin embargo esta técnica no aplica a condiciones anaerobias. También se observa que las condiciones básicas, como lo son los pH 10 y 12, igualmente se llevó a cabo la disminución del Cr(VI) del medio. Pero aun así, mejores tajos se observaron en el pH 4.

En general la reducción química fue muy evidenciada en los sistemas más ácidos, por ejemplo, en el pH 2. Esto se puede deber a que los compuestos de Cr(VI) son fuertemente oxidantes y, en presencia de un adecuado donador de electrones, son reducidos a la forma trivalente estable. Resultados similares también se observaron en los pH 6 y 8, en los cuales podemos observar una reducción química favorable. Distinto del sistema de pH 2, en estos valores de pH se presumiría que la reducción química sería menor que la reducción microbiana, sin embargo, puede ser que las condiciones del sistema tengan inhibido el crecimiento bacteriano ya que los consorcios bacterianos estudiados son acidófilos y no alcalófilos.

CONCLUSIONES

Los sistemas que presentaron mejor porcentaje de reducción están en un rango de pH 3 a pH 6, eligiéndose el pH 4 como mejor sistema ya que presentó una reducción del 90% en un tiempo estimado de 6 hr de contacto.

AGRADECIMIENTOS

A las instituciones como Universidad de Guanajuato, CONACYT y spa Los Azufres, por su apoyo en la realización de esta investigación.

REFERENCIAS

1. Gutierrez R. Alvaro Víctor, Terrazas S. Luis Enrique, Álvarez A. María Teresa, (2007), "Aislamiento y cultivo de bacterias sulfato reductoras acidófilas para la producción de Sulfuro Biogénico para la precipitación de metales" pesados
2. G.H Ayres, "Análisis Químico Cuantitativo", Ed. Harla; México 1978
3. Nourbakhs, M., et al., A comparative study of various biosorbents for removal of chromium (VI) ions from industrial waste waters. *Process Biochem.*, 29 (1994): 1-5.
4. Rodríguez-Galván, Marissa (2013) - "Búsqueda de bacterias formadoras de biopelículas para estimular la transformación de metales y metaloides". Tesis para obtención de título de QFB Universidad de Guanajuato.
5. NMX-AA-044-SCFI-2001 Análisis De Aguas - Determinación De Cromo Hexavalente En Aguas Naturales, Potables, Residuales Y Residuales Tratadas - Método De Prueba (CANCELA A LA NMX-AA-044-1981)
6. www.igme.es/internet/RecursosMinerales/panoramaminero/historico/94-95/CROMO.pdf
7. Aksu, Z., et al., Investigation of biosorption of Cu (II), Ni (II) and Cr (VI) ions to activated sludge bacteria. *Environ. Technology*, 12 (1991); 915 – 921.
8. Volesky, B., Removal of heavy metals by biosorption. In: M.R. Ladish and A. Bose (Editors), *harnessing Biotechnology for the 21 st Century*, American Chemical Society, Washington, D. C (1992).