

Calidad del agua y su relación con alimentos: aplicación de procesos Fenton y tipo Fenton en la eliminación de contaminantes en agua

V. Escalante-Pozos* y E. R. Bandala

Departamento de Ingeniería Química, Alimentos y Ambiental, Universidad de las Américas Puebla.

Ex hacienda Sta. Catarina Mártir S/N, San Andrés Cholula, Puebla. C.P.72810. México.

RESUMEN

El agua es un producto que se encuentra ligado a los alimentos, ya sea directa o indirectamente. Resulta de gran importancia asegurar la calidad de la misma ya que la carga mundial de contaminantes es considerable. Los métodos convencionales para la desinfección de agua han demostrado poseer algunas características que pueden representar una amenaza para la salud, como la formación de bromatos debida a la ozonación y la generación de triclorometanos en la cloración. Como una alternativa al uso de métodos convencionales, se ha propuesto el uso de los procesos avanzados de oxidación (PAOS, incluyendo a los procesos Fenton y tipo Fenton) para la inactivación de microorganismos patógenos y la degradación de contaminantes orgánicos. El presente trabajo se enfoca en la calidad del agua y su relación con alimentos, así como la aplicación de los procesos Fenton y tipo Fenton en la eliminación de contaminantes en agua.

Palabras clave: procesos avanzados de oxidación, microorganismos patógenos, Fenton, eliminación de contaminantes.

ABSTRACT

Water is a product linked to food, directly or indirectly. It is of great importance to ensure its quality because the amount of worldwide waterborne pollutants is high. Conventional water disinfection methods have demonstrated some features that may represent a risk to human health. Based on those disadvantages, it has been reported the use of advanced oxidation processes (AOPS, including Fenton and Fenton like processes) for inactivation of pathogenic microorganisms and the degradation of organic contaminants. This paper focuses on water quality and its relationship with foods as well as the application of Fenton and Fenton like processes in removing pollutants in water.

Keywords: advanced oxidation processes, pathogenic microorganisms, Fenton, removing pollutants.

* Programa de Maestría
en Ciencia de Alimentos
Tel.: +52 222 229 2126
Fax: +52 222 229 2727
Dirección electrónica:
vladimir.escalanteps@udlap.mx

Introducción

La dependencia del agua para la alimentación ha llevado a procurar y garantizar su calidad, ya que el agua puede sufrir deterioro debido a la presencia de microorganismos patógenos o contaminantes químicos.

Según Leclerc, Schwartzbord y Cas (2002), la carga mundial de infecciones transmitidas por agua es considerable y los números reportados subestiman mucho la incidencia real de las enfermedades hidro-transmitidas. Muchas de las bacterias y virus que se pueden propagar por la vía del agua en bajos niveles y producen infecciones asintomáticas, lo que puede resultar en una situación endémica con el potencial de que ocurra una epidemia producida a partir de la propagación directa de persona a persona, por alimentos o agua.

Los métodos convencionales para la desinfección de agua incluyen la cloración y ozonación del agua como los más utilizados; sin embargo, en años recientes se ha demostrado que poseen algunas características que pueden representar una amenaza para la salud. La cloración (hipoclorito, cloruro de sodio acidificado o dióxido de cloro) es un método ampliamente utilizado que genera algunos inconvenientes en ciertas circunstancias, el más peligroso es la formación de productos secundarios tóxicos con alto potencial carcinogénico y mutagénico como los triclorometanos y cloraminas que son responsables de causar efectos nocivos severos en la salud de los consumidores, ya sea por ingesta directa o indirecta (Bandala, Castillo, González y Sanchez, 2011a; Bekink y Nozaic, 2013; Shalinee y Ademola, 2014).

La ozonación ha demostrado ser efectiva en la desinfección de agua a bajas concentraciones y tiempos de exposición cortos. El ozono es altamente reactivo y oxida a la mayoría del material orgánico con el que entra en contacto y elimina la mayoría de microorganismos patógenos. Los productos tóxicos secundarios resultantes de la desinfección son los bromatos, que han sido reportados como posibles precursores carcinogénicos. Las pruebas de toxicidad realizadas en animales han demostrado inducir constantemente cáncer en ratas y ratones, por tanto, debe de ser estrictamente controlada su presencia en el agua potable (Jarvis, Parsons y Smith, 2007). Por otro lado, algunas de las desventajas importantes del ozono son el alto costo de los equipos, provoca corrosión de los equipos y requiere de personal capacitado en su operación (Castillo-Ledezma, López-Malo Vigil, y Bandala, 2010; Shalinee y Ademola, 2014).

Con base en las desventajas antes mencionadas, se ha reportado el uso de los procesos avanzados de oxidación (PAOS)

Fenton y tipo Fenton y sus mecanismos de acción para la inactivación de microorganismos patógenos y la degradación de contaminantes orgánicos en agua (Castillo-Ledezma *et al.*, 2010; Auriolés-López, López-Malo Vigil y Bandala, 2011). Este tipo de procesos han demostrado ser de gran utilidad, debido a su alta efectividad y bajo costo (Corona-Vasquez, Auriolés y Bandala, 2012).

El presente trabajo, tiene como objetivo realizar una revisión bibliográfica de la calidad del agua y su relación con alimentos, así como la aplicación de los procesos Fenton y tipo Fenton en la eliminación de contaminantes en agua.

Revisión bibliográfica

1. El agua en la industria alimentaria

El agua está involucrada en el procesamiento de alimentos y en operaciones relacionadas con los mismos. Algunos ejemplos de los procesos en los que participa son: remojo, lavado, enjuague, escaldado, calentamiento, pasteurización, enfriamiento, producción de vapor, limpieza general, saneamiento y desinfección (Casani, 2005).

La industria del agua y la de los alimentos comparten como objetivo común, suministrar productos y/o servicios de calidad a los consumidores. De forma implícita, se entiende que el producto o servicio debe de ser inocuo, ya que tanto el agua como los alimentos pueden ser vehículos para la transmisión de enfermedades y continúan siendo responsables de numerosos brotes en países desarrollados y en vías de desarrollo a lo largo del planeta (Kirby, 2003).

Cada vez que se consumen alimentos o se emplea algún producto o servicio, indirectamente se aprovecha el agua involucrada en sus procesos de producción. El consumo indirecto es usualmente considerado mucho mayor que el consumo de agua directo (AgroDer, 2012).

Existen indicadores en materia de agua como el agua virtual, que es el volumen total de agua utilizada directa e indirectamente para la elaboración de un producto. La huella hídrica (HH), es un indicador que se define como el volumen total de agua dulce que utilizamos en nuestra vida diaria, esta puede referirse a un producto, un consumidor, una empresa, una región o una nación (Vázquez del Mercado y Buenfil, 2012).

En el período 1996-2005, México fue el principal importador de agua virtual de la región Latinoamericana, ocupando además el segundo lugar en el mundo, superado únicamente por Japón. Su dependencia hídrica del exterior fue de 42.5%,

cuando el promedio mundial fue de 21.7%. Pudiera pensarse que el comercio de agua virtual constituye para México un ahorro, que le permite preservar de mejor manera sus recursos hídricos, sin embargo, representa también una amenaza para la soberanía alimentaria (Vázquez del Mercado, et al., 2012).

El 86% de la HH de un mexicano son productos alimentarios y bebidas, 6% otros productos agropecuarios (pieles y algodón principalmente), 5% consumo doméstico y 3% productos industriales. Los dos factores que determinan la HH per cápita son: a) el volumen de consumo de cada producto y b) la HH de cada producto. El 15% de la HH de un mexicano es por consumo de carne de res y el 13% por maíz (Figura 1). Aunque se tiene un mayor consumo de maíz (123 kg per cápita anual) que de carne de res (18 kg per cápita anual), la elaboración de 1 kg de carne de res requiere en promedio 10 veces más agua que 1 kg de maíz. Por esto, aunque el consumo de carne es menor, su producción implica una mayor HH (AgroDer, 2012).

1.1. Importancia de la calidad del agua en el procesamiento de alimentos

El agua participa en la producción de los alimentos, desde las etapas iniciales (riego y agua para el ganado) hasta el procesamiento (ingrediente, medio de transporte y ayuda higiénica).

Por lo tanto, la importancia de su calidad resulta vital, ya que las personas pueden estar expuestas a agentes infecciosos o agentes químicos tóxicos mediante la ingesta de agua contaminada incorporada a alimentos, de alimentos regados o cosechados con agua contaminada y de alimentos que han estado en contacto con agua contaminada durante su procesamiento (Kirby, 2003).

A lo largo del tiempo se han establecido programas para el aseguramiento de la calidad que incluyen al agua. Los principales programas han surgido tomando como base el Análisis de Riesgos y Puntos Críticos de Control (HACCP, por sus siglas en inglés); así como los estándares de calidad ISO 9001. Por otra parte, la Organización Mundial de la Salud (OMS), a través de la Asociación Internacional del agua (IWA, por sus siglas en inglés), han creado los planes de agua segura (WSPS, por sus siglas en inglés), que son planes de gestión de agua, que incluyen desde la fuente original, hasta su destino final (IWA, 2004). Una de las principales ventajas que proveen los WSPS y los principales programas como HACCP, radica en que incluyen barreras de tratamiento de agua para mantener monitoreado el proceso y el producto en todo momento, mientras que anteriormente, los programas analizaban el producto final, sin contar que se trataba de procesos con abastecimiento conti-

Producto	HH (%)
Carne de res	15%
Maíz	13%
Lácteos	11%
Carne de ave	6%
Uso doméstico	5%
Visceras y piel	4%
Carne de Cerdo	4%
Azúcar	4%
Frijol	3%
Huevo	3%
Trigo	3%
Productos industriales	3%
Otros	26%
Total	100%

Adaptada de AgroDer, 2012.

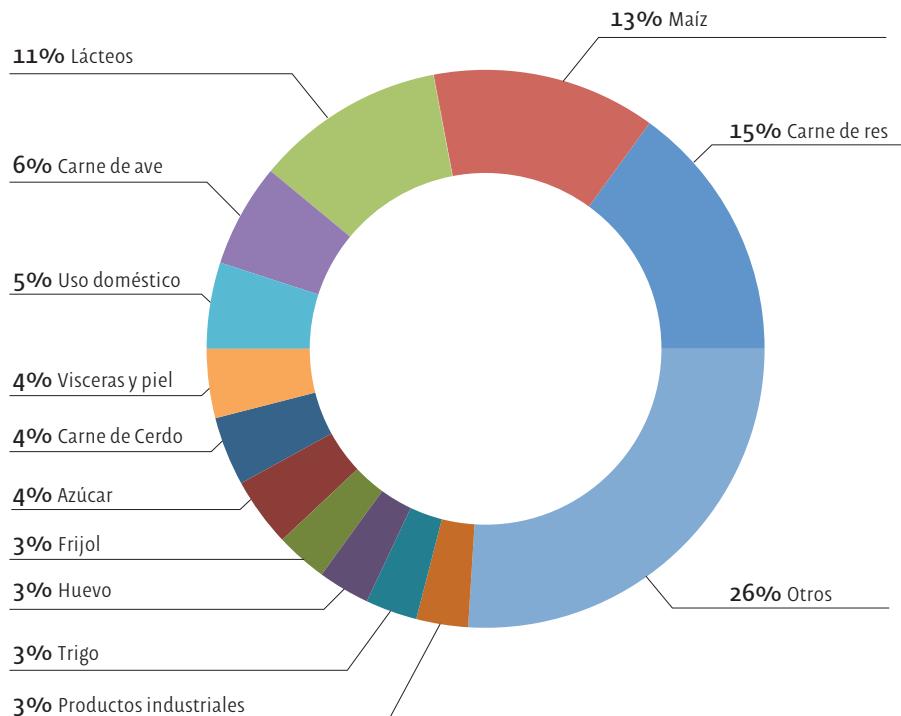


Fig 1. Huella hídrica de consumo per cápita por producto en México

nuo y que al momento en que se contaba con los resultados, el producto podía ya encontrarse con el consumidor (ILSI, 2008).

En México, las normas que establecen las especificaciones sanitarias y los límites máximos permisibles, que deben de cumplir los sistemas de abastecimiento de agua potable son la NOM-127-SSA1-1994 (Secretaría de Salud, 1994), y la NOM-201-SSA1-2002 (Secretaría de Salud, 2002).

1.2. El agua residual en la industria de alimentos

El gran requerimiento de agua en la industria alimentaria genera grandes cantidades de agua residual. Como resultado, es de vital importancia la recuperación y reutilización de este recurso natural para disminuir las necesidades de abastecimiento y reducir los costos de producción. En el pasado, los procesadores de alimentos reunían toda el agua residual de los distintos procesos y la sometían a un solo tratamiento. Sin embargo, separar el agua residual de cada uno de los procesos permite un tratamiento óptimo para cada tipo de agua residual, como resultado, se ahorra energía, incrementa la eficiencia de los sistemas y disminuyen los costos con respecto al tratamiento (Casani, 2005).

El agua reutilizable puede ocuparse para el riego de cultivos y para uso humano. En el caso del procesamiento de alimentos, el agua reutilizada puede o no estar en contacto con alimentos. Si no lo está, se puede utilizar para refrigeración o la generación de vapor. Si está en contacto con alimentos se puede utilizar para el lavado, transporte, limpieza y en el producto final (ILSI, 2008).

El agua residual en México se encuentra regulada por la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, a través de las normas NOM-001-ECOL-1996 (SEMARNAT, 1996a), NOM-002-ECOL-1996 (SEMARNAT, 1996b), NOM-003-ECOL-1996 (SEMARNAT, 1997) y la NOM-CCA-031-ECOL/1993 (SEMARNAT, 1993). Estas normas establecen los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, involucrando a las aguas tratadas para reutilización, las descargas industriales y agroindustriales.

1.3. Métodos convencionales y emergentes en el tratamiento de agua

Existen en la actualidad diversas tecnologías para realizar el tratamiento de efluentes, cuya eficiencia está en función de la naturaleza de los contaminantes y de las condiciones de operación de los sistemas de tratamiento. En general, el agua contaminada puede ser procesada mediante tratamiento físico, químico o biológico (De la Hoz, 2007).

Además de los métodos de cloración y ozonación, previa-

mente mencionados, existen algunos otros métodos convencionales ampliamente utilizados para el tratamiento y desinfección de agua. El método de coagulación-flocculación, es un método químico que consiste en la adición de coagulantes para reducir el potencial zeta de las partículas coloidales, lo que permite la interacción entre partículas y posterior flocculación. Una de las complicaciones que presenta este método es la exactitud en la dosis o concentración añadida de químicos, ya que un exceso puede resultar peligroso para la salud; por ejemplo, el floculante acrilamida que es una neurotoxina prohibida en algunos países (Jusic y Ademovic, 2012).

La filtración a través de membranas es un método físico que ha sido implementado en la remoción de micro contaminantes en agua y puede tratarse de microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa, según los tamaños de partícula a filtrar. Dicha tecnología se ve limitada por el tamaño de poro de las membranas de filtración y dentro de las complicaciones que este método presenta se encuentran la necesidad de realizar retro lavados constantes y la incapacidad de reducir o eliminar microorganismos (Shalinee y Ademola, 2014).

La radiación ultravioleta es otro de los métodos de desinfección ampliamente empleados en agua; su efectividad depende de la dosis aplicada. La longitud de onda óptima se encuentra en el intervalo de 250 a 270 nm. La desinfección ocurre debido a la inactivación de las células de los microorganismos afectando su capacidad de reproducción y de infección. Sin embargo, si la radiación es aplicada en dosis menores los microorganismos tienden a revertir el daño celular (Shalinee y Ademola, 2014).

Los métodos convencionales han demostrado que pueden causar efectos contraproducentes a la salud y a los equipos. Por tal motivo, la comunidad científica ha buscado nuevos métodos para el tratamiento de agua, que sean más eficientes y menos dañinos para la salud (Castillo-Ledezma *et al.*, 2010; Bandala *et al.*, 2011a; Ratpukdi, Casey, DeSutter y Khan, 2011).

Los procesos avanzados de oxidación (PAOs) han emergido como una alternativa para el tratamiento de agua y son procesos que involucran la generación de especies altamente oxidantes capaces de atacar y degradar substancias orgánicas. Son considerados procesos físico-químicos con la habilidad de producir cambios profundos en la estructura química de los contaminantes como resultado de la participación de radicales libres (principalmente radicales hidroxilo (HO^\cdot) por su capacidad altamente oxidante) en reacciones Redox (Bandala y Raichle, 2013). Existe un gran interés en este tipo de procesos debido a su capacidad de oxidar una amplia variedad de

Tabla I. Reacciones químicas involucradas en la reacción Fenton (Fe^{2+})

Reacción	No. reacción
$\text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}^{3+} + \text{HO}^\cdot + \text{OH}^-$	(1)
$\text{Fe}^{2+} + \text{HO}^\cdot \rightarrow \text{Fe}^{3+} + \text{OH}^-$	(2)
$\text{Fe}^{3+} + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow [\text{FeOH}]^{2+} + \text{H}^+$	(3)
$\text{Fe}^{3+} + \text{H}_2\text{O}_2 \leftrightarrow [\text{FeHO}_2]^{2+}$	(4)
$[\text{FeOH}]^{2+} + \text{H}_2\text{O}_2 \leftrightarrow [\text{Fe(OH)}(\text{HO}_2)]^+ + \text{H}^+$	(5)
$[\text{FeOH}]^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{2+} + \text{HO}^\cdot$	(6)
$[\text{FeHO}_2]^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{2+} + \text{HO}_2^\cdot$	(7)
$[\text{Fe(OH)}(\text{HO}_2)]^+ \rightarrow \text{Fe}_{2+} + \text{HO}_2^\cdot + \text{HO}^-$	(8)
$\text{RH} + \text{HO}^\cdot \rightarrow \text{R}^\cdot + \text{H}_2\text{O}$	(9)

HO^\cdot = Radical hidroxilo

HO^- = Ion hidroxilo

Adaptada de Corona-Vazquez *et al.*, 2012

compuestos de difícil degradación. El radical hidroxilo (HO^\cdot) puede ser generado por medios foto químicos y otras formas de energía (Auriolles-López *et al.*, 2011).

Los radicales libres generados son capaces de oxidar contaminantes orgánicos principalmente por la abstracción de hidrógeno o por la adición electrofílica a los dobles enlaces para generar radicales libres orgánicos (R^\cdot), que pueden reaccionar con las moléculas de oxígeno formando radicales peróxido y así inicien las reacciones oxidantes en cadena, que probablemente lleven a la mineralización completa de la materia orgánica (Quiroz, Bandala y Martínez-Huitle, 2011).

1.4. Procesos Fenton y tipo Fenton

Henry J. H. Fenton descubrió hace más de un siglo que utilizando peróxido de hidrógeno (H_2O_2) y sal de hierro ($\text{Fe}^{2+}, \text{Fe}^{3+}$) como catalizador, lograba oxidar moléculas orgánicas (Al-Momani y Esplugas, 2003). Las reacciones Fenton y otras relacionadas son vistas como una alternativa conveniente y económica para generar especies oxidantes que sirvan para el tratamiento de desechos químicos. Comparado con otros oxidantes, el H_2O_2 es económico, seguro, de fácil manejo y no representa una amenaza al ambiente, ya que se descompone rápidamente en presencia de agua y oxígeno. De igual manera el hierro resulta económico, seguro y ambientalmente amigable (Pignatello, Oliveros y MacKay, 2006).

1.4.1. Proceso Fenton

La reacción de Fenton, consiste en la descomposición de H_2O_2 con sales de hierro. Para el caso del Fe^{2+} las principales reacciones se enlistan en las reacciones 1 a 9, que se pueden observar

en la tabla I. En la secuencia de reacciones, el H_2O_2 se consume por completo produciendo HO^\cdot (Al-Momani y Esplugas, 2003; Corona-Vasquez *et al.*, 2012).

El proceso Fenton, a pesar de ser una opción de fácil manejo y ambientalmente amigable, requiere optimizar las condiciones experimentales para garantizar un rendimiento adecuado, ya que distintas variables (pH, concentración de H_2O_2 y sales de hierro) pueden afectar la efectividad en la remoción de contaminantes (Martínez, Ramírez y Toledo, 2013). Cuando la temperatura aumenta, la cinética de las reacciones incrementa, pero al mismo tiempo la descomposición de H_2O_2 en O_2 y H_2O se ve igualmente favorecida (Brillas, Sirés y Oturan, 2009).

La oxidación de compuestos orgánicos mediante procesos Fenton, depende principalmente de las reacciones producidas por el HO^\cdot , que reacciona por abstracción de los átomos de hidrógeno presentes, es decir, los separa de la molécula a la que se encuentren unidos, o por inserción a enlaces insaturados. El altamente reactivo HO^\cdot aparenta ser un electrófilo débil, lo que reduce la abstracción de hidrógeno cuando un grupo carbonilo atrayente de electrones, es colocado en la posición alfa. La degradación del contaminante ocurre con la formación de un exceso de radicales orgánicos nacientes, generando reordenamientos en la molécula original. Algunos otros factores, además del carácter electrofílico del HO^\cdot pueden ser importantes, como: (i) la fuerza de los enlaces C-H; (ii) la estabilidad del radical orgánico naciente; (iii) factores estadísticos como el número de átomos equivalentes de H o la posición de ataque y (iv) efectos estéricos (Pignatello *et al.*, 2006).

Se ha reportado que el uso de procesos Fenton es efectivo en el tratamiento de aguas residuales que involucran dife-

rentes tipos de contaminantes tóxicos como: (i) compuestos aromáticos, que son contaminantes tóxicos que dan mal olor al agua; (ii) tintes y colorantes de la industria, que son contaminantes tóxicos que provocan daños a microorganismos, a la vida marina, a los seres humanos y son responsables de reducir la penetración de la luz en aguas contaminadas; (iii) productos farmacéuticos, que pueden causar efectos negativos en el agua (toxicidad, patógenos resistentes, genotoxicidad y alteraciones endocrinas) y (iv) pesticidas, que son compuestos tóxicos generalmente ubicados en aguas superficiales y subterráneas. Adicionalmente, estos procesos se han ocupado para la remoción de otro tipo de contaminantes en agua, por ejemplo: ácidos carboxílicos, metales pesados y microorganismos patógenos (Long y Jin, 2012).

Las principales ventajas del proceso Fenton para el tratamiento de agua son las siguientes: (i) operación simple y flexible que permite una fácil implementación en plantas existentes, (ii) manejo sencillo de los compuestos químicos involucrados y (iii) no necesita una fuente externa de energía (Brillas *et al.*, 2009).

Sin embargo, es importante mencionar que de igual manera existen algunas desventajas, dentro de las cuales se encuentran: (i) los riesgos y altos costos asociados al almacenamiento y transporte del H_2O_2 , (ii) la utilización de grandes cantidades de agentes químicos utilizados para acidificar el medio a pH entre 2 y 4, (iii) la acumulación de lodos de hierro que requieren ser removidos al finalizar el tratamiento y (iv) no siempre se logra una mineralización completa, debido a la formación de complejos de hierro. Algunas de las desventajas pueden ser minimizadas, como la cantidad de H_2O_2 optimizando su concentración y la formación de lodos de hierro mediante la utilización de catalizadores que contienen hierro inmovilizado como zeolitas, arcillas modificadas de hierro, tamices moleculares mesoporosos, óxidos de hierro o resinas de intercambio iónico que pueden ser fácilmente separados de la solución (Brillas *et al.*, 2009)

1.4.2. Procesos tipo Fenton

Se han desarrollado procedimientos que se basan en la química de las reacciones de Fenton y son denominados procesos tipo Fenton. Se ha demostrado que, en muchos de los casos, los procesos tipo Fenton son más eficientes que la reacción de Fenton para el tratamiento de agua contaminada (Quiroz *et al.*, 2011).

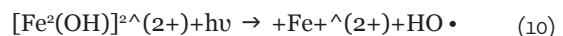
1.4.2.1. Proceso foto Fenton

Cuando la reacción de Fenton involucra fuentes de energía artificial como la radiación ultravioleta, la luz visible o am-

bas, la reacción es conocida como el proceso foto Fenton y se encuentra dentro de los métodos más eficientes para generar radicales hidroxilo, por encima de algunos otros PAOs (Quiroz *et al.*, 2011).

La irradiación con una longitud de onda en el intervalo entre 200 y 550 nm (Al-Momani y Esplugas, 2003), casi invariablemente, genera tasas de degradación más rápidas de los contaminantes y un uso más eficiente de los reactivos (Pignatello *et al.*, 2006). Una de las desventajas de este tipo de procesos es el incremento en los costos que puede aportar el uso de la energía que se requiere adicionar, lo que ha llevado a analizar otras opciones para abatir los costos asociados y se propone el uso de energía solar, que provee de energía gratuita y renovable con longitudes de onda superiores a los 300 nm. Cuando esto sucede al proceso se le conoce como foto Fenton solar (Brillas *et al.*, 2009).

La acción de los fotones en el proceso foto Fenton es compleja, los radicales hidroxilo son producidos por la reacción de Fenton, con la ventaja de que se evita la acumulación de Fe^{3+} por medio de la foto-reducción de $[\text{Fe}(\text{OH})]^{2+}$ de acuerdo con la reacción 10 (Brillas *et al.*, 2009):



En donde representa a la energía radiante.

1.4.2.2. Proceso electro Fenton

El proceso electro Fenton es una tecnología emergente para la eliminación de contaminantes en agua. Se basa en reacciones electroquímicas que se utilizan para generar *in situ* a uno o ambos de los reactivos (H_2O_2 y Fe^{2+}) para la reacción de Fenton. Los reactivos generados dependen de la configuración de la celda, las condiciones de la solución y la naturaleza de los electrodos (Pignatello *et al.*, 2006). El proceso ha demostrado una gran efectividad en el tratamiento de agua contaminada con pesticidas, colorantes sintéticos orgánicos, productos farmacéuticos, productos de higiene personal y una gran cantidad de contaminantes orgánicos (Brillas *et al.*, 2009).

De igual forma, el proceso electro Fenton provee de una alternativa para solucionar problemas de las reacciones clásicas de Fenton como la elevación de costos, las complicaciones y peligros de transporte del H_2O_2 . También se considera el estrecho intervalo óptimo de valores de pH; ya que tanto el H_2O_2 , como los iones hierro pueden ser producidos dentro del sistema electro Fenton (Plakas, Karabelas, Sklari y Zaspalis, 2013). El proceso electro Fenton es considerado como una técnica ambientalmente amigable debido a su capacidad para produ-

cir H_2O_2 *in situ* por la reducción catódica del oxígeno (Daghrir y Drogui, 2013).

La producción *in situ* de H_2O_2 , mediante la reacción electroquímica del oxígeno, puede expresarse de manera general con la reacción 11 (Liu *et al.*, 2007):



Las ventajas que posee este método de electro oxidación indirecta, comparado con los procesos químicos de Fenton, son: (i) la producción *in situ* de H_2O_2 , (ii) la posibilidad de controlar la cinética de degradación, (iii) el incremento de la eficiencia en la degradación de contaminantes orgánicos debida a la continua regeneración de Fe^{2+} en el cátodo, que también disminuye la producción de lodos y (iv) la viabilidad de generar una mineralización global a un costo relativamente bajo, si se optimizan los parámetros de operación (Brillas *et al.*, 2009).

Una variante del proceso electro Fenton consiste en la incorporación de radiación, proceso conocido como foto electro Fenton en el que la solución es tratada bajo condiciones de electro Fenton e irradiada con uv o luz visible durante o después de la electrólisis, logrando incrementar la tasa de mineralización de los contaminantes (Wang y Xu, 2012).

1.4.2.3. Proceso Fenton heterogéneo

Las limitantes presentadas por los procesos Fenton convencionales han llevado al desarrollo de catalizadores para el proceso Fenton heterogéneo, que han sido utilizados como matriz sólida

da para inmovilizar al hierro y así llevar a cabo la catálisis heterogénea (Lim *et al.*, 2006). Shu-Sung y Mirat (1998) propusieron un mecanismo simplificado de las reacciones que se llevan a cabo durante los procesos Fenton heterogéneo, mediante las reacciones 12 a 16 y se puede observar en la tabla II.

El proceso Fenton heterogéneo (catálisis heterogénea) es considerado como la evolución natural de los procesos Fenton, permite separar a la sal de hierro del efluente y eventualmente, la posibilidad de reutilizarla (Dhakshinamoorthy, Navalón, Mercedes y García, 2012). De esta manera la fuga de iones de hierro puede ser prevenida y el rango de pH óptimo para la reacción puede ser ampliado (Wang, Liu y Sun, 2012).

La catálisis vía Fenton heterogéneo ha demostrado ser útil para el tratamiento de distintos contaminantes orgánicos en medio acuoso. Sin embargo, de igual forma que los procesos Fenton, para eficientar la tasas de degradación de contaminantes, es necesario incorporar radiación para acelerar la reacción, proceso conocido como foto Fenton heterogéneo (Lim *et al.*, 2006).

2. Aplicación de procesos Fenton y tipo Fenton en la eliminación de compuestos químicos

Como se ha mencionado con anterioridad, la capacidad de los procesos Fenton para eliminar contaminantes es muy amplia. En la tabla III, se citan los trabajos que diversos autores han realizado en cuanto a las aplicaciones de los procesos Fenton y tipo Fenton, en la eliminación de contaminantes en agua, resaltando solventes orgánicos, colorantes, productos farma-

Tabla II. Mecanismo de reacciones simplificadas para la descomposición de H_2O_2 en una superficie de óxido de hierro (Fenton heterogéneo)

Reacción	No. reacción
$\equiv \text{Fe}^{3+}-\text{OH} + \text{H}_2\text{O}_2 \leftrightarrow (\text{H}_2\text{O}_2)_s$	(12)
$(\text{H}_2\text{O}_2)_s \rightarrow \equiv \text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{O} + \text{HO}_2^{\cdot}$	(13)
$\equiv \text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \equiv \text{Fe}^{3+}-\text{OH} + \text{HO}^{\cdot}$	(14)
$\text{HO}_2^{\cdot} \leftrightarrow \text{H}^+ + \text{O}_2^{\cdot-}$	(15)
$\equiv \text{Fe}^{3+}-\text{OH} + \text{HO}_2^{\cdot} / \text{O}_2^{\cdot-} \rightarrow \equiv \text{Fe}^{2+} + \text{H}_2\text{O}/\text{OH}^- + \text{O}_2$	(16)

$\equiv \text{Fe}^{3+}-\text{OH}$ = Hierro suspendido en una matriz sólida, enlazado a un hidroxilo

$(\text{H}_2\text{O}_2)_s$ = Representa a las especies químicas de H_2O_2 adherido a la matriz sólida

$\text{HO}_2^{\cdot} / \text{O}_2^{\cdot-}$ = Radical hidroperoxo / radical superóxido

Adaptada de Shu-Sung y Mirat, 1998.

Tabla III. Ejemplos de la aplicación de procesos Fenton y tipo Fenton en la eliminación de compuestos químicos

Compuesto	Proceso	Referencia
2,6-dimetilanilina	Fenton	Masomboon, Ratanatamskui y Lu, 2009.
4,6-dinitro-ortho-cresol	Fenton	Zeng y Lemley, 2009.
Verde de malaquita	foto Fenton	Ma <i>et al.</i> , 2006.
2,4,5-triclorofenol (TCP)	foto Fenton	Ma <i>et al.</i> , 2006.
Clopiralid (herbicida)	Fenton	Westphal <i>et al.</i> , 2013
Sulfametoazol (antibiótico)	Foto Fenton	Karaolia <i>et al.</i> , 2014; Miralles <i>et al.</i> , 2014
Claritromicina (antibiótico)	Foto Fenton	Karaolia <i>et al.</i> , 2014.
Mitoxantrona	Fenton y foto Fenton	Pereira <i>et al.</i> , 2013.
Trihalometano	Foto Fenton	Moncayo <i>et al.</i> , 2012.
Clorpirifos (insecticida)	Fenton y foto Fenton	Samet <i>et al.</i> , 2012.
Nonil fenol poli etoxilado	Fenton y foto Fenton	Karci, Arslan y Bekbolet, 2013.
Carbamazepina	Foto Fenton	Miralles <i>et al.</i> , 2014.
Flumequina	Foto Fenton	Miralles <i>et al.</i> , 2014.
Ibuprofeno	Foto Fenton	Miralles <i>et al.</i> , 2014.
Ofloxacina	Foto Fenton	Miralles <i>et al.</i> , 2014.
Rojo de alizarina	Foto Fenton y Fenton heterogéneo	Gomathi <i>et al.</i> , 2013.
Cafeína	Foto Fenton	Klamerth, Malato, Agüera y Fernández , 2013.
Nicotina	Foto Fenton	Klamerth <i>et al.</i> , 2013.
Cotonina	Foto Fenton	Klamerth <i>et al.</i> , 2013.
Colores y olores en agua residual agroindustrial	Foto Fenton	Bedoui, Limem, Abdel y Bensalah, 2011.
Colorante rojo remazol	Fenton y foto Fenton	Saatci, 2010.
Fenol	Fenton, electro Fenton y Fenton heterogéneo	Babuponusami y Muthukumar, 2012; Han, Phonthammachai, Ramesh, Zhong y White, 2008.
Anilina	Fenton y electro Fenton	Anotai, Su, Tssai y Lu, 2011; Casado <i>et al.</i> , 2005.
Naranja II	Electro Fenton y Fenton heterogéneo	Chun <i>et al.</i> , 2010; Ramirez <i>et al.</i> , 2007; Ramirez <i>et al.</i> , 2008.
Tolueno	Electro Fenton	Bañuelos <i>et al.</i> , 2013.
Imidacloprid (insecticida)	Fenton heterogéneo y electro Fenton	Iglesias <i>et al.</i> , 2014.
Metomilo (insecticida)	Electro Fenton	Outran, Zhou y Outran, 2010.
Nitrobenceno	Electro Fenton	Casado <i>et al.</i> , 2005.
4-clorofenol	Electro Fenton	Casado <i>et al.</i> , 2005.
Fungicida triadimefón (conazol)	Electro Fenton	Salazar y Ureta, 2012.
Naranja de metilo	Electro Fenton	Wang, <i>et al.</i> , 2012.
Azul de metileno	Fenton heterogéneo	Wang, Tian y Ning, 2014.
Metanol	Fenton heterogéneo	Hincapié <i>et al.</i> , 2011.
Etanol	Fenton heterogéneo	Han <i>et al.</i> , 2008.
Formaldehído	Fenton heterogéneo	Han <i>et al.</i> , 2008.
Acetona	Fenton heterogéneo	Han <i>et al.</i> , 2008.

céticos, pesticidas y algunos otros compuestos químicos, la mayoría de los trabajos corresponden a los últimos 4 años.

En cuanto a la degradación de solventes orgánicos en agua, los procesos Fenton y tipo Fenton demostraron ser eficientes. Bañuelos *et al.* (2013) reportaron la degradación de tolueno de la superficie de carbón activado granulado, mediante el proceso electro Fenton. Hincapié, Ocampo, Restrepo y Marín, (2011) reportaron la degradación de metanol en agua de lavado de biodiesel de palma. En este caso, la turbidez de la muestra impidió que la radiación ultravioleta del proceso foto Fenton fuera lo suficientemente intensa o no hubo un tiempo de contacto adecuado para incrementar la degradación, en particular del metanol. Babuponnusami y Muthukumar, (2012) trabajaron en la degradación de fenol, encontrando en el proceso foto electro Fenton una degradación al 100% del compuesto, con una mineralización (conversión completa de un compuesto a sus constituyentes minerales CO₂ y H₂O) correspondiente al 64.19%, en tan sólo 30 minutos de reacción.

Los colorantes y tintes presentes en agua, son una forma común de contaminación. Los procesos Fenton y tipo Fenton han demostrado capacidad de degradar este tipo de compuestos y dependen de las condiciones y las interferencias presentes en el sistema. Gomathi, Munikrishnappa, Nagaral y Eraia (2013) evaluaron la degradación del colorante rojo de alizarina en presencia de aniones de cloro y sulfato, resultando una degradación baja a mayor concentración de los aniones inorgánicos; sin embargo, se mostró degradación del colorante. Saatci (2010) demostró mediante el proceso foto Fenton la degradación del colorante rojo remazol con una eficiencia elevada. Ramirez *et al.* (2007), Ramirez, Lampinen, Vicente, Costa y Madeira (2008) y Chun, Fang, Hong y Xiang (2010) obtuvieron buenos resultados en la degradación del colorante naranja II, mediante el proceso Fenton heterogéneo. Después de 4 horas se degradó cerca del 100% del colorante y entre 65% y 89% de mineralización.

Los productos farmacéuticos, han demostrado ser eliminados mediante procesos Fenton y tipo Fenton. Pereira *et al.* (2013) degradaron el fármaco antineoplásico mitoxantrona, alcanzando una mineralización entre un 77 y 90%. Miralles *et al.* (2014) aplicaron los procesos foto Fenton y foto Fenton solar en la eliminación de cinco farmacéuticos: sulfametoza-zol, carbamezapina, flumequina, ibuprofeno y ofloxacina, obteniendo degradaciones de todos los contaminantes. Karaolia *et al.* (2014) demostraron la capacidad de eliminar a los antibióticos sulfametoza-zol y claritromicina, con eficiencias de degradación de 95% y 70%, respectivamente.

Los procesos Fenton y tipo Fenton han demostrado la ca-

pacidad de eliminar distintos tipos de pesticidas, bajo diferentes condiciones. Westphal, Saliger, Jäger, Teevs y Prübe (2013) reportaron la degradación del herbicida clopiralid mediante Fenton homogéneo y heterogéneo, resultando más eficiente el proceso homogéneo, obteniendo una degradación total del herbicida. Samet, Hmani y Abdelhédi (2012) demostraron la degradación del insecticida clorpirifos mediante procesos Fenton y foto Fenton, resultando 50% más eficiente el proceso foto Fenton. Iglesias, Gómez, Pazos y Sanromán (2014) reportaron la degradación del insecticida imidacloprid mediante el proceso electro Fenton heterogéneo mostrando una degradación completa del insecticida después de 120 minutos. Salazar y Ureta (2012) demostraron la completa mineralización del fungicida triadimefon (conazol), mediante los procesos electro Fenton y foto electro Fenton.

En cuanto a otros compuestos, Casado, Fornaguera y Galán (2005), mediante los procesos foto electro Fenton y electro Fenton, demostraron la degradación de anilina, nitrobenceno y clorofenol, en donde se alcanzó casi una total mineralización al haber transcurrido 50 minutos. Moncayo, Rincon, Pulgarin y Benitez (2012) demostraron la degradación de trihalometanos producidos por los subproductos clorados mediante el proceso foto Fenton solar, alcanzando degradaciones entre el 50 y 80% de los trihalometanos.

Se puede observar que los procesos Fenton han sido reportados como eficientes en la remoción de compuestos químicos de diversa índole. De igual manera, se muestra que a medida que los procesos evolucionan se obtienen mejores resultados; por ejemplo, la catálisis que genera la radiación del proceso foto Fenton incrementa la eficiencia del proceso con respecto a Fenton. Generalmente es más eficiente el proceso hetero Fenton sobre Fenton. De igual forma, se muestra que se pueden realizar distintas combinaciones de los procesos y que dependiendo del objetivo, se puede generar la mejor combinación de los procesos tipo Fenton.

3. Aplicación de procesos Fenton y tipo Fenton en la desinfección de agua

Las enfermedades transmitidas por el agua son aquellas contraídas por la ingesta directa del agua, o que ocupan al agua como portador pasivo de agentes infecciosos. Se pueden identificar distintas clases de agentes contaminantes. Leclerc *et al.* (2002) han sugerido que se dividan en: virus, éstos no crecen en el agua, simplemente permanecen estáticos en cantidad o mueren y su dosis infecciosa es generalmente baja; los protozoos entéricos, que son microorganismos con una alta resistencia a ambientes acuáticos y a la mayoría de desinfectantes

Tabla IV. Ejemplos de la aplicación de procesos Fenton y tipo Fenton en la desinfección de agua

Microorganismo	Proceso	Referencia
<i>Vibrio fischeri</i>	Foto Fenton	Karaolia <i>et al.</i> , 2014; Karci <i>et al.</i> , 2013.
Bacterias mesófilas aerobias (BMA)	Fenton	Gosselin <i>et al.</i> , 2013; Klameth <i>et al.</i> , 2013.
<i>Escherichia coli</i>	Fenton y foto Fenton	Rodriguez <i>et al.</i> , 2012; Ndounla, Kenfack, Wéthé y Pulgarin , 2014; Ndounla <i>et al.</i> , 2013; Bandala <i>et al.</i> , 2011a.
<i>Salmonella spp.</i>	Foto Fenton	Ndounla <i>et al.</i> , 2013; Ndounla <i>et al.</i> , 2014.
Colifago MS2	Fenton	Kim <i>et al.</i> , 2010.
<i>Escherichia coli</i> K12	Foto Fenton	Rincón y Pulgarin, 2006; Spuhler, Rengifo y Pulgarin , 2010.
<i>Phytophthora capsici</i>	Foto Fenton	Polo <i>et al.</i> , 2013.
Coliformes totales	Foto Fenton	Klameth <i>et al.</i> , 2013.
<i>Enterococcus faecalis</i>	Foto Fenton	Ortega <i>et al.</i> , 2012; Karaolia <i>et al.</i> , 2014.
Micobacterias	Fenton heterogéneo	Price, Hudersman, Shen y Walsh, 2012.
Huevos de helminto	Foto Fenton	Bandala <i>et al.</i> , 2011a; Corona-Vasquez <i>et al.</i> , 2012.
Huevos de <i>Ascaris suum</i>	Foto Fenton	Bandala <i>et al.</i> , 2012; Corona-Vasquez <i>et al.</i> , 2012.
Esporas de <i>Bacillus subtilis</i>	Fenton y foto Fenton	Corona-Vasquez <i>et al.</i> , 2012; Bandala <i>et al.</i> , 2011b.

y antisépticos; por último, se encuentran las bacterias patógenas, que pueden ser entéricas o acuáticas, la resistencia de este tipo de microorganismos depende especialmente de la cantidad de nutrientes para su supervivencia y de la temperatura.

Los trabajos de los autores citados en la tabla IV, muestran algunas de las aplicaciones en los últimos cuatro años de los procesos Fenton y tipo Fenton en desinfección de agua. Para el caso particular del agua potable en México, las normas NOM-127-SSA1-1994 (Secretaría de Salud, 1994) y NOM-201-SSA1-2002 (Secretaría de Salud, 2002) establecen los límites permisibles de coliformes totales (CT). Gosselin, Madeira, Juhna y Block (2013) reportaron la disminución de bacterias mesófilas aerobias (BMA), de tres ciclos logarítmicos en un lapso de 30 minutos mediante el proceso foto Fenton. Por otro lado, Klameth, Malato, Agüera, Fernández y Mailhot (2012) reportaron una disminución de BMA de 2 ciclos logarítmicos y CT de 3 ciclos logarítmicos, mediante el proceso foto Fenton.

Las bacterias fueron los microorganismos más reportados, especialmente la *Escherichia coli*, que es responsable de un gran número de enfermedades gastrointestinales. Rodriguez, Mostco, Ormad y Ovelleiro (2012) lograron mediante proceso Fenton y foto Fenton la disminución de *E. coli* entre 2.43 y 5.81 ciclos logarítmicos. Ndounla, Spuhler, Kenfack, Wéthé y Pulgarin (2013) reportaron la disminución de *E. coli* y *Salmonella spp.* en agua, alcanzando una completa inactivación de

ambos microorganismos patógenos mediante el proceso foto Fenton. Karaolia *et al.* (2014) obtuvieron una disminución de 5 ciclos logarítmicos de la especie *Vibrio fischeri* mediante el proceso foto Fenton solar. Corona-Vasquez *et al.* (2012) reportaron la inactivación de esporas de *Bacillus subtilis*, mediante el proceso foto Fenton alcanzando una inactivación de 9 ciclos logarítmicos.

Para el caso de la desinfección de algunos otros seres vivos, se ha reportado el uso de procesos Fenton y tipo Fenton. Polo, Oller, y Fernández (2013) reportaron la disminución de *Phytophthora capsici* hasta lograr una completa inactivación del microorganismo con el proceso foto Fenton solar, en un lapso de 3 horas. Bandala *et al.* (2011b) reportan una inactivación superior al 99.99% de huevos de helminto mediante el proceso foto Fenton solar. Bandala, González, Sánchez, y Castillo (2012) obtuvieron una inactivación de huevos de *Ascaris suum* por encima del 99% mediante el proceso foto Fenton.

Un ejemplo de la aplicación de los procesos Fenton en la inactivación de virus es el que reportaron Kim, Lee, Sedlak, Yoon y Nelson (2010); ellos obtuvieron una inactivación de 4 ciclos logarítmicos del virus colifago MS2 en dos etapas, la primera redujo los primeros 3 ciclos en un lapso de un minuto y la segunda un ciclo más en 60 minutos, lo anterior, utilizando el proceso Fenton.

Conclusión

Debido a la importancia del agua y su estrecha relación con los alimentos, el tratamiento del agua ha sido un tema de relevancia y por tanto, ampliamente investigado, poniendo especial énfasis en las implicaciones que pudiera tener en la salud de los consumidores finales. Los procesos avanzados de oxidación, en particular, los procesos Fenton y tipo Fenton, debido a su amplio rango de acción y las variantes entre sus procesos, han demostrado ser una alternativa viable para el tratamiento de agua, tanto para la eliminación de compuestos químicos como para la eliminación de agentes infecciosos.

De acuerdo a los reportes anteriores, se demuestra la capacidad que los procesos Fenton y tipo Fenton tienen en la desinfección y eliminación de contaminantes en agua. De igual forma, se pudo observar que los procesos son dependientes de las condiciones del sistema y que pueden existir múltiples combinaciones de los proceso tipo Fenton, que en algunos casos incrementan la eficiencia del proceso.

Con base en lo anterior, se puede pronosticar que se seguirán realizando inversiones e investigaciones en este campo, que permitan proveer de alternativas eficientes para proveer de agua segura a un mayor número de personas. De igual forma, es probable que en los años siguientes la lista de compuestos químicos y microorganismos patógenos se vea ampliada y seguramente cada vez sean tratados compuestos más complejos y microorganismos más resistentes.

Agradecimientos

A la Universidad de las Américas Puebla (UDLAP) y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por el financiamiento para realizar este posgrado y por tanto, este trabajo.

Referencias

- AgroDer. (2012). *Huella hídrica en México en el contexto de Norteamérica*. México, D.F.: WWF México y AgroDer.
- Al-Momani, F. y Esplugas, S. (2003). *Combination of photo-oxidation processes with biological treatment*. Tesis doctoral. Universidad de Barcelona, Barcelona, España.
- Anotai, J., Su, C., Tsai, Y. y Lu, M. (2011). Comparison of analine oxidation by electro-Fenton and fluidized-bed Fenton processes. *Journal of Environmental Engineering*, 137(5), 363-370.
- Auriolles-López, V., López-Malo Vigil, A. y Bandala, E. (2011). Procesos avanzados de oxidación y su aplicación en alimentos. *Temas selectos de Ingeniería de Alimentos*, 5(1), 22-31.
- Babuponnuusami, A. y Muthukumar, K. (2012). Advanced oxidation of phenol: A comparison between Fenton, electro-Fenton, sono-electro-Fenton and photo-electro-Fenton processes. *Chemical Engineering Journal*, 183, 1-9.
- Bandala, E. R. y Raichle, B. W. (2013). Solar driven advanced oxidation processes for water decontamination and disinfection. En N. Enteria y A. Akbarzadeh, *Solar Energy Sciences and Engineering Applications* (págs. 395-412). Boca Raton, Florida: CRC Press.
- Bandala, E. R., Castillo, H. J., González, L. y Sanchez, S. J. (2011a). Solar driven advanced oxidation processes for inactivation of pathogenic microorganisms in water. *Recent Research Developments in Photochemistry and Photobiology*, 8, 1-16.
- Bandala, E. R., González, L., Sánchez, S. J. y Castillo, H. (2012). Inactivation of *Ascaris* eggs in water using sequential solar driven photo-Fenton and free chlorine. *Journal of Water and Health*, 10, 20-30.
- Bandala, E., Pérez, R., Vélez, L. A., Sánchez, S. J., Quiroz, M. y Méndez, R. M. (2011b). *Bacillus subtilis* spore inactivation in water using photo-assisted Fenton reaction. *Sustainable Environmental Research*, 21(5), 285-290.
- Bañuelos, J. A., Rodríguez, F. J., Manríquez, R. J., Bustos, E., Rodríguez, A., Cruz, J., Arriaga, L. G. y Godínez, L. (2013). Novel electro-Fenton approach for regeneration of activated carbon. *Environmental Science and Technology*, 47, 7927-7933.
- Bedoui, A., Limem, E., Abdel, W. y Bensalah, N. (2011). Photo-Fenton treatment of actual agro-industrial wastewater. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 50, 6673-6680.
- Bekink, M. y Nozaic, D. (2013). Assessment of a chlorine dioxide proprietary product for water and wastewater disinfection. *Water South Africa*, 39(3), 375 - 377.
- Brillas, E., Sirés, I. y Oturan, M. (2009). Electro-Fenton process and related electrochemical technologies based on Fenton's reaction chemistry. *Chemical Reviews*, 109, 6570 - 6631.
- Casado, J., Fornaguera, J. y Galán, M. (2005). Mineralization of aromatics in water by sunlight-assisted electro-Fenton technology in a pilot reactor. *Environmental Science and Technology*, 39, 1843-1847.

- Casani, S. R. (2005). A discussion paper on challenges and limitations to water use and hygiene in the food industry. *Water Research*, 39, 1134 - 1146.
- Castillo-Ledezma, J., López-Malo Vigil, A. y Bandala, E. (2010). Desinfección de agua mediante el uso de tecnologías emergentes basadas en procesos avanzados de oxidación. *Temas Selectos de Ingeniería de Alimentos*, 4(1), 74-83.
- Chun, H. F., Fang, B. L., Hong, J. M. y Xiang, Z. L. (2010). Bio-electro-Fenton process driven by microbial fuel cell for wastewater treatment. *Environmental Science and Technology*, 44, 1875-1880.
- Corona-Vasquez, B., Auñoles, V. y Bandala, E. (2012). Safe drinking water generation by solar-driven Fenton-like processes. En E. B. Batabunde, *Solar Radiation* (págs. 447 - 458). Rijeka, Croacia: InTech.
- Daghrir, R. y Drogui, P. (2013). Coupled electrocoagulation-electro-Fenton for efficient domestic wastewater treatment. *Environmental Chemistry Letters*, 11, 151-156.
- De la Hoz, F. R. (2007). Avances en la desinfección de agua de riego por fotocatálisis solar: desarrollo experimental y resultados preliminares. *Gestión Ambiental*, 14, 1-13.
- Dhakshinamoorthy, A., Navalón, S., Mercedes, A. y García, H. (2012). Metal nanoparticles as heterogeneous Fenton catalysts. *CHEMSUSCHEM*, 5, 46-64.
- Gomathi, D., Munikrishnappa, C., Nagaral, B. y Eraia, R. (2013). Effect of chloride and sulfate ions on the advanced photo Fenton and modified photo Fenton degradation process of alizarin red. *Journal of Molecular Catalysis A: Chemical*, 375, 125-131.
- Gosselin, F., Madeira, L., Juhna, T. y Block, J. (2013). Drinking water and biofilm disinfection by Fenton-like reaction. *Water Research*, 47, 5631-5638.
- Han, Y.F., Phonthammachai, N., Ramesh, K., Zhong, Z. y White, T. (2008). Removing organic compounds from aqueous medium via wet peroxidation by gold catalyst. *Journal of Environmental Science and Technology*, 42 (3), 908-912.
- Hincapié, M. G., Ocampo, D., Restrepo, G. y Marín, J. (2011). Fotocatálisis heterogénea y foto-Fenton aplicadas al tratamiento de aguas de lavado de la producción de biodiesel. *Información Tecnológica*, 22(2), 33-42.
- Iglesias, O., Gómez, J., Pazos, M. y Sanromán, M. (2014). Electro-Fenton oxidation of imidacloprid by Fe alginate gel beads. *Applied Catalysis B: Environmental*, 144, 416-424.
- ILSI, International Life Sciences Institute: (2008). *Considering Water Quality for Use in the Food Industry*. Belgium: ILSI Europe Report Series.
- IWA, International Water Association. (2004). *The Bonn Charter for safe drinking water*. London: Recuperado el 28 de enero de 2014: <http://iwahq.org/uploads/bonn%20charter/BonnCharter.pdf>.
- Jarvis, P., Parsons, S. y Smith, R. (2007). Modeling bromate formation during ozonation. *Ozone: Science and Engineering*, 29, 429 - 442.
- Jusic, S. y Ademovic, M. (2012). *Coagulation and flocculation in technology of drinking water treatment*. Sarajevo, Bosnia-Herzegovina: Energoinvest.
- Karaolia, P., Michael, I., García, F., Agüera, A., Malato, S., Fernández, I. y Fatta, K. D. (2014). Reduction of clarithromycin and sulfamethoxazole-resistant *Enterococcus* by pilot-scale solar-driven Fenton oxidation. *Science of the Total Environment*, 469, 19-27.
- Karci, A., Arslan, A. I. y Bekbolet, M. (2013). Oxidation of nonylphenol ethoxylates in aqueous solution by uv-C photolysis, H_2O_2 /uv-C, Fenton and photo-Fenton processes: are these processes toxicologically safe? *Water Science and Technology*, 68, 1801-1809.
- Kim, J., Lee, C., Sedlak, D., Yoon, J. y Nelson, K. (2010). Inactivation of MS2 coliphage by Fenton's reagent. *Water Research*, 44, 2647-2653.
- Kirby, R. M. (2003). Water in food production and processing: quantity and quality concerns. *Food Control*, 14, 283-299.
- Klammerth, N., Malato, S., Agüera, A., Fernández, A. y Mailhot, G. (2012). Treatment of municipal wastewater treatment plant effluents with modified photo-Fenton as a tertiary treatment for the degradation of micro pollutants and disinfection. *Environmental Science and Technology*, 46, 2885-2892.
- Klammerth, N., Malato, S., Agüera, A. y Fernández, A. (2013). Photo-Fenton and modified photo-Fenton at neutral pH for the treatment of emerging contaminants in wastewater treatment plant effluents: A comparison. *Water Research*, 47, 833-840.
- Leclerc, H., Schwartzbord, L. y Cas, D. (2002). Microbial agents associated with waterborne diseases. *Critical Reviews in Microbiology*, 28(4), 371-409.
- Lim, H., Lee, J., Jin, S., Kim, J., Yoon, J. y Hyeon, T. (2006). Highly active heterogeneous Fenton catalyst using iron oxide nanoparticles immobilized in alumina coated mesoporous silica. *Chemical Communications*, 2006(4), 463-465. doi: 10.1039/B513517F
- Liu, H., Wang, C., Li, X., Xuan, X., Jiang, C. y Cui, H. (2007). A

- novel electro-Fenton process for water treatment: reaction-controlled pH adjustment and performance assessment. *Environmental Science and Technology*, 41, 2937-2942.
- Long, W. y Jin, X. (2012). Advanced oxidation processes for wastewater treatment: formation of hydroxyl radical and application. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(3), 251-325.
- Ma, J., Ma, W., Song, W., Chen, C., Tang, Y. y Zhao, J. (2006). Fenton degradation of organic pollutants in the presence of low-molecular-weight organic acids: cooperative effect of quinone and visible light. *Environmental Science and Technology*, 40, 618-624.
- Martínez, A. O., Ramírez, F. J. y Toledo, R. M. (2013). Total organic carbon removal from a chemical lab's wastewater using Fenton's reagent. *Ingeniería e Investigación*, 33(2), 30-35.
- Masomboon, N., Ratanatamskui, C. y Lu, M.C. (2009). Chemical oxidation of 2,6-dimethylaniline in the Fenton process. *Environmental Science and Technology*, 43, 8629-8634.
- Miralles, C., Audino, F., Oller, I., Sánchez, M., Sánchez, P. y Malato, S. (2014). Pharmaceuticals removal from natural water by nanofiltration combined with advanced tertiary treatments (solar photo-Fenton, photo-Fenton-like Fe(III)-EDDS complex and ozonation). *Separation and Purification Technology*, 122, 515-522.
- Moncayo, L. A., Rincon, A. G., Pulgarin, C. y Benitez, N. (2012). Significant decrease of THMs generated during chlorination of river water by previous photo-Fenton treatment at near neutral pH. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 229, 46-52.
- Ndounla, J., Kenfack, S., Wéthé, J. y Pulgarin, C. (2014). Relevant impact of irradiance (vs. dose) and evolution of pH and mineral nitrogen compounds during natural water disinfection by photo-Fenton in a solar CPC reactor. *Applied Catalysis B: Environmental*, 149, 144-153.
- Ndounla, J., Spuhler, D., Kenfack, S., Wéthé, J. y Pulgarin, C. (2013). Inactivation by solar photo-Fenton in pet bottles of wild enteric bacteria of natural well water: Absence of re-growth after one week of subsequent storage. *Applied Catalysis B: Environmental*, 129, 309-317.
- Ortega, G. E., Fernández, I. P., Ballestreros, M. M., Polo, L. M., Esteban, G. B. y Sánchez, P. J. (2012). Water disinfection using photo-Fenton: Effect of temperature on *Enterococcus faecalis* survival. *Water Research*, 46, 6154-6162.
- Outran, N., Zhou, M. y Outran, M. (2010). Metomyl degradation by electro-Fenton and electro-Fenton-like processes: A kinetics study of the effect of the nature and concentration of some transition metal ions as catalyst. *The Journal of Physycal Chemistry A*, 39, 10605-10611.
- Pereira, C. R., da Rocha, S. L., Bogo, D., Jacques, B. A., Eiko, O. M., Blanco, M., Oliviera, S. C., Matos, M. C., Machulek, J. A. y Souza, F. V. (2013). Application of Fenton, photo-Fenton, solar photo-Fenton, and uv/H₂O₂ to degradation of the antineoplastic agent mitoxantrone and toxicological evaluation. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 2352-2361.
- Pignatello, J. J., Oliveros, E. y MacKay, A. (2006). Advanced oxidation processes for organic contaminant destruction based on the Fenton reaction and related chemistry. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 36(1), 1-84.
- Plakas, K., Karabelas, A., Sklari, S. y Zaspalis, V. (2013). Toward the development of a novel electro-Fenton system for eliminating toxic organic substances from water. Part 1. *In situ* generation of hydrogen peroxide. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 52, 13948 - 13956.
- Polo, L., Oller, I. y Fernández, I. (2013). Benefits of foto-Fenton at low concentrations for solar disinfection of distilled water. A case study: *Phytophthora capsici*. *Catalysis Today*, 209, 181-187.
- Price, S., Hudersman, K., Shen, J. y Walsh, S. (2012). Mycobactericidal activity of hydrogen peroxide activated by a novel heterogeneous Fenton's-like catalyst system. *Letters in Applied Microbiology*, 56, 83-87.
- Quiroz, M. A., Bandala, E. R. y Martínez-Huitle, C. A. (2011). Advanced oxidation processes (AOPs) for removal of pesticides from aqueous media. En M. Stoytcheva, *Pesticides - Formulations, Effects, Fate* (págs. 685 - 730). Vienna, Austria: InTech.
- Ramírez, J., Lampinen, M., Vicente, M., Costa, C. y Madeira, L. (2008). Experimental design to optimize the oxidation of orange II dye solution using a clay-based Fenton-like catalyst. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 47, 284-294.
- Ramírez, J., Maldonado, H. F., Pérez, C. A., Moreno, C. C., Costa, C. y Madeira, L. (2007). Azo-dye orange II degradation by heterogeneous Fenton-like reaction using carbon-Fe catalysts. *Applied Catalysis B: Environmental*, 75, 312-323.
- Ratpukdi, T., Casey, F., DeSutter, T. y Khan, E. (2011). Bromate formation by ozone-VUV in comparison with ozone and ozone-uv: Effects of pH, ozone dose, and VUV power. *Journal of Environmental Engineering*, 137(3), 187-195.

- Rincón, A. G. y Pulgarín, C. (2006). Comparative evaluation of Fe^{+3} and TiO_2 photo assisted processes in solar photocatalytic disinfection of water. *Applied Catalysis B: Environmental*, 63, 222-231.
- Rodríguez, C., Mostco, R., Ormad, M. y Ovelleiro, J. (2012). Factorial experimental design applied to *Escherichia coli* disinfection by Fenton and photo-Fenton processes. *Solar Energy*, 86, 3260-3267.
- Saatci, Y. (2010). Decolorization and mineralization of remazol red F3B by Fenton and photo-Fenton processes. *Journal of Environmental Engineering*, 136(9), 1000-1005.
- Salazar, S. y Ureta, Z. M. (2012). Mineralization of triadimefon fungicide in water by electro-Fenton and photo electro-Fenton. *Water, Air and Soil Pollution*, 223, 4199-4207.
- Samet, Y., Hmani, E. y Abdelhedi, R. (2012). Fenton and solar photo-Fenton processes for the removal of chlorpyrifos insecticide in wastewater. *Water Research Commission*, 38(4), 537-542.
- Secretaría de Salud. (1994). *Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental, agua para uso y consumo humano- Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*.
- Secretaría de Salud. (2002). *Norma Oficial Mexicana NOM-201-SSA1-2002, Productos y servicios. Agua y hielo para consumo humano, envasados y a granel. Especificaciones sanitarias*.
- SEMARNAT. (1993). *Norma Oficial Mexicana NOM-CCA-031-ECOL/1993, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales provenientes de la industria, actividades agroindustriales, de servicios y el tratamiento de aguas residuales*.
- SEMARNAT. (1996a). *Norma Oficial Mexicana NOM-001-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales*.
- SEMARNAT. (1996b). *Norma Oficial Mexicana NOM-002-ECOL-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal*.
- SEMARNAT. (1997). *Norma Oficial Mexicana NOM-003-ECOL-1997, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reusen en servicios al público*.
- Shalinee, N. y Ademola, O. (2014). Treated wastewater effluent as a source of microbial pollution of surface water resources. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11, 249 - 270.
- Shu-Sung, L. y Mirat, D. G. (1998). Catalytic decomposition of hydrogen peroxide on iron oxide: kinetics, mechanism and implications. *Environmental Science and Technology*, 32(10), 1417 - 1423.
- Spuhler, D., Rengifo, H. J. y Pulgarín, C. (2010). The effect of Fe^{+2} , Fe^{+3} , H_2O_2 and the photo-Fenton reagent at near neutral pH on the solar disinfection (SODIS) at low temperatures of water containing *Escherichia coli* K12. *Applied Catalysis B: Environmental*, 96, 126-141.
- Vázquez del Mercado, A. R. y Buenfil, R. M. (2012). Huella hidrálica de américa latina: Retos y oportunidades. *Aqua-LAC*, 4(1), 41-48.
- Wang, C., Liu, H. y Sun, Z. (2012). Heterogeneous photo-Fenton reaction catalyzed by nanosized iron oxides for water treatment. *International Journal of Photoenergy*, 2012, Article ID 801694, 10pages. doi:10.1155/2012/801694.
- Wang, J. y Xu, L. (2012). Advanced oxidation processes for wastewater treatment: formation of hydroxil radical and application. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42, 251-325.
- Wang, Q., Tian, S. y Ning, P. (2014). Degradation mechanism of methylene blue in a heterogeneous Fenton-like reaction catalyzed by ferrocen. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 53, 643-649.
- Westphal, K., Saliger, R., Jäger, D., Teevs, L. y Prübe, U. (2013). Degradation of clopyralid by the Fenton reaction. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 52, 13924-13929.
- Zeng, X. y Lemley, A. (2009). Fenton degradation of 4,6-dinitro-o-cresol with Fe^{2+} -substituted ion-exchange resin. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 57, 3689-3694.