

## ESTUDIO DE LA BIOADSORCIÓN DE COBRE Y ZINC CON BIOMASA SECA DE *Escherichia coli* PRETRATADA Y SIN TRATAR

Bioadsorption of copper and zinc with pre-treated and untreated dry biomass of *Escherichia coli*

Diana Patricia TERÁN VALDEZ<sup>1\*</sup>, Onofre MONGE AMAYA<sup>1</sup>, María Teresa CERTUCHA BARRAGÁN<sup>1</sup>,  
Francisco Javier ALMENDARIZ TAPIA<sup>1</sup>, Paúl ZAVALA RIVERA<sup>1</sup> y Reyes SIERRA ÁLVAREZ<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia, Universidad de Sonora

<sup>2</sup> Universidad de Arizona

\*Autora de correspondencia: diana.teran@unison.mx

(Recibido febrero 2018, aceptado abril 2019)

Palabras clave: caracterización, adsorción, isoterma, metales pesados

### RESUMEN

Actualmente se están desarrollando nuevas tecnologías para la eliminación de metales pesados, las cuales se pretende tengan bajo costo de operación y sean fáciles de implementar. En este trabajo se estudió la bioadsorción de cobre y zinc a partir de biomasa seca de *Escherichia coli* pretratada con hidróxido de sodio y sin tratar por sistema en lote. Se aisló e identificó *E. coli* de muestras de aguas provenientes del río San Pedro, Sonora, México. La biomasa seca de *E. coli* fue pretratada con hidróxido de sodio 0.1 N. Las condiciones óptimas de bioadsorción fueron a pH 5, 30 °C y 100 rpm. Los estudios realizados demostraron la efectividad de la biomasa pretratada al determinar la capacidad máxima de bioadsorción a partir del modelo de Langmuir, y fueron para cobre de 204.49 mg/g, para zinc de 151.97 mg/g, y para biomasa sin tratar con cobre y zinc fueron de 107.52 mg/g y 125 mg/g, respectivamente. Adicionalmente, con la caracterización por microscopía electrónica de barrido y espectroscopía de energía dispersiva se observó la presencia de cobre y zinc. Las bandas de absorción obtenidas por espectrofotometría de infrarrojo por transformada de Fourier confirmaron grupos carboxilo, hidroxilo, amino y fosfato en la superficie de *E. coli*. En este estudio el uso de biomasa seca de *Escherichia coli* pretratada mostró ser efectiva en el proceso de bioadsorción.

Key words: characterization, adsorption, isotherms, heavy metals

### ABSTRACT

Nowadays, new technologies are being developed for the removal of heavy metals, which are intended to have low operating costs and easy to implement. The copper and zinc bioadsorption in batch system was studied in pre-treated, with sodium hydroxide, and untreated *Escherichia coli* dried biomass. The *E. coli* was isolated and identified from water samples from the San Pedro river, Sonora, México. The dry biomass of *E. coli* was pretreated with 0.1 N sodium hydroxide. The optimal biosorption conditions were at pH 5, 30 °C and 100 rpm. These studies demonstrated the effectiveness of the pre-treated biomass in determining the maximum bioadsorption capacity using the Langmuir model, and they were for copper of 204.49 mg/g and zinc of 151.97 mg/g, and for biomass untreated

with copper and zinc were 107.52 mg/g and 125 mg/g, respectively. In addition, with the characterization by scanning electron microscopy and dispersive energy spectroscopy, the presence of copper and zinc were observed. The absorption bands by Fourier transform infrared spectrophotometry confirmed carboxyl, hydroxyl, amino and phosphate groups on the surface of *E. coli*. The use of dry biomass of pre-treated *Escherichia coli* in this study, showed to be effective in the bioadsorption process.

## INTRODUCCIÓN

Los problemas de contaminación del agua por metales pesados de origen antrópico han ocasionado diversos problemas en los ecosistemas, a corto y largo plazo (Jaramillo et al. 2009). En agosto de 2014 una minera extractora de cobre ubicada en Cananea, Sonora, ocasionó la contaminación de algunos ríos. La Gaceta Parlamentaria de la Cámara de Diputados presentada el 17 de septiembre de 2014, indica que se derramaron accidentalmente 40 mil metros cúbicos de lixiviado de sulfato de cobre ( $\text{CuSO}_4$ ) en el río Bacanuchi, afluente del río Sonora como consecuencia de una falla en la tubería de salida de una represa. El derrame ocurrió en la represa denominada “Tinajas 2”, que es donde se depositan los desechos lixiviados. Los excedentes contaminaron el río Bacanuchi, el cual descarga sus aguas en las presas “El Molinito” y “Abelardo L. Rodríguez”, por lo que se presentaron afectaciones en los municipios de Arizpe, Banámichi, Huépac, Aconchi, Baviácora, San Felipe de Jesús y Ures, con una población aproximada de 24 048 habitantes.

Una de las alternativas de eliminación de contaminantes metálicos en solución puede ser la biorremediación. En las últimas décadas se ha puesto mayor atención en la bioadsorción de metales pesados utilizando material de origen biológico, incluyendo a las bacterias, hongos, levaduras y algas, entre otros (Sharma y Sanghi 2012). El proceso de bioadsorción se refiere a la captación de metales que lleva a cabo una biomasa completa (viva o muerta), a través de mecanismos físicos y químicos como la adsorción o el intercambio iónico (Cañizares 2000). Cuando se utiliza biomasa muerta o inactiva el proceso de adsorción es llamado bioadsorción, que consiste en la unión de los iones en la superficie de la célula. El fenómeno puede ocurrir por intercambio iónico, precipitación, formación de complejos o atracción electrostática (Reyes et al. 2006). Las ventajas del proceso de bioadsorción sobre los métodos convencionales es que es altamente selectivo, más eficiente, fácil de operar y rentable (Wang et al. 2010).

Actualmente se está considerando mejorar la capacidad de adsorción de la biomasa para la remoción de metales pesados. Esto con el propósito de modificar las características y/o grupos de la superficie de la biomasa y realizar algunos pretratamientos físicos o químicos, lo que da paso a la eliminación, el ocultamiento o la exposición de grupos químicos que se unen o intercambian con los iones metálicos adsorbidos (Al-Garni et al. 2009, Wang y Chen 2009). En el tratamiento alcalino con hongos se ha demostrado que se aumenta significativamente la capacidad de adsorción del metal, mientras que el tratamiento ácido casi no tiene influencia en la adsorción del metal (Wang y Chen 2009). Diversas investigaciones sobre el pretratamiento de biomasa muerta han sido reportadas, como el estudio de la capacidad de bioadsorción de la biomasa de *Streptomyces rimosus* para la remoción de zinc en un sistema por lote, donde se obtuvo un valor de 30 mg/g y posteriormente se realizó un tratamiento químico a la biomasa con hidróxido de sodio (NaOH) (1N), que aumentó la capacidad de bioadsorción del zinc a un valor de 80 mg/g de biomasa. El tratamiento de la biomasa aumentó cerca del 250 % la cantidad bioadsorbida de zinc (Mameri et al. 1999). En otra investigación se estudió la bioadsorción de una mezcla multicomponente con cobre, cadmio y zinc en una columna empacada saturada con potasio y como bioadsorbente *Sargassum*, la biomasa fue pretratada con diferentes soluciones de hidróxido de calcio, sodio, magnesio y potasio y lavada con KOH, lo que dio como resultado un bioadsorbente estable con una afinidad mejorada para el zinc (Figueira et al. 2000).

La creciente preocupación por la contaminación ambiental ha dado como resultado un aumento en la investigación y el desarrollo de tecnologías sustentables, así como una normatividad cada vez más estricta. Como resultado, con la introducción de tecnologías limpias en los procesos de biorremediación se podrán disminuir las concentraciones de compuestos en solución, presentes en áreas contaminadas. En este sentido, existe la necesidad de evaluar a los bioadsorbentes para desarrollar nuevos procesos que mejoren la remoción de metales pesados en solución y, por ello, se planteó como objetivo de este trabajo el

estudiar la bioadsorción del cobre Cu(II) y zinc Zn(II) con biomasa seca de *Escherichia coli* pretratada con NaOH y sin tratar en sistema por lote.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Reactivos

Los reactivos empleados en esta investigación fueron de grado reactivo y las soluciones de cobre y zinc se prepararon a partir de sulfato de cobre ( $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ) y sulfato de zinc ( $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ). Todas las soluciones fueron preparadas con agua desionizada y el pH se ajustó con NaOH 0.1 N o con HCl 0.1 N.

### Proceso de obtención del material bioadsorbente

En este estudio de bioadsorción de los iones cobre y zinc se utilizó como material bioadsorbente la biomasa de *Escherichia coli*. La bacteria fue aislada del río San Pedro, de Cananea, Sonora y para su crecimiento se utilizó un fermentador (Microferm Fermentador, New Brunswick Scientific) con 3 L de medio mineral estéril compuesto de (g/L) (Pelczar et al. 1993):  $(\text{NH}_4)_3\text{PO}_4$  (1),  $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$  (5), NaCl (5),  $\text{MgSO}_4$  (0.2) y  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  (1), a las condiciones de pH 7, 37 °C, 200 rpm de agitación y 3 vvm (1 volumen de aire/volumen de medio·minuto) de flujo de aire. Al término del crecimiento de la biomasa fue esterilizado en autoclave y se dejó enfriar a temperatura ambiente, después se centrifugó (Allegra X-22R Centrifuge, Beckman Coulter) a 10 000 rpm durante 10 min. En seguida se lavó la biomasa dos veces con agua desionizada para eliminar residuos del medio. Por último, la biomasa que se obtuvo fue secada en un liofilizador (Labconco Freezone 4.5), para su posterior uso en los experimentos de bioadsorción.

### Pretratamiento de biomasa de *Escherichia coli*

Para los experimentos de bioadsorción, la biomasa de *E. coli* fue pretratada con NaOH. Se colocó 0.9 g de biomasa en 200 mL de NaOH 0.1 N, en agitación a 250 rpm durante un período de 2 h, a temperatura ambiente (25 °C). Posteriormente, la biomasa se resuspendió en agua desionizada y se centrifugó de nuevo, esta operación fue repetida hasta que se obtuvo un pH neutro. Al término del pretratamiento, la biomasa fue secada en un liofilizador y almacenada en un recipiente cerrado a temperatura ambiente.

### Caracterización de la biomasa de *Escherichia coli*

La biomasa seca de *E. coli* pretratada y sin tratar se caracterizó antes y después del proceso de bioadsor-

ción por microscopía electrónica de barrido (MEB) y espectroscopía de energía dispersiva (EDS) para confirmar la presencia de los metales. Las muestras analizadas fueron recubiertas con oro y los equipos que se utilizaron para su análisis fueron: Pemtron SS 300 + EDS Broker de la empresa Rubio Pharma y Hitachi TM3030 Plus Tabletop microscope + EDS Broker del Instituto de Geología de la UNAM, Estación Regional del Noroeste. La interacción entre la biomasa y el metal fue evaluada por espectrofotometría de infrarrojo por transformada de Fourier (FTIR). La biomasa se colocó directamente en un cristal ATR y se obtuvo el espectro en el rango de 4000 a 500  $\text{cm}^{-1}$  con una resolución de 4  $\text{cm}^{-1}$  (16 escaneos por muestra), el modelo del equipo es Spectrometer Spectrum Two (Perkin Elmer, Llantrisant, Reino Unido), el cual se encuentra en el Posgrado de Nanotecnología del Departamento de Física de la Universidad de Sonora.

### Estudios de bioadsorción en sistema por lote Pruebas de equilibrio para Cu y Zn

Las pruebas de bioadsorción se realizaron con biomasa pretratada y sin tratar en un sistema por lote. Los experimentos se llevaron a cabo con 0.01 g de biomasa seca, en matraces Erlenmeyer de 500 mL con 100 mL de solución sintética a concentraciones iniciales de 20, 50, 100, 200 y 300 mg/L de ion metálico a pH 5. Los matraces fueron colocados en una incubadora (C76 Water Bath Shaker) a 37 °C y 100 rpm, hasta alcanzar el equilibrio de adsorción. Todos los experimentos se realizaron por duplicado. Al finalizar las pruebas, las muestras fueron analizadas por espectrofotometría de absorción atómica (Perkin Elmer Analyst 400) para conocer las concentraciones de Cu y Zn.

### Isotermas de bioadsorción del Cu y Zn

La capacidad de bioadsorción de la biomasa ( $q_e$ ) pretratada con NaOH y sin tratar para el Cu y Zn, fue calculada mediante la ecuación 1:

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) V}{m} \quad (1)$$

donde  $q_e$  corresponde la capacidad de adsorción de iones metálicos por la biomasa (mg ion metálico/g de bioadsorbente),  $C_0$  es la concentración inicial del metal en solución (mg/L),  $C_e$  es la concentración del metal en equilibrio (mg/L),  $V$  es el volumen de la solución (L) y  $m$  es el peso seco de la biomasa (g) (Volesky 1990).

Los datos experimentales obtenidos fueron representaron por los modelos de isotermas de Langmuir

y Freundlich para las pruebas de bioadsorción de Cu y Zn con la biomasa seca de *E. coli* pretratada y sin tratar.

## RESULTADOS

### Caracterización de *E. coli* por MEB, EDS y FTIR

Los resultados de la caracterización por MEB y EDS, antes de las pruebas de bioadsorción, se muestran en las **figuras 1 y 2**, donde se puede observar que las células de *E. coli* se encuentran aglomeradas, con un tamaño y forma características de esta bacteria y con el pretratamiento realizado no se muestran cambios aparentes en su estructura. Los espectros

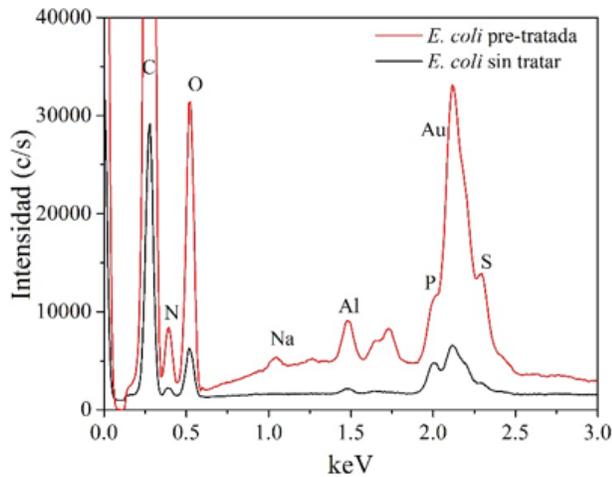


Fig. 2. Espectros de EDS de la biomasa antes del proceso de bioadsorción con *E. coli* pretratada y *E. coli* sin tratar

de EDS revelan la presencia de algunos elementos como carbono (C), nitrógeno (N), oxígeno (O), aluminio (Al), azufre (S), fósforo (P) y sodio (Na); también se observa la presencia de oro (Au) debido al recubrimiento que se les hizo a las muestras. En los espectros de EDS de la biomasa se observa la presencia de los metales cobre y zinc en la *E. coli* pretratada y sin tratar después de las pruebas de bioadsorción (**Figs. 3 y 4**).

Los espectros de infrarrojo (IR) presentan los grupos funcionales de la biomasa *E. coli* pretratada y sin tratar (**Figs. 5 y 6**). El pico de absorbancia que se muestra a  $3278\text{ cm}^{-1}$  es una banda amplia que corresponde a la tensión del grupo hidroxilo (-OH) y al estiramiento asimétrico de un grupo amida (-NH) (Yang et al. 2010). El pico a  $2921\text{ cm}^{-1}$  se atribuye a la vibración asimétrica de las cadenas de alquilo (-CH) y un pico fuerte a  $1632\text{ cm}^{-1}$  indica el estiramiento del grupo amida (-C=O) (Naja et al. 2005). Las bandas  $1531$  y  $1390\text{ cm}^{-1}$  pertenecen al grupo carbonilo (-COO<sup>-</sup>) (Yang et al. 2010). El pico a  $1453\text{ cm}^{-1}$  se atribuye a vibraciones alifáticas (C-H) simétricas de metileno (CH<sub>2</sub>) y metoxilo (OCH<sub>3</sub>) (Milicevic et al. 2012). La región  $1275$  a  $950\text{ cm}^{-1}$  corresponde al estiramiento de las bandas de los grupos de fosfato (PO) (Leone et al. 2007). Las bandas a  $1078\text{ cm}^{-1}$  y  $1025\text{ cm}^{-1}$ , representan los grupos fosfatos en el estiramiento (P=O) y (P-OH), respectivamente (Yang et al. 2010).

### Bioadsorción de Cu y Zn

La bioadsorción generalmente se describe a través de las isothermas de equilibrio. Las isothermas de bioadsorción están representadas por la relación de equilibrio entre la concentración de iones

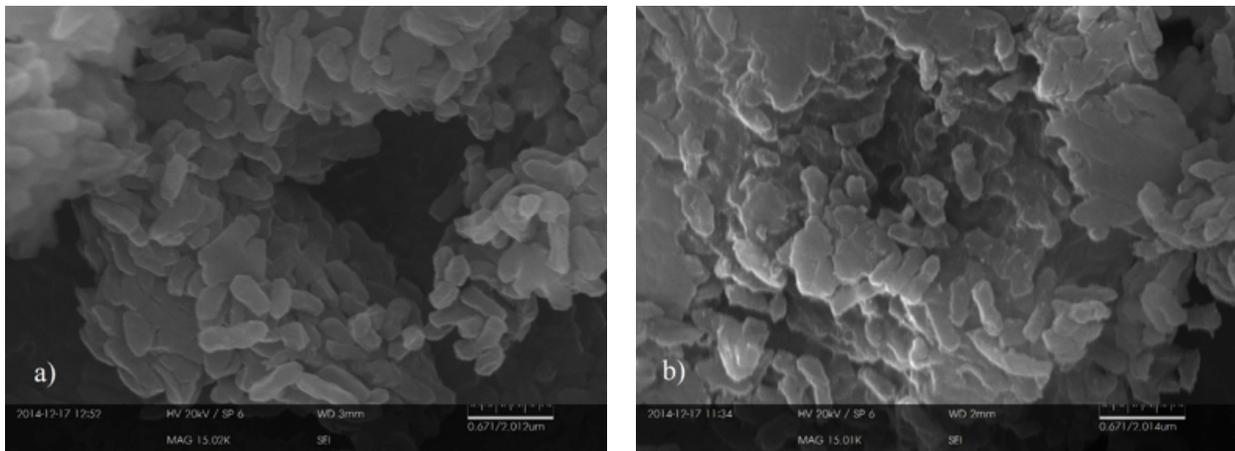
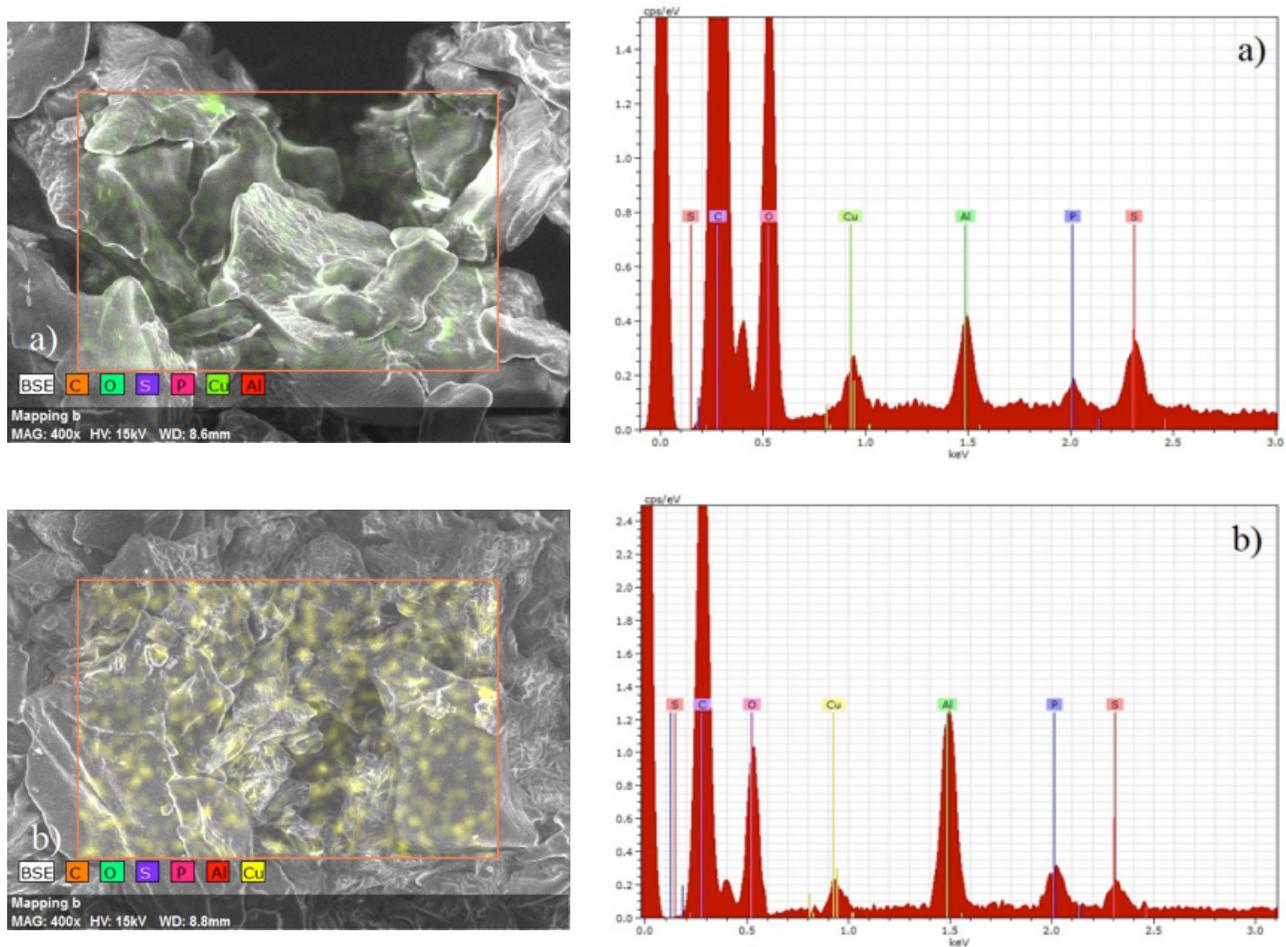


Fig. 1. Fotomicrografías de biomasa de *E. coli* antes del proceso de bioadsorción: a) pretratada y b) sin tratar



**Fig. 3.** Fotomicrografías y espectros de EDS biomasa de *E. coli* después de la bioadsorción de cobre: a) pretratada y b) sin tratar

metálicos en una fase líquida y la concentración de iones en las partículas bioadsorbentes a una temperatura fija. Estas se representan en una gráfica de la cantidad de metal adsorbido por unidad de peso de bioadsorbente ( $q_e$ ) contra la concentración de equilibrio ( $C_e$ ) del metal que queda en la solución (Suzuki 1990).

La **figura 7** muestra los resultados correspondientes a la capacidad de bioadsorción en equilibrio ( $q_e$ ) (que se alcanzó a las 24 h) de cobre y zinc con biomasa de *E. coli* pretratada con NaOH y sin tratar. En la **figura 7a** se observa que a la concentración inicial de 300 mg Cu/L, la capacidad de bioadsorción ( $q_e$ ) de la biomasa pretratada (T) fue de 142.9 mg/g, y para la biomasa sin tratamiento (S/T) fue menor con un valor de 100.85 mg/g (S/T). Los resultados de  $q_e$  en la bioadsorción de zinc fueron de 175.12 mg/g (T) y 119.12 mg/g (S/T), para una concentración inicial de 300 mg Zn/L (**Fig. 7b**).

### Isoterma de Langmuir

La isoterma de Langmuir está representada por la ecuación 2:

$$q_e = q_{max} \frac{b C_e}{1 + b C_e} \quad (2)$$

La expresión linealizada de isoterma de Langmuir está determinada por la ecuación 3:

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_{max} b C_e} + \frac{1}{q_{max}} \quad (3)$$

donde  $q_e$  es la capacidad de metal adsorbido por cantidad de bioadsorbente (mg/g),  $q_{max}$  es la capacidad máxima de adsorción del bioadsorbente (mg/g),  $C_e$  es la concentración del metal en equilibrio (mg/L) y  $b$  es un coeficiente relacionado con la afinidad entre el bioadsorbente y el metal (L/mg). La capacidad máxima de bioadsorción ( $q_{max}$ ) y  $b$  se pueden determinar a partir de la forma lineal de la isoterma de

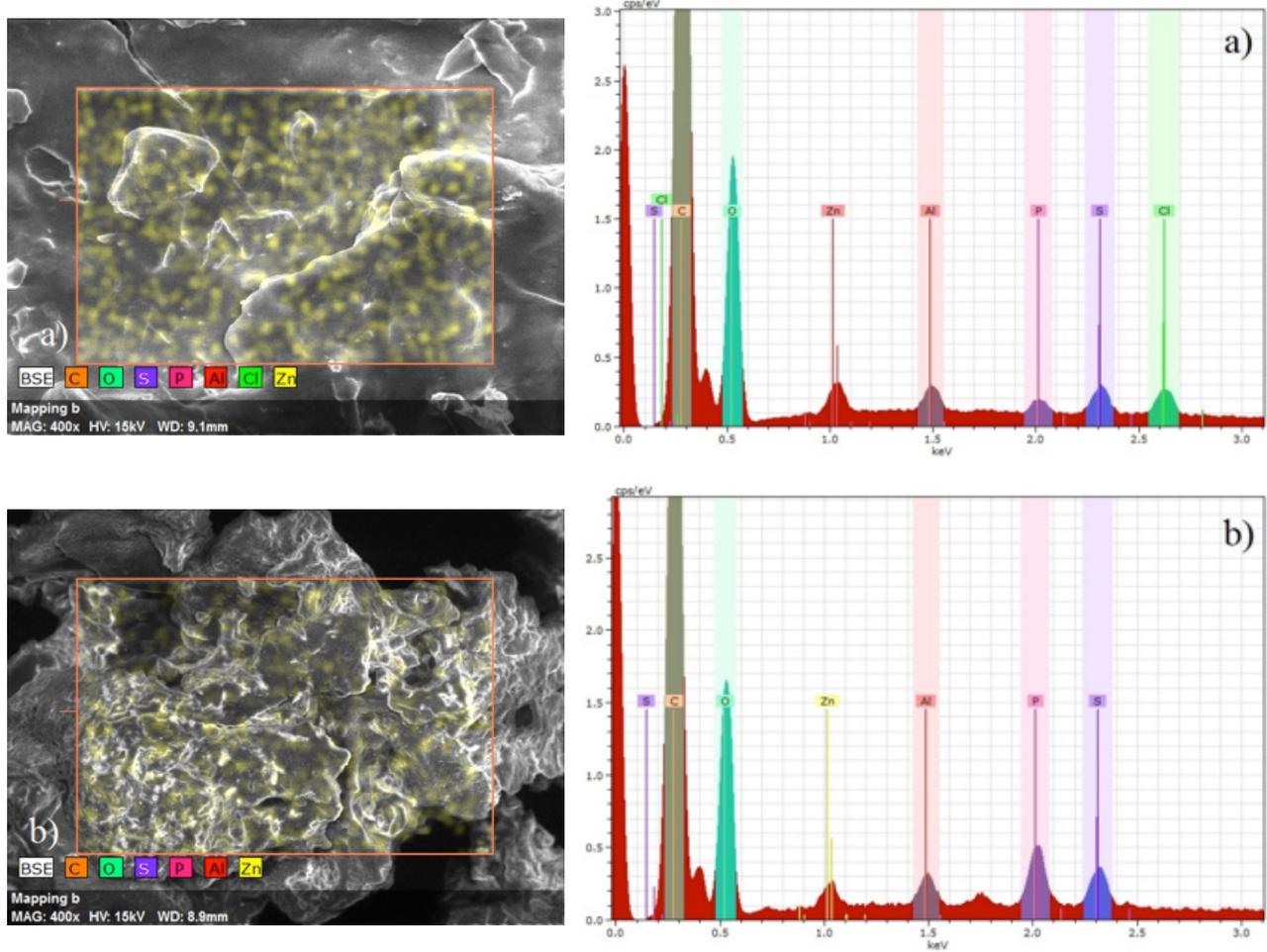


Fig. 4. Fotomicrografías y espectros de EDS biomasa de *E. coli* después de la bioadsorción de zinc: a) pretratada y b) sin tratar

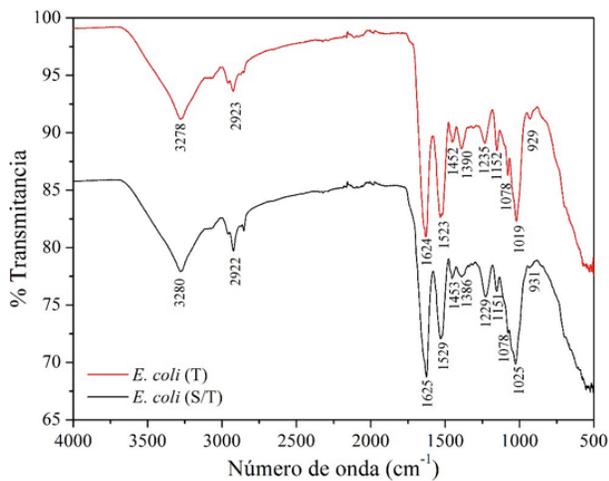


Fig. 5. Espectros de IR de biomasa de *E. coli* pretratada (T) y sin tratar (S/T) antes de la bioadsorción

Langmuir como se muestra en la ecuación 3, donde se grafica  $1/q_e$  vs.  $1/C_e$  (Langmuir 1918).

En la **figura 8** se muestran los resultados del ajuste de los datos experimentales a la ecuación linealizada de la isoterma de Langmuir para el cálculo de los parámetros  $q_{max}$  y  $b$ . Los resultados obtenidos de la capacidad máxima de bioadsorción de cobre y zinc con biomasa de *E. coli* pretratada con NaOH y sin tratar se presentan en el **cuadro I**.

### Isoterma de Freundlich

La isoterma de Freundlich está representada por la ecuación 4:

$$q_e = K C_e^{1/n} \tag{4}$$

La expresión linealizada de isoterma de Freundlich está determinada por la ecuación 5:

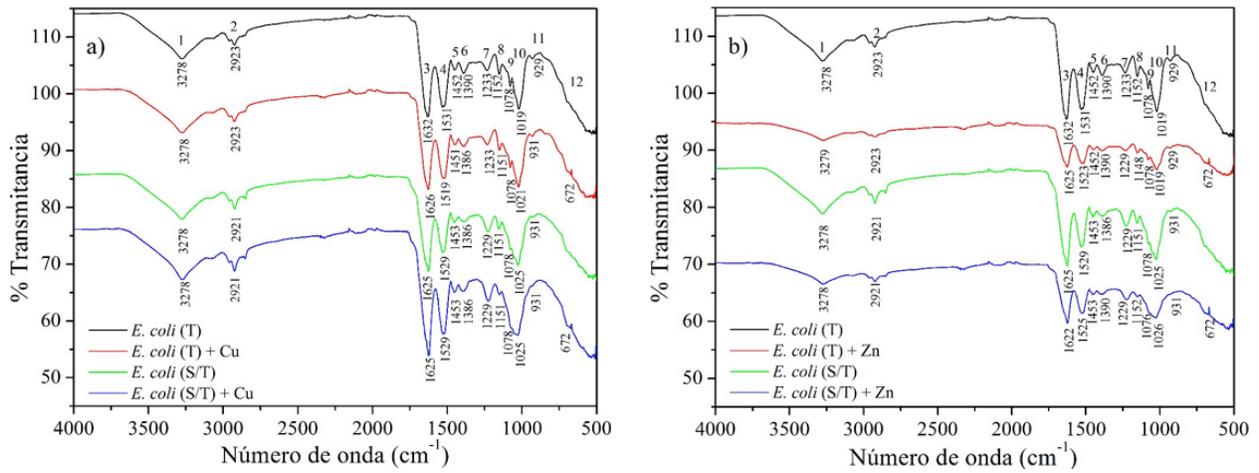


Fig. 6. Espectros de IR de la biomasa de *E. coli* seca pretratada antes y después del proceso de bioadsorción de: a) cobre y b) zinc

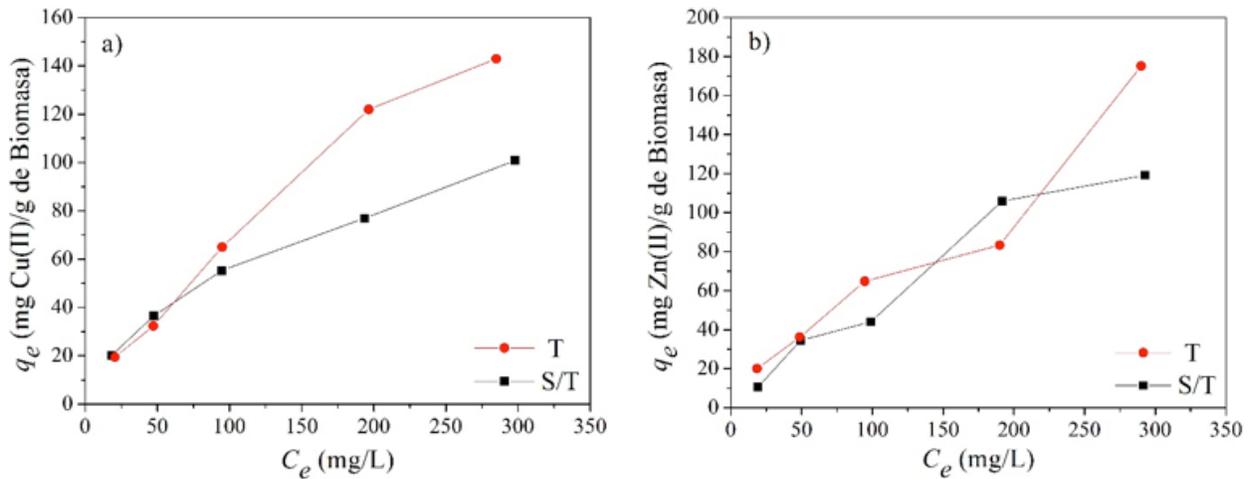


Fig. 7. Capacidad de bioadsorción de la biomasa de *E. coli* pretratada (T) y sin tratar (S/T) a pH 5 y 30 °C: a) cobre y b) zinc

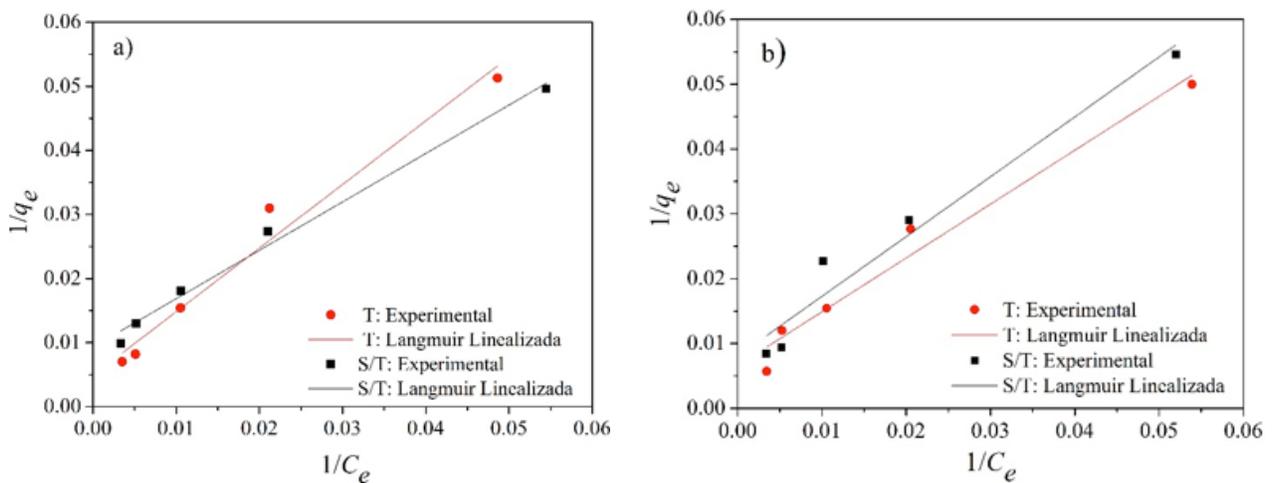


Fig. 8. Isotherma de Langmuir linealizada para la capacidad de bioadsorción de la biomasa de *E. coli* pretratada (T) y sin tratar (S/T), (biomasa: 0.1 g/L, tiempo de contacto: 24 h, pH 5 y temperatura: 30 °C): a) cobre y b) zinc

**CUADRO I.** COEFICIENTES DEL MODELO DE ISOTERMA DE LANGMUIR Y FREUNDLICH PARA LA BIOMASA DE *E. coli* PRETRATADA (T) Y SIN TRATAR (S/T) EN LA BIO-ADSORCIÓN DE Cu Y Zn

	Tipo de Muestra	Langmuir			Freundlich		
		q <sub>max</sub> (mg/g)	b (L/mg)	R <sup>2</sup>	n	K (L/g)	R <sup>2</sup>
Cobre	T	204.49	0.0049	0.968	1.253	1.666	0.988
	S/T	107.52	0.0123	0.987	1.755	3.952	0.996
Zinc	T	151.97	0.0079	0.963	1.352	2.170	0.950
	S/T	125.00	0.008661	0.948	1.126	0.862	0.955

$$\log q_e = \log K + \left(\frac{1}{n}\right) \log C_e \quad (5)$$

donde K es la constante relacionada con la capacidad de adsorción (mg/g), cuanto mayor sea este valor, mayor será su capacidad, 1/n es la intensidad de adsorción (constante adimensional). De tal manera que con la gráfica de log q<sub>e</sub> contra log C<sub>e</sub>, se obtienen las constantes que tienen que ser estimadas a partir de la intersección y la pendiente de la isoterma de Freundlich, respectivamente (Freundlich 1906, Vollesky 1990).

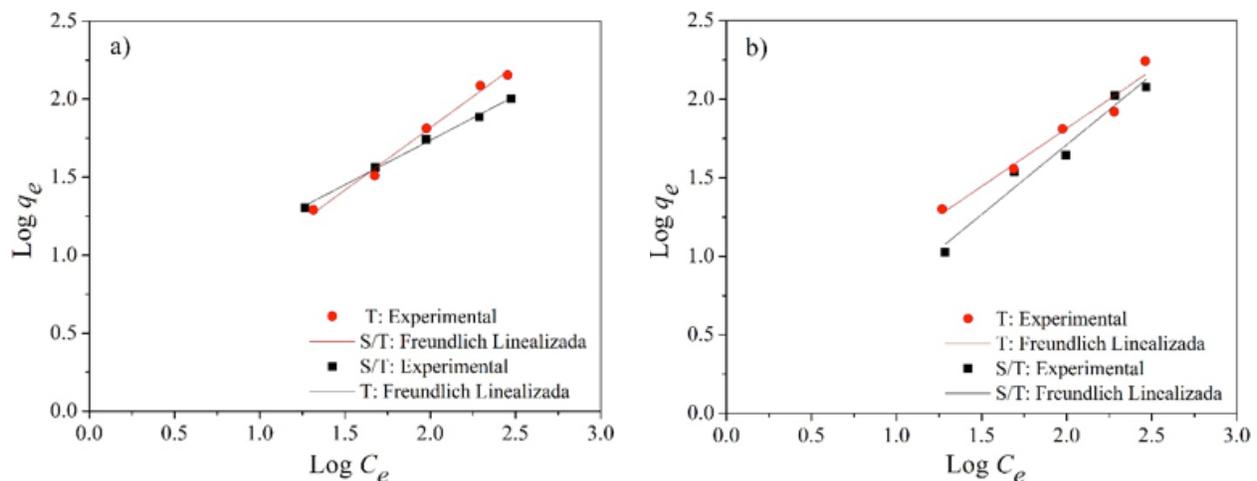
En la **figura 9** se presentan los resultados del ajuste de los datos experimentales a la ecuación linealizada de la isoterma de Freundlich. Los parámetros correspondientes se obtienen de la gráfica log q<sub>e</sub> contra log C<sub>e</sub>. En el **cuadro I** se muestran los resultados obtenidos del modelo de Freundlich en el proceso de bioadsorción de cobre y zinc con biomasa de *E. coli* pretratada y sin tratar. Los datos experimentales y el ajuste de los dos modelos se presentan en las **figuras 10 y 11**.

## DISCUSIÓN

La microscopía electrónica de barrido (MEB) y la espectroscopía de energía dispersiva (EDS) son herramientas útiles para analizar las características microscópicas y elementales del adsorbente. Se logró corroborar que la biomasa de *E. coli* pretratada y sin tratar no mostraba la presencia de los metales cobre y zinc antes de las pruebas de bioadsorción (**Fig. 2**). Fue posible observar la presencia de cobre y zinc en la biomasa pretratada y sin tratar después de la bioadsorción, como se muestra en la **figura 3**.

Los espectros obtenidos por la caracterización con FTIR muestran una serie de bandas de absorción que indican la naturaleza de la biomasa, estas son de gran ayuda para el análisis de los grupos funcionales presentes en la pared celular de la bacteria *E. coli*, tales como los grupos fosfato, amino, carboxilo e hidroxilo para la unión de iones metálicos.

El equilibrio de adsorción está descrito por isotermas que están determinadas por ciertos coeficientes



**Fig. 9.** Isoterma de Freundlich linealizada para la capacidad de bioadsorción de la biomasa de *E. coli* pretratada (T) y sin tratar (S/T), (biomasa: 0.1 g/L, tiempo de contacto: 24 h, pH 5 y temperatura: 30 °C): a) cobre y b) zinc

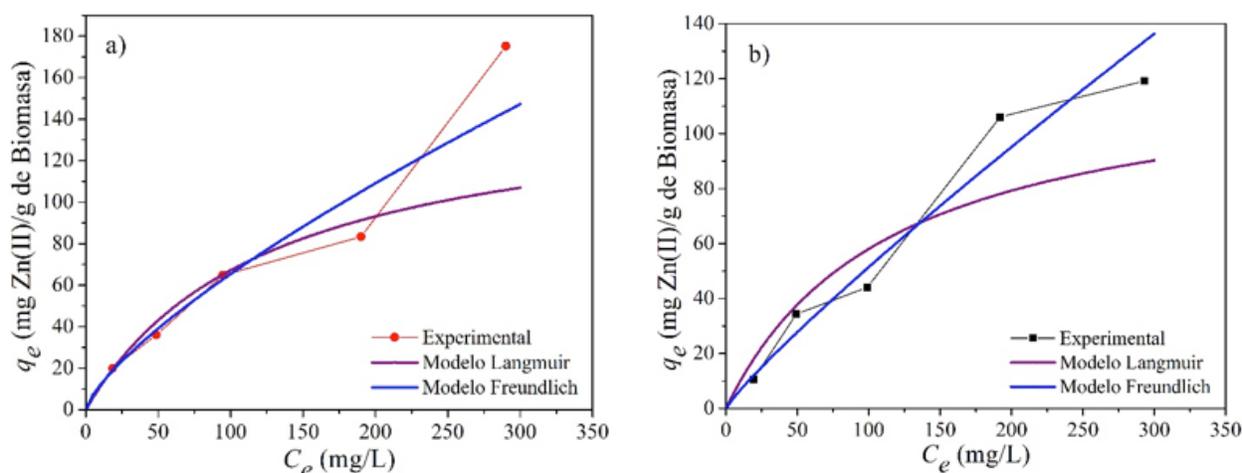


Fig. 11. Ajuste de las isotermas de Langmuir y Freundlich con los datos experimentales de la bioadsorción de zinc con biomasa de *E. coli*: a) pretratada y b) sin tratar

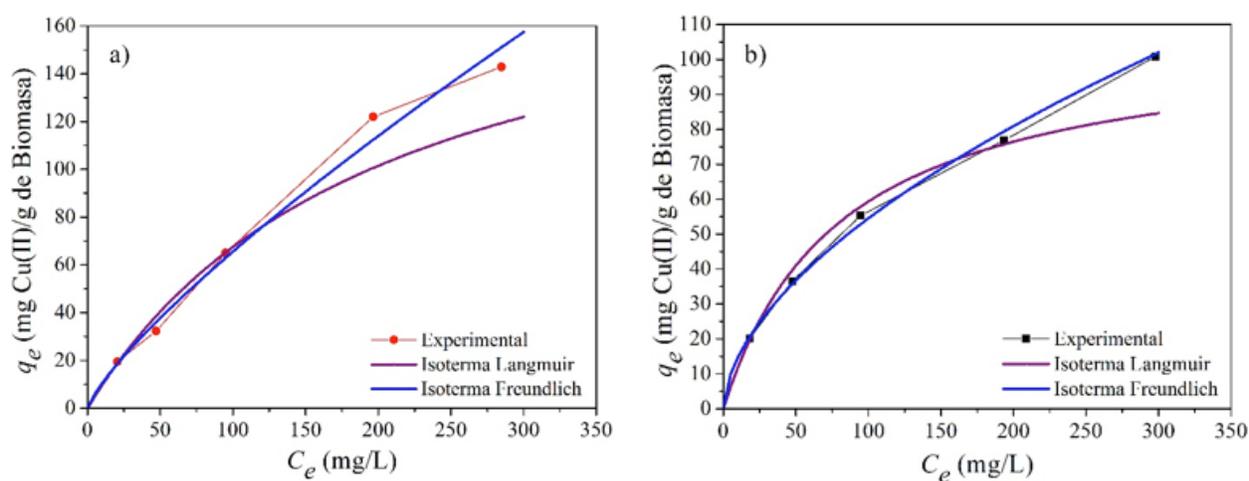


Fig. 10. Ajuste de las isotermas de Langmuir y Freundlich con los datos experimentales de la bioadsorción de cobre con biomasa de *E. coli*: a) pretratada y b) sin tratar

cuyos valores expresan la relación que existe entre la superficie del bioadsorbente y la interacción con los iones metálicos.

En los resultados de los modelos de isotermas de Langmuir y Freundlich se observa que los valores del factor de correlación ( $R^2$ ) fueron satisfactorios, como se muestran en el **cuadro I**, donde se indica que las isotermas de los modelos se ajustaron bien a los datos experimentales de bioadsorción de cobre y zinc para las dos biomasa de *Escherichia coli* pretratada y sin tratar.

Los datos muestran que la capacidad máxima de bioadsorción de cobre y zinc fue mayor para biomasa pretratada con NaOH, donde los valores fueron

204.49 mg/g y 125 mg/g de biomasa, respectivamente. Esto mostró que la capacidad de bioadsorción de la biomasa de *Escherichia coli* mejoró con el pretratamiento de NaOH sobre la biomasa que no presenta tratamiento.

En la **figura 7** se puede observar que a las concentraciones de cobre y zinc estudiadas en este trabajo, la capacidad de bioadsorción fue en aumento sin apreciarse una saturación de la biomasa pretratada y sin tratar. En general, los datos de la capacidad de bioadsorción en la superficie de la biomasa se incrementaron con el aumento de la concentración inicial de los iones metálicos. Estas características de bioadsorción indican que la saturación de la superficie

es dependiente de la concentración inicial de los iones metálicos; a concentraciones bajas, los metales disponibles se adsorben más rápidamente en los sitios de unión de la biomasa. Sin embargo, a concentraciones altas de metales es necesario mayor tiempo para la difusión hacia la superficie de la biomasa por la difusión intrapartícula, ya que con iones grandes hidrolizados la difusión será lenta (Gabr et al. 2008).

Diversos autores han estudiado la capacidad de bioadsorción con diferentes bioadsorbentes. Por ejemplo, Morsy (2011) determinó que la  $q_{\max}$  para la biomasa seca de *E. coli* HD701 en la bioadsorción de Cd y Zn es de 162.1 y 137.9 mg/g, respectivamente, con un factor de correlación para el Cd de 0.999 y para el Zn de 0.995. Zhang et al. (2010) pretrataron levadura de panadería con NaOH (0.1 N) para la remoción de cobre. En este estudio la biomasa pretratada presentó buen resultado de  $q_{\max}$  (27.37 mg/g), sobre la biomasa sin pretratamiento (11.25 mg/g) para la bioadsorción de cobre; asimismo, los valores de los coeficientes del modelo de Freundlich, K y n fueron 1.141 mg/g y 1.777, respectivamente. En otro experimento la biomasa de *Streptomyces rimosus* fue pretratada con NaOH (0.1 N) y utilizada para la remoción de los metales cobre, zinc y cromo, y presentó una  $q_{\max}$  de 30 mg/g para cobre, de 27.4 mg/g para zinc y de 26.7 mg/g para cromo (Chergui et al. 2007).

## CONCLUSIONES

La biomasa seca de *Escherichia coli* con pretratamiento y sin tratamiento se utilizó con éxito para la bioadsorción de cobre y zinc. El ajuste del modelo de Langmuir a los datos experimentales mostró su efectividad en la bioadsorción de los metales pesados, con un aumento en el valor de la  $q_{\max}$  para la biomasa tratada del 91 % y 22 % para el cobre y zinc, respectivamente, comparado con la biomasa sin tratamiento.

La capacidad de bioadsorción de la biomasa de *E. coli* pretratada con NaOH para la remoción de cobre y zinc fue superior a la biomasa sin tratamiento. El modelo de Freundlich tuvo un mejor ajuste a los datos experimentales tanto para la biomasa de *E. coli* pretratada como sin tratar. Los resultados de la bioadsorción de cobre y zinc con biomasa tratada y sin tratar fueron corroborados por medio de los estudios de MEB y EDS. Los espectros de IR indicaron la presencia de los grupos carboxilo, hidroxilo, amino y fosfato, que podrían ser los responsables de la bioadsorción de los metales cobre y zinc por esta biomasa. El uso de biomasa seca de *E. coli* pretratada

en este estudio mostró ser efectiva en el proceso de bioadsorción de cobre y zinc y puede tener una aplicación muy importante para la remoción de metales pesados en aguas contaminadas.

## REFERENCIAS

- Al-Garni S. M., Ghanem K. M. y Bahobail A. S. (2009). Biosorption characteristics of *Aspergillus fumigatus* in removal of cadmium from an aqueous solution. Afr. J. Biotechnol. 8 (17), 4163-4172.
- Cañizares R. O. (2000). Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. Rev. Latinoam. Microbiol. 42, 131-143.
- Chergui A., Bakhti M. Z., Chahboub A., Haddoum S., Selatnia A. y Junter G. A. (2007). Simultaneous biosorption of Cu<sup>2+</sup>, Zn<sup>2+</sup> and Cr<sup>6+</sup> from aqueous solution by *Streptomyces rimosus* biomass. Desalination 206 (1-3), 179-184. DOI: 10.1016/j.desal.2006.03.566
- Figueira M. M., Volesky B., Azarian K. y Ciminelli V. S. T. (2000) Biosorption column performance with a metal mixture. Environ. Sci. Technol. 34 (20), 4320-4326. DOI: 10.1021/es0010271
- Freundlich H. M. F. (1906). Over the adsorption in solution. J. Phys. Chem. 57, 385-470.
- Gabr R. M., Hassan S. H. A. y Shoreit A. A. M. (2008). Biosorption of lead and nickel by living and non-living cells of *Pseudomonas aeruginosa* ASU 6a. Int. Biodegrad. Biodegrad. 62 (2), 195-203. DOI: 10.1016/j.ibiod.2008.01.008
- Jaramillo F., Rincón A. R. y Rico R. (2009). Toxicología Ambiental. Universidad Autónoma de Aguascalientes. México, 389 pp.
- Langmuir I. (1918). The adsorption of gases on plane surfaces of glass, mica and platinum. J. Am. Chem. Soc. 40 (9), 1361-1403.
- Leone L., Ferri D., Manfredi C., Persson P., Shchukarev A., Sjoberg S. y Loring J. (2007). Modeling the acid-base properties of bacterial surfaces: A combined spectroscopic and potentiometric study of the gram-positive bacterium *Bacillus subtilis*. Environ. Sci. Technol. 41 (18), 6465-6471. DOI: 10.1021/es070996e
- Mameri N., Boudries N., Addour L., Belhocine D., Lounici H., Grib H. y Pauss A. (1999). Batch zinc biosorption by a bacterial nonliving *Streptomyces rimosus* biomass. Water Res. 33 (6), 1347-1354. DOI: 10.1016/s0043-1354(98)00349-2
- Milicevic S., Boljanac T., Martinovic S., Vlahovic M., Milosevic V. y Babic B. (2012). Removal of copper from aqueous solutions by low cost adsorbent-Kolubara lignite. Fuel Process. Technol. 95, 1-7. DOI: 10.1016/j.fuproc.2011.11.005

- Morsy F. M. (2011). Hydrogen production from acid hydrolyzed molasses by the hydrogen overproducing *Escherichia coli* strain HD701 and subsequent use of the waste bacterial biomass for biosorption of Cd(II) and Zn(II). *Int. J. Hydrogen Energy* 36 (22): 14381–14390. DOI: 10.1016/j.ijhydene.2011.07.121
- Naja G., Mustin C., Berthelin J. y Volesky B. (2005). Lead biosorption study with *Rhizopus arrhizus* using a metal-based titration technique. *J. Colloid Interface Sci.* 292 (2), 537-543. DOI: 10.1016/j.jcis.2005.05.098
- Pelczar M. J., Reid R. D. y Chan E. C. (1993). *Microbiology: concepts and applications*. Tata McGraw-Hill, 896 pp.
- Reyes E. D., Cerino C. F. y Suárez H. M. A. (2006). Remoción de metales pesados con carbón activado como soporte de biomasa. *Ing.* 9 (31), 59-64.
- Sharma S. K. y Sanghi R. (2012). *Advances in water treatment and pollution prevention*. Springer Dordrecht, 457 pp. DOI: 10.1007/978-94-007-4204-8
- Suzuki J. K. (1990). Introduction to GAC treatment. *IAH Symp.* 3, 311-315.
- Volesky B. (1990). *Biosorption of heavy metals*. CRC Press, 408 pp.
- Wang J. L. y Chen C. (2009). Biosorbents for heavy metals removal and their future. *Biotechnol. Adv.* 27 (2), 195-226. DOI: 10.1016/j.biotechadv.2008.11.002
- Wang L. K., Tay J. H., Lee S. T. y Hung Y. T. (2010). *Environmental bioengineering*. Humana Press, Totowa, NJ. 11, 867 pp. DOI: 10.1007/978-1-60327-031-1
- Yang C. P., Wang J. Q., Lei M., Xie G. X., Zeng G. M. y Luo S.L. (2010). Biosorption of zinc(II) from aqueous solution by dried activated sludge. *Journal of Environmental Sciences* 22 (5), 675-680. DOI: 10.1016/s1001-0742(09)60162-5
- Zhang Y. S., Liu W. G., Xu M., Zheng F., Zhao M. J. (2010). Study of the mechanisms of Cu<sup>2+</sup> biosorption by ethanol/caustic-pretreated baker's yeast biomass. *J. Hazard. Mater.* 178 (1-3), 1085–1093. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.02.051