

ESTUDIO DE LAS PROPIEDADES DEL SISTEMA MAGNETITA-PECTINA COMO BIOADSORBENTE DE METALES EN AGUA

Julia Guerra^{1*} y Arístides Portillo¹

¹ Universidad Simón Bolívar, Departamento de Termodinámica y Fenómenos de Transferencia, Sartenejas, Baruta, Venezuela.

*jguerra@usb.ve

RESUMEN

En el presente trabajo se realizó la síntesis, caracterización y evaluación de sus propiedades como bio adsorbente del sistema pectina-magnetita, para la remoción de iones metálicos pesados como cromo, níquel y plomo que pueden estar presentes en aguas residuales provenientes de industria de tintura. Para ello se trató el desecho proveniente de la industria de la fabricación de Aloe Vera, como fuente principal del biopolímero, pectina, requerido para la síntesis de magnetita. La síntesis procede mediante la técnica de co-precipitación del hierro en forma magnética, el cual fue caracterizado mediante FT-IR, DRX y MEB. La capacidad de adsorción de iones metálicos fue determinada a través de la isoterma de adsorción de cada ion en estudio en un rango de concentración que varía desde 1 hasta 100 ppm. Se emplearon modelos de ajuste matemático de las isotermas obtenidas y se determinó el coeficiente de correlación. En base a la capacidad de adsorción obtenida se evaluó en una columna de adsorción el tiempo de ruptura para una solución que contenía los tres iones presentes en concentraciones de 20, 50 y 100 ppm respectivamente. Los análisis por FT-IR y DRX dieron como resultado una biomasa desesterificada con grupos carboxilos disponibles y partículas de magnetita que manifestó una estructura nanométrica en forma de framboides. Se obtuvo una capacidad máxima de adsorción de 2.254mg Cr/g, 8.927mg Ni/g y 36.442mg Pb/g. En los análisis de MEB se observó que los iones metálicos tuvieron preferencia por los sitios donde había magnetita.

Palabras clave: magnetita, pectina, adsorción, biosorción, tratamiento de aguas, metales pesados.

ABSTRACT

In the present work was made the synthesis, characterization and evaluation of its properties as a bioadsorbent of the pectin-magnetite system, for the removal of heavy metal ions such as chromium, nickel and lead that may be present in wastewater from the dyeing industry. For this, the waste from the manufacturing industry of Aloe Vera was treated as the main source of the biopolymer, pectin, required for the synthesis of magnetite. The synthesis proceeds by the co-precipitation technique of iron in magnetic form, which was characterized by FT-IR, DRX and MEB. The adsorption capacity of metal ions was determined through the adsorption isotherm of each ion under study in a concentration range ranging from 1 to 100 ppm. Mathematical adjustment models of the obtained isotherms were used and the correlation coefficient was determined. Based on the adsorption capacity obtained, the break time for a solution containing the three ions present at concentrations of 20, 50 and 100 ppm respectively was evaluated in an adsorption column. The

FT-IR and XRD resulted in a deesterified biomass with available carboxyl groups and magnetite particles that manifested a nanometer structure in the form of framboids. A maximum adsorption capacity of 2,254mg Cr / g, 8,927mg Ni / g and 36,442mg Pb / g was obtained. In the MEB analysis it was observed that the metal ions had preference for the places where there was magnetite.

Keywords: magnetite, pectin, adsorption, biosorption, water treatment, heavy metals.

INTRODUCCIÓN

La actividad industrial, en su continuo crecimiento, ha traído como consecuencia el aumento de la generación de desechos y su posterior disposición al ambiente de forma descontrolada. Las industrias de plásticos, textiles, imprenta, papel, entre otras han hecho uso de colorantes que contienen Rojo Congo y Cr (VI) que terminan disueltos en los efluentes y posteriormente descargados a cuerpos de agua importantes [1], así mismo, la actividad minera ha hecho que trazas metálicas elementales se depositen como sedimentos en los cauces de ríos como el Anllóns en España[2]. Dichos contaminantes representan una amenaza para la salud humana y de los ecosistemas que incluyen dichos cuerpos de agua.

El agua es una sustancia indispensable, es fuente de vida y como tal, posee un valor intrínseco que la convierte en un bien común vinculado al derecho a la vida de todo ser humano. Los acuerdos internacionales establecidos en las Naciones Unidas e incluso las constituciones de varios países reconocen este valor [3]. Dada la importancia que posee este líquido para la existencia de la vida en el planeta y la escasez de agua potable que se presentará para el año 2050, según reportes de las Naciones Unidas, al menos una de cada cuatro personas viva en un país afectado por una escasez crónica o recurrente de agua dulce[4], por ello se han probado gran variedad de procesos fisicoquímicos con la finalidad de remover agentes contaminantes de cuerpos de agua; entre ellos destacan la degradación biológica[5], fotocatalisis[6], coagulación química [7], intercambio iónico [8] y adsorción. Este último método ha probado ser uno de los más efectivos en la remoción de partículas en el tratamiento de aguas.

Tal y como expresó Crini (2005)[9], los adsorbentes obtenidos a través de biopolímeros son más amigables con el medio a tratar porque poseen mayor biodegradabilidad. Además, Chang y Chen (2005)[10] llegaron a plantear que los adsorbentes magnéticos tienen mejores efectos purificadores que aquellos no magnéticos, incluso son más fáciles de manipular y remover del medio tratado, por lo que no generan un impacto negativo en el mismo. Es por esto que una combinación de ambas. Li *et al* (2016) [11] sintetizaron un adsorbente magnético a partir de quitosano mediante el método de sol-gel con el fin de remover iones Cu (II) de medios acuosos. La adsorción coincidió con el modelo de isoterma de Langmuir y una dinámica de segundo orden. A su vez, el compuesto mostró altas capacidad de adsorber el Cu y mostró posibilidad de ser reusado en varios ciclos. A su vez, Cai *et al* (2017) [1] sintetizaron nano-partículas magnéticas de un conjugado de amonio cuaternario y beta-ciclodextrina para remover Rojo Congo y Cr (VI) de medios acuosos cuya isoterma de adsorción se adapta al modelo de Freundlich y presentó una dinámica de pseudo-segundo orden; además, este compuesto se caracterizó por ser económicamente viable y fácil de manipular para su aplicación en la industria.

A medida que se cambien variables como el método de síntesis del material magnético y el origen del biopolímero que se utilice como base para el adsorbente se obtendrán cambios en los costos de

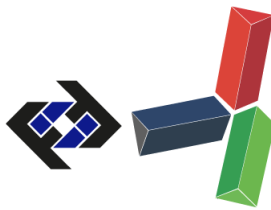
elaboración y disposición así como eficiencia propia del compuesto como agente removedor de partículas metálicas.

En vista de esto, se propuso realizar la síntesis de un adsorbente con propiedades magnéticas a partir de pectina presente en la piel del *Aloe vera* con el fin de estudiar su capacidad de remover iones metálicos y otros agentes contaminantes adicionales de soluciones acuosas. Para la síntesis se tomaron en cuenta variables como el tamaño de partícula de biomasa de partida, su capacidad de hinchamiento y su relación biomasa/hierro total. Así mismo, se consideró evaluar la capacidad de intercambio catiónico de la biomasa de partida, la determinación de los grupos funcionales presentes en su superficie a través de espectroscopia infrarroja (FT-IR) y la morfología del bioadsorbente y su composición atómica a través de un análisis en microscopía electrónica de barrido (MEB-EDX). Además, se propuso evaluar las propiedades adsorptivas del material sintetizado mediante la determinación de las isothermas de adsorción de tres iones presentes en aguas de desecho como Ni (II), Pb (II) y Cr (VI) en ensayos estáticos y dinámicos con el fin de estimar los tiempos de saturación y competencia entre iones para lo que se emplearon técnicas espectrofotométricas en el seguimiento y cuantificación de los iones contaminantes.

METODOLOGÍA

Para la elaboración del bioadsorbente se emplea la concha de Aloe Vera como materia prima portadora de pectina, para ello se realiza la des esterificación permitiendo modificar la población de grupos carbonilos libres del ácido D-Galacturico presente, el cual recubre la pared interna de la concha. Se procede por tanto a lavar la penca de sábila y extraer el cristal de sábila y el látex de aloe, permitiendo exponer la superficie interna de la concha. La piel ya limpia fue cortada en trozos de geometría rectangular con dimensiones que oscilaron entre los 0.5x0.5cm y 1x1cm. Estos trozos fueron pesados y luego sumergidos en n-butanol con el fin de disolver restos de materia orgánica ligada al cristal y el látex. Se filtró la biomasa ya cortada y se procedió a hacer un lavado con agua destilada cubriendo toda la biomasa y se mantuvo en agitación a 140 rpm durante 30 minutos. Transcurrido el tiempo se procede a hacer un nuevo filtrado y el biopolimero es entonces sometido a la reacción de des esterificación acida, para ello el material es colocado en 350 ml de solución de HCl de concentración 1.5M y en agitación a 140 rpm por unos 30 minutos, para luego dejar la biomasa reposando en el medio de reacción por espacio de 20h. Una vez finalizado el tiempo de des esterificación, el material resultante es sumergido en etanol técnico con agitación por espacio de 3 horas, estos lavados se realizan hasta alcanzar pH de 3,5 en la solución de lavado. El material aquí obtenido es secado a 80 °C por aproximadamente 24 horas. Una vez seca, se procede a moler y tamizar la biomasa a un tamaño de 0.5 mm para reducir el tamaño de partícula donde será incorporada el Hierro.

Para la síntesis de la magnetita se emplea una relación 10:1 de mmol de Fe total por meq de grupo metoxilo (el cual es reportado en 0,35 meq/g masa seca en trabajos previos (44)). Se preparó una solución en proporción 2:1 de nitrato férrico nonahidratado ($\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$) y sulfato ferroso heptahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), que contenían 6 mmol de Fe total. Teniendo en cuenta el valor obtenido para la capacidad de hinchamiento del aloe, se emplearon 50 ml de agua destilada como solvente para la solución que contiene los iones de hierro. Una vez disuelta las sales, se desoxigena la solución por espacio de 30 min. Posteriormente se coloca la biomasa tratada y se permite la humectación de la misma por 30 minutos. Se agrega lentamente 30 ml de Hidróxido de Amonio



(solución al 30 %) y en agitación continua para permitir la precipitación de la magnetita. Finalizada la síntesis de magnetita, el sólido obtenido es filtrado y lavado hasta obtener un pH neutro en las aguas de lavado, dejando secar el sólido a 80 C por 12 horas.

La muestra de biomasa fresca, des esterificada y con magnetita fueron analizadas en un espectrómetro FT-IR Thermo Fisher Nicolet iS5 ubicado en el Laboratorio de Carbón y Residuos de Petróleo en la Universidad Simón Bolívar. Se empleo la técnica de DRIF para la toma del espectro de infrarrojo, el análisis se realizo una porción de aproximadamente 25 mgr de muestra en la zona de análisis y se presiona ligeramente con el dispositivo para DRIF, Una vez ajustada la muestra se colectan los espectros de infrarrojos realizando 40 barridos, resolución 4, entre 600-4000 cm^{-1} .

Para la caracterización del solido se empleo DRX, para ello se empleo un difractorómetro PANalytical X'Pert PRO ubicado en el Laboratorio de Física de Sólidos I de la Universidad Simón Bolívar. Las muestras fueron analizadas empleando radiación de rayos X proveniente de con radiación de Cu-K α (filtro Ni) operando a 30kV y 35mA.

Se realizó el análisis morfológico de las muestras de biomasa-pectina, antes y después de la adsorción de los metales pesados, para ello se empleo un microscopio electrónico de barrido marca JEAOL modelo JDM-6390, perteneciente al Laboratorio de Microscopia Electrónica de la Universidad Simón Bolívar. Las muestras se prepararon sobre una cinta de grafito y fueron recubiertas con una capa de oro con la técnica de "sputtering", se realizó el análisis en el microscopio de barrido electrónico, donde se toman diferentes imágenes en escala desde 10-500 μm .

Para obtener la isoterma de adsorción para Cromo, Plomo y Níquel se procedió a pesar 0,1g de magnetita-pectina previamente secada. La muestra pesada es colocada en 10 ml de solución de concentración conocida de cada uno de los metales a analizar, el rango de concentración de la soluciones fue desde 1 hasta 100 ppm, una vez colocada la solución correspondiente a cada vial, esta es sellada dejándose en agitación durante 24h en un baño térmico a $25 \pm 1^\circ\text{C}$ para asegurar que alcancen el equilibrio, posteriormente se separa la solución de equilibrio del sólido para su análisis por absorción atómica. Los sólidos son secados para su posterior análisis morfológico y elemental.

La concentración de equilibrio se midió con un espectrofotómetro de absorción atómica Perkin-Elmer 2380 ubicado en el Laboratorio de Absorción Atómica de la Universidad Simón Bolívar. Se empleo una llama de aire-acetileno y la lámpara de cátodo hueco de cada metal. El valor de la concentración de equilibrio para cada muestra permitió determinar las isotermas de adsorción del sistema para cada metal analizado, las curvas obtenidas se ajustaron a los modelos de Langmuir y de Freundlich empleando las ecuaciones 1 y 2 respectivamente del sistema para cada una de las muestras con el uso del software de análisis de datos Origin Pro.

$$\text{Langmuir } \theta_A = \frac{V}{V_m} = \frac{K_{eq}^A p_A}{1 + K_{eq}^A p_A} \quad (1)$$

$$\text{Freundlich } \frac{x}{m} = K p^{1/n} \quad (2)$$

SECRETARÍA DE LAS JORNADAS.

Coordinación de Investigación .Edif. Física Aplicada. Piso 2. Facultad de Ingeniería.

Universidad Central de Venezuela. Ciudad Universitaria de Caracas. 1053

Telf.: +58 212-605 1644 | <http://www.ing.ucv.ve>

Finalmente se realizó la determinación de la adsorción por competencia de los tres metales en una solución modelo a través de una columna de adsorción en dinámico, para ello se empaquetó en una columna de 25 ml un lecho de bioadsorbente, el empaque del sistema magnetita-pectina ocupó 5 ml en volumen (10 cm de altura). Una solución Cromo/Niquel/Plomo en proporciones 1, 2, 5 respectivamente, fue pasada a través del lecho de adsorción y colectado el efluente cada 10 volúmenes tratados (volumen de solución/volumen de lecho) para posterior análisis del contenido de los metales. Los datos obtenidos permitirán obtener una curva de ruptura para el lecho de adsorción y estimar cual de los elementos presentes posee mayor adsorción bajo las condiciones evaluadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación se muestran los resultados obtenidos en la caracterización del material sintetizado iniciando nuestra discusión presentando los espectros de FTIR, reportados tanto para la pectina presente en el aloe vera sin tratar, desesterificada y con magnetita. La Figura 1 muestra los tres espectros colectados, donde se puede apreciar ligeras diferencias en las bandas vibracionales correspondientes a los grupos funcionales presentes en este biopolímero, así como se puede apreciar las modificaciones de dichas bandas vibracionales cuando el material fue sometido a desesterificación y a la síntesis de magnetita.

En el aloe vera fresca se aprecia la presencia de grupos funcionales de alquilester perteneciente al ácido Galacturónico principal polisacárido que constituye la pectina, así como los grupos carbonilos presentes en su estructura. Se aprecia una banda ancha correspondiente a la vibración del enlace O-H de agua adsorbida centrada en la región de 3300 cm^{-1} , así como bandas de intensidad media en la región $3100\text{--}3000\text{ cm}^{-1}$ correspondiente a la presencia de -COO-H y -CH_3 . Se observan bandas en la región de $1750\text{--}1715\text{ cm}^{-1}$ y $1300\text{--}1050\text{ cm}^{-1}$ las cuales son características del grupo éster. Posterior a la desesterificación se modifican las señales apareciendo bandas en la región de $1725\text{--}1700\text{ cm}^{-1}$ y $1420\text{--}1200\text{ cm}^{-1}$ las cuales son características del grupo funcional carboxílico, indicando con ello que la desesterificación aumentó la presencia de estos en la pectina. Adicionalmente se observan la pérdida de la banda característica del grupo éster que aparece en la región de 1750 cm^{-1} , prevaleciendo las señales características por la presencia de grupos funcionales -O-H así como -C-H metileno. Una vez incorporada la magnetita al biopolímero se observa la presencia de una banda intensa en la región entre $700\text{--}650\text{ cm}^{-1}$, lo cual indica la presencia de enlaces de tipo hierro-carbonilo, perteneciente a -COO-Fe , dicha interacción se establece entre el ion hierro con los grupos carboxílicos presentes en la pectina, y permanece después de la precipitación de la magnetita, con lo cual hace suponer que el tamaño del cristal precipitado está limitado por el espacio disponible en la pared vegetal del aloe vera.

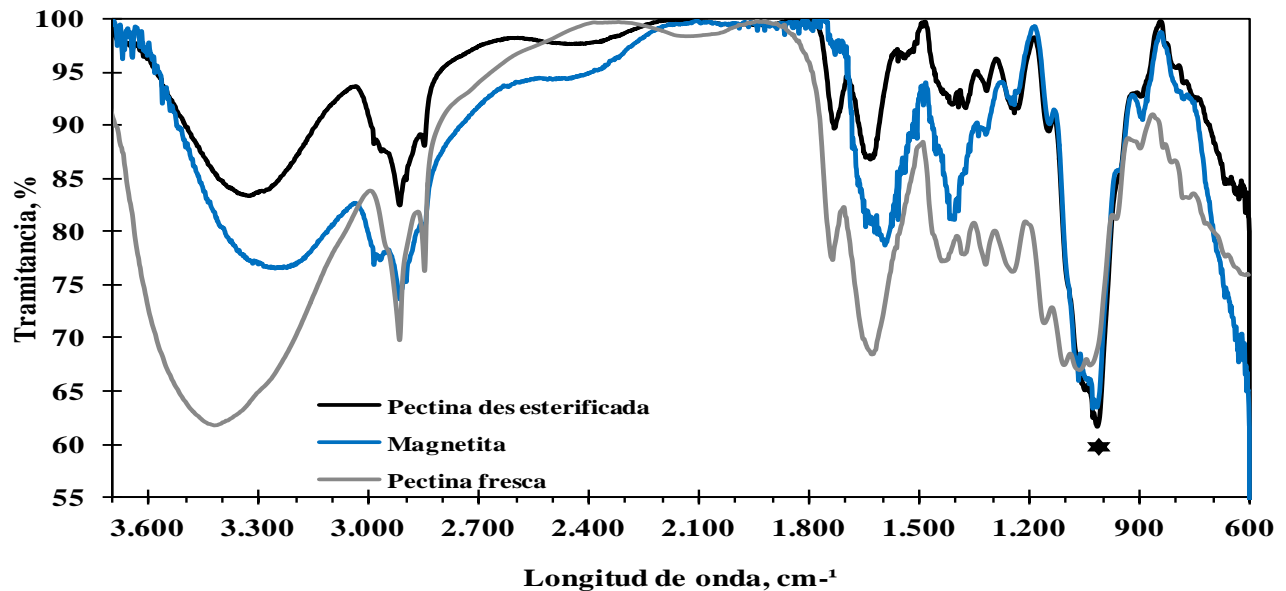


Figura 1: Espectro de FTIR de las muestras de Pectina fresca, des esterificada y con magnetita. (*) Representa la banda utilizada para la normalización de las señales.

Los resultados obtenidos por DRX son mostrados en la Figura 2, se aprecian dos espectros, uno correspondiente a la muestra y otro correspondiente al patrón reportado para la magnetita a través del software de análisis de difracción Match mostrado por la biblioteca COD-Inorg REV20465. En el difractograma de la muestra se aprecian las señales características de la magnetita, se puede afirmar que hay presencia de magnetita en la muestra por la coincidencia de las líneas más intensas.

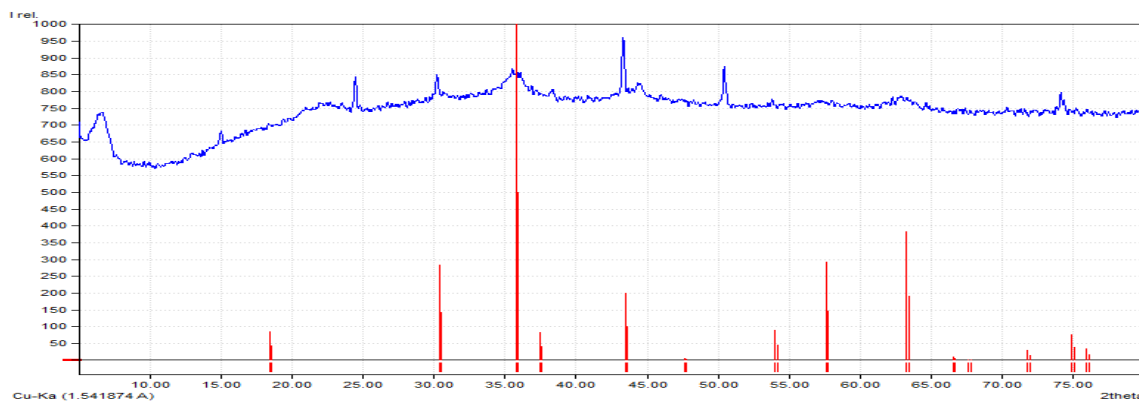
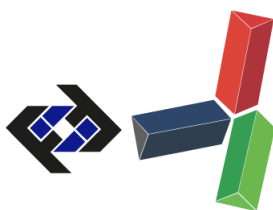


Figura 2: Difractograma obtenido del sistema Magnetita–Pectina. (-) Muestra analizada (-) Patrón de Magnetita

Cabe destacar que la magnetita sintética tiende a oxidarse en cortos períodos de tiempo, por lo que otras señales no coincidentes con el patrón de magnetita han sido asignadas a la presencia de otras fases cristalinas de hierro, tales como hematita o maghemita. La formación de estas fases presentes en la muestra analizada pueden provenir de la oxidación de la magnetita formada inicialmente que al entrar en contacto con el aire provoca su oxidación parcial en aquellos cristales de muy bajo tamaño, y puede deberse también al pequeño alcance en el crecimiento de la red cristalina, la cual se forma dentro de la pared vegetal, lo cual hace más sensible el material a la oxidación. Sin



embargo la presencia de la fase de magnetita luce mayoritaria debido a la coincidencia de más de 5 líneas espectrales correspondientes y a la intensidad de las mismas. Se aprecia también que los picos son de ancha base, indicando con ello que las partículas cristalinas son muy pequeñas, una señal de fondo muy alta es debido a la base orgánica amorfo que conforma el sistema que desplaza a intensidades mayores la línea base espectral. Sin embargo, las señales son de muy baja intensidad confirmando así la formación de fases cristalinas nanométricas.

Las isotermas de adsorción obtenidas para Cromo, Níquel y Plomo se muestran a continuación en las Figuras 3 (a, b y c) respectivamente. Se observa que el orden de adsorción es $Pb \gg Ni > Cr$ para el sistema magnetita-pectina. No se observa una alta afinidad con iones de Cr(VI) en comparación a otros sistemas reportados en investigaciones previas, donde partículas micrométricas de biomasa proveniente del moho de pan (*Rhizopus nigricans*) pueden remover hasta el 99,2% de los iones de Cr(VI) en una solución acuosa con una concentración de 100 ppm [12]. Bhaumik *et al.* (2011) reportaron el uso de la magnetita en la mejora de la capacidad de adsorción de iones de esta especie, evidenciado al usar un sistema magnetita-polipirrol con la capacidad de adsorber el 100% del Cr (VI) en soluciones acuosas de 200 ppm. Los resultados indican que la adsorción marginal observada aquí es producto de las interacciones de Cr (VI) como un anión en forma de dicromato en lugar de su forma catiónica, y que la presencia de iones potasio logra ocupar los sitios de adsorción de intercambio catiónico presentes en la pectina.

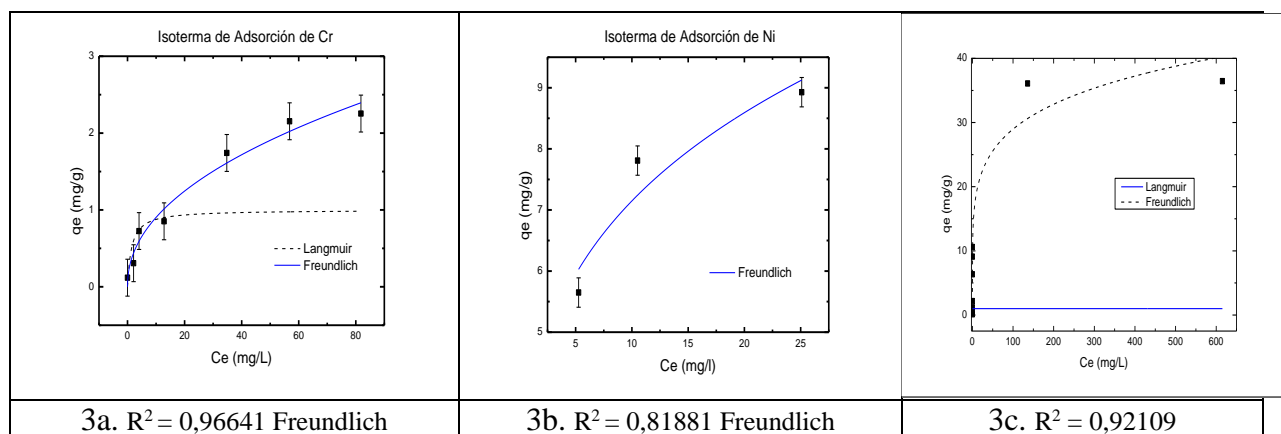
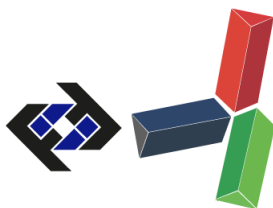


Figura 3(a, b y c). Isotermas de adsorción de Cromo, Níquel y Plomo.

La adsorción para los cationes de Plomo fue superior a lo esperado, 36,44 mg Pb/g de bio adsorbente seco, una alta afinidad del catión Pb al sistema magnetita-pectina con capacidad máxima de adsorción es obtenida, siendo comparable a otros sistemas que emplean biosorción. Lu *et al* emplearon células secas de bacterias del género *Enterobacter*, las cuales reportaron una capacidad máxima de adsorción de 50 mg Pb/g [13]. A pesar de que la capacidad máxima del sistema magnetita-pectina es menor a la mencionada anteriormente, posee mejores propiedades adsorptivas que otros sistemas con partículas magnéticas. Ren *et al* quienes obtuvieron ferro-espinelas magnéticas de $MnFe_2O_4$, reportaron una capacidad máxima de 0,95 mg Pb/g [14]. Así el sistema-magnetita-pectina posee alta capacidad para la adsorción del Pb que otros metales en solución acuosa, lo cual puede estar relacionado a las propiedades magnéticas del adsorbente. El catión Ni, reporta una capacidad máxima de adsorción de 8,93 mgNi/g que luce inferior a sistemas como resinas quelantes de quitosano magnético, cuya capacidad máxima de adsorción es



40,15mg Ni/g [15]. Sin embargo, existen materiales tales como la *Cassia fistula* que al ser sometidos a soluciones acuosas de Ni, logra remover un 100% de estos iones pero en concentraciones iniciales inferiores a las evaluadas aquí [16]. Como se indicó anteriormente, el sistema magnetita-pectina fue capaz de remover la totalidad de los iones Ni en las muestras de baja concentración, y no se aprecia el máximo de su capacidad de adsorción para las concentraciones evaluadas, lo cual indica que puede ser superior.

Los resultados de la adsorción dinámica se presentan en la Tabla 2, se reporta el resultado de las concentraciones de salida para cada volumen tratado de solución cuya proporción de iones Cr:Ni:Pb es 1:2:5 respectivamente.

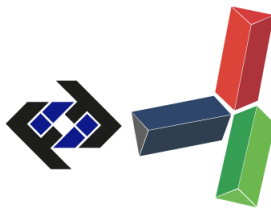
Tabla 2 Concentración de salida de Pb(II) Ni(II), y Cr(VI)

| Volúmenes Tratados (Volumen de solución/volumen de adsorbente) | Pb ($\lambda=220.353$ nm) (mg/L) | Ni($\lambda=231.604$ nm) (mg/L) | Cr ($\lambda=267.716$ nm) (mg/L) |
|--|-----------------------------------|----------------------------------|-----------------------------------|
| 1 | 0,38 | < 0,05 | < 0,05 |
| 2 | 0,16 | < 0,05 | < 0,05 |
| 3 | 0,07 | < 0,05 | < 0,05 |
| 4 | < 0,05 | < 0,05 | < 0,05 |
| 5 | 1,12 | < 0,05 | < 0,05 |
| 6 | 0,08 | < 0,05 | < 0,05 |
| 7 | < 0,05 | < 0,05 | < 0,05 |
| 8 | < 0,05 | < 0,05 | < 0,05 |
| 9 | < 0,05 | < 0,05 | < 0,05 |
| 10 | < 0,05 | < 0,05 | < 0,05 |

La concentración de salida por cada volumen tratado resulto ser menor a 0,05 mg/L para la mayoría de los cationes estudiados, lo cual indica una adsorción completa de estos en solución y no se aprecia preferencia de uno por otro. Podemos considerar que este resultado es lo esperado para un sistema de adsorción que desea eliminar o reducir iones de metales pesados de un lecho de adsorción. Puede considerarse que más volúmenes de solución pudieran ser tratados sin tener fuga de concentraciones importantes en el efluente del lecho de adsorción y que la capacidad adsorptiva del material es superior a lo estimado para el diseño de la prueba. Estos resultando lucen interesantes ya que podríamos diseñar el volumen del lecho sobredimensionado para que cumpla con los requisitos de calidad de agua requerida, un parámetro que cobra importancia al momento de tratar efluentes de manera continua. Los resultados de baja concentración de salida eran de esperarse, pues con base a las capacidades máximas de adsorción para cada uno de los iones se calculó la capacidad de adsorción esperada para 10 g de adsorbente y 100ml de solución y estos son reportados en la Tabla 3.

De acuerdo con la adsorción esperada, es posible tratar al menos once volúmenes de solución conjunta con dicha concentración inicial antes de empezar a ver saturación del lecho en el caso del Cr(VI). Así mismo, la saturación se vería luego de 36 volúmenes tratados en el caso del Pb(II) y de 19 volúmenes tratados para el caso del Ni(II).

El tratamiento de 100ml de solución conjunta no arroja información suficiente para la construcción de la curva de break del adsorbente para cada ión, sin embargo, permite inferir acerca de la gran capacidad de adsorción del mismo para tratamientos en dinámico. Esto, aunado al poco valor comercial de la piel de aloe, su baja densidad de lecho, el fácil manejo del material y la capacidad



que posee de ser atrapado a través de un sistema de trampa magnética hace que el sistema magnetita-pectina sea atractivo para tratamiento de efluentes de aguas industriales previo a su descarga a los cuerpos de agua o para calidad de aguas servidas.

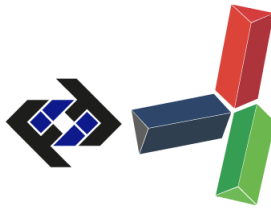
Tabla ¡Error! No hay texto con el estilo especificado en el documento.. Adsorción esperada para un lecho de 10ml de sistema magnetita-pectina

| Ión | Adsorción Máxima (mg/g) | Adsorción Esperada (mg) | Iones presentes en 100ml solución (mg) |
|--------|-------------------------|-------------------------|--|
| Cr(VI) | 2,254 | 22,54 | 2 |
| Pb(II) | 36,442 | 364,42 | 10 |
| Ni(II) | 8,927 | 89,27 | 5 |

Finalmente las microfotografías obtenidas se presentan en la Figura 4, un resumen de las imágenes de las muestras analizadas con la técnica de microscopía electrónica de barrido y las cuales corresponden a la muestra control de magnetita-pectina y las muestras A1, B1 y C1 que representan la muestra de pectina-magnetita posterior a la adsorción de cromo, níquel y plomo respectivamente. Los espectros de electrones retro dispersados de rayos X (EDX) cuyas imágenes obtenidas son presentadas también en esta figura.

En las muestras de control se aprecian zonas brillantes pertenecientes a la presencia de las partículas de hierro fijas sobre la matriz vegetal de la piel de aloe. Se ven en forma de aglomerados que sin forma definida pero conforman estructuras tipo framboides de magnetita de escala manométrico, los cuales has sido reportados por Foba-Tendo [17] en sus investigaciones. Los framboides brillantes se aprecian de forma más definida en las muestras A1, B1 y C1, donde la resolución alcanzada fue suficiente para permitir estimar la dimensión los framboides aglomerados de magnetita sintetizada, estos están en el orden de los nanómetros en ordenes inferiores a los 200 nanómetros, aun cuando la definición de las imágenes no permite una mejor resolución se aprecia que las partículas son aglomeradas cuyo tamaño es inferior a la micro marca en una escala de 1/10, indicando así que para micro marcas de 1000 nm las partículas están en el rango de 100 nm, rango aceptado para la definición de nano partículas. Es obvio que técnicas de mayor alcance son requeridas para estimar la distribución de tamaños y rango de de estos.

Se aprecia que posterior a la adsorción hay presencia de los metales adsorbidos en proporciones medibles. Las estimaciones del % atómico presente de los metales adsorbido se hicieron en los ambientes donde se garantizaba la presencia de hierro, con lo cual el análisis indican la presencia de estos iones metálicos en la cercanía de los framboides de magnetita lo cual supone la existencia de una interacción de estos con el material magnético, algo que permite inferir la hipótesis de trabajo inicial.



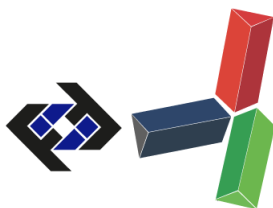
| | Imágenes MEB | | Análisis EDS |
|-------------|--------------|--|--------------|
| P-Magnetita | | | |
| A1 | | | |
| B1 | | | |
| C1 | | | |

CONCLUSIONES

El sistema magnetita-pectina puede considerarse un excelente adsorbente de Pb, buen adsorbente de Ni y no tan eficiente adsorbente de Cr (como dicromato). Es de esperar que modificaciones en el pH de las soluciones a adsorber aporten mejoras en la capacidad de adsorción del material, ya que el equilibrio químico en solución es muy dependiente de esta variable experimental. Sería conveniente comparar este sistema propuesto bajo diferentes pH de las soluciones iniciales.

SECRETARÍA DE LAS JORNADAS.

Coordinación de Investigación .Edif. Física Aplicada. Piso 2. Facultad de Ingeniería.
Universidad Central de Venezuela. Ciudad Universitaria de Caracas. 1053
Telf.: +58 212-605 1644 | <http://www.ing.ucv.ve>



REFERENCIAS

- [1] D. Cai, T. Zhang, F. Zhang, y X. Luo, «Quaternary ammonium β -cyclodextrin-conjugated magnetic nanoparticles as nano-adsorbents for the treatment of dyeing wastewater: Synthesis and adsorption studies», *J. Environ. Chem. Eng.*, vol. 5, n.º 3, pp. 2869-2878, jun. 2017.
- [2] V. Costanzo-Álvarez, R. Devesa-Rey, M. Aldana, M. T. Barral, D. López-Rodríguez, y B. Andrade, «Magnetic properties of surface sediments as proxies of recent anthropogenic pollution in the Anllóns riverbed (NW Spain)», *Environ. Earth Sci.*, vol. 76, n.º 13, jul. 2017.
- [3] E. H. Oelkers, J. G. Hering, y C. Zhu, «Water: Is There a Global Crisis?», *Elements*, vol. 7, n.º 3, pp. 157-162, jun. 2011.
- [4] T. Oki, «Global Hydrological Cycles and World Water Resources», *Science*, vol. 313, n.º 5790, pp. 1068-1072, ago. 2006.
- [5] M. Bagheri, A. Reza Mahjoub, y B. Mehri, «Enhanced photocatalytic degradation of congo red by solvothermally synthesized CuInSe₂-ZnO nanocomposites», *RSC Adv.*, vol. 4, n.º 42, pp. 21757-21764, 2014.
- [6] M. Bagheri, A. R. Mahjoub, y B. Mehri, «Enhanced photocatalytic degradation of congo red by solvothermally synthesized CuInSe₂-ZnO nanocomposites», *RSC Adv.*, vol. 4, n.º 42, p. 21757, 2014.
- [7] C. C. Mólgora, A. M. Domínguez, E. M. Avila, P. Drogui, y G. Buelna, «Removal of arsenic from drinking water: A comparative study between electrocoagulation-microfiltration and chemical coagulation-microfiltration processes», *Sep. Purif. Technol.*, vol. 118, pp. 645-651, oct. 2013.
- [8] S. J. Lim y T.-H. Kim, «Combined treatment of swine wastewater by electron beam irradiation and ion-exchange biological reactor system», *Sep. Purif. Technol.*, vol. 146, pp. 42-49, may 2015.
- [9] G. Crini, «Recent developments in polysaccharide-based materials used as adsorbents in wastewater treatment», *Prog. Polym. Sci.*, vol. 30, n.º 1, pp. 38-70, ene. 2005.
- [10] Y.-C. Chang y D.-H. Chen, «Preparation and adsorption properties of monodisperse chitosan-bound Fe₃O₄ magnetic nanoparticles for removal of Cu(II) ions», *J. Colloid Interface Sci.*, vol. 283, n.º 2, pp. 446-451, mar. 2005.
- [11] J. Li *et al.*, «Preparation and adsorption properties of magnetic chitosan composite adsorbent for Cu²⁺ removal», *J. Clean. Prod.*, vol. 158, pp. 51-58, ago. 2017.
- [12] M. Bhaumik, A. Maity, V. V. Srinivasu, y M. S. Onyango, «Enhanced removal of Cr(VI) from aqueous solution using polypyrrole/Fe₃O₄ magnetic nanocomposite», *J. Hazard. Mater.*, vol. 190, n.º 1, pp. 381-390, 2011.
- [13] W.-B. Lu, J.-J. Shi, C.-H. Wang, y J.-S. Chang, «Biosorption of lead, copper and cadmium by an indigenous isolate *Enterobacter* sp. J1 possessing high heavy-metal resistance», *J. Hazard. Mater.*, vol. 134, n.º 1, pp. 80-86, 2006.
- [14] Y. Ren *et al.*, «Adsorption of Pb(II) and Cu(II) from aqueous solution on magnetic porous ferrosin MnFe₂O₄», *J. Colloid Interface Sci.*, vol. 367, n.º 1, pp. 415-421, 2012.
- [15] M. Monier, D. M. Ayad, Y. Wei, y A. A. Sarhan, «Adsorption of Cu(II), Co(II), and Ni(II) ions by modified magnetic chitosan chelating resin», *J. Hazard. Mater.*, vol. 177, n.º 1, pp. 962-970, 2010.
- [16] M. A. Hanif, R. Nadeem, H. N. Bhatti, N. R. Ahmad, y T. M. Ansari, «Ni(II) biosorption by *Cassia fistula* (Golden Shower) biomass», *J. Hazard. Mater.*, vol. 139, n.º 2, pp. 345-355, 2007.
- [17] F.-T. J. Ngenefeme, N. J. Eko, Y. D. Mbom, N. D. Tantoh, y K. W. M. Rui, «A One Pot Green Synthesis and Characterisation of Iron Oxide-Pectin Hybrid Nanocomposite», *Open J. Compos. Mater.*, vol. 03, n.º 02, pp. 30-37, 2013.