

# Degradación de contaminantes emergentes (amoxicilina y diurón) mediante Fenton y foto-Fenton a pH circunneutro y bajas concentraciones de hierro. Evaluación del efecto de matriz

*José Buitrago<sup>1</sup>, Janeth Sanabria<sup>2</sup>, Héctor Mario Gutiérrez-Zapata<sup>2</sup>, Luis Pizzio<sup>3</sup>, Frankly Javier Urbano Céron<sup>4</sup>, Julián A. Rengifo-Herrera<sup>3</sup>, Paula Osorio-Vargas<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Grupo de Investigación en Fotocatálisis y Estado Sólido (GIFES), Escuela de Química, Facultad de Tecnología, Universidad Tecnológica de Pereira, Pereira, Colombia

<sup>2</sup> Laboratorio de Microbiología Ambiental y Biotecnología, Escuela de Ingeniería de los Recursos Naturales y del Ambiente, Facultad de Ingeniería, Universidad del Valle – Sede Meléndez, Cali, Colombia

<sup>3</sup> Centro de Investigación y Desarrollo en Ciencias Aplicadas “Dr. J.J. Ronco” (CINDECA), Departamento de Química, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP-CCT La Plata, La Plata, Buenos Aires, Argentina

<sup>4</sup> Laboratorio de Toxicología, Instituto Nacional de Medicina Legal y Ciencias Forenses, Cali, Colombia

E-mail: julianregifo@quimica.unlp.edu.ar

**RESUMEN:** La degradación de dos contaminantes emergentes diurón y amoxicilina (AMX) en agua Milli-Q a través de procesos foto-Fenton fue estudiada a bajas concentraciones de hierro (0.1-0.9 mg L<sup>-1</sup>), peróxido de hidrogeno (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) (5-15 mg L<sup>-1</sup>) y valores de pH inicial de 7.0, usando un diseño experimental factorial 2<sup>2</sup> bajo irradiación solar simulada. Por otro lado, se estudió el efecto causado en la degradación de ambos contaminantes a través de procesos foto-Fenton de aniones como fluoruros (F<sup>-</sup>), carbonatos (CO<sub>3</sub><sup>=</sup>) y ácidos húmicos (AH) a concentraciones naturalmente encontradas en aguas subterráneas y superficiales.

El diseño experimental arrojó resultados que permitieron concluir que la máxima degradación de diurón se obtuvo con concentraciones de iones férricos de 0.84 mg L<sup>-1</sup> y H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> de 9.7 mg L<sup>-1</sup>, para la degradación con amoxicilina se determinó concentraciones óptimas de iones férricos y H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 1.6 y 15.2 mg L<sup>-1</sup> respectivamente. Por otra parte, el pH inicial en ambos experimentos decreció rápidamente en los primeros 15 minutos de la reacción hasta valores de 3.6 y 5.6 UpH para diurón y AMX respectivamente. Los experimentos realizados en presencia de aniones y AH exhibieron una rápida degradación de ambos contaminantes durante 60 minutos sin que el pH inicial decreciera. La determinación de metabolitos de degradación para diurón y AMX se efectuó a través de un acople HPLC/MS y se encontró que ambos contaminantes sufrieron una fuerte oxidación presumiblemente causada por la generación de radicales hidroxilo a través de procesos foto-Fenton a pH neutro.

## INTRODUCCIÓN

Los contaminantes emergentes son aquellos compuestos liberados al ambiente principalmente en aguas residuales provenientes de diferentes actividades humanas como la agricultura, las descargas industriales y hospitalarias, son conocidos como compuestos que no son comúnmente monitoreados y tienen el potencial de entrar en el ambiente y generar un daño conocido o sospechoso sobre la salud humana o los ecosistemas (Geissen et al., 2015, Deblonde, Cossu-Leguille, & Hartemann, 2011). La Amoxicilina (AMX) es un medicamento semi-sintético que pertenece al grupo de los antibióticos denominados  $\beta$ -lactámicos; este compuesto es efectivo frente a un amplio rango de infecciones tanto de bacterias gram negativas como positivas (Kaur, Rao, & Nanda, 2011). Este medicamento forma parte de aquellos contaminantes no regulados que alcanzan los sistemas de tratamiento de aguas mediante dos formas principales, directamente por el manejo inadecuado de residuos sólidos o como principios activos no metabolizados excretado por animales o humanos (Klavarioti, Mantzavinos, & Kassinos, 2009). Por otra parte, el diurón o [3-(3,4-diclorofenil)-1,1-dimetilurea] es un herbicida usado para la erradicación de malezas (Khongthon, Jovanovic, Yokochi, Sangvanich, & Pavarajarn, 2016), el cual inhibe la producción de oxígeno en la fotosíntesis (Giacomazzi & Cochet, 2004). En Colombia, el diurón es principalmente usado en plantaciones de caña de azúcar, adicionalmente es uno de los principios activos más importados según el Instituto Colombiano de Agricultura (ICA) entre el 2004 y el 2007 (Buitrago & Gómez, 2007). Por otro lado, algunos estudios han encontrado diurón en agua subterránea comúnmente utilizada como agua potable por comunidades adyacentes a plantaciones de caña de azúcar en Cali, Colombia (Arana Rengifo, 2007).

La reacción de Fenton consiste en una reacciones de oxidación y reducción del hierro con peróxido de hidrogeno donde la oxidación del ion ferroso sucede con una constante de velocidad alta ( $k= 55-76 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$ ), generando radicales hidroxilo ( $\bullet\text{OH}$ ) e iones férricos, sin embargo, la velocidad de reacción de la regeneración de iones ferrosos suele ser muy lenta ( $k= 0.012-0.02 \text{ M}^{-1} \text{ s}^{-1}$ ) limitando la reacción; Esta limitante es minimizada usando luz, ya que algunos acuacomplejos ferricos altamente foto-activos formados a pH ácido, absorben luz UV-A y generan radicales  $\bullet\text{OH}$  adicionales haciendo que la reacción sea mucho más rápida (Villegas, Giannakis, Torres, & Pulgarin, 2017), esta reacción es conocida como foto-Fenton.

Aunque el proceso foto-Fenton es usado principalmente a pH ácido, aproximadamente 2,8, se ha encontrado que en aguas naturales, a pH neutro o circumneutro, el hierro forma complejos con ácidos húmicos y fúlvicos (Lipczynska-Kochany & Kochany, 2008), lo cual juega un papel importante en la oxidación de materia orgánica y la inactivación de bacterias (Gutiérrez, Rojas, Sanabria, & Rengifo, 2017).

El objetivo de este trabajo es buscar las mejores condiciones de degradación usando un análisis de superficie respuesta similar al realizado por (Eslami, Asadi, Meserghani, & Bahrami, 2016) con diseño compuesto central  $2^2$  para la degradación de AMX y Diurón bajo luz solar simulada usando un pH inicial de 7, bajas

concentraciones de  $\text{H}_2\text{O}_2$  que varían entre 5 a 15  $\text{mg L}^{-1}$  y bajas concentraciones de hierro ( $\text{Fe}^{3+}$ ) que varían entre 0.1 a 0.9 $\text{mg L}^{-1}$ . Posteriormente se realizaron ensayos para evaluar la degradación de diurón y AMX en presencia iones de carbonatos ( $\text{CO}_3^{2-}$ ), fluoruros ( $\text{F}^-$ ) y ácidos húmicos (AH), simulando concentraciones de estos encontradas en agua superficial y subterránea.

## METODOLOGÍA

### *Materiales y reactivos*

Se utilizaron estándares de trihidrato de amoxicilina y diuron (Sigma-Aldrich). El acetonitrilo fue grado HPLC (Sigma Aldrich), los ácidos húmicos grado analítico (Alfa-Aesar) y peróxido de hidrogeno al 30 % (v/v) (Merck). Por otro lado, como fuente de  $\text{Fe}^{3+}$  se usó  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  (Sigma Aldrich). Se utilizaron sales de  $\text{NaF}\cdot 10(\text{H}_2\text{O})$  (Sigma Aldrich)  $\text{Na}_2\text{CO}_3$  (Merck). La concentración de la solución comercial de peróxido de hidrogeno fue determinada por permanganometria.

### *Análisis estadístico*

Para el análisis estadístico se usó una metodología de análisis de superficie de respuesta con el fin de identificar la máxima degradación en las condiciones mencionadas anteriormente. Se uso el software Statgraphics para el diseño de experimentos y el análisis de resultados, para lo cual se optó por un diseño central compuesto  $2^2$  rotatable con 4 grados de libertad. Con los resultados se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA), un diagrama de efectos principales, los valores óptimos y su correspondiente grafico de superficie respuesta.

**Tabla 1** *Diseño de experimentos para superficie respuesta.*

<b>Ensayo</b>	<b><math>[\text{H}_2\text{O}_2]</math> (<math>\text{mg L}^{-1}</math>)</b>	<b><math>[\text{Fe}^{3+}]</math> (<math>\text{mg L}^{-1}</math>)</b>
1	8	0.5
2	0.5	0.5
3	8	0.05
4	15	0.9
5	1	0.9
6	8	0.5
7	15	0.1
8	7	1.06
9	17.89	0.5
10	1	0.1

### *Determinación de amoxicilina y Diurón y Carbono Orgánico Total*

La determinación de diurón se llevó a cabo mediante un equipo HPLC marca Shimatzu LC20A equipado con un detector UV-Vis y utilizando una fase móvil de (45:55) Acetonitrilo : ácido acético a pH 3 a un flujo de 0.9 mL min<sup>-1</sup> y una columna C18 de fase reversa. La longitud de onda de detección fue 254 nm. Por otro lado, la determinación de AMX se realizó con una columna C18 fase reversa y una fase móvil (15:85) Acetonitrilo : Buffer fosfato a pH 5 en un flujo de 0.5 mL min<sup>-1</sup> y una longitud de onda de detección de 230 nm. La determinación de carbono orgánico total se realizó con un equipo Shimadzu TOC VCSH.

### *Experimentos de degradación bajo luz solar simulada*

Se utilizaron reactores de vidrio Pyrex con un volumen de 100 mL. Estos fueron puestos dentro de un simulador solar Hanau-Suntest con una potencia máxima de 300 W m<sup>-2</sup> manteniendo la temperatura a un valor máximo de 35 °C. En los experimentos con agua Milli-Q, el pH se incrementó hasta un valor aproximado de 7.0 usando soluciones de NaOH. Se agregaron las concentraciones indicadas de iones férricos y H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, además de concentraciones iniciales de diurón y AMX de 10 mg L<sup>-1</sup>. Se extrajeron muestras a diferentes intervalos de tiempo y se realizaron los análisis respectivos por HPLC. Para los experimentos en presencia de aniones y ácidos húmicos, se tomó el valor óptimo de concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> proveniente del análisis superficie de respuesta mientras que la concentración de hierro se fijó en el valor máximo permisible por la legislación colombiana en aguas para consumo humano (0.3 mg L<sup>-1</sup>). En el caso de los aniones y los ácidos húmicos (AH) se usaron concentraciones similares a las encontradas en agua superficial (SUP) y subterránea (SUB) como presenta el trabajo de (Gutiérrez-Zapata, Alvear-Daza, Rengifo-Herrera, & Sanabria, 2017).

**Tabla 2** Concentraciones de iones CO<sub>3</sub><sup>2-</sup>, F<sup>-</sup> y AH

Iones (mg L <sup>-1</sup> )	Superficial (SUP)	Subterránea (SUB)
CO <sub>3</sub> <sup>2-</sup>	100	100
F <sup>-</sup>	0.1	1
Ácidos húmicos	2	5

### *Determinación de productos de reacción*

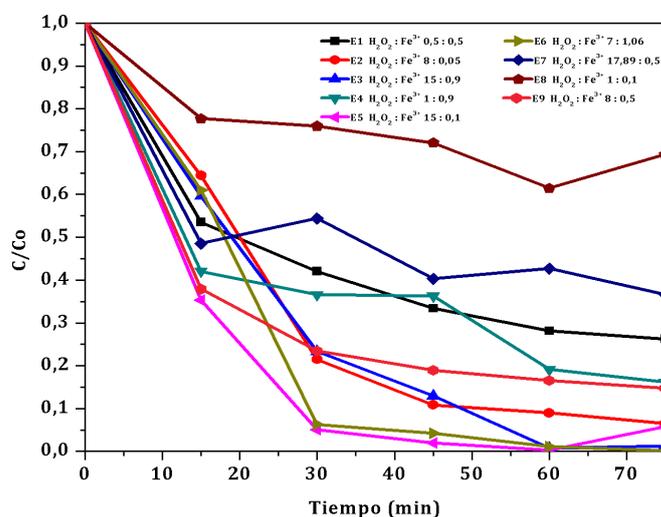
Los metabolitos de degradación para diurón y amoxicilina se determinaron mediante un equipo HPLC (Hitachi Elite LaChrom) con una columna C18 en fase reversa a 30°C acoplado a un espectrómetro de masas (Bruker amazon SL) con ionización por electro-spray (ESI), el cual permite el seguimiento de diferentes iones moleculares simultáneamente. Las temperaturas de ionización fueron de 140°C para Diurón y 100°C para

amoxicilina con ionización positiva y los métodos de HPLC correspondientes a cada sustancia fueron los ya mencionados anteriormente.

## RESULTADOS

### Optimización de la degradación de diurón y amoxicilina (AMX) con foto-Fenton

Los resultados de degradación en agua Milli-Q para diuron (Figura 1) muestran que el mejor resultado de degradación fue el ensayo realizado con concentraciones de ion férrico y  $H_2O_2$  de 0.5 y 8  $mg L^{-1}$  respectivamente. A pesar de comenzar a pH 7 el medio se acidifica rápidamente a 3,5 o 4 aproximadamente, esto podría deberse a la posible formación de ácidos carboxílicos o compuestos n-metilados como metabolitos de degradación.



**Figura 1** Degradación de diurón ( $10 mg L^{-1}$ ) en agua Milli-Q a través de foto-Fenton tradicional a pH neutro utilizando un simulador solar ( $300 W m^{-1}$ ) y variando las concentraciones de ion ferrico y  $H_2O_2$ .

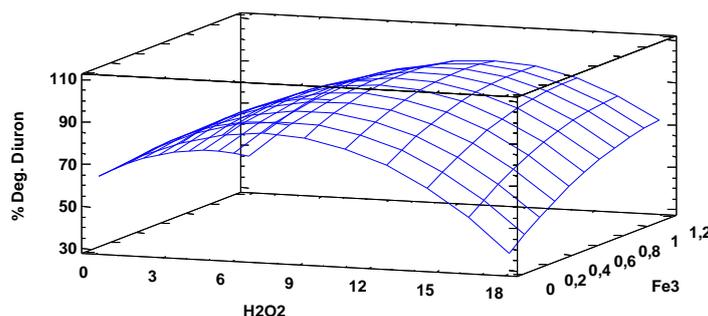
El análisis superficie respuesta para Diurón se llevó a cabo con los datos obtenidos para un tiempo de reacción de 45 minutos, en donde se observó una mejor variabilidad en los datos. En la **Tabla 3** se presenta los resultados para el ANOVA aplicado a la superficie de respuesta obtenida, encontrando un valor de  $R^2$  ajustado por los grados de libertad de 99,27 %, lo que representa un buen ajuste del modelo respecto a los datos experimentales, adicionalmente se presentan valores P más bajos de 0.05 en 4 de los 5 efectos cuadráticos que se representan en el modelo matemático, lo que significa que dichos valores son representativos para el comportamiento del fenómeno estudiado.

**Tabla 3** ANOVA para 45 min de degradación diurón

<b>ANOVA para % deg. Diuron</b>	
<i>Fuente</i>	Valor – P
<i>A:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub></i>	0,0294
<i>B:Fe<sup>3+</sup></i>	0,0422
<i>A:A</i>	0,0014
<i>A:B</i>	0,0316
<i>B:B</i>	0,0673

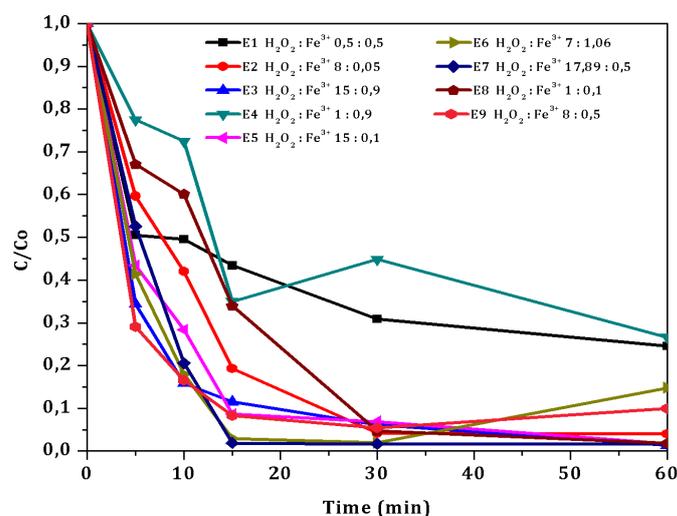
Basado en la gráfica de superficie de respuesta generada para la degradación de diurón (Figura 2), los resultados óptimos según el modelo matemático definido fueron 9.7 mg L<sup>-1</sup> para H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y 0.84 mg L<sup>-1</sup> para Fe<sup>3+</sup>. El modelo que describe la superficie respuesta se presenta a continuación:

$$\% \text{ Deg. Diuron} = 63,599 + 6,62256 * (H_2O_2) + 7,74771 * (Fe^{3+}) - 0,448815 * (H_2O_2)^2 + 2,47637 * (H_2O_2) * (Fe^{3+}) - 18,8442 * (Fe^{3+})^2$$



**Figura 2** Superficie respuesta para la degradación de Diurón.

Los resultados de la degradación de AMX se presentan en la figura 3. El mejor resultado en la degradación se obtuvo con concentraciones de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> y Fe<sup>3+</sup> de 8 y 0.5 mg L<sup>-1</sup> respectivamente seguido por el ensayo con la mayor concentración de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 17.06 mg L<sup>-1</sup> y una concentración de Fe<sup>3+</sup> de 0.5 mg L<sup>-1</sup>. El valor de pH durante la reacción decreció hasta un valor cercano a 5.6.



**Figura 3** Degradación de amoxicilina ( $10 \text{ mg L}^{-1}$ ) en agua Milli-Q a través de foto-Fenton tradicional a pH neutro utilizando un simulador solar ( $300 \text{ W m}^{-1}$ ) y variando las concentraciones de ion ferrico y  $\text{H}_2\text{O}_2$ .

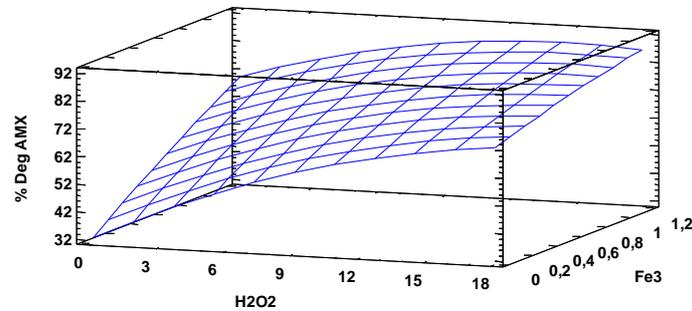
Para analizar los datos mediante la superficie respuesta se tomaron los resultados obtenidos luego de 10 minutos de degradación. El resultado de ANOVA aplicado al modelo propuesto para la superficie de respuesta se presenta en la **Tabla 4**, donde se obtuvo un valor de  $R^2$  ajustado por los grados de libertad de 99,87% . Al igual que en la degradación de diurón, 4 de 5 efectos principales representan en mayor medida al modelo donde el único efecto principal que no es representativo es el efecto cuadrático del hierro.

**Tabla 4** ANOVA para 10 min de degradación AMX

<i>ANOVA para % Deg. AMX</i>	
<i>Fuente</i>	<i>P-Valor</i>
<i>A:H<sub>2</sub>O<sub>2</sub></i>	<i>0,0005</i>
<i>B:Fe<sup>3</sup></i>	<i>0,0008</i>
<i>A:A</i>	<i>0,0085</i>
<i>A:B</i>	<i>0,0179</i>
<i>B:B</i>	<i>0,309</i>

Los valores óptimos de  $\text{H}_2\text{O}_2$  e iones férricos para la degradación de AMX fueron de 15.2 y 1.06  $\text{mg L}^{-1}$  respectivamente y es representado en la superficie respuesta (Figura 4), el modelo matemático que describe la superficie respuesta se presenta a continuación:

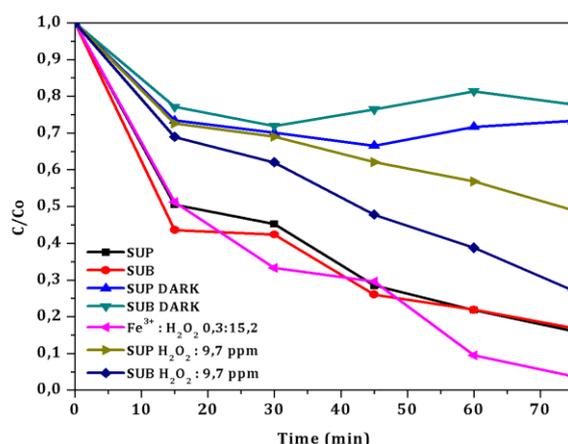
$$\% \text{ Deg AMX} = 32,509 + 3,78914 * (H_2O_2) + 34,8114 * (Fe^{3+}) - 0,0882313 * (H_2O_2)^2 - 1,03737 * (H_2O_2) * (Fe^{3+}) - 3,04702 * (Fe^{3+})^2$$



**Figura 4.** Superficie respuesta para la degradación de AMX

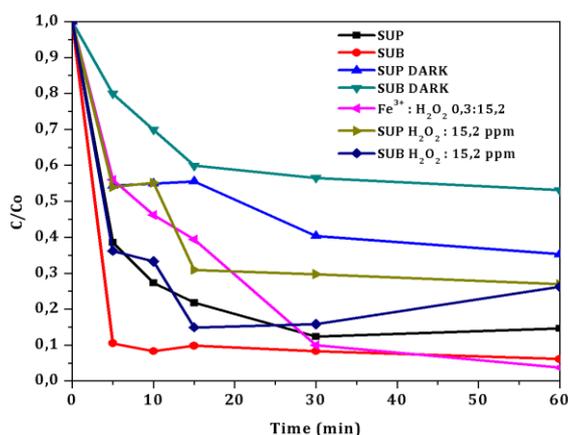
#### *Degradación de diurón y amoxicilina en presencia de iones $F^-$ , $CO_3^-$ y ácidos húmicos*

En la figura 5 se puede observar el proceso de degradación de diurón llevado a cabo en presencia de iones  $CO_3^{2-}$ ,  $F^-$  y AH a concentraciones normalmente encontradas en aguas subterráneas (Sub) y superficiales (Sup) naturales. Este presentó una cinética similar a la degradación con foto-Fenton en agua Milli-Q, sin embargo, el pH se mantuvo neutro durante todo el proceso. Los experimentos realizados en la oscuridad (Fenton), no revelaron una degradación alta del diurón. También es preciso resaltar que los ensayos llevados a cabo con la misma matriz de aniones y AH pero en ausencia de hierro (concentración de iones férricos y  $H_2O_2$  de 0.3 y 9.7  $mg L^{-1}$  respectivamente) presentaron degradaciones de diurón entre 40 y 60 % luego de 75 minutos de irradiación, esto puede deberse a radicales hidroxilos formados por la fotólisis del peróxido en presencia de radiación UV-B. En los experimentos realizados en ausencia de aniones y AH, con concentraciones de ion ferroso y peróxido de hidrogeno de 0.3 y 9.7  $mg L^{-1}$  respectivamente, se logró una remoción de carbono orgánico total de 23 % luego de 60 min de irradiación.



**Figura 5** Degradación de diurón ( $10 \text{ mg L}^{-1}$ ) en agua conteniendo  $F^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$  y AH y simulando concentraciones de estas especies en aguas subterráneas y superficiales (ver tabla 2) a través de foto-Fenton a pH neutro utilizando un simulador solar ( $300 \text{ W m}^{-2}$ ).

Por su parte la figura 6 presenta el proceso de degradación de AMX. Estos experimentos exhibieron una degradación más rápida que aquella obtenida en los experimentos realizados con agua milli-Q. Al igual que en la degradación con diurón, el pH se mantuvo neutro durante todo el tratamiento y los ensayos en ausencia de hierro pero con peróxido presentaron degradación de AMX entre 40 y 60 % evidenciando de nuevo la participación de fotólisis de  $\text{H}_2\text{O}_2$  foto-promovida por luz UV-B. Así mismo, los experimentos en la oscuridad (Fenton) no implicaron una alta degradación de la AMX. Por otro lado, el porcentaje de remoción de carbono orgánico total en los experimentos foto-Fenton en ausencia de aniones y AH fue de alrededor de un 21 % luego de 60 min de irradiación.

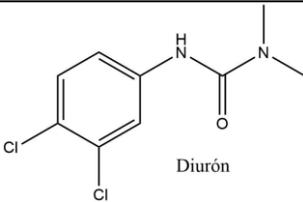
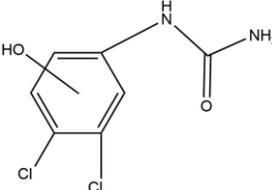
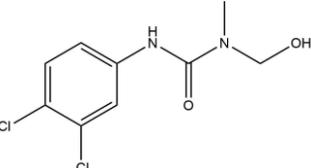


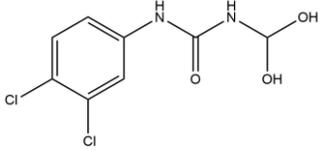
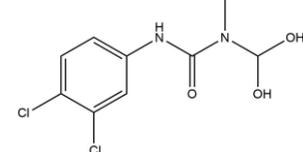
**Figura 6.** Degradación de amoxicilina ( $10 \text{ mg L}^{-1}$ ) en agua conteniendo  $F^-$ ,  $CO_3^{2-}$  y  $AH$  y simulando concentraciones de estas especies en aguas subterráneas y superficiales (ver tabla 2) a través de foto-Fenton a pH neutro utilizando un simulador solar ( $300 \text{ W m}^{-2}$ ).

*Estudio de los metabolitos de degradación de diurón y amoxicilina a través de HPLC/MS*

En la identificación de productos de degradación del diurón se le hizo seguimiento a 5 iones moleculares identificados por (Farré, Brosillon, Domènech, & Peral, 2007) con relaciones m/z de 232 (que corresponde a diurón) 220, 248, 250 y 264.

**Tabla 5** Productos de degradación para Diurón

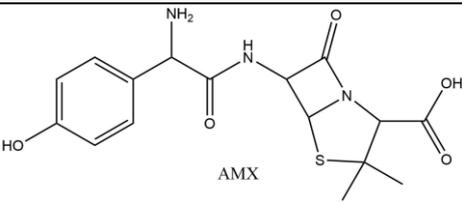
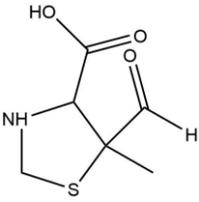
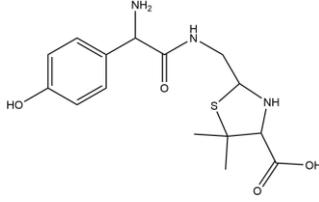
M.W.	Compuesto	Tiempo de retención	Nombre de la muestra.
232 (Diurón)	 Diurón	4,7	Estándar Foto-Fenton tradicional Sup Sub
220		4,2	Sup Sub
248		4,1	Foto-Fenton tradicional Sup Sub

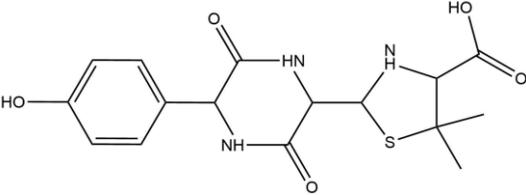
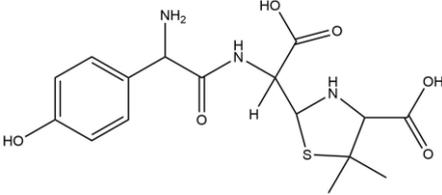
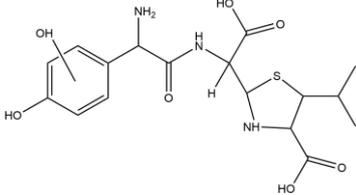
250		4,3	Sup Sub
264		4,2	Foto-Fenton tradicional Sup Sub

Los iones moleculares con relaciones  $m/z$  seleccionados para el seguimiento de productos de degradación de la amoxicilina fueron: 365 (que corresponde a la AMX), 176, 339, 366, 383 y 400, estos fueron seleccionados debido al mecanismo de reacción propuesto por (Trovó et al., 2011).

Tanto para diurón como para amoxicilina, se evidenció un fuerte rompimiento de las moléculas debido probablemente a la generación de radicales hidroxilo a través de procesos foto-Fenton. En agua Milli-Q, se observó la generación de metabolitos, sin embargo, el grado de oxidación de los mismos fue menor que el obtenido en presencia de aniones y AH. Por ejemplo, para el diurón y la amoxicilina se observó que los metabolitos con la relación  $m/z$  más baja (diuron 220 y amoxicilina 176) y por ende más oxidados solo fueron generados en los experimentos en donde la degradación se logró a pH neutro y en presencia de aniones y AH. Esto indicaría que la producción de radicales hidroxilo podría ser más alta y que por lo tanto la degradación foto-Fenton puede verse favorecida con este tipo de iones presentes en el medio.

**Tabla 6** Productos de degradación para AMX

M.W.	Compuesto	Tiempo de retención	Nombre de la muestra
365 (AMX)		4,7	Estándar Sup Sub Foto-Fenton tradicional
176		4,9	Sub
339		4,8	Estándar Sup Sub Foto-Fenton tradicional

366		4,9	Sup Sub
383		4,5	Standard Sup Sub Foto-Fenton tradicional
400		4,9	Foto-Fenton tradicional Sub

## CONCLUSIONES

La degradación de AMX y diurón mediante foto-Fenton es posible comenzando a pH neutro y usando bajas concentraciones de  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{H}_2\text{O}_2$  en agua milli-Q, no obstante, el medio tiende a acidificarse rápidamente, esto puede deberse a que durante la reacción foto-Fenton se pueden generar iones hidronio, o metabolitos de degradación que pueden ser ácidos.

Esta reacción foto-Fenton en presencia de aniones como  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{F}^-$  y ácidos húmicos en concentraciones similares a las encontradas en aguas subterráneas y superficiales pueden ayudar a mantener pH neutro, adicionalmente, la presencia de ácidos húmicos puede ayudar a formar complejos solubles con iones férricos y altamente fotoactivos permitiendo la generación de radicales hidroxilo altamente oxidantes, los cuales pueden degradar los contaminantes. Por otro lado, parte del hierro a pH 7.0 u 8.0 puede generar oxihidroxidos tales como la goetita y la lepidocrocita, los cuales pueden también participar en reacciones foto-Fenton o fotocatalíticas. La presencia de iones fluoruro puede activar aún más la actividad de estos sólidos como fue sugerido. Finalmente, los carbonatos pueden reaccionar con radicales hidroxilo, generando radicales carbonato mucho menos oxidantes pero con capacidad de degradar sustancias orgánicas (Gutiérrez, Rojas, Sanabria, & Rengifo, 2017) y (Villegas, Giannakis, Torres, & Pulgarin, 2017) (Gutiérrez-Zapata et al., 2017)..

Los ensayos de degradación llevados a cabo únicamente con  $\text{H}_2\text{O}_2$  en presencia de aniones y ácidos húmicos presentaron degradaciones importantes que varían entre 40 y 60 %, esto puede indicar la posible degradación por fotólisis del  $\text{H}_2\text{O}_2$  asistida por UV-B.

## REFERENCIAS

- Arana Rengifo, V. A. (2007). Análisis de riesgo de contaminación por lixiviación de plaguicidas de los acuíferos de la zona plana del Valle del Río Cauca. Caso estudio: municipios de El Cerrito, Palmira y Candelaria. Universidad del Valle. Retrieved from <http://opac.univalle.edu.co/cgi-olib/?infile=details.glu&luid=739764&rs=4067273&hitno=1>
- Buitrago, C. A., & Gómez, M. L. (2007). Uso Aparente De Plaguicidas En Colombia durante los años 2004 - 2007. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.
- Deblonde, T., Cossu-Leguille, C., & Hartemann, P. (2011). Emerging pollutants in wastewater: A review of the literature. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 214, 442–448. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2011.08.002>
- Farré, M. J., Brosillon, S., Domènech, X., & Peral, J. (2007). Evaluation of the intermediates generated during the degradation of Diuron and Linuron herbicides by the photo-Fenton reaction. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 189(2–3), 364–373. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2007.02.028>
- Fenton, H. J. H. (1894). Oxidation of tartaric acid in presence of iron. *Journal of the Chemical Society, Transactions*, 65, 899–910. <https://doi.org/10.1039/ct8946500899>
- Geissen, V., Mol, H., Klumpp, E., Umlauf, G., Nadal, M., Van Der Ploeg, M., ... Ritsema, C. J. (2015). Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *International Soil and Water Conservation Research*, 3, 57–65. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.03.002>
- Giacomazzi, S., & Cochet, N. (2004). Environmental impact of diuron transformation: A review. *Chemosphere*. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.04.061>
- Gutiérrez-Zapata, H. M., Alvear-Daza, J. J., Rengifo-Herrera, J. A., & Sanabria, J. (2017). Addition of Hydrogen Peroxide to Groundwater with Natural Iron Induces Water Disinfection by Photo-Fenton at Circumneutral pH and other Photochemical Events. *Photochemistry and Photobiology*, 93(5), 1224–1231. <https://doi.org/10.1111/php.12779>
- Gutiérrez, H. M., Rojas, K. L., Sanabria, J., & Rengifo, J. A. (2017). 2,4-D abatement from groundwater samples by photo-Fenton processes at circumneutral pH using naturally iron present. Effect of inorganic ions. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(7), 6213–6221. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7067-5>
- Kaur, S. P., Rao, R., & Nanda, S. (2011). AMOXICILLIN: A BROAD SPECTRUM ANTIBIOTIC, 3(3).
- Khongthong, W., Jovanovic, G., Yokochi, A., Sangvanich, P., & Pavarajarn, V. (2016). Degradation of diuron via an electrochemical advanced oxidation process in a microscale-based reactor. *Chemical Engineering Journal*, 292, 298–307. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.02.042>
- Klavarioti, M., Mantzavinos, D., & Kassinos, D. (2009). Removal of residual pharmaceuticals from aqueous systems by advanced oxidation processes. *Environment International*, 35(2), 402–417. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.07.009>
- Lipczynska-Kochany, E., & Kochany, J. (2008). Effect of humic substances on the Fenton treatment of wastewater at acidic and neutral pH. *Chemosphere*, 73(5), 745–750. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.06.028>
- Trovó, A. G., Nogueira, R. F. P., Agüera, A., Fernandez-Alba, A. R., Malato, S., Pupo Nogueira, R. F., ... Malato, S. (2011). Degradation of the antibiotic amoxicillin by photo-Fenton process - Chemical and toxicological assessment. *Water Research*, 45(3), 1394–1402. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.10.029>
- Villegas, P., Giannakis, S., Torres, R., & Pulgarin, C. (2017). Remarkable enhancement of bacterial inactivation in wastewater through promotion of solar photo-Fenton at near-neutral pH by natural organic acids. “Applied Catalysis B, Environmental,” 205, 219–227. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2016.12.021>