

Tratamiento de lixiviados por oxidación Fenton

Treating leachate by Fenton oxidation

Roger Iván Méndez Novelo¹, Refugio Bernardo García Reyes², Elba René Castillo Borges³
y María Rosa Sauri Riancho⁴

RESUMEN

Los lixiviados son el resultado de la percolación de líquidos a través de los desechos sólidos en proceso de estabilización. La complejidad del tratamiento de los lixiviados se deriva de que su composición es altamente tóxica y variable y debido al suelo altamente permeable de la península de Yucatán, México representan un peligro alto para la salud. Se presentan los resultados de aplicar el proceso Fenton a los lixiviados del relleno sanitario de la ciudad de Mérida. El proceso Fenton consiste en tratar la carga contaminante con una combinación de H_2O_2 y $FeSO_4$ en condiciones ácidas. Se determinaron el tiempo óptimo de reacción, los valores óptimos de pH y dosis de reactivo Fenton, así como las dosis óptimas para el postratamiento coagulación – floculación. Las condiciones y dosis óptimas del proceso de oxidación fueron: tiempo de contacto de 20 minutos, un valor de pH igual a 4, concentraciones de H_2O_2 de 600 mg/l y Fe^{2+} de 1,000 mg/l. Los porcentajes de remoción promedio de materia orgánica, medida como DQO₅, fue de 78%, y medida como COT, del 87%.

Palabras clave: Fenton, lixiviado, tratamiento físico-químico, índice de biodegradabilidad.

ABSTRACT

Leachates are formed from liquids, mainly rainwater, percolating through solid wastes during stabilisation. Their composition is variable and highly toxic; leachate treatment is therefore a complex task. Leachates represent a high risk to health due to the Yucatan Peninsula's highly permeable soil. The results are presented from applying the Fenton process to treating leachate from the sanitary Merida landfill, Yucatan, Mexico. The Fenton process consists of treating the contaminant load with an H_2O_2 and $FeSO_4$ combination in acidic conditions. Optimal reaction time, pH value, Fenton reagent dose, post treatment coagulation – flocculation doses and increased biodegradability index were all determined. Optimal oxidation conditions and doses were 20 minute contact time, 4 pH, 600 mg/L H_2O_2 concentration and 1,000 mg/L Fe^{2+} . Average organic matter removal rate, measured as COD₅ and TOC, were 78% and 87% respectively. The biodegradability index increased from 0.07 to 0.11 during the Fenton process and up to 0.13 when the Fenton process was followed by coagulation-flocculation.

Keywords: Fenton, leachate, physicochemical treatment, biodegradability index.

Recibido: abril 12 de 2009

Aceptado: febrero 15 de 2010

Introducción

Uno de los tratamientos físico-químicos más prometedores para lixiviados es el de la oxidación Fenton, que consiste en la oxidación de la carga contaminante con una combinación de peróxido de hidrógeno y sulfato ferroso (reactivo Fenton), típicamente a presión atmosférica y temperatura entre 20 °C y 40 °C. Las condiciones óptimas del reactivo Fenton se obtienen a valores ácidos de pH y con ellas se pueden alcanzar altas remociones de los contaminantes orgánicos. El proceso Fenton involucra:

- un cambio estructural de los compuestos orgánicos que posibilitan un eventual tratamiento biológico posterior,

- una oxidación parcial que redundará en una disminución de la toxicidad del efluente, y/o una oxidación total de los compuestos

orgánicos en sustancias inocuas que posibilitan una descarga segura del efluente sin necesidad de un posterior tratamiento.

El agente responsable de la oxidación en el proceso Fenton es el radical hidroxilo ($\bullet OH$), $Fe^{2+} + H_2O_2 + H^+ \rightarrow Fe^{3+} + H_2O + \bullet OH$. Este radical libre es en extremo reactivo y se forma por la descomposición catalítica del peróxido de hidrógeno en un medio ácido (Kitis *et ál.*, 1999; Yoo *et ál.*, 2001; Lu *et ál.*, 2001). Existe una gran variedad de compuestos orgánicos que son posibles del ataque con el reactivo Fenton. Algunos compuestos son más refractarios que otros, requiriendo de temperaturas más elevadas para su oxidación. Por ejemplo, el benceno o el fenol se oxidan con relativa facilidad, mientras que los derivados clorados son menos reactivos y demandan mayor tiempo para su tratamiento o temperaturas más elevadas. En muchos casos, un substrato orgánico aparentemente refractario al tratamiento puede ser oxidado alterando

¹ Ingeniero civil y M.Sc., en Ingeniería Ambiental, Universidad Autónoma de Yucatán, México. Ph.C., en Bioquímica, Instituto Tecnológico de Mérida, México. Profesor, Universidad Autónoma de Yucatán, México. mnovelo@uady.mx

² Ingeniero químico, Universidad Autónoma San Luis Potosí, México. M.Sc., en Ingeniería Ambiental, Universidad Autónoma de Yucatán, México. Vinculado a División de Ciencias Ambientales, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica A.C., México. bernardogarciareyes@yahoo.com.mx

³ Ingeniera química industrial y M.Sc., en Ingeniería Ambiental, Universidad Autónoma de Yucatán, México. Vinculado a la Maestría en Ingeniería Ambiental, Universidad Autónoma de Yucatán, México. cborges@uady.mx

⁴ Ingeniera química industrial y M.Sc., en Ingeniería Ambiental, Universidad Autónoma de Yucatán, México. Ph.D., en Ingeniería en Salud Pública, Universidad de Leeds, Reino Unido, U.K. Vinculado a la Maestría en Ingeniería Ambiental, Universidad Autónoma de Yucatán, México. sriancho@uady.mx

las condiciones de temperatura, pH o concentración de catalizador.

Existen numerosos estudios sobre el efecto del reactivo Fenton en la remoción de contaminantes de lixiviados de rellenos sanitarios. Cuando se utiliza una proporción de $[Fe^{2+}]/[H_2O_2]$ igual o mayor a 1,25, la reacción Fenton puede dividirse en dos procesos. El primero consiste en una oxidación inicial a valores bajos de pH, alrededor de 3. El segundo proceso, el cual sigue al de oxidación, es la coagulación-floculación a valores altos de pH (entre 7 - 8). Se interpreta que el paso de coagulación en la reacción Fenton desempeña un papel primario en la remoción selectiva de contaminantes, ya que la reacción Fenton no es una coagulación. Sin embargo, ya que la eficiencia de la remoción de contaminantes orgánicos en la reacción Fenton resulta más alta que la coagulación, la reacción Fenton en el proceso de tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios puede ser llamada como un tipo de "coagulación mejorada" (Yoo et ál., 2001).

El relleno sanitario de la ciudad de Mérida utiliza un material de cubierta denominado *sahcab*, el cual posee elevadas concentraciones de carbonato de calcio que al contacto con el agua de lluvia presenta la reacción $CO_2 + Ca \Rightarrow CaCO_3$, incrementando la dureza del líquido y el aporte de calcio a los lixiviados. Por otra parte, al aplanar el *sahcab* durante la operación del relleno se reduce su porosidad y actúa como filtro dentro del relleno, por lo que el contenido de sólidos suspendidos del lixiviado es bajo. Méndez et ál. (2005) reportan concentraciones de SST = 73 mg/l y ST = 12.810 mg/l, por lo cual el 99% de los sólidos se encuentra en forma disuelta. A una conclusión semejante se llegó cuando se compararon los valores de la DQO total y soluble: $DQO_t = 5,764$ mg/l contra $DQO_s = 5,532$ mg/l, de modo que el 96% de la DQO se encontraba en forma soluble. Otra característica de este lixiviado es su baja concentración de DBO_5 , implica que el índice de biodegradabilidad (DBO_5/DQO) varíe de 0,06 a 0,08 entre las distintas celdas del relleno.

La baja concentración de partículas suspendidas de los lixiviados produjeron bajas eficiencias de remoción con procesos físico-químicos del tipo coagulación-floculación o flotación (Méndez et ál., 2005; Méndez et ál., 2006), así que se ensayó el proceso Fenton.

Materiales y métodos

Se realizaron tres muestreos de lixiviado de las lagunas de evaporación del relleno sanitario de la ciudad de Mérida. A cada muestra de lixiviado crudo se le determinaron las concentraciones de DQO total y soluble, DBO_5 total y soluble, COT, pH, alcalinidad, conductividad y turbiedad, de acuerdo en las técnicas establecidas en el *Standard Methods* (APHA-AWWA-WPCF, 1998).

Se determinaron en un equipo de agitación múltiple el tiempo de contacto, el pH y la dosis de reactivo Fenton (peróxido y Fe^{2+}) óptimos. Para obtener el tiempo óptimo de reacción se probaron dosis de peróxido de hidrógeno de 200 y 800 mg/l y de hierro de 250 y 1.000 mg/l, respectivamente. Para este efecto se ajustó el valor de pH del lixiviado a 3, usando H_2SO_4 concentrado (97% w/w). Se realizaron por duplicado ensayos en los que se mezclaron los reactivos durante 1 minuto a 100 r.p.m. y posteriormente se redujo la velocidad de agitación a 30 r.p.m. Se tomaron muestras de la mezcla cada 20 minutos durante 2 horas y se determinó la concentración de DQO soluble.

Con el fin de estimar el valor óptimo de pH y las dosis óptimas para la oxidación se probaron por duplicado 4 dosis del reactivo Fenton: peróxido de oxígeno (200, 400, 600, 800 mg de H_2O_2/l) y

hierro (250, 500, 750, 1.000 mg Fe^{2+}/l) como oxidante del lixiviado y 3 valores de pH (2, 3 y 4). Cada ensayo se realizó de la siguiente manera: se agitó la mezcla correspondiente (con los reactivos) a 100 r.p.m. durante 1 minuto y posteriormente se redujo a 30 r.p.m., durante el tiempo que resultó óptimo. A continuación, se tomó una muestra para determinar las concentraciones de DQO y COT solubles.

Para determinar las dosis óptimas del proceso coagulación-floculación posterior al Fenton, se probaron 3 dosis de coagulante de cloruro férrico (400, 600 y 800 mg de $FeCl_3/l$, evaluados por duplicado). Se realizaron ensayos al lixiviado, en pruebas de jarras, sometidos al proceso de oxidación avanzada con las dosis óptimas del reactivo Fenton. Los resultados fueron evaluados con base en la remoción de materia orgánica medida como DQO y COT solubles. Los resultados se compararon con el proceso Fenton.

La reducción del índice de biodegradabilidad (IB) se determinó realizando 6 ensayos: 3 con los valores óptimos del proceso Fenton y 3 con el proceso Fenton seguido del de coagulación-floculación con dosis de 400, 600 y 800 mg/l de $FeCl_3$.

Los resultados de la determinación de tiempo de contacto, el pH y la dosis de reactivo Fenton (peróxido y Fe^{2+}) óptimos y el proceso coagulación-floculación se sometieron a un análisis de varianza y posteriormente se contrastaron las medias de cada tratamiento por el método de diferencia mínima significativa.

Resultados y análisis

En la tabla 1 se presentan los resultados de la caracterización de los lixiviados, y en la tabla 2 se especifican los tratamientos ensayados para determinar los valores de pH y dosis de reactivo Fenton óptimos.

En la figura 1 se representa la variación del porcentaje de remoción de la DQO soluble con respecto al tiempo de contacto de dos valores extremos del reactivo Fenton.

Tabla 1. Caracterización de los lixiviados generados en el relleno sanitario de la ciudad de Mérida

Parámetro	Unidad	Promedio	Mínimo	Máximo
pH	Unidades de pH	8.57	8.35	8.85
Conductividad	ms/cm	21.83	19.14	23.00
Alcalinidad	mg/l	6116	5322	6607
Turbiedad	NTU	55	53	56
DBO_5 total	mg/l	647	397	850
DBO_5 soluble	mg/l	583	351	765
DQO total	mg/l	9080	7725	10008
DQO soluble	mg/l	8736	7528	9654
$DQOs/DQO_t$	%	96	93	97
DBO_5/DQO_t	%	0.07	0.04	0.10
Cl	mg/l	1482	113	1982
CT	mg/l	3748	2676	4354
COT soluble	mg/l	2266	1938	2990

En la tabla 3 se muestran las eficiencias de remoción de DQO soluble y de COT obtenidas para determinar los valores óptimos de pH y reactivo Fenton.

En la tabla 4 se ofrecen los resultados para el índice de biodegradabilidad en el proceso Fenton y el Fenton seguido de coagulación-floculación.

Discusión

El material de cubierta, *sahcab*, es de naturaleza caliza y de estructura frágil, por lo que al ser sometido a la compactación durante la

etapa de construcción del relleno se comprime, reduciendo su porosidad produciendo un doble efecto: actúa como filtro reteniendo las partículas de mayor tamaño y propicia la disolución de sus carbonatos.

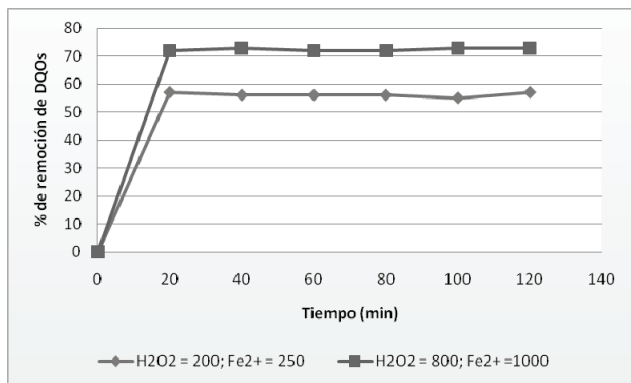


Figura 1. Determinación del tiempo de contacto óptimo

Tabla 2. Tratamientos para determinar los valores óptimos de pH y reactivo Fenton

Tratamiento	Valores de pH	Reactivo Fenton (mg/l)	
		H ₂ O ₂	Fe ²⁺
1	2, 3, 4	200	250
2	2, 3, 4	200	500
3	2, 3, 4	200	750
4	2, 3, 4	200	1000
5	2, 3, 4	400	250
6	2, 3, 4	400	500
7	2, 3, 4	400	750
8	2, 3, 4	400	1000
9	2, 3, 4	600	250
10	2, 3, 4	600	500
11	2, 3, 4	600	750
12	2, 3, 4	600	1000
13	2, 3, 4	800	250
14	2, 3, 4	800	500
15	2, 3, 4	800	750
16	2, 3, 4	800	1000
17	2	0	0
18	3	0	0
19	4	0	0

Tabla 3. Porcentaje de remoción de materia orgánica medida como DQO soluble y como COT (DQO_s/COT)

Tratamiento	pH = 2		pH = 3		pH = 4	
	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 1	Réplica 2
1	39/19	48/36	51/41	48/31	53/46	49/35
2	45/27	48/41	52/47	51/36	64/57	59/41
3	36/27	47/44	55/49	50/36	59/50	54/49
4	46/26	49/44	57/51	51/38	65/60	58/42
5	44/23	47/39	52/44	54/47	57/49	50/37
6	47/40	57/49	60/55	62/54	69/63	65/49
7	47/36	55/49	58/59	56/60	67/68	68/56
8	55/35	55/45	59/59	58/59	73/69	64/55
9	41/26	50/41	56/49	57/47	52/52	55/45
10	49/32	50/48	69/59	63/58	68/65	66/51
11	46/34	50/51	68/64	67/62	69/71	70/57
12	63/38	57/46	69/66	70/64	72/72	72/63
13	40/32	27/21	51/46	55/46	50/42	53/36
14	45/38	40/28	62/58	63/57	60/45	66/47
15	47/41	33/29	60/65	65/60	68/53	74/55
16	52/43	44/31	66/67	70/64	70/56	73/58
17	33/25	31/28				
18			30/34	32/23		
19					34/20	33/16

En la tabla 1 puede apreciarse que la mayor parte de la materia orgánica se encuentra en forma disuelta, sólo el 4% de la materia or-

gánica medida como DQO es suspendida, lo cual justifica bajas remociones obtenidas en estos lixiviados con los procesos físico-químicos: coagulación-floculación y flotación (Méndez et ál., 2005; Méndez et ál., 2006).

Tabla 4. Índice de biodegradabilidad (IB) del lixiviado tratado con los procesos Fenton y Fenton seguido de coagulación-floculación

Tratamiento	Reactivo Fenton		Fenton + Coagulación-Floculación	
	Réplica 1	Réplica 2	Réplica 1	Réplica 2
1	0.11	0.11	---	---
1	0.090	0.11	---	---
1	0.09	0.11	---	---
2	---	---	0.11	0.13
3	---	---	0.12	0.13
4	---	---	0.09	0.13

IB del lixiviado crudo = 0,07

El pH es alto comparado con otros lixiviados, lo cual se relaciona con la interacción *sahcab* - lixiviado. Słomczyńska y Słomczyński (2004) reportan valores de pH de entre 5,4 y 7 en 6 rellenos polacos y 2 estadounidenses. La elevada alcalinidad puede deberse fundamentalmente a la presencia de amonio y al tipo de material de cubierta (*sahcab*) que le otorga al lixiviado carbonatos y bicarbonatos de calcio y magnesio.

En la Figura 1 se resume la variación de la eficiencia de remoción de materia orgánica respecto del tiempo de contacto. Se determinó que 20 minutos fue el mejor tiempo de reacción en el rango estudiado, ya que la remoción promedio (para ambas combinaciones) se mantiene aproximadamente constante conforme aumenta el tiempo de reacción. A resultados semejantes llegaron Hee-Chan Yoo et ál. (2001) trabajando el proceso Fenton en lixiviados, obteniendo que las eficiencias de remoción se hacen asintóticas a partir de 20 minutos; sin embargo, otros investigadores han obtenido tiempos de reacción óptimos diferentes, como se indica en la tabla 5.

De los análisis de varianza realizados para determinar la influencia del pH y del tratamiento en la remoción de materia orgánica medida como DQO o como COT se obtuvo que ambas fuentes de variación fueron significativas, resultando que el mejor pH es el de 4 y el mejor tratamiento el número 12, que corresponde a una dosis de 600 mg/l de H₂O₂ y 1.000 mg/l de Fe²⁺ (figuras 2, 3, 4 y 5).

Las mejores remociones de materia orgánica fueron: 72% de DQO_s y 68% de COT, ambas a valores de pH = 4.

Se reportan en la literatura algunas experiencias de altas remociones de materia orgánica en lixiviados con procesos coagulación-floculación cuando utilizan dosis elevadas de coagulante: Ahn et ál. (2002) obtuvieron remociones del 83% en DQO usando dosis de 4.000 mg/l de coagulante; Duran et ál. (2002), usando dosis de 800 mg/l de sulfato férrico y 600 mg/l de sulfato de aluminio, removieron el 78% de la materia orgánica medida como DQO. Las altas dosis de coagulante metálico, si existe baja alcalinidad, propicia la reducción del pH y con éste la eliminación de partículas coloidales de pequeño tamaño que le infieren color al lixiviado.

Para determinar si las remociones se deben al proceso coagulación-floculación posterior al Fenton (tratamientos 2, 3 y 4), al proceso Fenton (tratamiento 1), a la reducción del pH (tratamiento 5) o a una sobredosis (tratamiento 6), se analizaron los resultados mediante una Anova, obteniendo que cuando se considera a la DQO_s como la variable respuesta no existe diferencia significativa en porcentaje de remoción entre el proceso Fenton y el Fenton seguido de coagulación-floculación con ninguna de las dosis

probadas, pero sí son más eficientes que cuando únicamente se reduce el pH o se trata con sobredosis (figuras 6 y 7).

Cuando se consideró a la COT como variable respuesta hubo diferencia significativa entre el proceso Fenton y el proceso Fenton seguido de coagulación-floculación, pasando de una remoción de 72% a otra de 87% con sobredosis de 400 mg/l de FeCl_3 .

El índice de biodegradabilidad se incrementó de 0,07 a 0,11 en el proceso Fenton y hasta 0,13 en el Fenton seguido de coagulación-floculación, pero resulta bajo para tratamientos biológicos.

En la tabla 5 se presenta un concentrado de resultados del proceso Fenton:

López et al. (2003) reportan eficiencias de remoción del 60% con base en la DQO (tiempo de contacto de 120 min., pH igual a 3, $\text{H}_2\text{O}_2 = 10.000 \text{ mg/l}$ y $\text{Fe}^{2+} = 830 \text{ mg/l}$). También encontraron que el índice de biodegradabilidad aumentaba hasta 0,5 (desde un valor inicial de 0,218) después de agregar el reactivo Fenton ($\text{H}_2\text{O}_2 = 3.300 \text{ mg/l}$ y $\text{Fe}^{2+} = 275 \text{ mg/l}$) y permitir la coagulación de los iones de hierro remanentes, incrementando el valor de pH a 8,5; además se agregaron 3.000 mg/l de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y 3 mg/l de polielectrolito catiónico, como ayudante de coagulación. El último paso aumenta un porcentaje pequeño de remoción de DQO debido al fenómeno de coprecipitación.

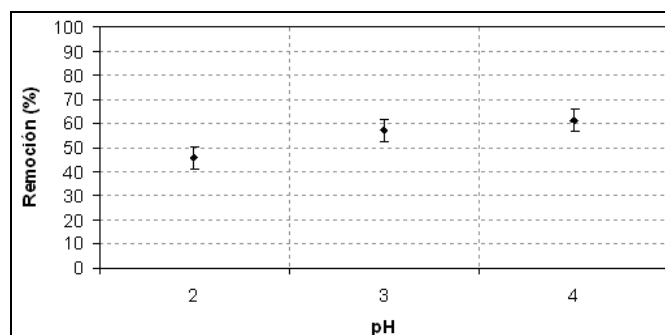


Figura 2. Remoción promedio de materia orgánica medida como DQO_5 en función del pH.

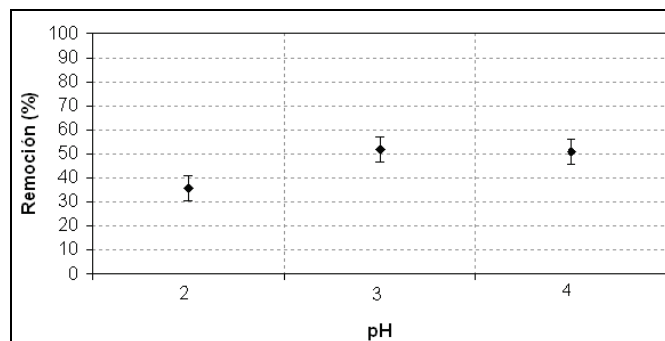


Figura 3. Remoción promedio de materia orgánica medida como COT en función del pH

Zhang et al. (2005) obtuvieron eficiencias de remoción de DQO desde 61%, 49% y 38%, cuando los valores de DQO iniciales fueron 1.000, 2.000 y 3.000 mg/l, respectivamente (tiempo de contacto de 30 min., pH = 2,5, $\text{H}_2\text{O}_2 = 2.550 \text{ mg/l}$ y $\text{Fe}^{2+} = 2792,35 \text{ mg/l}$). Además comprobaron que la adición del reactivo Fenton en etapas mejora la eficiencia de remoción, aunque aumenta la eficiencia en mayor proporción mediante la adición por etapas del H_2O_2 y Fe^{2+} que solamente la adición por etapas del H_2O_2 . La sedimentación del lodo se incrementó con la adición del

polímero. La temperatura tiene un efecto positivo sobre la remoción de compuestos orgánicos.

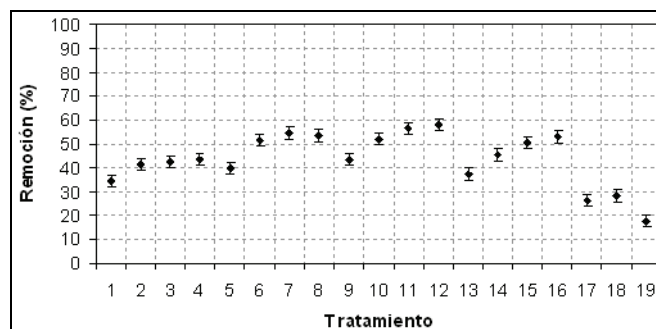


Figura 4. Remoción promedio de materia orgánica medida como DQO_5 en función del tratamiento.

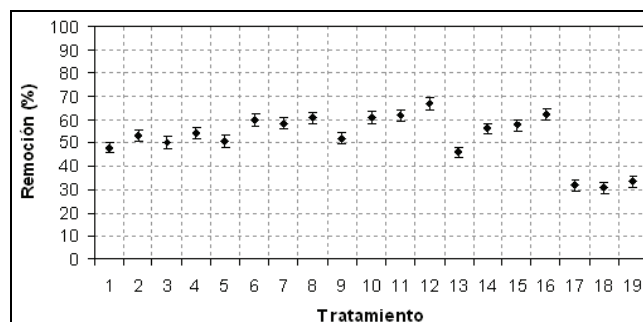


Figura 5. Remoción promedio de materia orgánica medida como COT en función del tratamiento.

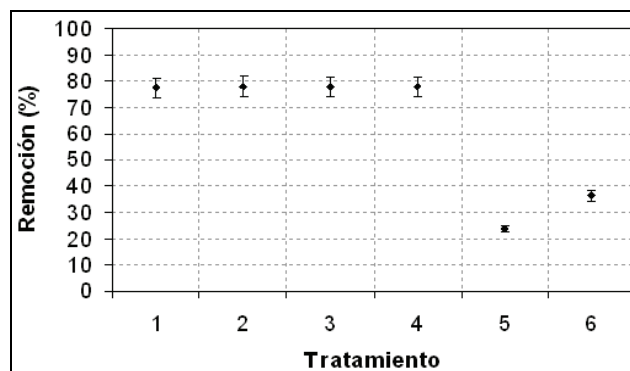


Figura 6. Remoción promedio de materia orgánica medida como DQO_5 en función del tratamiento.

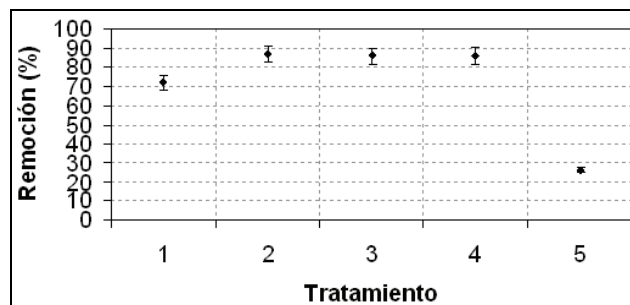


Figura 7. Remoción promedio de materia orgánica medida como COT en función del tratamiento.

Lau et al. (2001) trataron el lixiviado del relleno sanitario de Hong Kong (15.700 mg/l de DQO y 2.260 mg/l de nitrógeno amoniacal) en un UASB a 37,7°C. El proceso removió el 90% de DQO en 6,6 días de TRH, a una carga orgánica de 2,37 g de DQO/l.d. El

efluente del UASB fue tratado con el reactivo Fenton y coagulación. Bajo la condición óptima de 200 mg/l de H₂O₂ y 300 mg/l de Fe²⁺ y un pH inicial de 6,0 se removió el 70% del DQO residual, del cual el 56% fue removido por coagulación/precipitación y solamente 14% por oxidación. Encontraron que el H₂O₂ y el Fe²⁺ tienen un efecto sinérgico sobre la coagulación.

F. Javier Rivas *et ál.* (2003) estudiaron el tratamiento de lixiviados estabilizados, de un relleno sanitario en España, por medio del reactivo Fenton. Sus resultados evidencian que el estado del catalizador no influye sobre la eficiencia del proceso en términos de DQO. Además comprobaron que el aumento de temperatura disminuye la oxidación porque se desperdicia más peróxido de hidrógeno (si la temperatura se mantiene constante entre 15 y 30 °C, aproximadamente 10 mg/l de H₂O₂ consumen 1 mg de DQO/l). Demostraron que el tratamiento de efluentes con reactivo Fenton es una alternativa viable basada en un análisis económico. En un estudio posterior de los mismos autores (Rivas *et ál.*, 2005) se obtuvieron eficiencias de remoción del 25% (con base en la DQO con valores iniciales de 7500 mg/l) de los lixiviados crudos únicamente por coagulación-floculación debido al decremento del valor de pH a 2; remociones del 40% de DQO, relacionado con la DQO del sobrenadante después de bajar el pH a 2, debido a la coagulación-floculación por adición de Fe²⁺ (558 mg/l) a pH = 3,5; remociones del 80% de DQO, relacionado con la DQO del sobrenadante después de bajar el pH a 2, por oxidación con reactivo Fenton (ajustando el pH a 3,5, Fe²⁺ = 558 mg/l, y H₂O₂ = 34.000 mg/l); remociones del 90% de DQO, relacionado con la DQO del sobrenadante después de bajar el pH a 2, por coagulación-floculación del efluente de oxidación con reactivo Fenton, además se agregaron 558 mg Fe²⁺/l.

Tabla 5. Comparación de resultados con trabajos anteriores
 ° Presente estudio, 2006.

Parámetro	Unidad	Mérida a	Italia b	Delaware, USA c	Hong kong d	España1 e	Estambul f	España2 g
pH	Unidades de pH	8.57	8.2	6.67	8.5	-	7.3	7.1
Conductividad	ms/cm	21.83	45.35	-	-	-	-	47.1
Alcalinidad	Mg/l	6115.96	21470	4050	-	-	9850	-
DBO ₅	mg/l	647	2300	-	75	475	12200	7100
DQO	mg/l	9080	10540	8596	1500	8100	20700	6500
COT	Mg/l	2266	3900	2124	470	-	-	-
DBO ₅ /DQO	---	0.071	0.218	-	0.050	0.059	0.589	0.54
Valores óptimos								
Tiempo de reacción	minutos	20	120	120	30	40 ⁷	5	60
pH	Unidades de pH	4	3	3	2.5	6	3.5	3.5 - 4.0
H ₂ O ₂	mg/l	600	3300	10000	2550	200	34000	2000
Fe ²⁺	mg/l	1000	275	830	2792	300	558	1000
Eficiencia alcanzada								
DQO	%	77	60	61	49	38	70	80
COT	%	71	-	-	-	-	-	85
DBO ₅	%	44	-	-	-	-	-	75
DBO ₅ /DQO	-	0.100	0.5	-	-	-	-	98

^b López *et ál.* 2003.

^c Zhang *et ál.* 2005.

^d Lau *et ál.* 2001.

^e Rivas *et ál.* 2004.

^f Calli *et ál.* 2005.

^g Trujillo *et ál.* 2006.

Calli *et ál.* (2005) trataron el lixiviado del relleno sanitario de Estambul con índice de biodegradabilidad de 0,6, en un UASB, y alcanzaron remociones de DQO del 90%, cuando se controlaba el pH para mantener los niveles de inhibición por amonio libre. Se usó nitrificación y desnitrificación, desorción con aire y precipita-

ción para remover amonio en el lixiviado, alcanzando remociones de DQO de 94 al 98%. Finalmente, se lograron remociones con base en la DQO de 85% de material recalcitrante usando ozono o reactivo Fenton (tiempo de contacto = 5 minutos, pH entre 3,5 - 4,0, 2.000 mg/l de H₂O₂ y 1.000 mg/l de Fe²⁺).

Trujillo *et ál.* (2006), trabajando con lixiviados de composteo, determinaron las relaciones óptimas entre los reactivos usados en proceso Fenton y la concentración de materia orgánica medida como DQO, obteniendo [H₂O₂]/[DQO₅] = 1 y [Fe²⁺]/[DQO₅] = 0,1. Las mejores remociones que obtuvieron fueron de 75% de DQO₅ y 98% de DBO₅, con valores de pH = 3 y tiempo de contacto de 60 minutos.

No obstante que el Fe²⁺ actúa sólo como catalizador, en la tabla 5 se pueden observar experiencias con concentraciones de 275 a 2.792 mg/l de este reactivo. En el caso del H₂O₂, las concentraciones varían de 200 a 34.000 mg/l y las relaciones [H₂O₂]/[DQO₅] varían de 0,07 (correspondiente al lixiviado de la ciudad de Mérida) a 4,20. Estas variabilidades del proceso Fenton implican que se requiere de más investigación para determinar las concentraciones óptimas del reactivo Fenton.

Conclusiones

Las condiciones y dosis óptimas del proceso de oxidación fueron: tiempo de contacto de 20 minutos, pH igual a 4, concentraciones de H₂O₂ de 600 mg/l y Fe²⁺ de 1.000 mg/l.

Con los valores óptimos de reactivo Fenton y pH se obtuvieron porcentajes de remoción de materia orgánica en lixiviados de 77% con base en la DQO y 72% como COT.

Los porcentajes de remoción promedio de materia orgánica (medida como DQO) en lixiviados con el proceso Fenton seguido de coagulación-floculación, para las dosis de coagulante de 400, 600 y 800 mg de FeCl₃/l fueron: 77%, 78% y 78%, respectivamente. En cambio, para las mismas concentraciones del coagulante, las eficiencias alcanzadas medidas como COT fueron: 87%, 86% y 86%.

La remoción de DBO₅ con los valores óptimos del reactivo Fenton fue de 44%, con lo cual el índice de biodegradabilidad (DBO₅/DQO) se incrementó de 0,07 a 0,13.

El lixiviado recolectado de las lagunas de evaporación, que se produce en el relleno sanitario, no es susceptible para el tratamiento biológico, ya que el índice de biodegradabilidad (DBO_{5T}/DQO₅) promedio es igual a 0,07.

Analizando la relación DQO₅/DQO_T del lixiviado se determinó que el 96% de la materia orgánica se encuentra en forma disuelta.

El disminuir el valor del pH de los lixiviados hasta 2, 3, y 4 produce eficiencias de remoción de DQO promedio de 31,77, 30,81, y 33,34%, respectivamente.

Con base en la DQO₅, no se obtuvo una dosis óptima de coagulante metálico para el proceso de coagulación - floculación - sedimentación después de someter los lixiviados al proceso de oxida-

ción avanzada. Sin embargo, analizando el porcentaje de remoción con base en el COT_s, la dosis óptima del coagulante fue 400 mg de FeCl₃/L.

Bibliografía

- Ahn, D-H., Chung, Y-Ch., Chang, W-S., Use of coagulant and zeolita to enhance the biological treatment efficiency of high ammonia leachate., *Journal of Environmental Science Health*, A37(2), 2002, pp. 163-173.
- APHA-AWWA-WPCF., *Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater.*, 20th Edition, USA, 1998.
- Calli, B., Mertoglu, B., Inanc, B., Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives., *Chemosphere*, Vol. 59, 2005, pp. 819 – 829.
- Durán, P., Ramírez, Z., Durán, M., Bioadsorción de lixiviados viejos clarificados., *Memorias del XIII Congreso Nacional de la FEMISCA*, Morelia, México, 2002, pp. 455-460.
- Lau, I. W. C., Wang, P., Fang, H. H. P., Organic removal of anaerobically treated leachate by fenton coagulation., *Journal of Environmental Engineering*, Vol. 127, No. 7, 2001, pp. 666 – 669.
- Lopez, A., Pagano, M., Volpe, A. y Di Pinto A., (2003), "Fenton's pré-treatment of mature landfill leachate", *Chemosphere*, Vol. 54, pp. 1005-1010.
- Kitis, M., Adams, C. D., Daigger, G. T., The effects of Fenton's reagent pretreatment on the biodegradability of non-ionic surfactants., *Wat. Res.*, Vol. 33, (11), 1999, pp. 2561–2568 .
- Lu, M-C., Lin, C-J., Liao, C-H., Ting, W-P., Huang, R.-Y., Influence of pH on the dewatering of activated sludge by Fenton's reagent., *Wat. Sci. Technol.*, Vol. 44, (10), 2001, pp. 327–332.
- Méndez, N. R., Castillo, B. E., Sauri, R. M., Quintal, F. C., Giácoman, V. G., Jiménez C. B., Physico-chemical treatment of Mérida landfill leachate for oxygen demand reduction by coagulation., *Waste Management & Research*, Vol. 23, 2005, pp. 560-564.
- Méndez, R., Novelo, A., Castillo, B., Coronado, V., Tratamiento de lixiviados por flotación., *Memorias del XV Congreso Nacional de la FEMISCA*, Guadalajara, México, 2006.
- Rivas F. J., Beltrán F., Gimeno O. y Carvalho F., (2003), "Fenton like oxidation of landfill leachate", *Journal of Environmental Science and Health, Part A-Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering*, Vol. A38, No. 2, pp. 371-379.
- Rivas, F. J., Beltrán, F., Carvalho, F., Gimeno, O., Frades, J., Study of different integrated physical-chemical+adsorption processes for landfill leachate remediation., *Industrial Engineering Chemical Research*, No. 44, 2005, pp. 2871-2878.
- Slomczyńska, B., Slomczyński, T., Physico-Chemical and toxicological characteristics of leachates from MSW landfills., *Polish Journal of Environmental Studies*, Vol. 13, No. 6, 2004, pp. 627-637.
- Trujillo, D., Font, X., Sánchez, A., Use of Fenton reaction for the treatment of leachate from composting of different wastes., *Journal of Hazardous Materials*, B138, 2006, pp. 201-204.
- Yoo, H-Ch., Cho, S. H., Ko, S-O., Modification of coagulation and Fenton oxidation processes for cost-effective leachate treatment., *Journal of Environmental Science and Health*, Vol. 36, No. 1, 2001, pp. 39-48.
- Yoon, J., Lee, Y. Kim, S., Investigation of the reaction pathway of OH radicals produced by Fenton oxidation in the conditions of wastewater treatment., *Wat. Sci. Technol.*, Vol. 44 (5), 2001, pp. 15–21.
- Zhang, H., Choi, H. J., Huang, Ch-P., Optimization of Fenton process for the treatment of landfill leachate., *Journal of Hazardous Materials*, Vol. B125, 2005, pp.166–174.