

Adsorción de triclosán en materiales carbonosos para su eliminación de aguas contaminadas

Triclosan adsorption on carbonaceous materials for removal from polluted waters

Lázaro A. González Fernández¹, Nahum A. Medellín C.¹, Raúl Ocampo P.¹, Héctor Hernández M.²

¹Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Av. Dr. Manuel Nava No. 8, Col. Zona Universitaria Poniente, C.P. 78290, San Luis Potosí, México, lazaroadrian1995@gmail.com; ²Instituto de Investigación de Zonas Desérticas, Altair No. 200, Col. del Llano, C.P. 78377, S.L.P, México

INTRODUCCIÓN

El triclosán (Figura 1) [5-cloro-2-(2,4-diclorofenoxi)fenol], TCS, es un fenoxifenol triclorado comercializado con el nombre de *Irgacare MP* o *Irgasan DP 300* que presenta propiedades antibacterianas. Es un polvo blanquecino escasamente soluble en agua, hidrolíticamente estable y poco volátil, con una elevada hidrofobicidad.

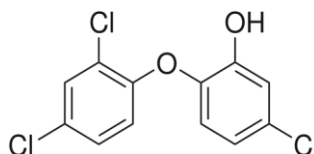


Figura 1. Estructura química del triclosán

El triclosán es un compuesto de baja toxicidad aguda. Diversos estudios sobre su uso en productos de cuidado personal revelan que, a las concentraciones utilizadas, no es tóxico, carcinogénico, teratogénico, ni irritante de ojos y piel. El triclosán penetra en el cuerpo humano por contacto con la piel, las mucosas y el tracto intestinal, reduciéndose su concentración a la mitad tras 21 horas, retornando finalmente a los niveles iniciales al cabo de 8 días (Allmyr et al., 2006; McAvoy et al., 2002).

El mayor problema derivado de la introducción de triclosán en las formulaciones de productos de cuidado personal es su continua descarga en el medio ambiente, ya que puede producir efectos adversos sobre la flora y fauna acuática. Las algas, organismos unicelulares y peces han sido los principales organismos en los que se ha estudiado su toxicidad. Otro problema derivado del uso del triclosán, se debe a su reactividad, ya que se considera precursor de contaminantes prioritarios como los clorofenoles, dioxinas y compuestos

policlorados generados en distintas reacciones de transformación (Hell et al., 2000; Tixier et al., 2002). En la bibliografía existente, se ha puesto de manifiesto la presencia de triclosán en distintas matrices medioambientales, tales como aguas residuales y superficiales, sedimentos, lodos, e incluso muestras de material biológico (músculo y grasa de pescado, leche materna, etc). Sabaliunas y colaboradores (Sabaliunas et al., 2003) afirmaron que es importante conocer los procesos que determinan la estabilidad del TCS, y por tanto, su cantidad disponible en el medio acuático, para la estimación de los posibles riesgos derivados de su presencia en el medio ambiente y, en caso necesario, establecer la correspondiente legislación encaminada a controlar el uso de este bactericida.

El triclosán, como producto de cuidado personal, presenta una baja toxicidad aguda y un porcentaje apreciable de eliminación o degradación medioambiental. Como resultado de procesos naturales o industriales (por ejemplo, el tratamiento de aguas residuales) parte del triclosán sufre procesos de mineralización completa (Federle et al., 2002; Heidler & Halden, 2007). Sin embargo, una fracción apreciable del mismo es introducido en el medio ambiente donde puede transformarse en otros compuestos clorados, como, por ejemplo, el metiltriclosán, las dioxinas, clorofenoles y otros clocanos clorados, los cuales poseen una elevada toxicidad y/o un importante carácter bioacumulativo.

La adsorción es la acumulación preferencial de una sustancia sobre la superficie de un sólido, normalmente poroso. Se le llama adsorbato a la sustancia que se adsorbe la cual puede ser un ion o una molécula. Aunque son numerosos los modelos que aparecen en bibliografía para el estudio de equilibrio en los sistemas de adsorción los más ampliamente usados son el modelo Langmuir y modelo de Freundlich (Volesky, 2003). En este trabajo se han usado estos dos modelos, así como el modelo de Praunitz-Radke (P-R) para describir el equilibrio de adsorción del TCS utilizando tres carbones activados comerciales y nanotubos de carbono.

METODOLOGÍA

Preparación de muestras: Las soluciones madre de triclosán se preparan disolviendo directamente 125 mg de polvo de triclosán en 250 mL de ACN de grado HPLC, y se almacenan a 48 °C en la oscuridad. Las soluciones de muestra para todas las pruebas de adsorción se preparan añadiendo la solución madre en agua desionizada para alcanzar los niveles de concentración deseados. Para ajustar los valores de pH de las soluciones, se usa hidróxido de sodio (NaOH) 0,10 M o ácido clorhídrico (HCl) de igual concentración.

Experimentos de Adsorción: La adsorción de triclosán se realiza utilizando un enfoque de equilibrio por lotes en una serie de frascos de vidrio ámbar. En cada frasco, se añade cierta cantidad de material adsorbente y concentraciones predeterminadas de disolución que contiene triclosán. Las disoluciones se mantienen a un pH establecido mediante el uso de NaOH y HCl. Luego, los frascos se instalan en un agitador orbital a una velocidad de rotación constante controlando la temperatura. (Se realizan estudios cinéticos preliminares para investigar el efecto del tiempo sobre el proceso de adsorción). Al finalizar los experimentos de adsorción, se recogen algunos mililitros de muestra de cada vial y luego se filtran a través de un filtro de membrana de polietersulfona hidrófila para separar los adsorbentes de la fase acuosa para un análisis adicional de la muestra. La concentración de triclosán se mide utilizando UV-Vis a una longitud de onda de 280 nm.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las isotermas de adsorción para los cuatro materiales estudiados a un valor de pH 4 se muestran en la figura 2.

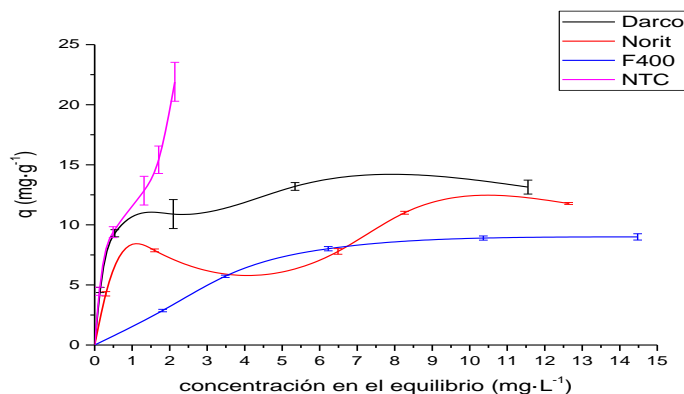


Figura 2. Isotermas de adsorción a pH4

En la figura anterior se observa que las isotermas de los carbones activados muestran dos etapas. La primera etapa con un aumento de la capacidad de adsorción al aumentar la concentración del TCS en el equilibrio. Esto es debido a que el material dispone inicialmente de un gran número de sitios activos para la retención del contaminante. A medida que la concentración del TCS aumenta, estas posiciones van quedando ocupadas y, para una concentración determinada, resulta más difícil que el contaminante los pueda ocupar. A partir de ese momento se observa una segunda etapa, con una disminución de la pendiente que representa un nivel de saturación, diferente para cada material. En esta segunda parte de las curvas se determina la capacidad experimental máxima de sorción ($q_{m\acute{a}x}$). Para el caso de los NTC la capacidad de adsorción sigue aumentando exponencialmente en el rango de concentraciones estudiado, esto debido a la presencia de sitios activos disponibles aún para la adsorción.

La calidad del ajuste se evaluó mediante el porcentaje de desviación estándar. En la Tabla 1 se muestran los porcentajes de desviación obtenidos para cada uno de los modelos matemáticos evaluados. Se resaltan en negritas los valores más bajos de este porcentaje de desviación estándar.

Tabla 1. Capacidad de adsorción máxima y desviación de los modelos matemáticos

Material	$q_{m\acute{a}x}$ (mg·g ⁻¹)	Desv. Langmuir (%)	Desv. Freundlich (%)	Desv. P-R (%)
Darco	13.2	4.05	14.29	4.67
Norit	11.8	12.11	10.96	10.31
F400	9.0	9.54	15.17	3.63
NTC	21.9	20.27	12.71	12.71

La mayor capacidad de adsorción entre los carbones activados la tiene el carbón Darco, seguido del Norit y el F400. Sin embargo, los NTC muestran una capacidad de adsorción máxima alrededor de 1.5 veces la del carbón Darco. En el caso de s carbones esto está

determinado por la afinidad de los grupos funcionales del mismo al contaminante, su abundancia, la morfología de la superficie, así como su área específica y diversos factores que serán estudiados. En los NTC la capacidad de adsorción se potencia por la gran área superficial de los mismos. En este caso esta gran área se muestra como un factor decisivo en la cantidad de adsorbato que se retiene por el adsorbente.

Se puede observar que para el caso del carbón Darco el modelo de Langmuir es el que muestra un mejor ajuste, esto debido a que su superficie es más homogénea para la adsorción del contaminante desde el punto de vista energético. Sin embargo, el valor de desviación del modelo de Prauniz-Radke no se encuentra muy alejado, lo cual indica que el modelo también se ajusta a los datos experimentales. En los casos de los otros materiales el mejor ajuste se obtiene para el modelo de Prauniz-Radke, lo cual indica que las superficies de adsorción son energéticamente heterogéneas (este modelo combina los supuestos de Freundlich y de Langmuir). En el caso particular de los NTC el modelo de Freundlich también mostró un ajuste favorable, indicando un cumplimiento de sus supuestos en el proceso de adsorción.

CONCLUSIONES

- Los NTC muestran una capacidad de adsorción superior a todos los carbones activados estudiados a un pH de 4.
- El modelo matemático de Prauniz-Radke parece describir mejor el fenómeno de adsorción a pH 4.
- El carbón activado Darco presenta la mejor capacidad de adsorción de todos los carbones estudiados.

BIBLIOGRAFÍA

- Heidler, J., & Halden, R. U. (2007). Mass balance assessment of triclosan removal during conventional sewage treatment. *Chemosphere*, 66(2), 362–369.
- Hell, K., Altwicker, E. R., Stieglitz, L., & Addink, R. (2000). Comparison of 2, 4, 6-trichlorophenol conversion to PCDD/PCDF on a MSWI-fly ash and a model fly ash. *Chemosphere*, 40(9–11), 995–1001.
- McAvoy, D. C., Schatowitz, B., Jacob, M., Hauk, A., & Eckhoff, W. S. (2002). Measurement of triclosan in wastewater treatment systems. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 21(7), 1323–1329.
- Sabaliunas, D., Webb, S. F., Hauk, A., Jacob, M., & Eckhoff, W. S. (2003). Environmental fate of triclosan in the River Aire Basin, UK. *Water Research*, 37(13), 3145–3154.
- Tixier, C., Singer, H. P., Canonica, S., & Müller, S. R. (2002). Phototransformation of triclosan in surface waters: A relevant elimination process for this widely used biocide laboratory studies, field measurements, and modeling. *Environmental Science & Technology*, 36(16), 3482–3489.
- Volesky, B. (2003). Sorption and biosorption, BV Sorbex. Inc., St. Lambert, Quebec, 326.