

REMOCIÓN DE PLOMO Y NÍQUEL EN SOLUCIONES ACUOSAS USANDO BIOMASAS LIGNOCELULÓSICAS: UNA REVISIÓN

REMOVAL OF LEAD AND NICKEL IN AQUEOUS SOLUTIONS USING LIGNOCELLULOSIC BIOMASS: A REVIEW

Edgar Quiñones¹, Candelaria Tejada², Cesar Arcia³, Víctor Ruiz⁴

¹ Ing. Civil. Ph.D. en Ingeniería Ambiental. Docente de la Facultad de Ingeniería, Universidad de Cartagena, 130006. Avenida el Consulado calle 30 N° 48-152, Cartagena-Bolívar, Colombia, garedbolanos@hotmail.com; ² Ing. Química. Magister en Educación. Candidata a Magister en Ingeniería Ambiental. Docente Universidad de Cartagena, calle 30 # 50-100, Cartagena-Bolívar, Colombia, ctejadat@unicartagena.edu.co; ³ Ing. Civil. Especialista en Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad de Cartagena, 130006, Cartagena-Bolívar, Colombia, arcialafont@yahoo.com; ⁴ Ing. Civil. Especialista en Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad de Cartagena, 130006, Cartagena-Bolívar, Colombia, v_ruiz_r@yahoo.com

Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient. 16(2): 479-489, Julio-Diciembre, 2013

RESUMEN

En la presente revisión, se identifican los bioadsorbentes extraídos de biomásas residuales utilizadas en la remoción de dos metales pesados, que presenta una amplia toxicidad para el ambiente: plomo y níquel. Se evalúa la capacidad de remoción de los mismos, destacando aquellos en los que se han obtenido altos porcentajes de remoción, mostrando la cinética aplicada en estos experimentos. Se encontró, que los bioadsorbentes más usados incluyen residuos de madera, cáscaras de frutos secos, residuos de cereales y cítricos. Para la remoción de plomo (II), el bagazo de caña de azúcar, con una capacidad de remoción de 333mg/g y para el níquel (II), la corteza de Acacia, con una capacidad de remoción de 294,1mg/g, han sido los bioadsorbentes con mayor eficiencia de remoción. Se encuentra que, en la mayoría de los experimentos, la cinética del proceso de adsorción es regida por la ecuación cinética de pseudo-segundo orden. Se recomienda el diseño de plantas piloto para la remoción de iones metálicos con las biomásas que mostraron mayor capacidad de adsorción, con el fin de que estos procesos puedan ser llevados a escala industrial.

Palabras clave: Adsorción, bioadsorbente, ion metálico.

SUMMARY

The present review identifies bioadsorbents, extracted from residual biomass used in the removal of two highly toxic heavy metals in the environment: lead and nickel. The ability

of removal was evaluated, highlighting those which showed removal, presenting the kinetics applied in these experiments. The bioadsorbente used include wood waste, nut shells, grain waste and citrus. It was found that for the removal of lead(II), the sugar cane bagasse with a removal capacity of 333mg/g and for nickel (II) acacia bark with a removal capacity of 294.1mg/g, stand out. These bioadsorbents are those reported with efficient removal ability. The kinetics of the adsorption process in most of the revised experiments is governed by the rate equation of pseudo-second order. A design of a pilot plant for removal of metal ions with biomasses with high adsorption capacity is recommended in order that these processes can be carried out in an industrial scale.

Key words: Adsorption, bioadsorbent, metal ion.

INTRODUCCIÓN

Como constituyente importante de muchas aguas residuales industriales, se encuentran metales pesados, aunque su cuantificación sea a niveles de trazas (Ahluwalia & Goyal, 2007). Cualquier catión que tenga un peso atómico superior a 23, se considera un metal pesado; entre ellos, se puede destacar el níquel, manganeso, plomo, cromo, cadmio, zinc, cobre, hierro, mercurio, entre otros (Alonso, 2008; Cavaco *et al.* 2007). Todos ellos, sustancias contaminantes que se deben tener obligatoriamente en consideración, para fijar valores límites de emisiones, aunque algunos en pequeñas cantidades son imprescindibles para el normal desarrollo de

la vida biológica, por ejemplo, el crecimiento de las algas (Manzoor *et al.* 2006; Mohan & Pittman, 2006).

El incremento en el uso de sustancias químicas en los procesos industriales ha resultado en la generación de grandes cantidades de efluentes acuíferos, que contienen altos niveles de contaminantes orgánicos e inorgánicos, lo cual, causa severos daños a la vida acuática, además, las sales de estos son solubles en agua y, por tanto, no pueden ser separadas por métodos ordinarios (Hussein *et al.* 2004); precisamente, por tal razón surge la bioadsorción como alternativa (Pinzón-Bedoya & Vera-Villamizar, 2009).

La adsorción es un proceso mediante el cual, se extrae materia de una fase y se concentra sobre la superficie de otra. La sustancia que se concentra en la superficie se llama "adsorbato" y la fase sobre la que se da el proceso "adsorbente"; en este proceso debe existir afinidad del adsorbente por los adsorbatos, con el fin de que estos últimos sean transportados hacia el sólido, donde van a ser retenidos. Si las moléculas penetran al interior de la fase sólida, el proceso se conoce como absorción, mientras que el término sorción, generalmente es utilizado cuando los procesos de adsorción y absorción ocurren simultáneamente y no se pueden distinguir uno de otro (Dabrowski, 2001; Cañizares-Villanueva, 2000).

En cuanto a la cinética de la adsorción, describe la velocidad de atrapamiento del adsorbato, lo que controla el tiempo de residencia en la interfase sólido-disolución del efluente tratado (Ho & McKay, 1999; Cheung *et al.* 2000). Para describir la cinética del proceso de adsorción, se deben tener en cuenta las siguientes etapas: la transferencia de masa del ión metálico desde el seno de la solución hacia la superficie del adsorbente; la adsorción del ión metálico y la difusión interna del ión metálico en el adsorbente. Para ello, se usan los modelos que se detallan a continuación: el primero es el modelo de Primer Orden Reversible, que se basa en la suposición que a cada ión metálico se le asigna un sitio de adsorción del material adsorbente y, por tanto, el mecanismo y la velocidad de adsorción dependerá de varios factores como: la presencia de otro ion en la solución, la selectividad, tipo y, en general, características del adsorbente. En términos de velocidad de reacción, el modelo se expresa como:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1 * (q_e - q_t)$$

Donde q_t (mmol/g) es la cantidad adsorbida en un tiempo t , q_e (mmol/g) es la cantidad adsorbida en el equilibrio y k_1 (1/min) es la constante cinética de primer orden.

El Modelo de Pseudo Segundo Orden, desarrollado por Ho & McKay (1999), supone que el adsorbato se adsorbe en dos sitios activos de la biomasa, por tanto, el mecanismo

controlante del fenómeno es la velocidad de adsorción del ion metálico en el adsorbente y no la transferencia de masa. En términos de velocidad de reacción, se expresa como:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2 * (q_e - q_t)^2$$

Integrando la ecuación anterior y manteniendo constantes las condiciones de contorno descritas para este modelo, se tiene:

$$q_t = \frac{t}{\frac{1}{k_2 * q_e^2} + \frac{t}{q_e}}$$

Donde k_2 es la constante cinética de Pseudo Segundo Orden (g/mmol.min) y $h = k_2 * q_e^2$ siendo h (mmol/g.min) la velocidad inicial de adsorción.

Otro de los modelos usados es el de Elovich, el cual, supone que los sitios activos del bioadsorbente son heterogéneos y, por ello, exhiben diferentes energías de activación, basándose en un mecanismo de reacción de segundo orden, para un proceso de reacción heterogénea. En términos de velocidad de reacción, se expresa como:

$$q_t = \frac{1}{\beta} \ln(\alpha\beta) + \frac{1}{\beta} \ln t$$

Donde α (mmol/gmin) es la velocidad inicial de adsorción y β está relacionado con el grado de cobertura de la superficie y la energía de activación implicada en la quimisorción (g/mmol) (Cheung *et al.* 2000).

Por último, también se tiene en cuenta el modelo de Difusión Intraparticular, que establece un proceso controlado por la adsorción en los poros, en el que: la velocidad inicial es directamente proporcional a la concentración del soluto, se caracteriza por la dependencia entre la adsorción específica y la raíz cuadrada del tiempo, siendo la pendiente la velocidad de difusión (Weber & Morris, 1963). Con base en lo anterior, la ecuación que define la difusión intraparticular viene dada por:

$$q_t = k * \sqrt{t}$$

Donde k (mmol.g⁻¹.min^{-1/2}) es la constante de velocidad de difusión intraparticular.

La actividad industrial y minera supone una preocupación importante en salud pública, por su toxicidad aguda y por la amplia variedad de fuentes de exposición, al arrojar al ambiente metales tóxicos, como el plomo y el níquel. Esta situación ha conducido a la búsqueda de tecnologías para

resolver este problema, utilizando métodos tradicionales que, en su mayoría, son de alto costo e ineficiencia; sin embargo, surgen alternativas, como la adsorción con biomasa, que es de bajo costo y amigable con el ambiente, puesto que ofrece la posibilidad de recuperar desechos agrícolas e industriales para su posterior uso, generándose un valor agregado, que contribuye a la sustentabilidad del sistema. Es por las razones mencionadas, que en el presente trabajo se realiza una revisión de la literatura articulada con el uso de diferentes biomasa vegetales residuales para remover metales pesados, efectuando una descripción de las más utilizadas en la remoción de plomo y de níquel en aguas residuales, identificando aquellas con las que se han obtenido mejores resultados.

MATERIALES Y MÉTODOS

La búsqueda de artículos, se realizó en las bases de datos de ScienceDirect, con palabras clave, tales como biosorption, adsorption, remotion, heavy metal y los símbolos atómicos de los metales (Pb, Ni). Los resultados fueron clasificados, teniendo en cuenta que fueran de los últimos seis años y que en el artículo publicado, se estudiara el uso de biomasa residual vegetal. Se organizaron las biomasa encontradas, destacando en una tabla aquellas con las que se obtuvieron mejores resultados, identificando el tipo de biomasa, el metal que remueve, la capacidad de adsorción y la referencia bibliográfica, con el fin de estudiar aquellas, con las cuales, se pueda escalar un proceso de adsorción de metales pesados, en Colombia.

Además, se identificaron las ecuaciones cinéticas usadas en los artículos consultados, que permiten modelar la cinética de adsorción de cinco metales: plomo, níquel, cadmio, cromo y mercurio, para determinar cuál de las ecuaciones es la más aplicable y, en general, la que mejor describe el proceso de adsorción con biomasa residual.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Biomasa usadas en la remoción de plomo: Al revisar los artículos consultados, se encuentra que son diversas las biomasa lignocelulósicas residuales usadas para la remoción de metales pesados, en aguas contaminadas.

Bulut & Tez (2007), utilizando aserrín de madera de Nogal (*Juglans regia*), mostraron que la máxima adsorción de Pb(II) en solución se obtuvo con un tiempo de contacto de 60min, una concentración inicial del metal de 200mg/L, una temperatura de 25°C y una velocidad de agitación de 150rpm. Además, la ecuación de la cinética que mejor ajustó los datos experimentales fue la de pseudo-segundo orden con un R^2 de 0,9996; los autores reportaron una máxima adsorción de Pb(II) de 3,78mg/g.

El potencial de biosorción de la corteza de pino (*Pinus bru-*

tia) para la eliminación de iones Pb(II) fue evaluada por Gundogdua *et al.* (2009), quienes obtuvieron la máxima capacidad de adsorción de 76,8mg/g, con un pH de 4, un tiempo de 4 horas, una concentración inicial del metal entre 50 y 1000mg/L y una masa de la corteza de 1g/L; los autores reportaron que el modelo cinético que mejor ajustó los datos experimentales fue el de pseudo-segundo orden, con un coeficiente de correlación $R^2 = 0,999$. Por su parte, Taty-Costodes *et al.* (2003) también estudiaron el pino (*Pinus sylvestris*), usando aserrín, encontrando una capacidad de adsorción de 9,8mg/g, con un pH de 5,5 y 30 minutos de tiempo de contacto. El proceso siguió la cinética de pseudo-segundo orden, con un coeficiente de correlación R^2 de 0,91.

Rafatullaha *et al.* (2009) trabajaron el aserrín de meranti (*Acuminata shorea*) para la eliminación de Pb(II) en solución; la máxima adsorción se obtuvo a pH 6, con un tiempo de 120 min, una dosis de adsorbente de 10g/L, una temperatura de 30°C y una velocidad de agitación de 100 rpm. La cinética de adsorción que se ajustó fue la de pseudo-segundo orden, con un R^2 de 0,999, obteniéndose una máxima adsorción de 34,246mg/g.

La adsorción de Pb(II) con residuos de biomasa de algodón (*Gossypium hirsutum*) fue estudiada por Rianza *et al.* (2009); ellos indican que una dosis de 0,20g de biomasa, pH 5 y 100mg/L de concentración inicial de Pb(II) son las condiciones óptimas para obtener la mayor bioadsorción, la cual, fue de 45,01mg/g. El modelo que mejor ajustó los datos experimentales fue el de pseudo-segundo orden, con un $R^2 = 0,997$.

De lo anterior, se puede resaltar que el modelo cinético que mejor ajusta los datos obtenidos de biomasa residual lignocelulósica, como el aserrín o similares, es el de pseudo-segundo orden y la que mejor remueve los iones de Pb(II) es la corteza de pino (*Pinus brutia*).

Usando cáscara de maní (*Arachis hypogaea*) para remover Pb(II), Qaiser *et al.* (2009) encontraron una máxima capacidad de biosorción de 31,54mg/g, con un pH óptimo para la eliminación de plomo de 5. También Shih-Wei *et al.* (2011) describieron la adsorción, mediante el empleo de ceniza de cáscara de maní; se encontró una remoción máxima de 33mg/g, bajo las siguientes condiciones: 3g/L de adsorbente, 100mg/L de plomo inicial, pH 4,2 y 30°C de temperatura. Se puede afirmar, que la ceniza de la cáscara de maní tiene mejor desempeño para remover Pb(II), que la cáscara sin ninguna modificación.

Karnitz & Alves (2009) reportaron la preparación de nuevos materiales quelantes derivados del bagazo de caña de azúcar, para la adsorción de Pb(II). El material bioadsorbente, se preparó mediante dos modificaciones: la primera, fue el

bagazo de caña de azúcar mercerizado con NaOH 5mol/L y, el otro material, se obtuvo de hacerlo reaccionar con dihidrógeno etilendiaminotetraacético (EDTAD). Estos mostraron capacidades de adsorción de Pb(II), que van desde 192 a 333mg/g. Los materiales modificados con la mercerización mostraron las máximas capacidades comparados con los no mercerizados, siendo con el pH de 5,3 donde se obtuvo el mayor porcentaje de remoción.

El potencial de la cáscara de manzana blanca (*Chrysophyllum albidum*) para la remoción de Pb(II), resultó en que el proceso es altamente dependiente del pH, siendo el de 7 un pH óptimo, con el cual, se obtuvo una remoción máxima de 8,5mg/g. La ecuación cinética de adsorción no fue referenciada en este estudio (Onwu & Ogah, 2010).

García-Rosales & Colín-Cruz (2010) reportan la eliminación de Pb(II) con tallos de maíz (*Zea mays*) y demostraron que el modelo cinético de pseudo-segundo orden fue el que mejor representó el proceso, con una capacidad de adsorción máxima de 80mg/g y un pH óptimo de 6.

Chen *et al.* (2010), para la eliminación del Pb(II) de soluciones acuosas estudiaron las hojas de alcanforero (*Cinnamomum camphora*). La capacidad máxima de adsorción de este biomaterial fue de 73,15mg/g, con un pH de 5 y un tiempo de contacto de 60min. Para este fin, Chakravarty *et al.* (2010) propusieron el uso de las hojas de bael (*Aegle marmelos*), lográndose una máxima adsorción de 104mg/g, a una concentración de Pb(II), de 50mg/L, un pH de 5,1, una dosis óptima de hojas de bael de 0,2g y una temperatura de 25°C. La ecuación cinética que mejor ajustó los datos experimentales en este estudio fue de pseudo-segundo orden, con un $R^2 = 0,99$. Todavía, otra investigación fue realizada por Anwar *et al.* (2010), quienes investigaron la adsorción de Pb(II) sobre las cáscaras de plátano (*Musa paradisiaca*); los parámetros considerados fueron la dosis de adsorbente, pH de la solución, tiempo y velocidad de agitación. La adsorción máxima, según la isoterma de Langmuir, fue de 2,18mg/g.

Lasheen *et al.* (2012), al estudiar el uso de cáscara de naranja (*Citrus sinensis*), modificada con ácido nítrico como adsorbente en la remoción de Pb(II), encontrando que la cinética de la adsorción sigue el modelo de Pseudo-segundo orden. Se halló que la máxima remoción de Pb(II) fue de 73,5mg/g. También, Tapia *et al.* (2003) muestran la cáscara de naranja como un bioadsorbente con gran potencial, esta vez, modificadas con NaOH 0,2M; además, para reforzar la resistencia mecánica, los autores entrecruzaron la cáscara con CaCl₂ 0,2M, hallando una máxima adsorción de 141,1mg/g, con un pH óptimo de 5. La velocidad del proceso de biosorción fue entre 10 y 24 horas. Se observa, con el tratamiento de desmetoxilación de la pectina, que si se encuentran en gran cantidad en la naranja, se aumenta la remoción del metal.

Se concluye que el énfasis de las investigaciones en la remoción de plomo se ha encaminado hacia la búsqueda de materiales agrícolas residuales, permitiendo el uso de biomásas abundantes, en países del trópico, como el bagazo de caña de azúcar, los tallos de maíz y la cáscara de naranja, lo que puede llevar a la bioadsorción a ser una tecnología económica, que contribuya al control eficaz y a la prevención de la contaminación por metales pesados del recurso hídrico. Se recomienda la búsqueda de nuevos materiales de desecho y el estudio de condiciones necesarias, para elevar los porcentajes de remoción de los mismos, teniendo en cuenta las modificaciones físicas y químicas de estos materiales, ya que se ha reportado que mejoran su capacidad de adsorción.

Se encontró, que el mecanismo de adsorción se ve afectado por la concentración inicial, ya que a medida que la concentración aumenta el porcentaje de adsorción disminuye. También cumplen un papel fundamental el tamaño de partícula y la agitación, puesto que a menor tamaño de partículas y mayor velocidad de agitación, se produce un aumento en el porcentaje de adsorción. Además, se concluye que el pH óptimo de adsorción de plomo, se encuentra entre 5 y 6, lo que también influye en la especiación del ión metálico en solución.

Revisión de biomásas usadas en la remoción de níquel:

Un alto grado de exposición a los compuestos solubles de níquel puede provocar graves problemas a la salud y aun cuando existen estrictas regulaciones sobre vertimientos; las industrias, en su mayoría metalmeccánicas, descargan en sus efluentes grandes cantidades de níquel, por tal razón, el creciente interés por la producción de nuevos materiales capaces de remover este metal, que además sean de bajo costo, tales como la biomasa renovable.

Muhammad *et al.* (2007) investigaron la adsorción de Ni(II) con salvado de arroz (*Oryza sativa*), protonado con tres ácidos: HCl, H₂SO₄, y H₃PO₄, obteniéndose una adsorción de 102mg/g, con un pH de 6; la ecuación cinética que mejor describió los datos experimentales fue la de pseudo-segundo orden, con un coeficiente de correlación $R^2 = 1$. Otros autores experimentaron la biosorción de iones de Ni(II) con corteza de acacia (*Acacia leucocephala*), logrando el mejor ajuste de los datos con la ecuación de pseudo-segundo orden; la máxima capacidad fue de 294,1mg/g a 30°C, con un tiempo de contacto de 120min y pH 5 (Venkata *et al.* 2009).

Nuhoglu & Malkoc (2009) evaluaron la adsorción de Ni(II) usando residuos de aceite de oliva, encontrando que la máxima adsorción fue de 14,8mg/g, a 60°C y pH de 4; además, los datos siguieron el modelo cinético de pseudo-segundo orden.

El uso del aserrín de meranti (*Acuminata shorea*) en la eliminación de iones de Ni(II) mostró una adsorción de 200mg/L;

los autores lograron la máxima adsorción a pH 6, con un tiempo de contacto de 120min, una dosis de adsorbente de 10g/L, una temperatura de 30°C y una velocidad de agitación de 100rpm. La ecuación de la cinética de mejor ajuste fue la de pseudo-segundo orden, obteniéndose la máxima adsorción de Ni(II) de 35,97mg/g (Rafatullaha *et al.* 2009).

Srivastava *et al.* (2009) emplearon la cáscara de arroz como bioadsorbente en la remoción de Ni(II) y hallaron que la ceniza de esta fue efectiva, con un mayor porcentaje de eliminación de iones metálicos cuando la concentración inicial de adsorbato en la solución era baja. Se obtuvo una remoción máxima de 0,083mg/g del ion metálico.

Zaheer *et al.* (2010) estudiaron la capacidad de adsorción de las hojas del árbol de Buda (*Ficus religiosa*) tratadas con ácido. Los resultados mostraron que el equilibrio de adsorción se estableció en 60 minutos, con una capacidad de 6,35mg/g y dependió, en gran medida, del pH. También, se observó que la adsorción de Ni(II) disminuía con el aumento de la temperatura. La cinética de adsorción fue descrita por el modelo de ecuación cinética de pseudo-segundo orden. Otros autores investigaron la biosorción de Ni(II) con paja de cebada, que mostró una máxima adsorción de 35,81mg/g, con un pH de 4,85. En este trabajo, la ecuación de velocidad cinética no fue presentada (Thevannan *et al.* 2010).

La adsorción de Ni(II) utilizando cáscara de granada (*Punica granatum*) fue descrita por Bhatnagara & Minocha (2010); la máxima capacidad de sorción fue de 52mg/g, en un tiempo de contacto de 7 horas, a una temperatura de 45°C. La ecuación de pseudo-segundo orden modeló bien el proceso.

Anoop *et al.* (2011) analizaron la adsorción de Ni(II) empleando carbón activado a partir de bagazo de caña. Las condiciones óptimas para la extracción máxima del metal, se dieron a un pH de 6,5, con el que se obtuvo una remoción máxima de 140,85mg/g. Acevedo *et al.* (2007), también usaron el bagazo de caña (*Saccharum officinarum*), modificándola con H₃PO₄ 40%p/p, durante 14 horas, el material fue pirolizado por una hora, a 400 y 500°C, obteniendo dos tipos de carbón para la remoción del metal, en una mina carbonífera. La máxima remoción de 85,66%, se logró con el carbón activado a 500°C, el pH óptimo fue de 5,5. La máxima remoción en el efluente industrial fue de 96,03%.

Igualmente, Aloma *et al.* (2012) evaluaron el bagazo de caña de azúcar, obteniéndose la máxima capacidad de sorción de 2mg/g de Ni(II), a 25°C, con un pH de 5. Estos autores encontraron que el proceso de adsorción se ajustó al modelo de pseudo-segundo orden. La activación de este material mejoró, en gran medida, su efectividad de adsorción.

El uso de la cáscara de naranja sin modificar y modificada

por copolimerización injertada, para la eliminación de iones de Ni(II) fue evaluada por Feng *et al.* (2011). La capacidad máxima de adsorción de este biomaterial fue de 162,6mg/g, para la cáscara modificada y de 9,82, sin modificar, a pH 5,5, con un tiempo de contacto de 150 min y una dosis de adsorbente de 50mg/L. La ecuación de pseudo-segundo orden fue la que mejor ajustó los datos, con un R² de 0,9936.

Harikishore *et al.* (2011) estudiaron la corteza de Moringa (*Moringa oleífera*), un residuo agrícola para la obtención de un sorbente en la eliminación de Ni(II). La capacidad máxima de bioadsorción fue de 30,38mg/g, con un pH óptimo de la solución de 6, una concentración de biomasa de 0,4g y un tiempo de contacto de 60min. Los estudios cinéticos mostraron que el modelo de pseudo-segundo orden describe bien los datos experimentales de adsorción. Los mismos autores (2012) estudiaron la bioadsorción de Ni(II) con polvo de hojas de la moringa, modificadas químicamente con NaOH y ácido cítrico. La capacidad máxima que se obtuvo fue de 163,88mg/g, con un pH de 6, a una temperatura de 49,84°C, en un tiempo de contacto de 50 min.

Al estudiar los parámetros de adsorción de níquel, al igual que en el caso del plomo, la concentración inicial del metal, el tamaño de partículas y el pH, juegan un papel predominante en el proceso de adsorción, tal que, a medida que incrementa la concentración inicial del ion y el tamaño de partícula, se disminuye el porcentaje de adsorción del metal.

De la revisión realizada, se puede observar que en los últimos seis años se ha investigado el uso de una amplia variedad de biomásas para la remoción de los iones metálicos plomo y níquel en aguas contaminadas, entre los que se incluye cortezas, residuos de madera, hojas de diferentes arboles, cáscaras de frutos secos, residuos de cereales y cítricos. En la tabla 1, se muestra un resumen de las biomásas más eficientes para la remoción de ambos metales.

Se tiene que para la remoción de Pb(II), el bagazo de caña de azúcar (*S. officinarum*), con una capacidad de remoción de 333mg/g (Karnitz & Alves, 2009) y para el níquel (II), la corteza de acacia (*A. leucocephala*), con una capacidad de remoción de 294,1mg/g (Venkata *et al.* 2009), presentan la máxima capacidad de adsorción reportada.

Se destaca que el bagazo de caña de azúcar fue tratado con hidróxido de sodio, tratamiento que produce cambios en la estructura de las fibras que mejoran las propiedades de accesibilidad de la biomasa y, de hecho, reaccionar con dianhídrido etilendiaminotetraacético; en general, ambos procesos modifican los grupos químicos presentes en la caña, aumentando su capacidad de adsorción, convirtiéndose en materiales más eficientes y con mayor potencial, para un posible uso a escala industrial.

Tabla1. Capacidad de remoción de las biomásas.

Biomasa utilizada	Metal removido	Capacidad remoción (mg/g)	Ref. Bibliográfica
Hojas de Moringa (<i>M. oleifera</i>)	Ni (II)	163,88	Harikishore <i>et al.</i> 2012
Cáscara de Naranja (<i>C. sinensis</i>)	Ni (II)	162,6	Feng <i>et al.</i> 2011
Corteza de Acacia (<i>A. leucocephala</i>)	Ni (II)	294,1	Venkata <i>et al.</i> 2009
Hojas de Bael (<i>A. marmelos</i>)	Pb(II)	104	Chakravarty <i>et al.</i> 2010
Bagazo de Caña de Azúcar	Pb(II)	333	Karnitz & Alves, 2009
Tallos de Maíz (<i>Z. mays</i>)	Pb(II)	80	García & Colín, 2010

De lo anterior, se observa que ninguna biomasa muestra resultados excelentes para ambos tipos de metal; ejemplo de esta situación, es el bagazo de caña, puesto que para el plomo ha sido la biomasa que mayor eficiencia de remoción presenta, mientras que en el níquel, no se alcanza ni la mitad del porcentaje.

La biosorción se convierte en una técnica promisoría para la remoción de metales pesados de ambientes acuosos, especialmente, con adsorbentes derivados de materiales lignocelulósicos, que cuentan con una amplia variedad de polímeros en su estructura, como: celulosa, hemicelulosa, pectina, lignina y proteínas, que los hacen biomateriales eficientes, siendo una tecnología limpia y barata para el tratamiento de efluentes contaminados a concentraciones tan bajas, como 1mg/L (Osman *et al.* 2010).

Comparación de la cinética de los procesos de adsorción:

Se decidió indagar por el tipo de cinética usada para varios tipos de metales pesados (Cr, Pb, Ni, Cd y Hg), con el fin de determinar la ecuación que mejor ajusta los datos experimentales trabajados, con diferentes biomásas. En la tabla 2, se observa un resumen de la información encontrada. Del estudio de la cinética usada por los procesos revisados, no sólo con el plomo y el níquel, sino también con mercurio, cromo y cadmio, es la ecuación de pseudo-segundo orden, reportando un mejor ajuste de los datos experimentales, con coeficientes de correlación superiores a la de otros modelos ensayados. Por lo tanto, el mecanismo controlante de la velocidad de adsorción no depende de la transferencia de masa, sino de la reacción de adsorción del ion metálico.

Tendencia de investigación en relación con la remoción de plomo y níquel: Al revisar la tendencia, en cuanto a la investigación de las biomásas, se identifican tres de las más

trabajadas contra el número de artículos reportados en los últimos seis años; estos datos fueron tomados de la base de datos Sciverse-Scopus. Las gráficas 1 y 2 reportan los datos encontrados para la remoción de níquel y plomo, respectivamente, para los residuos de naranja, trigo y arroz.

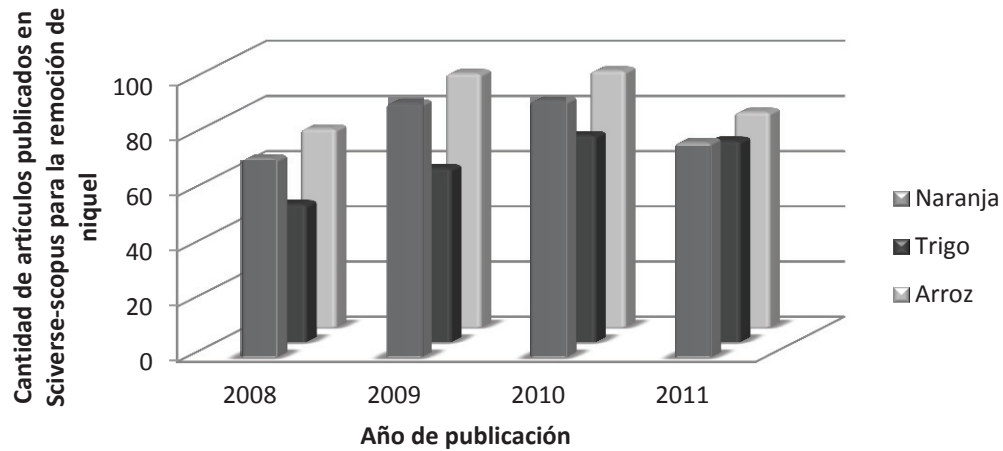
De las gráficas 1y 2, se deduce que son más de 2.000 artículos que tratan del uso de estos bioadsorbentes en la remoción de níquel y plomo, siendo la cáscara de arroz, el más estudiado; conjuntamente, se destaca que de las biomásas reportadas, para ambos metales, es el trigo la de menor contribución, siendo el níquel el metal menos trabajado comparado con el plomo; esta tendencia, se puede deber al ser el más tóxico y, por tanto, las concentraciones máximas permitidas son menores.

Se observa que son más de 700 artículos, en cuatro años, dedicados al estudio de los residuos de naranja para la remoción de plomo y de níquel, pudiendo aprovechar un desecho de la industria agrícola, abundante en países, como Colombia, para dar una solución adecuada al problema ambiental de la contaminación con efluentes que presentan altas concentraciones, de los metales en cuestión. De igual modo, se nota que aunque existen 500 artículos que evalúan, en cuatro años, lo referente a los residuos de trigo, estos son significativamente menores que los de cascara de naranja, quizás por la mayor efectividad de remoción reportada por los residuos de naranja.

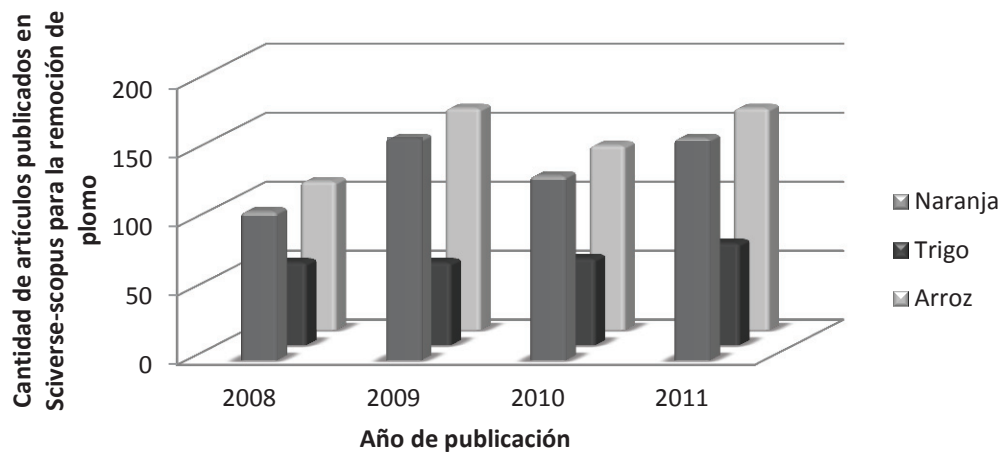
Se puede concluir que, en los últimos seis años, se ha investigado el uso de una amplia variedad de biomásas lignocelulósicas residuales para la remoción de iones metálicos, en aguas contaminadas, entre los que se incluye cortezas de arboles, residuos de madera, semillas y hojas de diferentes árboles, cáscaras de frutos secos, residuos de cereales

Tabla 2. Cinética del proceso de adsorción.

Biomasa utilizada	Metal removido	Ecuación de cinética	Referencia Bibliográfica
Aserrín	Cr (VI)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Gupta & Babu, 2009
Aserrín de Meranti	Cr (III)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Rafatullaha <i>et al.</i> 2009
Aserrín de Meranti	Pb (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Rafatullaha <i>et al.</i> 2009
Aserrín de Meranti	Ni (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Rafatullaha <i>et al.</i> 2009
Aserrín de Nogal	Pb (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Bulut & Tez, 2007
Bagazo de Caña de Azúcar	Ni (II)	Primer Orden	Anoop <i>et al.</i> 2011
Bagazo de Caña de Azúcar	Ni (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Aloma <i>et al.</i> 2012
Cáscara de Arroz	Hg (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	El-Shafey, 2010
Cáscara de Arroz	Cd (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Ye <i>et al.</i> 2010
Cáscara de frijol	Cd (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Saeed <i>et al.</i> 2009
Cáscara de Granada	Ni (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Bhatnagara & Minochaa, 2010
Cáscara de Judía	Hg (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Madhava <i>et al.</i> 2009
Cáscara de Maní	Cr (VI)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Qaiser <i>et al.</i> 2009
Cáscara de Maní	Cr (III)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Witek-Krowiak <i>et al.</i> 2011
Cáscara de Maní	Pb (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Shih-Wei <i>et al.</i> 2011
Cáscara de Naranja	Pb (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Lasheen <i>et al.</i> 2012
Cáscara de Naranja	Ni (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Feng <i>et al.</i> 2011
Cáscara de Naranja	Cd (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Lasheen <i>et al.</i> 2012
Cáscara de Nuez	Hg (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Zabihi <i>et al.</i> 2010
Cáscara de Pistacho	Cr (VI)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Moussavi & Barikbin, 2010
Cáscara de Plátano	Cr (VI)	Primer Orden	Memon <i>et al.</i> 2009
Cáscara de Tamarindo	Cr (VI)	Primer Orden	Rao Popuri <i>et al.</i> 2007
Cáscara Fruta de Bael	Cr (VI)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Anandkumar & Mandal, 2009
Cáscara Semilla Ceiba	Hg (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Madhava <i>et al.</i> 2009
Corteza de Acacia	Ni (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Venkata <i>et al.</i> 2009
Corteza de Moringa	Ni (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Harikishore <i>et al.</i> 2011
Corteza de Pino	Pb (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Gundogdua <i>et al.</i> 2009
Fruta de Gular	Cr (VI)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Rao & Rehman, 2010
Hojas de Alcanforero	Pb (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Chen <i>et al.</i> 2010
Hojas de Bael	Pb (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Chakravarty <i>et al.</i> 2010
Hojas de Moringa	Ni (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Harikishore <i>et al.</i> 2012
Hojas Ficus Religiosa	Ni (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Zaheer <i>et al.</i> 2010
Residuos Aceite Oliva	Ni (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Nuhoglu & Malkoc, 2009
Salvado de Trigo	Cr (VI)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Singh <i>et al.</i> 2009
Salvado de Arroz	Ni (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Muhammad <i>et al.</i> 2007
Semilla de Algodón	Pb (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	Riaza <i>et al.</i> 2009
Tallos de Maíz	Pb (II)	Pseudo 2 ^{do} Orden	García & Colín, 2010



Gráfica 1. Artículos publicados sobre la adsorción de níquel con residuos de naranja, trigo y arroz.



Gráfica 2. Artículos publicados sobre la adsorción de plomo con residuos de naranja, trigo y arroz.

y cítricos. Los residuos del arroz, de trigo y de naranja son los más empleados para remover níquel y plomo, siendo el bagazo de caña el de mayor capacidad de remoción, para el plomo y, la corteza de acacia, para el níquel. Cabe mencionar, que la tendencia observada fue pre-tratar químicamente la biomasa, para aumentar, en gran medida, su capacidad de remoción.

Se destaca, además, que la cinética del proceso de adsorción, en la gran mayoría de las biomásas estudiadas, es regida por la ecuación cinética de pseudo-segundo orden de Ho & Mckay (1999), ya que con ella se obtuvieron coeficientes

de correlación muy cercanos a 1, ajustándose mejor a los datos experimentales.

Se recomienda en base a las biomásas identificadas realizar trabajos de investigación de biomásas residuales, encontradas en regiones geográficas específicas; de igual forma, cuando se realicen experimentos con una biomasa determinada, se recomienda que el bioadsorbente obtenido, además de ser utilizado en su forma natural, sea también pre-tratado químicamente, para determinar en qué proporción aumenta su capacidad de remoción. Asimismo, diseñar plantas pilotos para remoción de iones metálicos con las bio-

masas que mostraron mayor capacidad de remoción, a fin de desarrollar esta alternativa como una tecnología viable de implementar.

Conflictos de intereses: El manuscrito fue preparado y revisado con la participación de todos los autores, quienes declaramos que no existe ningún conflicto de intereses, que ponga en riesgo la validez de los resultados presentados.

BIBLIOGRAFÍA

1. ACEVEDO, S.; COLINA, M.; DÍAZ, A.; FERNÁNDEZ, N.; BEHLING, E.; MARÍN, J.; COLINA, G. 2007. Chemical activation of sugar cane bagasse (*Saccharum officinarum*) on nickel(II) adsorption in industrial effluents. *Rev. Téc. Ing. Univ. Zulia*. 30(3):244-252.
2. AHLUWALIA, S.S.; GOYAL, D. 2007. Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater. *Biores. Techn.* 98:2243-2257.
3. ALOMA, L.; LARA, M.; RODRÍGUEZ, I.; BLAZQUEZ, G.; CALERO, M. 2012. Removal of nickel (II) ions from aqueous solutions by biosorption on sugarcane bagasse. *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.* 43(2):275-281.
4. ALONSO, J.A. 2008. Los metales pesados en las aguas residuales. Disponible desde Internet en: <http://www.madrimasd.org/blogs/remtavares/2008/02/02/83698> (con acceso 13/11/2012).
5. ANANDKUMAR, J.; MANDAL, B. 2009. Removal of Cr(VI) from aqueous solution using Bael fruit (*Aegle marmelos* Correa) shell as an adsorbent. *J. Haz. Mat.* 168:633-640.
6. ANOOP KRISHNAN, K.; SREEJALEKSHMI, K.G.; BAIJU, R.S. 2011. Nickel(II) adsorption onto biomass based activated carbon obtained from sugarcane bagasse pith. *Biores. Techn.* 102:10239-10247.
7. ANWAR, J.; SHAFIQUE, U.; ZAMAN, W.; SALMAN, M.; DAR, A.; ANWAR, S. 2010. Removal of Pb(II) and Cd(II) from water by adsorption on peels of banana. *Biores. Techn.* 101:1752-1755.
8. BHATNAGARA, A.; MINOCHAA, A. 2010. Biosorption optimization of nickel removal from water using *Punica granatum* peel waste. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*. 76(2):544-548.
9. BULUT, Y.; TEZ, Z. 2007. Removal of heavy metals from aqueous solution by sawdust adsorption. *J. Environ. Sci.* 19:160-166.
10. CAÑIZARES-VILLANUEVA, R.O. 2000. Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. *Rev. Latinoam. Microbiol.* 42:131-143.
11. CAVACO, S.A.; FERNANDES, S.; QUINA, M.M.; FERREIRA, L.M. 2007. Removal of chromium from electroplating industry effluents by ion exchange resins. *J. Haz. Mat.* 144:634-638.
12. CHAKRAVARTY, S.; MOHANTY, A.; NAG SUDHA, T.; UPADHYAY, A.K.; KONAR, J.; SIRCAR, J.K.; MADHUKAR, A. 2010. Removal of Pb(II) ions from aqueous solution by adsorption using bael leaves (*Aegle marmelos*). *J. Haz. Mat.* 173:502-509.
13. CHEN, H.; ZHAO, J.; DAI, G.; WU, J.; YAN, H. 2010. Adsorption characteristics of Pb(II) from aqueous solution onto a natural biosorbent, fallen *Cinnamomum camphora* leaves. *Desalination*. 262:174-182.
14. CHEUNG, C.W.; PORTER, J.F.; MCKAY, G. 2000. Elovich equation and modified second-order equation for sorption of cadmium ions onto bone char. *J. Chem. Techn & Biotechn.* 75(11):963-970.
15. DABROWSKI, A. 2001. Adsorption-from theory to practice. *Adv. Colloid and Interface Sci.* 93:135-224.
16. EL-SHAFFEY, E. 2010. Removal of Zn(II) and Hg(II) from aqueous solution on a carbonaceous sorbent chemically prepared from rice husk. *J. Haz. Mat.* 175:319-327.
17. FENG, N.; GUO, X.; LIANG, S.; ZHU, Y.; LIU, J. 2011. Biosorption of heavy metals from aqueous solutions by chemically modified orange peel. *J. Haz. Mat.* 185(1):49-54.
18. GARCÍA-ROSALES, G.; COLÍN-CRUZ, A. 2010. Biosorption of lead by maize (*Zea mays*) stalk sponge. *J. Environ. Manag.* 91:2079-2086.
19. GÜNDOĞDU, A.; OZDESA, D.; DURANA, C.; BULUT, V.; SOYLAKB, M.; SENTURKA, H. 2009. Biosorption of Pb(II) ions from aqueous solution by pine bark (*Pinus brutia* Ten). *J. Chem. Eng.* 153(1-3):62-69.
20. GUPTA, S.; BABU, B. 2009. Removal of toxic metal Cr(VI) from aqueous solutions using sawdust as adsorbent: Equilibrium, kinetics and regeneration studies. *J. Chem. Eng.* 150:352-365.
21. HARIKISHORE, D.; RAMANA, D.; SESHIAH, K.; REDDY,

- A. 2011. Biosorption of Ni(II) from aqueous phase by *Moringa oleifera* bark, a low cost biosorbent. Desalination. 268(1-3):150-157.
22. HARIKISHORE, D.; REDDYA, K.; SESHAIHA, K.; REDDYB, A.; LEE S. 2012. Optimization of Cd(II), Cu(II) and Ni(II) biosorption by chemically modified *Moringa oleifera* leaves powder. Carbohydrate Polymers. 88(3):1077-1086.
23. HO, Y.S.; MCKAY, G. 1999. Pseudo-second order model for sorption processes. Process Biochem. 34(5):451-465.
24. HUSSEIN, H.; IBRAHIM, S.F.; KANDEEL, K.; MOAWAD, H. 2004. Biosorption of heavy metals from waste water using *Pseudomonas* sp. Environ. Biotech. 7(1):1023-1027.
25. KARNITZ, O.; ALVES, L. 2009. Adsorption of Cu(II), Cd(II), and Pb(II) from aqueous single metal solutions by mercerized cellulose and mercerized sugarcane bagasse chemically modified with EDTA dianhydride (EDTAD). Carbohydr. Polym. 77:643-650.
26. LASHEEN, M.; AMMAR, N.; IBRAHIM, H. 2012. Adsorption/desorption of Cd(II), Cu(II) and Pb(II) using chemically modified orange peel: Equilibrium and kinetic studies. Solid State Sci. 14:202-210.
27. MADHAVA, M.; KUMAR, D.; VENKATESWARLU, P.; SESHAIHA, K. 2009. Removal of mercury from aqueous solutions using activated carbon prepared from agricultural by-product/waste. J. Environ. Manag. 90(1):634-643.
28. MANZOOR, S.; SHAH, M.; SHAHEEN, N.; KHALIQUE, A.; JAFFAR, M. 2006. Multivariate analysis of trace metals in textile effluents in relation to groundwater. J. Haz. Mat. 137:31-37.
29. MEMON, J.; MEMON, S.; BHANGER, M.; EL-TURKI, A.; HALLAM, K.; ALLEN, G. 2009. Banana peel: A green and economical sorbent for the selective removal of Cr(VI) from industrial wastewater. Colloids and Surfaces B: Biointerfaces. 70:232-237.
30. MOHAN, D.; PITTMAN, C.U. 2006. Activated carbons and low cost adsorbents for remediation of tri- and hexavalent chromium from water. J. Haz. Mat. 137:762-811.
31. MOUSSAVI, G.; BARIKBIN, B. 2010. Biosorption of chromium(VI) from industrial wastewater onto pistachio hull waste biomass. J. Chem. Eng. 162:893-900.
32. MUHAMMAD, N.; RAZIYA, N.; MUHAMMAD, A. 2007. Biosorption of nickel from protonated rice bran. J. Haz. Mat. 143(1-2):478-485.
33. NUHOGLU, Y.; MALKOC, E. 2009. Thermodynamic and kinetic studies for environmentally friendly Ni(II) biosorption using waste pomace of olive oil factory. Bioresource Techn. 100:2375-2380.
34. ONWU, F.K.; OGAH, S.P. 2010. Studies on the effect of pH on the sorption of cadmium (II), nickel (II), lead (II) and chromium (VI) from aqueous solutions by african white star apple (*Chrysophyllum albidum*) shell. J. Biotechn. 9(42):7086-7093.
35. OSMAN, H.E.; BADWY, R.K.; AHMAD, H.F. 2010. Usage of some agricultural by-products in the removal of some heavy metals from industrial wastewater. J. Phytol. 2(3):51-62.
36. PINZÓN-BEDOYA, M.L.; VERA-VILLAMIZAR, L.E. 2009. Modelamiento de la cinética de bioadsorción de Cr (III) usando cáscara de naranja. Dyna. 76(160):95-106.
37. QAISER, S.; SALEEMI, A.; UMAR, M. 2009. Biosorption of lead(II) and chromium(VI) on groundnut hull: Equilibrium, kinetics and thermodynamics study. Electronic J. Biotechn. 12(4):1-17.
38. RAFATULLAHA, M.; SULAIMANA, O.; HASHIMA, R.; AHMADB, A. 2009. Adsorption of copper (II), chromium (III), nickel (II) and lead (II) ions from aqueous solutions by meranti sawdust. J. Haz. Mat. 170:969-977.
39. RAO, R.; REHMAN, F. 2010. Adsorption studies on fruits of Gular (*Ficus glomerata*): Removal of Cr(VI) from synthetic wastewater. J. Haz. Mat. 181:405-412.
40. RAO-POPURI, S.; JAMMALA, A.; NAGA, S.R.; KACHIREDDY, V.; ABBURI, K. 2007. Biosorption of hexavalent chromium using tamarind (*Tamarindus indica*) fruit shell-a comparative study. Electronic J. Biotechn. 10(3):358-367.
41. RIAZA, M.; NADEEMA, R.; HANIFA, M.; ANSARIC, T.; REHMANA, K. 2009. Pb(II) biosorption from hazardous aqueous streams using *Gossypium hirsutum* (Cotton) waste biomass. J. Haz. Mat. 161(1):88-94.

42. SAEED, A.; IQBAL, M.; HOLL, W. 2009. Kinetics, equilibrium and mechanism of Cd^{2+} removal from aqueous solution by mungbean husk. *J. Haz. Mat.* 168:1467-1475.
43. SHIH-WEI, L.A.; CHUN-I, L.; LI-HWA, W. 2011. Kinetic study on lead (II) ion removal by adsorption onto peanut hull ash. *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.* 42:166-172.
44. SINGH, K.; HASAN, S.; TALAT, M.; SINGH, V.; GANGWAR, S. 2009. Removal of Cr (VI) from aqueous solutions using wheat bran. *J. Chem. Eng.* 151:113-121.
45. SRIVASTAVA, V.; MALL, I.; MISHRA, I. 2009. Competitive adsorption of cadmium(II) and nickel(II) metal ions from aqueous solution onto rice husk ash. *Chem. Eng. Processing.* 48:370-379.
46. TAPIA, N.J.; MUÑOZ, J.C.; TORRES, F.; YARANGO, A. 2003. Biosorción de plomo (II) por cascara de naranja, *Citrus sinensis* modificada. *Rev. Per. Quim. Ing. Quim.* 5(2):48-53.
47. TATY-COSTODES, V.C.; FAUDUET, H.; PORTE, C.; DELACROIX, A. 2003. Removal of Cd(II) and Pb(II) ions, from aqueous solutions, by adsorption onto sawdust of *Pinus sylvestris*. *J. Haz. Mat.* 105:121-142.
48. THEVANNAN, A.; MUNGROO, R.; HUI, C. 2010. Biosorption of nickel with barley straw. *Bioresource Techn.* 101(6):1776-1780.
49. VENKATA, M.; SUBBIAH, Y.; VIJAYA, N.; SIVA, K.; SUBBA, A.; KRISHNAIAH, A. 2009. Biosorption of nickel from aqueous solutions by *Acacia leucocephala* bark: Kinetics and equilibrium studies. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces.* 74(1):260-265.
50. WEBER, W.J.; MORRIS, J.C. 1963. Kinetics of adsorption on carbon from solution. *J. San. Eng. Div. ASCE.* 89:31-59.
51. WITEK-KROWIAK, A.; SZAFRAN, R.; MODELSKI, S. 2011. Biosorption of heavy metals from aqueous solutions onto peanut shell as a low-cost biosorbent. *Desalination.* 265:126-134.
52. YE, H.; ZHU, Q.; DU, D. 2010. Adsorptive removal of Cd(II) from aqueous solution using natural and modified rice husk. *Bioresource Techn.* 101:5175-5179.
53. ZABIHI, M.; HAGHIGHI, A.A.; AHMADPOUR, A. 2010. Studies on adsorption of mercury from aqueous solution on activated carbons prepared from walnut shell. *J. Haz. Mat.* 174:251-256.
54. ZAHEER, A.M.; RAMZAN, N.; NAVEED, S.Y.; FEROUZE, N. 2010. Ni(II) removal by biosorption using *Ficus religiosa* (peepal) leaves. *J. Chil. Chem. Soc.* 55(1):81-84.

Recibido: Octubre 23 de 2012

Aceptado: Octubre 10 de 2013

Como citar:

Quiñones, E.; Tejada, C.; Arcia, C.; Ruiz, V. 2013. Remoción de plomo y níquel en soluciones acuosas usando biomásas lignocelulósicas: una revisión. *Rev. U.D.C.A Act. & Div. Cient.* 16(2): 479-489.