

REMOCIÓN DE Pb(II) DE SOLUCIONES ACUOSAS MEDIANTE EL USO DE CORTEZA DE PINO RADIATA NATURAL Y ACTIVADA QUÍMICAMENTE.

Montes, S.¹; Cortes, M.¹; Valero, E.¹; Valdiviezo, E.²

1 – Universidad de Santiago de Chile
Facultad de Química y Biología – Laboratorio de Físicoquímica de Superficies
Av. Alameda Libertador Bernardo O'Higgins, 3363 .Casilla 40. Correo 33. Santiago. Chile
smontes@lauca.usach.cl; evalero@lauca.usach.cl

2 – Universidade Federal de Campina Grande
Departamento de Mineração e Geologia – Laboratório de Tratamento de Minérios
Av. Aprígio Veloso, 882 – Cidade Universitária - Cx. Postal 10.009 – 58109-970 – Campina Grande – Brasil
elbert@dmg.ufpb.br

Este trabajo tuvo por objeto la remoción de Pb(II) soluble en agua utilizándose como absorbente corteza de pino radiata con granulometría menor a 1 mm. El material usado en los ensayos fue inicialmente caracterizado cuanto a humedad y composición química. La corteza fue lavada y activada en medio ácido adoptándose metodologías estándares específicas. Los estudios de adsorción fueron realizados en distintas condiciones experimentales como densidad de pulpa, pH y concentración del metal en solución. Los resultados indicaron que a valores de pH entre 5 y 7 no existen diferencias significativas de adsorción entre corteza cruda lavada y la activada químicamente, en un amplio intervalo de densidades de pulpa. Las capacidades máximas de adsorción a un determinado valor de pH y concentración del metal en solución se obtuvieron a tiempos mayores a 24 h aunque la adsorción es bastante significativa con 8 h de tratamiento.

Palabras clave: corteza, activación, adsorción, metal pesado.

Área Temática: Tratamiento de fluentes

INTRODUCCIÓN

La presencia de metales pesados tanto en la atmósfera, como en suelos y aguas superficiales, afecta gravemente la salud de los seres vivos, en la medida que sus concentraciones aumentan, las cuales están en directa relación con los niveles de explotación de yacimientos metálicos. Entre los metales más tóxicos, se encuentra el plomo, el cual afecta no sólo las aguas sino también la atmósfera local, donde se produce la explotación minera, debido a la presencia de compuestos volátiles de plomo. Si bien la tendencia actual es eliminar su uso, en ambientes cerrados (pintura de estructuras de acero al interior de edificios), aún sus aplicaciones son muy variadas (elemento en aleaciones metálicas, estabilizador de plásticos, cables, soldaduras, cristalerías, baterías de plomo, etc) (Gaballah et al., 1994).

Por otra parte, es sabido que su inhalación produce trastornos del comportamiento, daños irreversibles al sistema nervioso central (Lin Z. et al., 1998), retardo en el crecimiento de niños, alteraciones de la audición. Se determinó que en la segunda mitad de la década de los 80 se produce intoxicación con plomo cuando los niveles en la sangre sobrepasan los $25 \mu\text{g.L}^{-1}$, valor que se ha ido reduciendo sistemáticamente desde los años 60. Las técnicas de remoción del plomo soluble en aguas, involucran procesos de neutralización-precipitación-filtración, floculación, intercambio iónico, osmosis inversa (Saavedra, 2000).

MATERIALES Y METODOS

Se utiliza corteza de pino radiata con granulometría inferior a 1 mm, lavada como activada en medio ácido, bajo condiciones especificadas en trabajo previo (Montes et al., 2003). Se caracterizó el material en cuanto humedad como composición química (hemicelulosa, celulosa, lignina, extractos solubles y cenizas), determinadas por métodos estándares secuenciales basados en normas ASTM (Saavedra, 2000). Los estudios cinéticos de adsorción se realizaron en batch bajo distintas condiciones experimentales (densidades de pulpa, pH, concentración del metal en solución).

Las masas adsorbidas se determinaron mediante espectrofotometría de absorción atómica en la solución acuosa del elemento metálico en solución después de la adsorción. Previamente se realizó la curva de calibración correspondiente con solución de nitrato de plomo p.a.. Todos los estudios se realizaron a partir de una solución de 100 mg de Pb(II) por litro de solución, excepto cuando se señale expresamente una concentración diferente. El proceso de activación de la corteza se realizó con solución acuosa H_2SO_4 0,2 N a 20 °C, en relación mástica 1:10, bajo agitación constante durante 2 horas. Terminado el proceso, se lavó la corteza con agua destilada hasta obtener pH neutro.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La figura 01 muestra el diagrama de especiación de Pb(II) en fase acuosa, en presencia de anhídrido carbónico y iones sulfato. Ciertamente la presencia de este último ión es prácticamente despreciable al realizar adsorciones sobre pH 4. Se puede observar que a pH 5,0 la especie predominante es ión Pb^{+2} .

La figura 02 presenta la cinética de adsorción de Pb(II) a dos densidades de pulpa diferente. A tiempos superiores a 20 min sobre el 80 % del plomo soluble presente en solución es adsorbido, sin existir diferencias significativas entre las dos densidades de pulpa. La adsorción es muy significativa durante los primeros 5 min de contacto corteza-electrolito.

La figura 03 muestra cómo afecta el valor del pH la adsorción de plomo sobre corteza de pino radiata, al realizarse las medidas luego de 1 hora de tratamiento, cuando la densidad de pulpa es de 10 g.L^{-1} . Se puede observar que el porcentaje adsorbido a pH 3 es del 80 %, reduciéndose significativamente a valores inferiores de pH. Esto se explica por un aumento de la competitividad del protón con el ión Pb^{+2} en solución, al reducirse el valor del pH, y por otra parte la ionización de los grupos polifenólicos se ve favorecida por el aumento del pH de lo cuál resulta una mayor adsorción de Pb^{+2} . Estos resultados son concordantes con los obtenidos por Gaballah et al., (1998) a valores de pH ácidos, inferiores a pH 3,0.

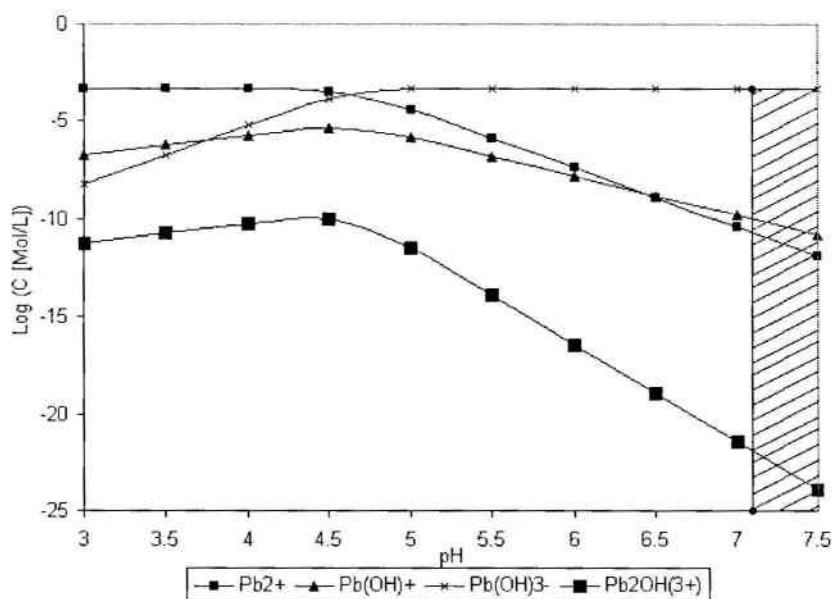


Figura 01 - Diagrama de especiación de Pb(II) en medio acuoso, $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ Pb(II). Zona achurada representa formación de especie neutra $Pb(OH)_2$.

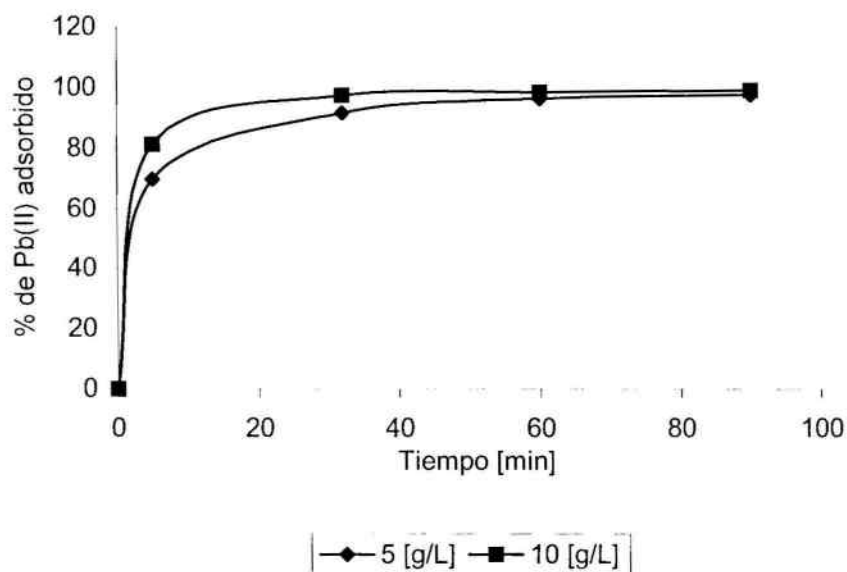


Figura 02 - Porcentaje de adsorción de Pb(II) sobre corteza de pino radiata lavada para diferentes densidades de pulpa. Concentración inicial de Pb(II) $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, pH 5 a 20°C .

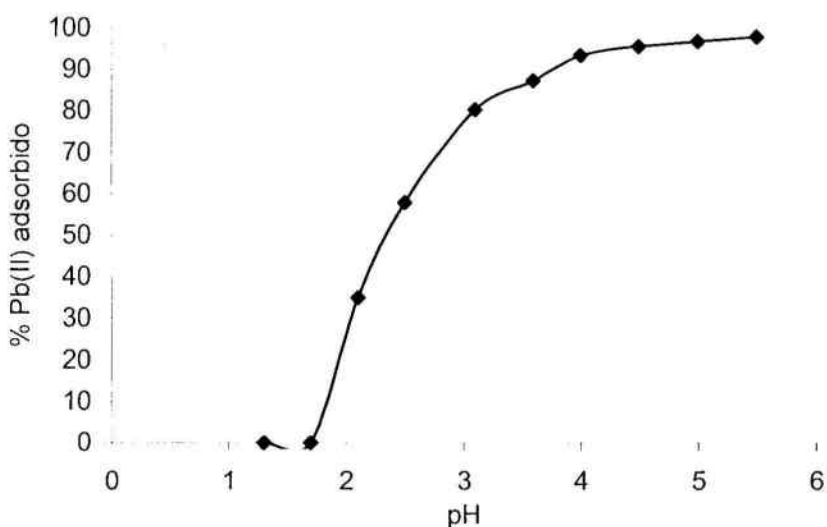


Figura 03 - Porcentaje de adsorción de Pb(II) en función del pH sobre corteza de pino radiata lavada. Concentración inicial 100 mg.L^{-1} Pb(II), densidad de pulpa 10 g.L^{-1} a $20 \text{ }^\circ\text{C}$, tiempo 1h.

En la Tabla 01 se muestra el efecto de la densidad de pulpa sobre la capacidad de adsorción, luego de 1 h de tratamiento, a pH 5,0 y $20 \text{ }^\circ\text{C}$. Si bien los porcentajes adsorbidos son máximos mientras mayor es la densidad de pulpa, las capacidades de adsorción correspondientes son mínimas.

Tabla 01 - Adsorción de Pb(II) a partir de una solución acuosa inicial de 100 mg.L^{-1} del metal, mediante el uso de corteza de pino radiata lavada y seca, a pH 5,0 y $20 \text{ }^\circ\text{C}$.

Razón sólido-líquido (g.L^{-1})	1	5	10	15	20
Conc. de equilibrio de Pb en solución (mg.L^{-1})	69,54	7,79	3,37	1,24	1,13
W (mg.Pb por g de corteza seca).	30,46	18,44	9,66	6,58	4,94

La figura 04 muestra los resultados de adsorción en el tiempo de la corteza sin tratamiento químico, a dos concentraciones metálicas diferentes en solución. Se puede observar que el valor del pH y la densidad de pulpa, son mas significativos en la variación de la capacidad de adsorción con el tiempo, que la concentración del metal en solución.

La activación de la corteza, cuyo objetivo es aumentar la capacidad de intercambio iónico, por unidad de masa seca, se puede realizar en medio ácido, básico o mediante activación térmica a temperaturas inferiores de $350 \text{ }^\circ\text{C}$ (Gaballah, 1992). El objetivo se logra para un metal pesado definido en intervalos estrechos de pH, dependiendo los resultados, de la distribución granulométrica del material, de la concentración del metal en solución y de la densidad de pulpa. La técnica de activación aplicada en este trabajo, se fundamentó en trabajos realizados por Gaballah y colaboradores (Gaballah, 1992). Se determinaron las siguientes condiciones experimentales : H_2SO_4 0,2 N; Relación S/L 1:10 en masa ; tiempo de activación, 2 h; temperatura, $20 \text{ }^\circ\text{C}$. Para validar estas condiciones se realizó un conjunto de experiencias de activación bajo distintas experimentales: concentración variable de ácido sulfúrico y tiempos de activación.. Posteriormente las muestras se sometieron a ensayos de adsorción, seleccionándose la condición experimental óptima señalada.

La figura 05 muestra el efecto de la activación ácida de la corteza, con una densidad de pulpa de 10 g.L^{-1} , a diferentes valores de pH. Se puede observar que la activación tiene lugar entre pH 2 y 4, no observándose diferencias significativas a valores superiores de pH, entre corteza lavada y activada.

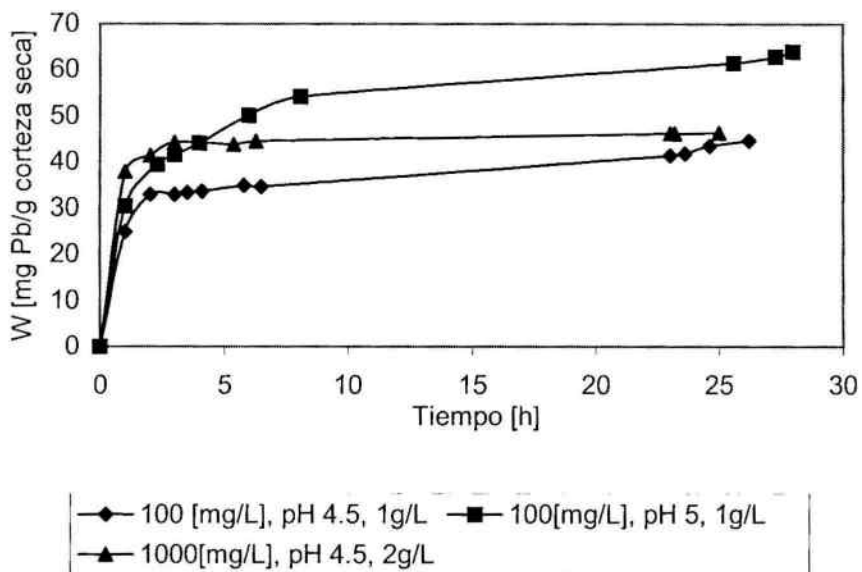


Figura 04 - Capacidad de adsorción de corteza lavada de pino radiata sin tratamiento químico en función del tiempo para diferentes valores de pH, concentración inicial del metal y densidad de pulpa.

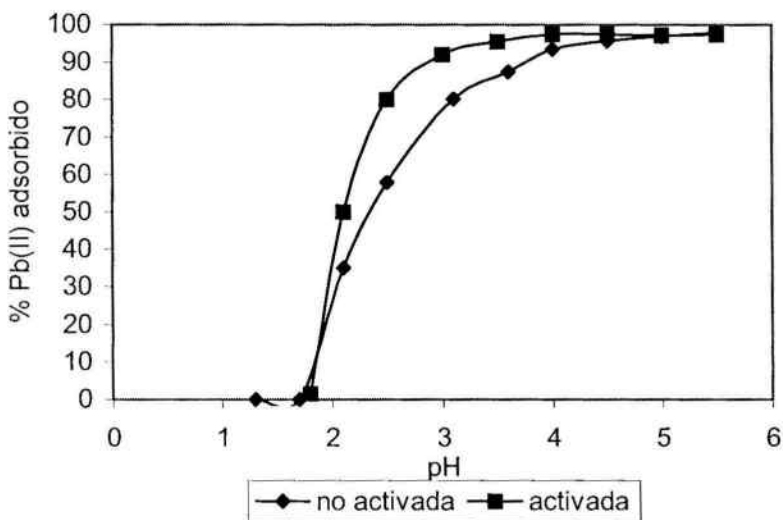


Figura 05 - Efecto del pH sobre la adsorción de plomo con corteza activada y no activada. Concentración inicial 100 mg.L^{-1} Pb(II), densidad de pulpa 10 g.L^{-1} a 20°C y tiempo 1 h.

CONCLUSIONES

1. Existe una afinidad importante entre la corteza polihidroxilada del material lignocelulósico de la corteza de pino radiata y el Pb(II) en solución en medio ácido. Este comportamiento resulta evidente a bajas densidades de pulpa (por ejemplo, 5 g de corteza seca por litro).
2. A valores de pH ligeramente ácidos ($5 < \text{pH} < 7$), no hay diferencias significativas de adsorción entre corteza cruda lavada y la activada químicamente, en amplio intervalo de densidades de pulpa.
3. Las capacidades máximas de adsorción a un valor de pH dado y concentración del metal en solución, no se obtienen a tiempos inferiores a 24 h, si bien la adsorción por unidad de masa seca, ya es significativa a las 8 h de tratamiento.

BIBLIOGRAFIA

- Gaballah I.; Goy D.; Kilbertus G. **International Patent**. N° WO9215397, 1-46, 1992.
- Gaballah I.; Goy D.; Kilbertus G.; Loubinoux B.; Thauront J. **EPD Congress** Ed. G. Warren. Minerals, Metals and Material Society, 1994.
- Gaballah I.; Kilbertus G. **J. of Geochemical Exploration**, 62, 241-286, 1998.
- Lin Z. **Sci. Total Environ**, 209 (1) 47-58, 1998.
- Montes S.; Valero E.; Morales L.; Vilches A.M.; Schmidt R. **The Chilean Chemical Society**, 48, N°3, 2003.
- Saavedra A. **Tesis Ingeniería Ejecución en Química**. Facultad de Ingeniería. Universidad de Santiago de Chile, 2000.