Sistema integrado de producción de agua potable para eliminar la contaminación química y microbiológica de las aguas subterráneas naturales mediante un prototipo acoplado helio-fotoquímico/H₂O₂/filtración rápida en arena/cloración alimentada por una celda fotovoltaica.

John J. Alvear-Daza¹, Janeth Sanabria¹, Héctor M. Gutiérrez-Zapata¹, Luis R. Pizzio², Julián A.

Rengifo-Herrera²

¹Environmental Microbiology and Biotechnology Laboratory, Engineering School of Environmental & Natural Resources, Engineering Faculty, Universidad del Valle - Sede Meléndez, A.A. 25360, Santiago de Cali-Colombia ²Centro de Investigación y Desarrollo en Ciencias Aplicadas "Dr. J.J. Ronco" (CINDECA), Departamento de Química, Facultad de Ciencias Exactas, UNLP-CCT La Plata, CONICET, 47 No. 257, 1900 La Plata, Buenos Aires, Argentina

RESUMEN: Este estudio evalúa la eliminación simultánea de ácido 2,4-diclorofenoxiacético-ácido-2,4-D a 70 µg L⁻¹ y la disminución de la viabilidad de *Escherichia coli y Klebsiella pneumoniae* de muestras reales de agua subterránea que contienen cantidades naturales de hierro en (0.39 mg L⁻¹) y pH natural (7.31) en un reactor solar prototipo equipado además con una lámpara de luz UV-B+A y acoplado a un sistema de filtración rápida en arena y cloración con Ca(OCl)₂. El equipo fue alimentado eléctricamente mediante una celda fotovoltaica. Las aguas subterráneas se les adicionó 70 μ g L⁻¹ de 2,4-D y con concentraciones de *E. coli* y *K*. pneumoniae de entre 107 - 105 células por mililitro, fueron primero adicionados 10 mg L⁻¹ de peróxido de hidrogeno (H₂O₂) y fueron irradiadas con luz solar y/o luz UV-B+A artificial en el reactor solar, posteriormente se les pasó por un sistema de filtración por arena. Finalmente, estas aguas fueron cloradas adicionando $Ca(OCl)_2$ (obteniendo valores de cloro residual entre 0.2-0.6 mg L⁻¹) con un tiempo de contacto de 60 min. Los resultados mostraron que solamente a alta irradiación solar (150000 J m⁻²) fue posible degradar del 2.4-D y la inactivar completamente de las cepas bacterianas inoculadas en el agua subterránea. Por otro lado, no se encontró una presencia importante de THMs luego del proceso de cloración. Se sugiere que la adición de H_2O_2 a 10 mg.L⁻¹ y la irradiación con luz UV-B+A artificial o solar ayuda a mejorar diferentes procesos abióticos naturales foto-inducidos entre ellos fotocatalíticos y foto-Fenton, los cuales generan principalmente formas reactivas de oxígeno (FROs) que podrían ser responsables tanto de la inactivación de las bacterias como de la eliminación del 2,4-D de las aguas subterráneas naturales, disminuyendo la adición de cantidades sustanciales de químicos a las muestras de agua.

INTRODUCCIÓN

Cerca del 30% de las comunidades rurales en Latinoamérica utilizan aguas subterráneas para abastecerse de agua de bebida (UNEP-GEO, 2010). Desafortunadamente, la mayoría de estas comunidades no cuentan con instalaciones sanitarias ni tratamientos de desinfección adecuados y su actividad económica principal está frecuentemente asociada a la producción agrícola donde los agroquímicos, a veces mal manejados, se utilizan con frecuencia. Por lo tanto, la calidad microbiológica y química de los acuíferos podría verse amenazada por

los agroquímicos y bacterias patógenas. La cloración (Cl) es un método eficaz para producir agua potable, ya que reducen el riesgo agudo de manera eficiente al desactivar un amplio espectro de células bacterianas. Sin embargo, no siempre está disponible en comunidades rurales remotas y pequeñas en países en desarrollo. Además, si estas aguas de pozo ya están contaminadas con pesticidas y/o aguas residuales domésticas, la aplicación de cloro a la producción de agua potable podría ser insegura ya que habría un riesgo sustancial de producir trihalometanos (THM) (Nikolaou et al. 2004; Bond et al. 2011; Hao et al., 2017), Por otro lado, la filtración de arena es un proceso muy conocido y sencillo para disminuir el riesgo de adquirir enfermedades transmitidas por el agua (Bilardi et al. 2013; Urfer 2017) en el agua potable. Sin embargo, no es adecuado para eliminar contaminantes químicos y no presenta un efecto residual como la cloración, lo que podría permitir un nuevo crecimiento de bacterias. De esta manera, el desarrollo de sistemas de producción de agua potable novedosos y simples que puedan aplicarse fácilmente en comunidades rurales y otorgar una alta calidad química y microbiológica es un tema crítico.

La presencia en aguas superficiales de aniones tales como los Nitratos (NO₂)⁻, Nitritos (NO₃)⁻, de materia orgánica disuelta en forma de ácidos húmicos, de hierro coloidal y disuelto hace posible que bajo irradiación solar se generen de manera natural diferentes procesos foto-inducidos que lideran a la formación de radicales OH• altamente oxidantes, los cuales pueden ser explotados en la remoción de contaminantes y en la inactivación de microorganismos (Millero et al., 1989; Nakatina et al., 2007; Vione et al., 2014) sin necesidad de adicionar sustancias químicas al agua. Gutierrez-Zapata y colaboradores han reportado que la adición de 10 mg L⁻¹ de peróxido de hidrogeno (H₂O₂) en aguas subterráneas puede mejorar estos procesos naturales foto-inducidos logrando una rápida degradación de agroquímicos y la inactivación de microorganismos a escala de laboratorio. Además, al parecer la presencia de aniones como el fluoruro y carbonatos en estas aguas, pueden ejercer un efecto positivo en estos procesos.

En esta trabajo se evaluó a escala piloto un prototipo que consta de un reactor solar con un colector cilíndrico parabólico-CPC equipado con una lámpara de luz UV-B+A acoplado a un filtro rápido en arena y un sistema de cloración en la remoción simultanea de un herbicida, el ácido 2,4-diclorofenoxiácetico (2,4-D, 70 μ g L⁻¹) y la inactivación de dos cepas de enterobacterias: *Escherichia coli* y *Klebsiella pneumoniae* de muestras reales de agua subterránea a través de la adición de 10 mg L⁻¹ de H₂O₂ bajo irradiación solar natural alta (temporada de bajas precipitaciones y baja (temporada de altas precipitaciones). Además, se evaluó la generación de trihalometanos luego del proceso de cloración.

METODOLOGÍA

Reactor solar prototipo acoplado a filtración por arena y cloración

Ubicación: Este trabajo se llevó a cabo en las instalaciones del Laboratorio de Microbiología y Biotecnología Ambiental y en el Laboratorio de Química Ambiental del programa académico de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. El equipo CPC modificado esta ubicado en la plataforma solar del Laboratorio de Catálisis del programa académico de ingeniería Química de la universidad del valle, sede Meléndez (Santiago de Cali, Colombia).

Muestra de Agua: La selección de las muestras a tratar se determinó según estudios previos realizados por Mejía (2014), donde se evaluó el agua subterránea de diferentes pozos ubicados en el corregimiento "El Tiple" cerca del municipio de Candelaria (suroeste de Colombia), lo que permitió establecer la caracterización físicoquímica y microbiológica de esta fuente de agua. Se uso una muestra de un pozo localizado en las coordenadas 3°21'03.38" N, 76°26'24.51" S. El agua subterránea se almacenó a una temperatura entre (2–4°C) en botellas de vidrio color ámbar. Las características fisicoquímicas de estas muestras son reportadas en la tabla 1.

Parámetro	Valor
pH	7.31
Hierro total (mg L-1)	0.39
Bicarbonato (mg mL-1)	235
Fosfato (mg L-1)	0.24
Fluoruro (mg mL-1)	1.23
Cloruro (mg L-1)	25
Nitrato (mg L-1)	1.77
Conductividad (µS cm-1)	245
Carbono orgánico Disuelto (COD) (mg L-1)	1.13
Turbiedad (NTU)	1.02

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos identificados en muestras de agua subterránea

Cepas Bacterianas: Para el estudio se utilizaron cepas de referencia ATCC;, *Escherichia coli (E. coli K 12), Klebsiella pneumoniae (K. Pneumoniae).*

La viabilidad celular: E. coli K12 (ATCC 23716) y K. pneumoniae (ATCCBAA-1705) se evaluó usando recuento directo de células viables mediante hibridación fluorescente in situ (DVC-FISH). Las muestras se incubaron en la oscuridad durante 18 horas a 37 ° C \pm 2 ° C en una solución nutritiva de caldo, extracto de levadura y ácido nalidíxico (40 mg mL⁻¹) (Gutiérrez-Zapata et al., 2017a). El límite de detección de DVC-FISH fue de 30 células mL⁻¹ para *E. coli y K. pneumoniae*. La cuantificación de las células se realizó con un microscopio de epifluorescencia Nikon-90i (filtro Cy3), utilizando el software NIS-element AR. Cada muestra se midió por triplicado y se informó su promedio.

Determinación de 2,4-D y trihalometanos (THM): Las concentraciones de 2,4-D y su subproducto principal de degradación 2,4-diclorofenol (2,4-DCP) se controlaron por HPLC siguiendo el método descrito anteriormente (Gutiérrez-Zapata et al., 2017b, 2017c). Las concentraciones de 2,4-D y 2,4-diclorofenol (2,4-DCP) fueron seguidas por HPLC (LC20AT-Shimadzu) usando como fase móvil acetonitrilo (55%), solución

acuosa de ácido acético a pH 3,0 (30%) y agua Milli-Q (15%) y una columna de HPLC C-18 Nucleosil 100-5. Se usó un flujo isocrático de 0,8 ml min⁻¹ y un detector UV a 280 nm. La limpieza de la extracción en fase sólida con C-18 se realizó previamente (activación y elución con acetato de etilo). Los límites de cuantificación (LOQ) de los métodos cromatográficos fueron 6 μ g L⁻¹ y 5 μ g L⁻¹ para 2,4-D y 2,4-DCP, respectivamente.

Además, la presencia de THMs se determinó mediante cromatografía de gases utilizando un cromatógrafo de gases Shimadzu GC-14 equipado con un detector de captura de electrones (ECD). El gas portador fue N₂ (58-60 psi) y se utilizó una columna semicapilar AT-1 (30 m de longitud e i.d 0.53 mm). Se usaron dos rampas de temperatura, la primera inicial a 6 ° C min⁻¹ hasta alcanzar finalmente 95 ° C y una segunda de 40 ° C min⁻¹ hasta alcanzar 220 ° C. Las temperaturas del inyector y del detector fueron de 200 y 250 ° C, respectivamente. El método cromatográfico condujo a un límite de cuantificación (LOQ) de 1 µg L^{-1.}

Prototipo CPC + Acople (Filtro y tanque de contacto de cloro): El sistema incluye un reactor colector parabólico (CPC) compuesto de 30 L (SPh) equipado con lámparas UV-B+A+visibles (LPh) y acoplado con filtro de arena rápido (RSF) y un tanque de cloración (Cl). Se bombearon 30 L de agua con una bomba centrífuga de acople magnético a través del sistema, pasando primero por el reactor CPC y luego al sistema RSF y Cl respectivamente. La bomba centrífuga y la lámpara UV-B +A+ visible se accionaron eléctricamente mediante una celda fotovoltaica (módulo de energía solar AMPA ASM-250P24 con dimensiones de 1485 x 668 x 35 mm) con una potencia máxima de 250 W y una tensión máxima de circuito abierto del sistema 2000 V DC. También se utilizó un inversor INTI IIP 24600 (potencia máxima de 1200 W; voltaje de entrada y salida 24V-DC y 110-AC respectivamente).

Los experimentos se realizaron utilizando un colector parabólico compuesto (CPC) bajo radiación solar y/o UV-B + A + irradiación visible (SPh y LPh) en ausencia o en presencia de 10 mg L⁻¹ de H₂O₂ (SPh+H₂O₂ y LPh+H₂O₂). El CPC se fabricó con tubos de vidrio Pyrex® (32 mm o.d.) colocados sobre una superficie reflectante que consiste en una aleación de aluminio anodizado (99.85%) AlmecoTM con una reflectancia total del 86% e inclinada a 3 °, correspondiente a la latitud del sitio de ubicación (Cali, Colombia), con un volumen irradiado de 10.77 L. Se utilizó un caudal de 30 L min-1. Los experimentos se realizaron en Cali Colombia (coordenadas: 3.22'38.27 "N, 76.31`56.97" W).

Se acopló una lámpara visible de 14 W UV-B + A + (ReptiGlo 10.0 PT2169 Exo-Terra Lighting Germany) al reactor CPC. Esta lámpara iluminó un volumen de 1,36 L y exhibe un espectro de emisión entre 280 nm a 700 nm, con un máximo de UV-B en 310 nm, UV-A en 365 nm y Vis en 430 nm y 540 nm. Las intensidades de UV-B y UV-A se midieron utilizando un foto-radiómetro UV A Delta OHM constituido por sondas UV-B (280-315) y UV-A (315-400 nm) a 0,6 cm, que corresponde al radio del reactor. Las intensidades de UV-B y UV-A fueron 0.74 y 6.47 W m⁻² respectivamente.

El sistema RSF estaba constituido por un tubo de PVC (I.D. 0.232 m y una longitud de 1.4 m) que se llenó con antracita y arena de cuarzo siguiendo las recomendaciones de Spellman (2009). La tasa de filtración fue de 0,011 m s⁻¹, logrando un total de 21 ciclos en 30 minutos de tratamiento.

El tratamiento de cloración se realizó con hipoclorito de calcio (Ca (OCl) 2). La demanda de cloro (CD) se determinó mediante el método estándar 2350B. Se usó Ca (OCl) 2 a una concentración que oscila entre 4.0-6.1 mg L-1 (cloro residual entre 0.2 y 0.6 mg Cl L-1) con un tiempo de contacto de 60 min. El cloro residual se evaluó utilizando los kits HI 38017 (HANNA).



Figura 1. Diagrama esquemático del sistema de tratamiento: (1) tanque de almacenamiento y de contacto de Cloro; (2) Colector Cilíndrico parabólico + Lámpara UVA, UVB; (3) Acople unidad de filtración.

Ensayos en Condiciones de Alta Radiación; Eficiencia de desinfección y degradación del 2,4-D; Acople prototipo CPC + Columna de filtración + Tanque de Contacto de cloro

A las muestras de agua subterránea real se les adicionó 2,4-D en una concentración inicial de 70µg L⁻¹ y de *E*. *coli* y *K. pneumoniae* de 10^{6} - 10^{7} células por mililitro. El agua primero se pasó a través del reactor CPC + Lámpara UV(A+B),Vis adicionando 10 mg L⁻¹ de H₂O₂, posteriormente al sistema de filtración, y finalmente en el tanque de almacenamiento se adicionó Ca(OCl)₂ (obteniendo valores de cloro residual entre 0.2-0.6 mg L-1) para un tiempo de contacto de 60 min.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La Figura 2a muestra cómo se comportó la viabilidad de las bacterias (seguida por DVC-FISH) *E. coli* y *K. pneumoniae* después de ser sometidas a una concentración de cloro residual de 0.5 mg L⁻¹ durante un tiempo de contacto de 60 min (adición de Ca(ClO)₂) 6.5 mg L⁻¹). *E. coli* y *K. pneumoniae* presentaron una caída de la viabilidad de 5 y 4 logs respectivamente. Los resultados de la filtración rápida en arena (Fil) (Figura 2b) mostraron una reducción de la viabilidad de 3 y 2 log para *E. coli* y *K. pneumoniae* respectivamente después de 30 min de tratamiento. La combinación de ambos tratamientos (Figura 2c), mostró un efecto positivo en la inactivación bacteriana ya que la viabilidad de *E. coli* se redujo completamente, mientras que aquella de *K. pneumoniae* disminuyó casi 4 logs. El cloro residual presente en el experimento fue de alrededor de 0,6 mg L⁻¹. Además, se monitoreó la presencia de trihalometanos (THMs) después del sistema Fil-Cl acoplado, el cual reveló solamente la presencia de triclorometano (TCM) en concentraciones de 8.72 µg L⁻¹, cuyo valor es inferior al valor recomendado para el agua potable (10 µg L⁻¹) (OMS 2011).



Figura 2. Seguimiento de la viabilidad celular usando DVC-FISH, **a.** Seguimiento de la concentración celular de *E. coli y Klebsiella* en ensayos de cloración, **b.** Seguimiento de la concentración celular de *E. coli y Klebsiella* en ensayos de filtración, **c.** Seguimiento de la población celular de *E. coli y Klebsiella* en acople cloración + Filtración.(Fil+Cl).

Experimentos fotoquímicos sin adición de H_2O_2 con luz solar (irradiancia acumulada de 100000 J m⁻²) o bajo irradiación UV-B + A + (Lamp) (irradiación UV-B: 0.74 W m-2 e irradiación UV-A: 6.47 W m- 2) (Figuras 3a y 3b) mostraron una reducción baja en la viabilidad. Esta disminuyó ligeramente tanto para *E. coli* como para *K. pneumoniae*. Por otro lado, la degradación simultánea de 2,4-D mostró valores de 55.2 y 24% respectivamente cuando se realizaron experimentos Solares y con lámpara respectivamente.

Cuando el prototipo acoplado usó solamente la lámpara UV-B+A (Lamp) (sin irradiación solar), filtración rápida en arena (Fil) y cloración (Cl) (Ca(OCl)₂ 4.8 mg L⁻¹ y cloro residual 0.2 mg L⁻¹) en presencia de 10 mg L⁻¹ de H₂O₂ (Figura 3) (Lamp + H₂O₂ + Fil + Cl) (figura 4), las bacterias no se inactivaron completamente (reducciones de viabilidad de 3 y 5logs para *K. pneumoniae* y *E. coli* respectivamente). La degradación simultánea de 2,4-D y la reducción de carbono orgánico disuelto (COD) fueron de alrededor de 89 y 65%, respectivamente. La producción de TCM estuvo por debajo del límite de cuantificación de la técnica (1µgL⁻¹).



Figura 3. Inactivación de microorganismos *K. pneumoniae y E. coli* en experimentos bajo irradiación UV-B+A artificial (a) y luz solar (b) en ausencia de peróxido de hidrogeno.



Figura 4. Inactivación de E. coli y K. pneumoniae en el prototipo de reactor CPC equipado con lámpara de luz UV-B+A y acoplado a un sistema de filtración rápida y cloración en ausencia de irradiación solar.

En cuanto a la inactivación de bacterias al agregar H_2O_2 (10 mg L⁻¹) e irradiar con luz solar (solar+Fil+Cl (Ca(OCl)₂: 4.7 mg L⁻¹ y cloro residual 0.4 mg L⁻¹) a una dosis de energía solar acumulada baja (75000 J m⁻²), se logró una reducción en la viabilidad de 3 y 2 logs para *K. pneumoniae* y *E. coli* respectivamente (Figura 5a). La irradiación UV-B+A de la lámpara, tratamiento Solar+Lamp+H₂O₂+SSF+Cl, no mejoró la inactivación de bacterias. Por otro lado, los porcentajes de remoción de 2,4-D y de COD en el tratamiento solar+Fil+Cl a bajas dosis de irradiación solar acumulada, presentaron valores de 68 y 46% respectivamente. Estos porcentajes incrementaron a valores de 98 y 54% respectivamente al acoplar la lámpara de luz UV-B+A. No se encontró generación de THMs luego del proceso de cloración.

Sin embargo, a altas dosis de irradiación solar acumulada (150000 J m⁻²) (figura 5b), el tratamiento solar+H₂O₂+Fil +Cl (Ca(OCl)₂: 5.4 mg L⁻¹ y cloro residual 0.6 mg L⁻¹) mostraron reducciones de viabilidad para *K. pneumoniae* y *E. coli* de alrededor de 4 y 5 logs respectivamente. La remoción de 2,4-D y COD, fue de 77 y 61% respectivamente. Experimentos con luz UV-B+A artificial (Solar+Lamp+H₂O₂+SSF+Cl, (Ca(OCl)₂: 5.0 mg L⁻¹ y cloro residual 0.2 mg L⁻¹) + SSF) redujeron completamente la viabilidad de ambas cepas bacterianas. 2,4-D y COD fueron removidos en porcentajes de 100 y 83% respectivamente.



Figura 5. Seguimiento de la concentración celular de *E. coli y Klebsiella* en ensayos: a. Baja radiación, b. Alta radiación.

En estos experimentos no se encontró la generación de THMs. Aunque el cloro y los tratamientos de filtración rápida en arena por separado no fueron eficaces para inactivar las células bacterianas, la combinación de ambos procesos logró la inactivación total de *E. coli*; sin embargo, la viabilidad de *K. pneumoniae* no se redujo completamente. Este último ha mostrado cierta resistencia a la cloración. Por ejemplo, Goel y Bouwer (2004) informaron reducciones de cultivabilidad de esta bacteria (concentración inicial de 10⁶ CFU mL⁻¹) alrededor de 4 logs usando cloración a dosis residuales de cloro que varían de 0.46 a 0.67 mg L⁻¹ y pH 7.0. Aunque la concentración de THM estaba por debajo del valor recomendado por la OMS, el tratamiento combinado de Fil y Cl condujo a las concentraciones más altas de TCM.

Los tratamientos UV-B+A y en la oscuridad (OSC) en presencia de H_2O_2 solos no redujeron fuertemente la viabilidad bacteriana y la concentración de 2,4-D. Es bien sabido que la luz UV, específicamente UV-C es letal para las bacterias, sin embargo, bajo nuestras condiciones experimentales, no hubo presencia de este componente. La luz UV presente en el espectro solar es alrededor del 4-7% de toda la irradiación solar que llega a la superficie terrestre y está compuesta de específicamente luz UV-B (en menor medida) y UV-A. Ambas longitudes de onda pueden causar daños en los ácidos nucleicos, enzimas antioxidantes (catalasa y superóxido dismutasa) y proteínas de los microorganismos. El 2,4-D no es sensible a la radiación UV-B o UV-A. Además, el H_2O_2 también puede contribuir a la inactivación de las bacterias, ya que puede inducir efectos perjudiciales sobre la membrana celular al aumentar su permeabilidad (Santos et al., 2013; Giannakis et al., 2016a, 2016b, 2017). Por otro lado, las muestras de agua subterránea también contienen cantidades bajas de hierro (0,39 mg L⁻¹), que pueden estar en forma disuelta o coloidal (Appelo y Postma, 2005). El H_2O_2 podría inducir reacciones oscuras de Fenton con hierro disuelto o coloidal que conduce a la formación de radicales \cdot OH que podrían ser responsables de la baja reducción de la viabilidad de las bacterias y la eliminación de 2,4-D (Lipczynska-Kochany y Kochany, 2008; Ruales-Lonfat et al. 2014; Giannakis et al., 2016b).

CONCLUSIONES

Fue posible remover completamente el riesgo crónico (2,4-D) y agudo (presencia de *E. coli y K. pneumoniae* de aguas reales subterráneas por la simple adición de 10 mg L⁻¹ de H₂O₂ en un reactor solar CPC equipado con una lámpara UV-B+A y acoplado a un sistema de filtración rápida y cloración. Esto se logró solamente bajo condiciones de dosis de irradiación solar acumulada altas (150000 J m⁻²). Este tratamiento acoplado, no produjo presencia de trihalometanos.

En la tabla 2 se presenta de forma complementaria el resumen de seguimiento a los parámetros 2,4-D y THM para los tratamientos evaluados.

Tratamiento Control	2,4-D (%)		CO	DD (%)	THM (ppm)	
SL	63		47,0		-	
UV-(B+A)	55,2			24,0	-	
Fl+Cl	-		- 8,72		8,72	
Tratamiento Acople	Alta radiación solar		Baja radiación solar			
	2,4-D (%)	COD (%)	THM (ppm)	2,4-D (%)	COD (%)	THM (ppm)
SL+Fl+Cl	63	47,0	< 10	47,0	25,0-	< 10
UV-(B+A)+Fl+CL	55,0	29,5	< LD	55,2	24,0	<ld< td=""></ld<>
UV-(B+A)+H2O2+Fl+Cl	89,0	65,4	< LD	52,0	43,5	<ld< td=""></ld<>
Osc+H ₂ O ₂ +Fl+Cl	57,0	48,2	< 10	45,0	15,7	< 10
SL+H2O2+Fl+Cl	77,0	61,0	< 10	68,4	46,4	< 10
SL+UV-(B+A)+H2O2+Fl+Cl	100,0	83,3	< LD	98,0	54,1	<ld< td=""></ld<>

Tabla 2. Seguimiento a los parámetros 2,4-D y THM en los tratamientos de alta y baja radiación.

LD: Limite de detección – 1ppm

Agradecimientos. Los autores agradecen a el "Fondo de Ciencia y tecnología e Innovación del sistema General de Regalías de Colombia" por el soporte económico (BPIN2014000100031) J.A Rengifo-Herrera agradece a Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas"-CONICET Argentina por el soporte económico (PIP 0449). Especiales agradecimientos a Dany Mercedes Acevedo Cala por su colaboración técnica durante los experimentos microbiológicos y a Alejandra Correa Betancourt por su colaboración técnica durante los experimentos fisicoquímicos.

REFERENCIAS

Appelo, C., Postma, D., 2005. Geochemistry, groundwater and pollution A.A. Balkema Publishers, The Netherlands.

Bilardi, S., Calabró, P, Caré, S., Moraci, N., Noubactep, C., 2013. Improving the sustainability of granular iron/pumice systems for water treatment. J. Environ. Manage. 121, 133–141.doi:10.1016/j.jenvman.2013.02.042

Bond, T., Goslan, E. H., Parsons, S. A., Jefferson, B., 2011. Treatment of disinfection by-product precursors. Environ. Technol. 32(1-2), 1-25. doi: 10.1080/0959330.2010.495138

Giannakis, S., Ruales-Lonfat, C., Rtimi, S., Thabet, S., Cotton, P., Pulgarin, C., 2016a. Castells fall from inside: Evidence for dominant internal photo-catalytic mechanisms during treatment of Saccharomyces cerevisiae by photo-Fenton at nearneutral pH. Appl. Catal. B-Environ. 185, 150-162. doi: 10.1016/j.apcatb.2015.12.016.

Giannakis, S., Polo-Lópezm M.I., Spuhler, D., Sánchez-Pérez, J.A., Fernández-Ibáñez, P., Pulgarin, C., 2016b. Solar disinfection is an augmentable, in situ-generated photo-Fenton reaction-Part 1: A review of the mechanisms and the fundamental aspects of the process. Appl. Catal. B-Env. 199, 199-223. doi: 10.1016/j.apcatb.2016.06.009

Giannakis, S., Liu, S., Carratalá, S., Rtimi, S., Bensimon, M., Pulgarin, C., 2017. Effect of Fe(II)/Fe(III) species, pH, irradiance and bacterial presence on viral inactivation in wastewater by the photo-Fenton process: Kinetic modeling and mechanistic interpretation. Appl. Catal. B-Environ. 204, 156-166. doi: 10.1016/j.apcatb.2016.11.034

Goel, S., Bouwer, J.E., 2004. Factors influencing inactivation of Klebsiella pneumoniae by chlorine and chloramine. Water Res. 38, 301-308. Doi: 10.1016/j.watres.2003.09.016

Gutierrez-Zapata, H., Alvear-Daza, J.J., Rengifo-Herrera, J.A., Sanabria, J. 2017a. Addition of hydrogen peroxide to groundwater with natural iron Induces water disinfection by photo-Fenton at circumneutral pH and other photochemical events. Photochem. Photobiol. 93, 1224-1231. doi: 10.1111/php.12779

Gutierrez-Zapata, H., Rojas, K., Sanabria, J., Rengifo-Herrera, J.A., 2017b. 2,4-D abatement from groundwater samples by photo-Fenton processes at circumneutral pH using naturally iron present. Effect of inorganic ions. Environ. Sci. Pollut. Res. 24, 6213-6221. doi: 10.1007/s11356-016-7067-5.

Hao, R., Zhang, Y., Du, T., Yang, L., Adeleye, A. S., Li, Y., 2017. Effect of water chemistry on disinfection by-product formation in the complex surface water system. Chemosphere 172, 384-391. Doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.12.034

Lipczynska-Kochany, E., Kochany, J., 2008. Effect of humic substances on the Fenton treatment of wastewater at acidic and neutral pH. Chemosphere 73:745-750. doi: 10.1016/j.chemosphere.2008.06.028.

Miller CJ, Vincent Lee SM, Rose AL, Waite, T.D., 2012. Impact of natural organic matter on H2O2-mediated oxidation of Fe(II) in coastal seawaters. Environ. Sci. Technol. 46, 11078–11085. doi:10.1021/es3022792

Moncayo-Lasso A., Sanabria J., Pulgarin C. y Benítez N. (2009). "Simultaneous E. coli inactivation and NOM degradation in river water via photo-Fenton process at natural pH in solar CPC reactor". Chemosphere, vol. 77, página 296–300.

Nikolaou, A. D., Golfinopoulos, S. K., Lekkas, T. D., Arhonditsis, G. B., 2004. Factors affecting the formation of organic byproducts during water chlorination: A bench scale study. Water Air Soil Poll. 159(1), 357-371. Doi: 10.1023/B:WATE.0000049189.61762.61

Ortega-Gómez E., Fernández-Ibáñez P., Ballesteros M., Polo-López M. (2012). "Water disinfection using photo-Fenton: Effect of temperature on Enterococcus faecalis survival". Water Research, vol.46, página 6154 -6162

Santos, A.L., Oliveira, V., Baptista, I., Henriques, I., Gomes, N.C., Almeida, A., Correia, A., Cunha, A., 2013. Wavelength dependence of biological damage induced by UV radiation on bacteria. Arch. Microbiol. 195, 63-74. doi: 10.1007/s00203-012-0847-5

Rodríguez-Chueca J., López M.I., Mosteo R., Ormad M.P., Fernández-Ibáñez P. (2014) "Disinfection of real and simulated urban wastewater effluents using a mild solar photo-Fenton". Applied Catalysis B: Environmental, vol 150–151, página 619–629.

Ruales-Lonfat C., Barona J., Moncayo-Lasso A., Benítes N., Pulgarín C. (2014). "Iron-catalyzed low cost solar activated process for drinking water disinfection in Colombian rural areas". Technologies for Sustainable Development. Switzerland Springer International Publishing; p. 1–16.

Spiliotopoulou, A., Hansen, K.M.S., Andersen, H.R., 2015. Secondary formation of disinfection by-products by UV treatment of swimming pool water. Sci. Total Environ. 520, 96–105.

UNEP-GEO, 2010. Perspectivas del Medio Ambiente: AMÉRICA LATINA Y EL CARIBE. UNEP, San José, Costa Rica.

Urfer, D., 2017. Use of bauxite for enhanced removal of bacteria in slow sand filters. Water Sci. Tech-W. Sup. 17(4), 1007-1015. doi: 10.2166/ws.2016.199

Vione, D., Minella, M., Maurino, V., Minero, C., 2014. Indirect photochemistry in sunlit surface waters: photoinduced production of reactive transient species. Chem. Eur. J. 20, 10590-10606. Doi: 10.1002/chem.201400413.

WHO, Guidelines for drinking water quality, 4th edition. 2011, Geneva Switzerland.

Zapata, A., Velegraki, T., Sánchez-Pérez, J., Mantzavinos, D., Maldonado, M. y Malato, S. (2009) Solar photo-Fenton treatment of pesticides in water: Effect of iron concentration on degradation and assessment of ecotoxicity and biodegradability. Applied Catalysis B: Environmental 88:448-454 pp.