

1. EVALUACIÓN Y ANÁLISIS TECNOLÓGICO

8.1 Remoción de pesticidas del agua

8.1.1 Ecuaciones de Freundlich y de Langmuir (10)

La adsorción de elementos disueltos es compleja, porque en muchos casos las impurezas sólidas y elementos disueltos tienen afinidad por la superficie carbonosa. El medio más común para representar el proceso de adsorción es la ecuación empírica de Freundlich:

$$\frac{x}{m} = K_F c^n$$

donde:

x = peso de la impureza adsorbida

m = peso del carbón

c = concentración de equilibrio del adsorbato en solución después de la adsorción

K_F y n = son los parámetros característicos del sistema

Otra ecuación empírica muy utilizada es la de Langmuir:

$$\frac{x}{m} = \frac{q_o c}{K_L + c}$$

donde:

x/m = cantidad de impureza adsorbida por unidad de peso de adsorbente

c = concentración de equilibrio del adsorbato en solución después de la adsorción

K_L y q_o = son los parámetros característicos del sistema

8.1.2 Tiempo de agotamiento ⁽¹⁰⁾

Para determinar el tiempo de agotamiento del adsorbente, puede utilizarse la siguiente fórmula:

$$t_b = \frac{(x/m)_b M_c}{Q \left[C_i - \frac{C_b}{2} \right] \cdot 8.34 \frac{lb}{Mgal(mg/L)}}$$

donde:

Mc = masa de carbón en la columna en lb

x/m = cantidad adsorbida por unidad de peso de adsorbente

Q = flujo volumétrico, Mgal/día

Ci = concentración inicial, mg/l

Cb = concentración final, mg/l

tb = tiempo de agotamiento, días

8.1.3 Movilidad del Pentaclorofenol en el Suelo⁽¹⁷⁾

En estudios realizados en la Universidad de las Américas – Puebla, se concluyó que la movilidad del pentaclorofenol es muy alta en el tipo específico de suelo estudiado, para extrapolar este resultado tendría que muestrearse el suelo de la zona y determinar si sus propiedades son similares a las del suelo utilizado para el estudio. Se recalca el hecho de que las constantes de capacitancia del pesticida en el suelo orientan en la decisión de que tipo de pesticida conviene utilizar para evitar su percolación en el medio.

8.1.4 Remoción de Pentaclorofenol del Agua⁽⁹⁾

En estudios posteriores, se obtuvieron las isothermas de adsorción de pentaclorofenol (PCF) en carbón activado granular (CAG) de diferentes granulometrías, comprobando que se tiene una isoterma del tipo I o de Langmuir cuyos parámetros tienen los valores de: $q_0 = 5.44$ g PCF/g CAG Mineral y $K_L = 2.998$ g CAG Mineral /l.

El carbón vegetal no presentó buenos resultados al disolverse en las muestras preparadas con PCF. Es importante mencionar que cuando se adsorben compuestos

organoclorados en carbón activado, su regeneración térmica libera compuestos igual o más tóxicos que los retenidos originalmente, por lo que deben tomarse las medidas necesarias.

Se realizó también el estudio en continuo de la adsorción de PCF en CAG utilizando tres columnas de vidrio de diferentes diámetros y longitudes, la primera de ½ in con segmentos de 15 cm, la segunda de ½ in con segmentos de 25 cm y la tercera de 1 ½ in con segmentos de 25 cm. Las [curvas de rompimiento](#) indicaron que el punto de ruptura se encuentra alrededor de los 1000 minutos.

8.1.5 Adsorción de Carbendazim en el Suelo⁽¹⁸⁾

En estudios posteriores, también realizados en la Universidad de las Américas, Puebla, se observó que el carbendazim sufre mínima adsorción y degradación en el suelo, el sistema presenta una isoterma de Freudlich. Las curvas de rompimiento no exhibieron un punto de ruptura bien definido y desde la adición de los primeros mililitros, la concentración de pesticida fue considerable en todos los puertos. Se comprobó que el carbendazim se percuera rápidamente a través del suelo mediante riego convencional o microgoteo y, por lo tanto, llega a atacar el manto acuífero.

8.1.6 Remoción de Carbendazim del Agua⁽¹¹⁾

En forma paralela, se obtuvieron las isotermas de adsorción de carbendazim (CBD) en carbón activado granular (CAG) de tres tipos: uno vegetal de cáscara de coco (CC) y dos minerales fabricados a partir de lignito (CM) y de hullabituinosa (HB). Gráficamente las [isotermas](#) presentaron un buen ajuste.

Los resultados son los siguientes:

Tipo de Carbón	Tipo de Isoterma	K_L (g/l)	q_0	K_F (l/g) ⁿ	n

Cáscara de Coco	Langmuir	5.35	0.104		
Lignito	Freundlich			0.11	0.13
Hullabituinosa	Langmuir	13.11	0.325		

Tabla 5. Resultados de remoción de carbendazim por lotes

En cuanto al estudio en continuo, se determinaron las [curvas de rompimiento](#). Las columnas se empacaron y operaron de la siguiente forma:

Sección	Cantidad de carbón (g)		
	Columna		
	CBD		
	CC	CM	HB
1a.	2.64	1.79	2.22
2a.	2.63	1.66	2.33
3a.	2.72	1.86	2.3
4a.	2.53	1.64	2.1
TOTAL	10.52	6.95	8.95

Columna	Velocidad de Flujo (ml/min):	Concentración de solución de alimentación (ppm)
CC	11	200
CBD – CM	10	200
HB	11	200

Tabla 6. Empaque y operación de las columnas para remoción de carbendazim en continuo

El carbón saturado con carbendazim no presenta problemas para su regeneración con vapor. Se concluyó que la eficiencia del carbón regenerado disminuyó alrededor de un 10%.

8.1.7 Adsorción de Paraquat en el Suelo ⁽¹⁸⁾

Simultáneamente al estudio de carbendazim, se realizaron en la Universidad de las Américas – Puebla los estudios con paraquat obteniendo los siguientes resultados: este pesticida muestra gran adsorción y degradación en el suelo. El sistema presenta una isoterma del tipo Langmuir y en las curvas de rompimiento el frente de saturación sufre

un cambio drástico, característico de una adsorción intensa en el primer puerto. En los demás puertos, este comportamiento no es tan marcado. Se logran concentraciones más bajas a una profundidad dada si se emplea riego por microgoteo en lugar de riego convencional.

8.1.8 Remoción de Paraquat del Agua ⁽¹¹⁾

Se obtuvieron las isothermas de adsorción de paraquat (PQT) en carbón activado granular (CAG) de tres tipos: uno vegetal de cáscara de coco (CC) y dos minerales fabricados a partir de lignito (CM) y de hullabituminosa (HB). Gráficamente las [isothermas](#) presentaron un buen ajuste.

Los resultados son los siguientes:

Tipo de Carbón	Tipo de Isotherma	K_L (g/l)	q_0	K_F (l/g) ⁿ	n
Cáscara de Coco	Langmuir	0.56	0.112		
Lignito	Freundlich			0.00098	0.592
Hullabituminosa	Langmuir	0.48	0.03		

Tabla 7. Resultados de remoción de paraquat por lotes

En cuanto al estudio en continuo, se determinaron las curvas de rompimiento. Las columnas se empacaron y operaron de la siguiente forma:

	Cantidad de carbón (g)		
	Columna		
	PQT		
Sección	CC	CM	HB
1a.	2.51	1.69	2.45
2a.	2.46	1.89	2.33
3a.	2.34	1.69	2.18
4a.	2.36	2.12	2.06
TOTAL	9.67	7.39	9.02

Columna	Velocidad de Flujo (mL/min):	Concentración de solución de alimentación (ppm)
CC	13	50
PQT – CM	12	50
HB	13	50

Tabla 8. Empaque y operación de las columnas para remoción de paraquat en continuo

El carbón saturado con paraquat no presenta problemas para su regeneración con vapor. Se concluyó que la eficiencia del carbón regenerado disminuyó alrededor de un 15%.

8.2 Remoción de Arsénico del Agua ⁽²⁴⁾

Se realizaron tres lotes para su análisis “cualitativo” ya que el kit de pruebas no permitía conocer los valores exactos de concentración disuelta, pero si dejaba ver cual de los adsorbentes era más eficiente para retener el arsénico. A continuación se muestra el resumen de los resultados obtenidos en los tres primeros lotes, tomando en consideración aquellas combinaciones que tras el tratamiento cumplen con la normatividad nacional y/o extranjera.

Adsorbente	mg	Cdis.	Cumple con:
CC	1000	0.05	NOM
CC + 4% EDTA	1000	0.05	NOM
VG	1000	0.05	NOM
VG + 4% EDTA	1000	0.05	NOM
Fe°	100	0.05	NOM
Fe ₂ O ₃	300	0.05	NOM
CC + 8% EDTA	1000	0.03	NOM
VG	1400	0.03	NOM
VG + 10% EDTA	1000	0.03	NOM
Fe°	100	0.03	NOM
Fe ₂ O ₃	500	0.03	NOM
VG + 8% EDTA	1500	0.01	NOM / EPA
Fe°	300	0.01	NOM / EPA
Fe ₂ O ₃	700	0.01	NOM / EPA
Fe°	800	0.00	NOM / EPA
Fe ₂ O ₃	900	0.00	NOM / EPA

Tabla 9. Resumen de resultados de remoción de arsénico por lotes (kit tiras reactivas)

Con los datos de los lotes anteriores, se preparó un cuarto lote que se analizó por absorción atómica para obtener las isotermas de adsorción de arsénico en carbón activado granular de cáscara de coco (CC), en carbón activado granular de cáscara de coco con adición de 0.92 g/l de EDTA, en hierro metálico y en óxido de hierro. Los datos obtenidos mostraron una clara [interferencia](#) en el caso de CAG, por lo cual se preparó un quinto lote con CAG CC y con CAG CC + EDTA. Después de varias pruebas no se logró obtener información clara sobre la capacidad de adsorción de As en CAG, por lo

cual se consultó al Dr. Roberto Leyva Ramos, especialista en CAG, quien me informó lo siguiente: “En general, el Arsénico no se adsorbe sobre CAG porque se encuentra como los aniones arseniato o arsenito y el CAG no tiene sitios activos para adsorber aniones. Es necesario modificarlo con Fierro”. Los lotes que se trataron con fierro y óxido férrico, mostraban mejores tendencias, pero aún cuando se utilizó absorción atómica con generación de hidruros y con horno de grafito, no se logró generar las isotermas. Se presentan los resultados de capacidad de adsorción obtenidos y los valores reportados para fierro metálico y para óxido de fierro, sin embargo, el historial de resultados de todas las pruebas realizadas puede consultarse [aquí](#).

Resumen de resultados:

	Máxima Capacidad de Adsorción Obtenida mg As/ mg Adsorbente	Máxima Capacidad de Adsorción Reportada mg As/ mg Adsorbente
Fierro Metálico	0.324 mg As/ 1000 mg Fe	4.4 mg As/1000 mg Fe ⁽³²⁾
Óxido de Fierro	0.108 mg As/ 1000 mg Fe ₂ O ₃	1.47 mg As/ 1000 mg Fe ₂ O ₃

Tabla 10. Resultados de remoción de arsénico por lotes (absorción atómica)

Aunque no se logró generar las isotermas, los grupos de datos obtenidos demostraron la mayor eficiencia del fierro sobre el óxido de fierro para adsorber arsénico, aproximadamente en proporción 3:1. Se obtuvo el valor reportado para adsorción de arsénico en fierro y tomando en cuenta la proporción anterior se calculó la capacidad de adsorción del óxido de fierro. En cuanto a los valores obtenidos, el dato de 0.108 mg As/ 1000 mg Fe₂O₃ corresponde al único segmento de isoterma logrado, desafortunadamente, no se sobrepasó la zona lineal, de tal forma que no existe evidencia experimental de que este valor sea la máxima capacidad de adsorción, pero considerando que para efectos de diseño se toma el 25% de este valor para operar en continuo, sería una buena aproximación ya el diseño quedaría garantizado.

Para realizar la evaluación técnica y económica se utilizarán únicamente los valores reportados de máxima capacidad de adsorción de arsénico en fierro y en óxido de fierro.

8.3 Ablandamiento de agua

En el programa desarrollado por Valenzuela ⁽³⁰⁾ se realizaron varias corridas a diferentes flujos, considerando una concentración de alimentación de 500 ppm y una concentración en el efluente de 50 ppm, obteniendo los siguientes resultados técnicos:

Ablandamiento por Adición de Cal

Co (ppm)	500
Cf (ppm)	50
V (m ³ /día)	Cal Requerida (kg)
4.77	0.98
42.78	8.79
171.10	35.17
383.08	78.74
682.13	140.22
1068.24	219.58
2133.84	438.62

Tabla 11. Resultados Técnicos del ablandamiento por adición de cal

Ablandamiento por Ósmosis Inversa

Co (ppm) 500

V (m ³ /día)	Tipo de Membrana	Cf (ppm)
4.77	Baja Presión (200 psia)	12.50
42.78	Baja Presión (200 psia)	12.50
171.10	Baja Presión (200 psia)	12.50
383.08	Baja Presión (200 psia)	12.50
682.13	Baja Presión (200 psia)	12.50
1068.24	Baja Presión (200 psia)	12.50
2133.84	Baja Presión (200 psia)	12.50

Tabla 12. Resultados Técnicos del ablandamiento por ósmosis inversa

Ablandamiento por Resinas de Intercambio Iónico

Co (ppm)	500	=	Co (meq/ml)	0.01
tiempo de tratamiento (días)	1, 2 ó 4		Capacidad (meq/ml)	1.9
V (m ³ /día)	V _{Resina} t=1 (m ³)	V _{Resina} t=2 (m ³)	V _{Resina} t=4 (m ³)	Cf (ppm)
4.77	0.03	0.05	0.10	10
42.78	0.23	0.45	0.90	10
171.10	0.90	1.80	3.60	10
383.08	2.02	4.03	8.06	10
682.13	3.59	7.18	14.36	10
1068.24	5.62	11.24	22.49	10
2133.84	11.23	22.46	44.92	10

Tabla 13. Resultados Técnicos del ablandamiento por resinas de intercambio iónico

Como se puede observar, en las tablas 11 y 12 los procesos de ósmosis inversa y de intercambio iónico arrojan concentraciones finales muy bajas independientes del flujo que se trabaje, de 12.5 y 10 ppm respectivamente. Esto tiene una repercusión económica significativa, ya que al buscar un efluente de 50 ppm, no sería necesario tratar todo el

volumen de agua cruda, sino solamente una parte y mezclarla con un poco de agua cruda para obtener el flujo necesario a la concentración solicitada. En contraparte, a mayores flujos, las membranas de ósmosis sufren mayor desgaste y son necesarios mayores volúmenes de resinas de intercambio.

Volúmenes a tratar			
Co (ppm) 500			
Cf (ppm) 50			
Ósmosis Inversa		Intercambio Iónico	
V _{requerido} (m ³ /día)	V _{a tratar} (m ³ /día)	V _{requerido} (m ³ /día)	V _{a tratar} (m ³ /día)
4.77	4.38	4.77	4.40
42.78	39.29	42.78	39.49
171.10	157.13	171.10	157.94
383.08	351.81	383.08	353.61
682.13	626.45	682.13	629.66
1068.24	981.04	1068.24	986.07
2133.84	1959.65	2133.84	1969.70

Tabla 14. Volúmenes a tratar por ósmosis inversa y por intercambio iónico

Otra consideración que se hizo desde el punto de vista técnico y posteriormente desde el punto de vista económico fue el reuso que podría dársele a los residuos. Para el caso de adición de cal, no resultó viable económicamente hacer la regeneración de la cal en la misma planta, por lo que se tuvo que considerar un gasto por transporte de este material hacia plantas productoras de cal para su regeneración. En el caso de la ósmosis inversa, la salmuera que se genera después de secarse se vende en su forma de sal y se obtiene una pequeña ganancia por el residuo. Finalmente para el intercambio iónico el residuo generado es una solución de cloruro de calcio en su mayoría además del cloruro de sodio que se añade en exceso durante la regeneración de las resinas y no representa un costo adicional debido a que se utiliza como estabilizador de neumáticos, de modo que se obtendrían ganancias al destinarlas a este uso comercial.

Todo esto fue tomado en consideración para realizar la evaluación económica que determinaría la rentabilidad de los diferentes procesos.