

OZONACIÓN DE FENOL EN SOLUCIONES ACUOSAS EMPLEANDO MAGNETITA COMO CATALIZADOR EN SISTEMAS OZONO Y OZONO-RADIACIÓN ULTRAVIOLETA

NAKARI BRITO¹, PAULINO BETANCOURT², DOUGLAS RODRÍGUEZ³

¹Instituto Universitario Dr. Federico Rivero Palacio. Departamento de Procesos Químicos. Venezuela
e-mail: pepoven@yahoo.com

²Universidad Central de Venezuela. Facultad de Ciencias. Escuela de Química. Caracas. Venezuela
e-mail: paulino.betancourt@ciens.ucv.ve

³Instituto Universitario Dr. Federico Rivero Palacio. Departamento de Química. Venezuela
e-mail: dourodri2000@yahoo.com

Recibido: octubre de 2008

Recibido en forma final revisado: agosto de 2009

RESUMEN

La contaminación ambiental producida por la industria petrolera, es uno de los puntos que mayor interés está generando entre los grupos de investigación, debido al alto contenido de agentes contaminantes, al impacto producido en el medio ambiente y al efecto en la calidad de vida de los habitantes del entorno de estas industrias. Con la finalidad de mejorar la calidad del agua, se han venido estudiando procesos de oxidación avanzada, utilizando agentes como el ozono combinado con radiación UV y sólidos catalíticos, que generan especies con altos potenciales de oxidación. La aplicación del proceso de ozonación a escala laboratorio para soluciones acuosas de fenol, empleando sistemas O₃/Magnetita y O₃/UV/Magnetita, tomando como variables, concentración de fenol (2, 5 y 10) ppm y cantidad de catalizador (0,50; 1,00 y 2,00)g, se llevó a cabo para el tratamiento de aguas contaminadas. Se obtuvieron altos porcentajes de degradación de contaminante, siendo los más altos 87,7 % para O₃/Magnetita 1,0g/2 ppm y 94,6 % para O₃/UV/Magnetita 1,0g/2 ppm. La concentración del contaminante en solución presentó una relación directamente proporcional con el porcentaje de conversión.

Palabras clave: Ozonación, Ozono, Radiación ultravioleta, Catálisis, Magnetita.

OZONATION OF AQUEOUS PHENOL SOLUTIONS USING MAGNETITE AS CATALYST IN OZONE -ULTRAVIOLET RADIATION SYSTEMS

ABSTRACT

Environmental pollution caused by the oil industry is an issue of increasing concern and interest among research groups, due to the high content of pollutants, the impact on the environment and the effect on the quality of life of the inhabitants who live close to these industries. With the aim of improving water quality, studies have been carried out onto advanced oxidation processes, using the combination of ozone with UV and solid catalyst, generating species with high oxidation potential. The application of the ozonation process at laboratory scale for aqueous solutions of phenol, using the systems O₃/Magnetite and O₃/UV/Magnetite, using variables such as concentration of phenol (2, 5 and 10) ppm and quantity of catalyst (0,50; 1,00 and 2,00)g, was analyzed for polluted water treatment. There were high rates of degradation of pollutants, the highest being 87,7% for O₃/Magnetite 1,0g/2 ppm and 94,6% for O₃/UV/Magnetite 1,0g/2 ppm. The concentration of the contaminant in solution presented a direct proportional relation to the percentage of conversion.

Keywords: Ozonation, Ozone, Ultraviolet radiation, Catalysis, Magnetite.

INTRODUCCIÓN

De esta búsqueda surgen las llamadas tecnologías o procesos de oxidación avanzada (TOA, POA). Los POA se basan en procesos fisicoquímicos capaces de producir cambios

profundos en la estructura química de los contaminantes.

En la actualidad, la ozonación es una tecnología efectiva para el tratamiento de efluentes ricos en compuestos orgánicos resistentes al tratamiento biológico, esto se debe a que,

el ozono posee un elevado potencial oxidante. Sin embargo, las especies generadas, son consumidas en reacciones con compuestos que, normalmente, se encuentran en los efluentes industriales, tales como metanol, carbonatos y bicarbonatos, incrementándose de esta forma el consumo de ozono para lograr un cierto grado de depuración.

En este sentido, se están investigando nuevas alternativas a los POA. Estas alternativas se basan en la adición de determinados reactivos al sistema para aumentar la extensión de la ozonización, este proceso ha recibido el nombre de *ozonación catalítica*. De allí que, la búsqueda de nuevos catalizadores que incrementen la eficiencia del proceso de ozonación de compuestos orgánicos tóxicos es de gran interés ambiental e industrial.

Recientemente se ha observado que la adición de catalizadores metálicos no soportados y soportados favorece notablemente el proceso de ozonación. Como lo es, el caso del hierro, el cual tiene el poder de transferir electrones. Este metal de transición puede adquirir dos estados de oxidación, originando Fe^{2+} y Fe^{3+} (Huheey, 1981), por ganancia o pérdida de un electrón. Debido a esto, los compuestos de hierro pueden ser notables catalizadores.

La magnetita, Fe_3O_4 (contiene 31,03% de FeO y 68,97% Fe_2O_3) es un óxido de hierro débilmente ferromagnético que pertenece al grupo de la espinela y es uno de los óxidos más abundantes en la naturaleza. El espectro Mössbauer a temperatura ambiente presenta dos sitios cristalinos, tetraédrico ocupado por Fe^{3+} y octaédrico ocupado por $Fe^{2,5+}$ ocupados por Fe^{3+} y Fe^{2+} en iguales cantidades (Vanderbergue, 1990).

Debido a su estructura y a la considerable abundancia en algunas zonas del país, se tomó en consideración este mineral para determinar su factibilidad en la degradación de fenoles.

Los efluentes provenientes de las aguas de producción asociadas al petróleo llevan consigo cargas considerables de compuestos orgánicos tóxicos tales como: ácidos carboxílicos, fenoles, surfactantes e hidrocarburos; de allí la necesidad de tratamientos que permitan la reutilización de dichos efluentes; por eso se determinaron los porcentajes de degradación de soluciones acuosas de fenol y la eficiencia de la magnetita como catalizador, para ello fue necesario, identificar y cuantificar CO_2 como producto de la descomposición con ozono y cuantificar la materia orgánica degradada.

METODOLOGÍA

Montaje

Aunque existen muchos factores que afectan las reacciones de ozonización, las variables de operación más importantes son las relacionadas con el tipo de contaminante, las condiciones de operación y la masa del catalizador. Las variables consideradas en los sistemas experimentales son:

- Tipo y concentración de contaminante: solución acuosa de fenol en concentraciones de 2, 5 y 10 ppm.
- Catalizador: magnetita en cantidades de 0,25; 0,50; 0,75 y 1,00 g.
- Tipo de reactor: reactor tubular de reacción con las siguientes dimensiones: 60,0 cm de longitud, 15,0 cm de diámetro externo, que opera verticalmente por carga.
- Producción de ozono: 0,05 a 0,15 L/min.
- Tiempo de reacción: 70 minutos.

El equipo está constituido principalmente por un ozonizador (generador de ozono) (#1), un rotámetro para gases (#2), un reactor para la solución tratada (#3), una lámpara de UV (#4) y un sistema de refrigeración para el reactor (#5). El ozono se generó mediante una chispa eléctrica generada a partir de oxígeno (#6), previamente secado en una trampa con un agente desecante (zeolita Y) (#7). El reactor consta de varias entradas y salidas, las cuales fueron usadas para el gas de reacción (ozono) y el agua para mantener el sistema refrigerado. Este reactor es de vidrio, con una capacidad de 400 ml y, fue diseñado para contener en su interior una lámpara de mercurio (radiación UV). Además, el sistema se encuentra cubierto por una caja de plexiglás para evitar la salida de radiación UV hacia el exterior, debido a que la longitud de onda a la cual trabaja la lámpara (256 nm) es dañina para los seres humanos. La salida del gas del reactor se conectó a dos trampas en serie con soluciones de yoduro de potasio de 250 y 200 ml de capacidad, para obtener la concentración de ozono de forma indirecta (#8). Al final del sistema se colocó un rotámetro para corroborar que todo el ozono remanente fuese completamente neutralizado (#9). La concentración de ozono se obtuvo mediante una titulación yodométrica.

Este método consiste en la saturación de ozono en una solución de yoduro de potasio mientras transcurre la reacción; a través de él se libera una cantidad de yodo químicamente equivalente a la cantidad de oxidante a determinar (figura 1).

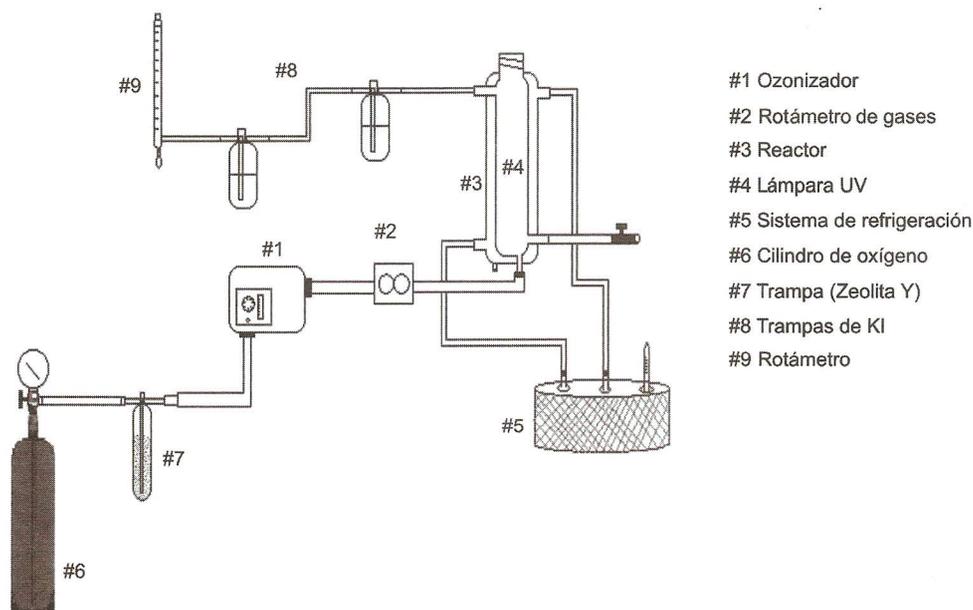


Figura 1. Esquema del equipo de oxidación avanzada a escala laboratorio.

Procedimiento experimental

Inicialmente se preparó una solución del contaminante a una concentración estimada de acuerdo a lo expuesto en la literatura (Ceci, 2003; Pérez, 2005). Seguidamente se sometió la solución al proceso de ozonación, de acuerdo al siguiente procedimiento:

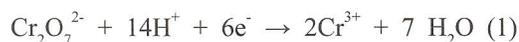
1. Se enciende el equipo y se ajustan las variables de tensión aplicada a la chispa productora de ozono al 50% y la presión de entrada de oxígeno al ozonizador.
2. Antes de comenzar la reacción de oxidación, se satura con ozono una solución de 80 ml de ioduro de potasio (KI) al 2,5% durante 5 minutos, para medir la concentración inicial de ozono del sistema.
3. Se carga el reactor con 400 ml de la solución de fenol y se añade la masa del catalizador previamente pesada. Todo el sistema se cubre con una caja de plexiglás.
4. Se coloca una trampa a la salida del gas del condensador con una solución de 80 ml de KI al 2,5%, para medir la concentración final de ozono después de la reacción de oxidación.
5. Se enciende la lámpara de UV y el sistema de enfriamiento, para luego pasar el oxígeno que posteriormente se transforma en ozono, y se lleva a cabo la reacción.

La concentración inicial de O_3 se determinó al pasar una corriente de O_3 durante 70 minutos para cada reacción sin el uso de la lámpara de UV; de esta manera se obtiene la máxi-

ma concentración de O_3 dentro del sistema de reacción.

Luego de someter los sistemas a la oxidación, se tomaron muestras de gas y líquido cada 10 minutos, durante los 70 minutos de reacción. Al líquido se le realizó el análisis de demanda química de oxígeno (DQO) para obtener la materia orgánica oxidada, como parámetro indirecto de la presencia de fenol, a fin de determinar el porcentaje de degradación del contaminante y por tanto, la disminución de la concentración a medida que transcurre el tiempo.

La DQO está definida como la cantidad de un oxidante específico que reacciona con una muestra bajo condiciones controladas, de acuerdo a la reacción:



Por otro lado, el gas se analizó por cromatografía de gases (CG) para identificar y cuantificar la concentración de CO_2 producido. Al final de la reacción se titularon las trampas de KI para obtener la concentración final de O_3 .

Sistemas y variables

La irradiación del ozono en agua produce H_2O_2 en forma cuantitativa. El peróxido de hidrógeno así generado se fotoliza a su vez generando radicales HO^\bullet , y reacciona con el exceso de ozono, generando también radicales hidroxilos (Glaze *et al.* 1987). La generación de radicales libres provenientes de reacciones con ozono para el tratamiento de efluentes, depende de las siguientes variables: concentración de ozono, caudal de ozono, concentración de la muestra problema, masa de catalizador, porcentaje de activo en

el catalizador, volumen de carga, tiempo de reacción, pH y temperatura.

El volumen de carga y el tiempo de reacción son variables que no fueron modificadas en este estudio, porque, la primera depende directamente de la capacidad de contención dentro de los reactores y en cuanto a la segunda, estudios previos indican que entre 60-90 minutos es suficiente tiempo para la destrucción del compuesto orgánico a tratar (Pérez, 2005; Contreras *et al.* 2001).

El pH y la temperatura se dejaron libres, pero fueron medidos durante el transcurso de las reacciones. Los sistemas considerados en esta investigación fueron: O₃/Magnetita y O₃/UV/Magnetita.

RESULTADOS

En el proceso de ozonación de fenol se ha estudiado la influencia de la concentración de contaminante en función del tiempo, tomando en consideración la masa del catalizador, el caudal de ozono y la temperatura.

Ozonación combinada con magnetita (O₃/Magnetita) en soluciones acuosas de fenol

Estudio de degradación

En la tabla 1 se observa que la fracción de ozono consumido es mayor para la menor concentración de fenol utilizada (2 ppm), indicando que el porcentaje de conversión es mayor para esta solución. Existe una diferencia de 20% entre la mayor y menor conversión. Se evidencia, que se produce un consumo relativamente mayor de ozono a menor concentración de fenol.

Tabla 1. Valores obtenidos al final de la reacción para el sistema O₃/Magnetita usando 0,25 g de catalizador.

[Fenol] ₀ (ppm)	2	5	10
[O ₃] ₀ (ppm)	9723,1	9654,1	8924,4
[O ₃] _f (ppm)	5483,3	6164,9	6673,8
FOC	0,4	0,4	0,2
DQO ₀ (mg/L)	86,9	76,8	84,4
DQO _f (mg/L)	60,5	59,1	72,8
% CFO	34,6	25,1	14,4
[Fenol] _f (ppm)	1,3	3,7	8,6

[Fenol]₀: Concentración inicial de fenol
 FOC: Fracción de ozono consumida
 % CFO: % de conversión de fenol por oxidación
 [Fenol]_f: Concentración final de fenol

Al aumentar la concentración de fenol en solución, disminuye el porcentaje de degradación; quizás, debido a que, no existen suficientes sitios activos en la magnetita para que ocurra la reacción de degradación (figura 2).

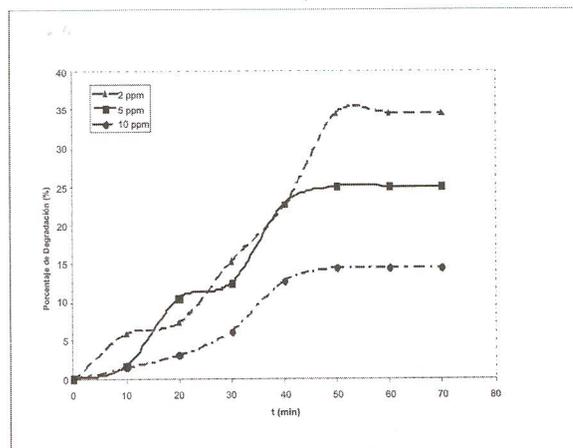


Figura 2. Degradación de soluciones de fenol empleando el sistema de oxidación O₃/Magnetita con 0,25 g de catalizador.

Al aumentar la masa de catalizador, como puede observarse en la tabla 2, se produce un incremento del porcentaje de conversión, que lleva a la disminución de la concentración final de fenol en los sistemas estudiados. También muestra un mayor consumo de ozono a menor concentración; este aumento se traduce en un incremento de velocidad de eliminación.

Tabla 2. Valores obtenidos al final de la reacción para el sistema O₃/Magnetita usando 1,00g de catalizador.

[Fenol] ₀ (ppm)	2	5	10
[O ₃] ₀ (ppm)	9736,7	10354,4	9544,7
[O ₃] _f (ppm)	4221,6	4952,1	4871,7
FOC	0,6	0,5	0,5
DQO ₀ (mg/L)	89,4	86,9	79,4
DQO _f (mg/L)	33,4	34,9	36,6
% CFO	87,7	83,3	72,2
[Fenol] _f (ppm)	0,2	0,8	2,8

[Fenol]₀: Concentración inicial de fenol
 FOC: Fracción de ozono consumida
 % CFO: % de conversión de fenol por oxidación
 [Fenol]_f: Concentración final de fenol

Al estudiar el efecto de la concentración inicial de contaminante sobre el sistema de reacción se observa que las tendencias de degradación son similares independientemente de la concentración inicial de fenol. Al comparar estos resultados con los mostrados en la tabla 1, se encuentran ma-

yores porcentajes de degradación para mayores cantidades de catalizador.

La evolución de la concentración de fenol para las reacciones de O_3 /Magnetita con 1,00g de catalizador, se ha llevado a una cinética de pseudo-primero porque los datos experimentales se ajustan mejor a esta cinética y ha sido representada en la figura 3.

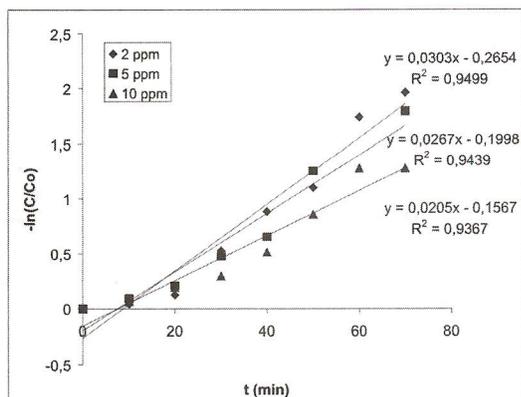


Figura 3. Estimación de la constante cinética de pseudo-primero orden para los sistemas O_3 /Magnetita con 1,00 g de catalizador.

En la tabla 3 se presentan los valores calculados de las constantes cinéticas encontrándose que al disminuir la concentración, se incrementa ligeramente el valor de esta constante; estos valores son del orden de magnitud de los hallados en las referencias (Contreras *et al.* 2001; Baozhen, 1988).

Tabla 3. Constantes cinéticas de pseudo-primero orden en función de la concentración inicial de fenol para el sistema O_3 /Magnetita con 1,00 g de catalizador.

Concentración inicial de fenol (ppm)	k (min ⁻¹)
2	0,0303
5	0,0267
10	0,0205

La tendencia general mostrada por los sistemas de reacción, que emplearon magnetita como catalizador, es la disminución de la velocidad de reacción a medida que aumenta la concentración inicial de contaminante, lo que indica una menor reactividad.

Influencia de la masa de magnetita

En soluciones de 2 ppm en fenol los porcentajes de degradación permanecen próximos, cuando se emplean entre 0,25 y 0,50 g de magnetita, pero a partir de 0,75 g se produce un incremento de la degradación del compuesto y aumenta aún más al incrementar la cantidad de catalizador empleada.

El comportamiento señalado en la tabla 4, se aprecia de manera detallada en la figura 4, donde se observa un incremento exponencial en la degradación del contaminante cuando se emplea 1,00 g de catalizador, en comparación con los otros sistemas. Además, al emplear 0,75 g de magnetita se muestra la presencia de *plateaus* (mesetas), las cuales han sido encontradas con anterioridad en otros experimentos.

Tabla 4. Valores obtenidos al final de la reacción con el sistema O_3 /Magnetita para una solución de fenol de 2 ppm.

Masa de magnetita (g.) ± 0,01	0,25	0,50	0,75	1,00
[O ₃] ₀ (ppm)	9723,1	10031,2	9134,7	9736,7
[O ₃] _f (ppm)	5483,3	5952,8	4383,3	4221,6
FOC	0,4	0,4	0,5	0,6
DQO ₀ (mg/L)	86,9	86,9	85,7	89,4
DQO _f (mg/L)	60,5	63,3	39,7	33,4
% CFO	34,6	30,5	66,3	87,7
[Fenol] _f (ppm)	1,3	1,4	0,7	0,2

FOC: Fracción de ozono consumida
% CFO: % de conversión de fenol por oxidación
[Fenol]_f: Concentración final de fenol

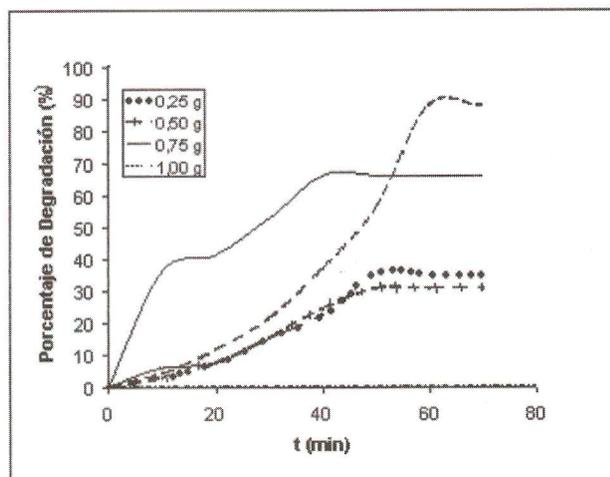


Figura 4. Reacciones de degradación del fenol (2 ppm) en el sistema O_3 /Magnetita 2 ppm con diferentes masas de catalizador.

La tabla 5 muestra un mayor consumo de ozono a menor concentración, este aumento se traduce en un incremento de velocidad de eliminación, cuando se emplea 1,00 g de catalizador.

Tabla 5. Valores de los sistemas de reacción O_3 /Magnetita usando 1,00g de catalizador.

[Fenol] ₀ (ppm)	2	5	10
[O ₃] ₀ (ppm)	9736,7	10354,4	9544,7
[O ₃] _f (ppm)	4221,6	4952,1	4871,7
FOC	0,6	0,5	0,5
DQO ₀ (mg/L)	89,4	86,9	79,4
DQO _f (mg/L)	33,4	35,0	36,6
% CFO	87,7	83,3	72,2
[Fenol] _f (ppm)	0,2	0,8	2,8

[Fenol]₀: Concentración inicial de fenol
 FOC: Fracción de ozono consumida
 % CFO: % de conversión de fenol por oxidación
 [Fenol]_f: Concentración final de fenol

Para un tiempo dado de reacción, un aumento en la concentración inicial conduce a una conversión más pequeña, aunque el porcentaje de degradación es más alto. Así, por ejemplo, después de 70 minutos del tratamiento las conversiones son 87,6%, 83,3% y 72,1% para las concentraciones iniciales 2, 5 y 10 ppm, respectivamente. A través de este estudio se observó que al aumentar la masa del catalizador el porcentaje de degradación aumentó sólo después de usar tres veces la cantidad inicial de catalizador.

Ozonación combinada de fenol en solución acuosa con radiación ultravioleta y magnetita (O_3 /UV/Magnetita)

Estudio de degradación

En la tabla 6 se puede observar el comportamiento de la oxidación de fenol cuando se emplean 0,25 g de catalizador. Se encontró que el ozono es más soluble en la solución con menor concentración inicial de fenol, obteniéndose un porcentaje de conversión de 65,50 % para esta solución de 2 ppm, mientras que para 5 ppm la conversión es 17,84 % menor y para 10 ppm es 41,9 % menor, según se muestra en la tabla 6.

Tabla 6. Valores obtenidos al final de la reacción para el sistema O_3 /UV/Magnetita usando 0,25g de catalizador.

[Fenol] ₀ (ppm)	2	5	10
[O ₃] ₀ (ppm)	9341,6	10526,2	9187,8
[O ₃] _f (ppm)	5157,2	6825,3	7516,0
FOC	0,4	0,4	0,2
DQO ₀ (mg/L)	76,8	74,2	84,4
DQO _f (mg/L)	38,2	44,4	66,1
% CFO	65,5	47,7	23,6
[Fenol] _f (ppm)	0,7	2,6	7,7

[Fenol]₀: Concentración inicial de fenol
 FOC: Fracción de ozono consumida
 % CFO: % de conversión de fenol por oxidación
 [Fenol]_f: Concentración final de fenol

Cuando se emplea 1,00 g de catalizador, como se observa en la tabla 7, la degradación aumenta, al disminuir la concentración inicial de contaminante.

Tabla 7. Valores obtenidos al final de la reacción para el sistema O_3 /UV/Magnetita usando 1,00g de catalizador.

[Fenol] ₀ (ppm)	2	5	10
[O ₃] ₀ (ppm)	9281,4	9537,3	9726,9
[O ₃] _f (ppm)	2618,2	3632,5	3928,9
FOC	0,7	0,6	0,6
DQO ₀ (mg/L)	86,9	71,5	76,8
DQO _f (mg/L)	30,1	26,8	33,4
% CFO	94,6	88,2	76,0
[Fenol] _f (ppm)	0,1	0,6	2,4

[Fenol]₀: Concentración inicial de fenol
 FOC: Fracción de ozono consumida
 % CFO: % de conversión de fenol por oxidación
 [Fenol]_f: Concentración final de fenol

Al realizar un seguimiento de las concentraciones de fenol durante 70 minutos de tratamiento empleando 1,00 g de magnetita, se observó (figura 5) que a medida que transcurre el tiempo las concentraciones de fenol van disminuyendo, de acuerdo a lo obtenido en la figura 5. A su vez, la degradación aumenta al disminuir la concentración inicial de contaminante.

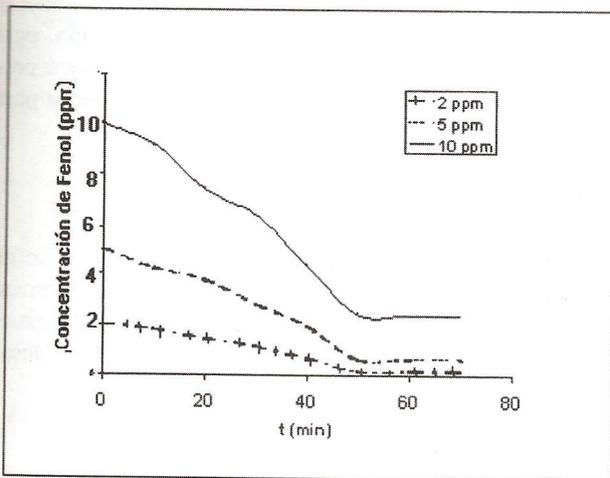


Figura 5. Concentración O_3 /UV/Magnetita empleando 1,00 g de catalizador.

La evolución de las concentraciones en función del tiempo se ajustó a una cinética de pseudo-primer orden y se estimaron los valores de las constantes cinéticas para los sistemas de reacción de 2, 5 y 10 ppm en fenol (figura 6).

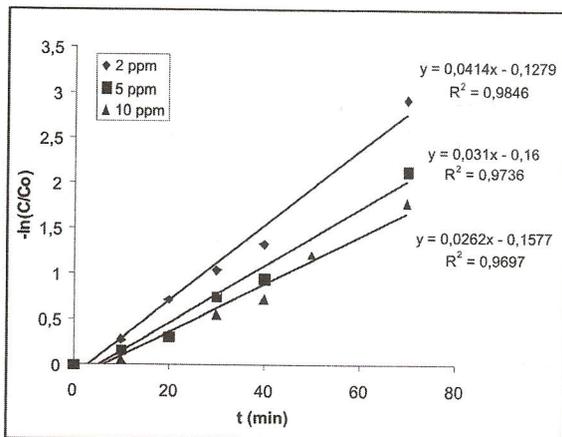


Figura 6. Estimación de la constante cinética de pseudo-primer orden para los sistemas O_3 /UV/Magnetita empleando 1,00 g de catalizador.

Influencia de la masa de magnetita

De las tablas 8 a 10 se extrae que la degradación del contaminante tiene una relación inversa con la concentración inicial de las soluciones acuosas de fenol. También se observa que el porcentaje de conversión tiene un incremento directamente proporcional a la masa del catalizador suministrada a la reacción, lo cual se debe posiblemente a que, al aumentarla se incrementa la probabilidad de una mayor interacción entre los radicales libres hidroxilo y el fenol, y por ende, aumenta el porcentaje de conversión de fenoles en solución.

Tabla 8. Valores de los sistemas de reacción O_3 /UV/Magnetita a para una solución de fenol de 2 ppm.

Masa de magnetita (g.) $\pm 0,01$	0,25	0,50	0,75	1,00
$[O_3]_0$ (ppm)	9341,6	9656,3	9574,3	9281,4
$[O_3]_f$ (ppm)	5157,2	5057,9	2795,8	2618,0
FOC	0,4	0,5	0,7	0,7
DQO ₀ (mg/L)	76,8	81,9	79,4	86,9
DQO _f (mg/L)	38,2	39,7	28,5	30,1
% CFO	65,5	67,6	92,1	94,6
$[Fenol]_f$ (ppm)	0,7	0,6	0,2	0,1

FOC: Fracción de ozono consumida

% CFO: % de conversión de fenol por oxidación

$[Fenol]_f$: Concentración final de fenol

Tabla 9. Valores de los sistemas de reacción O_3 /UV/Magnetita para una solución de fenol de 5 ppm.

Masa de magnetita (g.) $\pm 0,01$	0,25	0,50	0,75	1,00
$[O_3]_0$ (ppm)	10526,26	10681,2	9836,3	9537,3
$[O_3]_f$ (ppm)	6825,3	5873,0	4152,1	3632,5
FOC	0,4	0,5	0,6	0,6
DQO ₀ (mg/L)	74,2	71,5	71,5	71,5
DQO _f (mg/L)	44,4	36,6	26,8	26,8
% CFO	47,7	62,7	87,5	88,2
$[Fenol]_f$ (ppm)	2,61	1,86	0,62	0,59

Tabla 10. Valores de los sistemas de reacción O₃/UV/ Magnetita para una solución de fenol de 10 ppm.

Masa de magnetita (g.) ± 0,01	0,25	0,50	0,75	1,00
[O ₃] _o (ppm)	9187,8	9436,5	11342,2	9726,9
[O ₃] _f (ppm)	7516,0	5656,7	6231,9	3928,9
FOC	0,2	0,4	0,5	0,6
DQO _o (mg/L)	84,4	71,5	86,9	76,8
DQO _f (mg/L)	66,1	39,7	35,0	33,4
% CFO	23,6	55,7	83,0	76,0
[Fenol] _f (ppm)	7,7	4,5	1,7	2,4

Se ha podido observar en todas las reacciones con magnetita y radiación ultravioleta una tendencia en la cual se produce una velocidad inicial de degradación muy rápida y luego la reacción se estabiliza, lo que indica que estos sistemas se encuentran limitados por la concentración de hidroxilos en la fase acuosa.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- Los procesos de ozonación estudiados resultaron eficientes en la degradación de soluciones acuosas de fenol.
- Los sistemas que arrojaron mayores porcentajes de degradación de contaminantes fueron O₃/Magnetita 1,0g/2 ppm con 87,7 % y O₃/UV/Magnetita 1,0g/2 ppm con 94,6 %.
- La concentración final de fenol presenta una relación directamente proporcional con el porcentaje de conversión en la oxidación.
- La incorporación de una fuente de luz ultravioleta en cada uno de los sistemas mejoró significativamente los procesos de oxidación.
- El sistema O₃/UV/Magnetita consiguió mayor porcentaje de degradación que el sistema O₃/Magnetita.
- Para cada uno de los procesos combinados se encontraron tiempos de reacción óptimos entre los 30 y 60 minutos, bajo las condiciones de operación empleadas.

Se recomienda estudiar el efecto del pH, caudal de ozono, H₂O₂ y temperatura en las reacciones de oxidación, para poder determinar los parámetros cinéticos con mayor profundidad e identificar los intermediarios involucrados para establecer los posibles mecanismos de reacción.

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan su agradecimiento al Laboratorio de Tratamiento Catalítico de Efluentes, Escuela de Química, Facultad de Ciencias de la Universidad Central de Venezuela y IUTFRP por toda la colaboración prestada en el desarrollo del proyecto.

REFERENCIAS

- BAOZHEN, W., JUN, Y. (1988). Removal of aromatic nitro-compounds from water by ozonation. *Ozone Sci Eng.*, 10, pp. 1-23.
- CECI, N. (2003). Caracterización de las aguas de producción petroleras del occidente venezolano. Trabajo de Grado para Optar al Título de Magister Scientiarum en Ingeniería Sanitaria. Facultad de Ingeniería. Universidad Central de Venezuela: Caracas. s/n.
- CONTRERAS, S., RODRÍGUEZ, M., CHAMARRO, M., ESPULGAS, S. (2001). UV-and UV/Fe(III)-enhanced ozonation of nitrobenzene in aqueous solution. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry* 142. pp. 79-83.
- GLAZE, W., KANG, J., CHAPIN, D. (1987). The chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide and ultraviolet radiation. *Ozone Sci Technol.*, 9, pp. 335-352.
- HUHEEY, J. (1981). *Química Inorgánica: Principios de estructura y reactividad* (2da ed.). Mexico: Harla S.A. s/n.
- PÉREZ, J.O. (2005). Ozonación Catalítica del Dodecilbenzenosulfonato de Sodio en Agua. Trabajo Especial de Grado publicado. Escuela de Química: Universidad Central de Venezuela: Caracas. s/n.
- VANDERBERGUE, R. (1990). Mössbauer spectroscopy and applications in Geology – International Training Centre for Post-Graduate Soil Scientists, State University Gent. Belgium. s/n.