

Desinfección de agua residual doméstica mediante un sistema de tratamiento acoplado con fines de reúso

• Henry Casierra-Martínez* • Jafeth Casalins-Blanco •
Ximena Vargas-Ramírez • Aracelly Caselles-Osorio •
Universidad del Atlántico, Colombia

* Autor para correspondencia

Resumen

Casierra-Martínez, H., Casalins-Blanco, J., Vargas-Ramírez, X., & Caselles-Osorio, A. (julio-agosto, 2016). Desinfección de agua residual doméstica mediante un sistema de tratamiento acoplado con fines de reúso. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(4), 97-111.

La posibilidad de combinar sistemas biológicos con tecnologías avanzadas de oxidación (TAO) para el tratamiento de aguas residuales hace imprescindible valorar la utilidad de la combinación de tales tecnologías, ajustando los diseños y condiciones de operación. Este proyecto de investigación abordó la desinfección de agua residual doméstica con fines de reutilización, evaluando el potencial de combinación de un proceso fotocatalítico solar que utiliza peróxido de hidrógeno (UV solar/H₂O₂) con un sistema de humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal (HC FSSH), como alternativa para el reúso del agua residual doméstica para riego. Para ello, se construyó un fotoreactor en tubos de polimetilmetacrilato (PMMA) expuesto a la radiación solar UV, que opera en modo batch, y se evaluó el efecto de la fotólisis y adición de peróxido de hidrógeno, aplicando dosis de 3, 30 y 300 mg l⁻¹ de H₂O₂. La eficiencia de eliminación de coliformes totales y fecales fue evaluada considerando el efecto de radiación ultravioleta, dosis de peróxido de hidrógeno y tratamiento con HC FSSH plantados con *Cyperus ligularis*. Los resultados indicaron que es posible obtener un grado de desinfección de 99.999% de coliformes fecales y totales cuando se acoplan la TAO y el sistema biológico con un tiempo de retención de tres días en el HC FSSH y cinco horas en el fotoreactor.

Palabras clave: sistemas de tratamiento acoplados, UV/H₂O₂, humedales construidos, desinfección solar, TAO, *Cyperus ligularis*.

Abstract

Casierra-Martínez, H., Casalins-Blanco, J., Vargas-Ramírez, X., & Caselles-Osorio, A. (July-August, 2016). Domestic Wastewater Disinfection Using a Coupled System for Reuse Purposes. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(4), 97-111.

Biological systems can be combined with advanced oxidation technologies (AOT) for wastewater treatment. It is essential to assess the usefulness of the combination of these technologies, by adjusting the designs and operating conditions. This research project approached the disinfection of domestic wastewater for reuse by evaluating the potential of the combination of a solar photocatalytic process using hydrogen peroxide (Solar UV/H₂O₂) with a horizontal subsurface flow constructed wetlands (HSSF CW) system as an alternative for reuse of domestic wastewater. To do this, a photoreactor consisting of polymethylmethacrylate (PMMA) pipes exposed to solar UV radiation was built, operating in batch mode, and the photolysis effect and the addition of hydrogen peroxide were evaluated. Doses of 3, 30 and 300 mg l⁻¹ of H₂O₂ were applied. Removal efficiency of Total and Fecal coliforms was evaluated considering the effect of ultraviolet radiation, the dose of hydrogen peroxide and treatment with HSSF CW planted with *Cyperus ligularis*. Results indicate that it is possible to obtain a 99.999% disinfection degree of total and fecal coliforms when AOT and the biological system are coupled with a retention time of 3 days in the HSSF CW and 5 hours for the photoreactor.

Keywords: Coupled Treatment System, UV/H₂O₂, constructed wetlands, solar disinfection, AOT's, *Cyperus ligularis*.

Introducción

El tratamiento de aguas residuales es una actividad fundamental que coadyuva al cuidado de la salud humana y medio ambiente. En particular, hoy en día, el tema del reúso cobra vigencia por la posibilidad de usar agua en sistemas de riego para zonas áridas y áreas afectadas por el fenómeno del cambio climático, por lo que se requiere contar con tecnologías de depuración eficientes y de bajo costo para cumplir con los estándares requeridos para remoción de materia orgánica, nutrientes y microorganismos para reúso en agricultura.

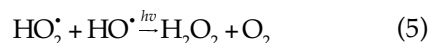
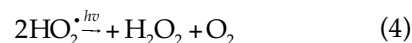
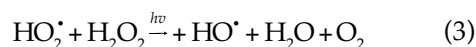
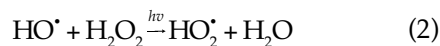
Las tecnologías de tratamiento tradicionales incluyen principalmente sistemas biológicos y fisicoquímicos, siendo los primeros de menor costo en operación y mantenimiento. Los humedales construidos, por ejemplo, conforman un método de tratamiento biológico natural que consiste en áreas saturadas por aguas residuales superficiales o subterráneas, con vegetación enraizada o flotante, donde la actividad microbiana facilita la degradación de los contaminantes con costos de operación y mantenimiento relativamente bajos (Lara, 1999). Las nuevas tecnologías de tratamiento incluyen Tecnologías Avanzadas de Oxidación (TAO), que se definen como procesos fotocatalíticos, donde por medio de la absorción de luz ultravioleta (UV) por parte del catalizador se generan especies oxidativas poderosas que convierten a los contaminantes en sustancias menos complejas (Glaze, 1987).

La formación de radicales a partir de la disociación de la molécula de H_2O_2 mediante la energía de los fotones tiene un rendimiento cuántico casi unitario ($HO^\bullet = 0.98$) a 254 nm, y produce casi cuantitativamente dos radicales HO^\bullet por cada molécula de H_2O_2 , según la reacción (1) (Domènech, Jardim & Litter, 2001):



En relación con esta tecnología, las reacciones (2) y (5) consumen HO^\bullet y disminuyen la probabilidad de oxidación, por la formación de

radicales libres de menor poder de oxidación (Domènech et al., 2001):



Sin embargo, la mineralización total a través de estos procesos puede resultar muy costosa. En consecuencia, la combinación de TAO y tratamientos biológicos se considera una alternativa económica para alcanzar la conversión de compuestos complejos en sustancias fácilmente biodegradables, considerando que la mayor eficiencia se logra cuando los productos intermedios formados no poseen estructuras similares a los compuestos originales. Las principales ventajas de la combinación de procesos biológicos y las TAO se centran en el efecto sinérgico de procesos químicos y biológicos, reducción en el consumo de productos químicos, flexibilidad en el manejo de tiempos de residencia hidráulicos totales y en mineralización costo-efectiva de los contaminantes orgánicos (Lee, Chen, & Yue, 2001).

Diversos estudios han evaluado el efecto de la combinación de sistemas acoplados de fotocatalisis y humedales construidos para la degradación de compuestos orgánicos, obteniendo eficiencias de eliminación de DQO superiores a 99% (Arroyave & Gutiérrez, 2008).

En cuanto a desinfección, se han hecho estudios como el de Ben, Qiang, Pan y Chen (2009), quienes usando un sistema acoplado Fotofenton-reactor SBR reportaron remociones de más de 99% de bacterias. Igualmente, Horn, Zerwes, Kist y Machado (2014), combinando humedales construidos y $UV/O_3/TiO_2$ removieron seis unidades logarítmicas, con tiempos de retención hidráulica de siete días para los HC y de dos horas para la TAO.

Estas investigaciones muestran que al acoplar sistemas biológicos con sistemas químicos

se obtienen mejores resultados que los que se pueden obtener con cada tecnología por separado. La presente investigación evaluó un sistema acoplado experimental de UV-H₂O₂ solar con humedales construidos para la desinfección de aguas residuales domésticas con fines de reúso para riego. El estudio permitió valorar la eficiencia de la desinfección para el sistema UV-H₂O₂ solar y el sistema de humedales construidos de manera individual, y luego el efecto combinado de la TAO con el sistema de humedales construidos experimentales.

Metodología

El experimento se llevó a cabo en la Universidad del Atlántico (Barranquilla-Colombia), evaluando la calidad del agua residual producida por la comunidad universitaria.

Diseño y operación del fotorreactor solar

El fotorreactor solar fue diseñado y construido siguiendo los estudios de Malato *et al.* (2007) para tratar un volumen de agua residual de 40 litros y consistió en un sistema tubular no concentrado que operó en modo *batch*, garantizando un régimen turbulento del flujo (figura 1).

La superficie inclinada del fotorreactor (11° con respecto al suelo debido a la posición geoastronómica de Barranquilla) fue construida en aluminio por las condiciones de excelente reflectividad en el espectro UV de este material (Echazú, Cadena, & Saravia, 2000), los tubos de polimetilmetacrilato (PMMA) tuvieron una capacidad de 12 litros. Los ensayos se efectuaron durante cinco horas, empezando a las 10:00 y culminando a las 15:00, durante dos meses, aproximadamente.

El afluente, con un tratamiento primario previo, se hizo pasar a través de los tubos de PMMA utilizando una bomba centrífuga de ½ HP de potencia, recirculándose continuamente durante un periodo de cinco horas. Al inicio se efectuaron pruebas de fotólisis y se continuó con un estudio exploratorio, donde se adicionaron dosis de 3, 30 y 300 mg l⁻¹ de H₂O₂ en diferentes ensayos con cuatro repeticiones por dosis. Se tuvo en cuenta una dosis media de 30 mg l⁻¹, según lo recomendado por Liberti, Notarnicola y López (2000) para desinfección, y dosis más altas dado que Coosemans (1995) sugiere que concentraciones de peróxido de hidrógeno puede ser beneficioso para cultivos, pues es posible aplicar H₂O₂ como un alguicida, pero el modo de aplicación (tiempo, dosis) es determinante

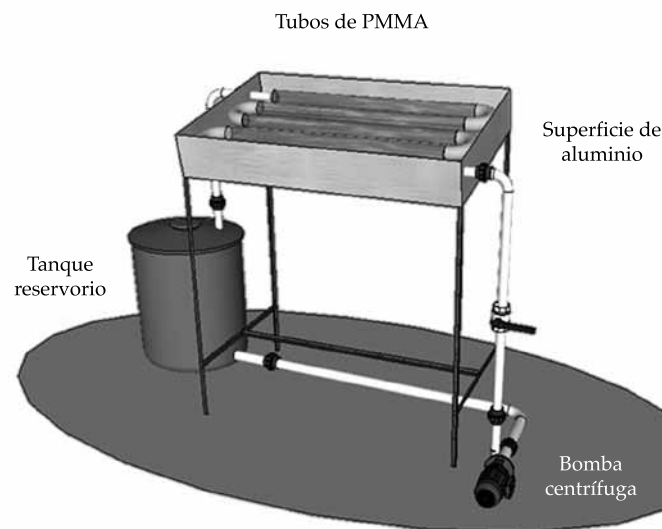


Figura 1. Esquema representativo del fotorreactor solar construido (sin escala).

para un control exitoso de las algas sin generar problemas de fitotoxicidad.

Una vez evaluado el efecto de las dosis de peróxido, se seleccionó la dosis de mayor eficiencia de desinfección para valorar el sistema acoplado. Las concentraciones de peróxido de hidrógeno residual en el efluente fueron medidas utilizando titulometría yodométrica.

Medición de la calidad del agua residual

Las concentraciones de materia orgánica (DQO) y nitrógeno amoniacal en el agua residual se establecieron siguiendo la metodología descrita en APHA-AWWA-WEF (2012). La determinación de las colonias de bacterias coliformes (totales y fecales) se realizó mediante el método de filtración por membrana usando filtros de membrana de 0.45 μm el tamaño de poro (Millipore Corp) y agar selectivo EMB (eosina-azul de metileno) de acuerdo con lo descrito en APHA-AWWA-WEF (2012, 9222 B, D). Las mediciones de parámetros *in situ*, como temperatura, pH, potencial de óxido-reducción, oxígeno disuelto, conductividad eléctrica y turbiedad, se obtuvieron utilizando sondas multiparamétricas WTW (Multi 9430).

Humedal construido experimental de flujo subsuperficial horizontal (HC FSSH)

La Universidad del Atlántico, Colombia, cuenta con una planta piloto de humedales construidos (HC) de flujo subsuperficial horizontal de 0.61 m^2 . El HC fue rellenado hasta 0.5 m con grava granítica de 10 mm de diámetro, manteniendo

una altura de agua de 0.4 m para asegurar el flujo subsuperficial, y fue plantado con la macrófita acuática *Cyperus ligularis*. El afluente que alimentó al humedal tuvo un tratamiento primario previo en un tanque de 500 litros, desde donde se hizo pasar un caudal diario intermitente de 42 litros para mantener un tiempo de retención hidráulica de tres días.

La eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual en el HC (sistema biológico) se evaluó tomando muestras del afluente y efluente del sistema, tres veces por semana durante seis meses.

Una vez obtenidos los resultados de funcionamiento de las tecnologías por separado, se procedió a evaluar su eficiencia de forma acoplada (figura 2). Para esto, se tomaron 40 litros del efluente del HC plantado con *Cyperus ligularis* y se hizo pasar por el fotorreactor, adicionando la dosis de H_2O_2 seleccionada en evaluación previa. Se determinaron las concentraciones de coliformes totales y fecales, materia orgánica y amonio, para el afluente, el efluente tratado biológicamente y el efluente tratado fotoquímicamente.

Análisis y discusión de los resultados

Calidad del agua residual tratada: análisis de parámetros *in situ*

Los resultados de los parámetros fisicoquímicos del afluente y efluente del fotorreactor para la fotólisis y con diferentes dosis de H_2O_2 se describen en el cuadro 1.

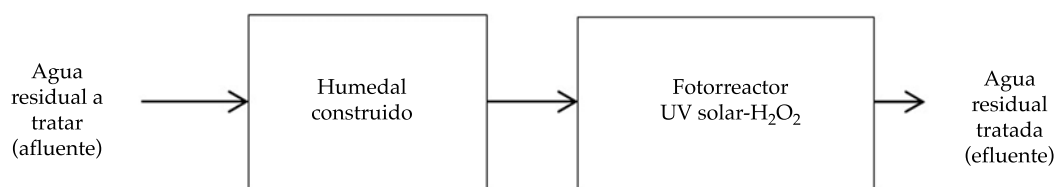


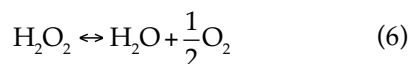
Figura 2. Diagrama de bloques del sistema acoplado.

Cuadro 1. Valores promedio y desviación estándar (en paréntesis) de los parámetros de calidad de agua residual afluente y efluente del fotorreactor de acuerdo con el escenario planteado.

Parámetro	Afluente	Efluente (escenario)			
		Fotólisis	Bajo (3 mg l ⁻¹)	Medio (30 mg l ⁻¹)	Alto (300 mg l ⁻¹)
Temperatura, °C	27.4 (±1.7)	38.5 (±3.2)	32.4 (±4.8)	39.1 (±0.6)	36.3 (±1.6)
Oxígeno disuelto (OD), mg l ⁻¹	0.2 (±0.5)	1.4 (±2.5)	3.2 (±1.9)	6.5 (±0.4)	8.6 (±0.5)
Potencial óxido-reducción, mV	-243.4 (±159.8)	49.6 (±57.4)	16.3 (±80.9)	98.1 (±43.5)	180.5 (±29.0)
pH, unidades de pH	8.2 (±0.2)	8.2 (±0.1)	8.3 (±0.1)	8.3 (±0.2)	8.4 (±0.3)
Turbiedad, UNT	55.8 (±34.8)	29.5 (±3.6)	33.2 (±15.1)	44.3 (±20.7)	35.5 (±10.4)

Nota: cálculos basados en seis mediciones en función de la dosis de peróxido de hidrógeno.

Se evidencia un incremento en la temperatura de los efluentes como resultado de la exposición a la radiación solar. Asimismo, se registra un aumento progresivo en las concentraciones de oxígeno disuelto debido a la adición del H₂O₂ que se disocia en agua y oxígeno, según la reacción:



Los cambios en los valores del potencial de óxido-reducción guardan relación con el mejoramiento de las condiciones aeróbicas determinadas por la concentración de peróxido de hidrógeno agregada. Al parecer, la concentración de peróxido tiene incidencia en la variabilidad de los resultados del potencial redox. La desviación estándar de los datos disminuyó con el aumento de la concentración, siendo los escenarios con características aerobias marcadas los que presentan menor desviación.

De acuerdo con la Ley de Henry, a 37 °C, promedio de la temperatura del efluente luego del tratamiento fotocatalítico, la concentración de saturación de oxígeno disuelto es de 6.71 mg l⁻¹ (USGS, 2013). Se observa que cuando se agregaron 300 mg l⁻¹ de peróxido, el efluente alcanza condiciones de sobresaturación de oxígeno disuelto.

La turbiedad disminuyó después del tratamiento en todos los casos, como resultado de la

sedimentación de sólidos en el tanque reservorio. El pH no presentó cambios significativos en ninguno de los escenarios evaluados.

El cuadro 2 consigna los resultados de los parámetros fisicoquímicos del efluente luego del tratamiento en el HC.

Los valores promedio de la mayoría de los factores fisicoquímicos registrados en este estudio son similares a los reportados por Caselles-Osorio, Villafañe, Caballero y Manzano (2011), y Vega, Lancheros y Caselles-Osorio (2013), con sistemas experimentales de humedales construidos plantados con diferentes especies de macrófitas.

En el cuadro 3 se describen los valores promedio de los parámetros medidos *in situ* para el sistema acoplado, usando como dosis 300 mg l⁻¹ de H₂O₂.

La variación de factores fisicoquímicos, como temperatura, oxígeno disuelto y potencial óxido-reducción sigue un comportamiento similar al mostrado en el cuadro 1. Los valores de los parámetros en el efluente del sistema acoplado aumentan de forma considerable, como consecuencia de las mejores condiciones del agua tratada previamente.

La condición de sobresaturación de oxígeno disuelto obedece a la mayor disociación del H₂O₂ en presencia de bajas cargas orgánicas y microorganismos. A menores cargas, la acción oxidante y desinfectante del peróxido es menor

Cuadro 2. Valores promedio y desviación estándar (en paréntesis) de los parámetros de calidad del agua en el afluente y efluente del HCFSSH.

Parámetro	Afluente	Humedal construido (<i>Cyperus ligularis</i>)
Temperatura, °C	28.4 (±1.9)	27.7 (±2.1)
Oxígeno disuelto (OD), mg l ⁻¹	1.2 (±0.3)	1.8 (±0.9)
Potencial óxido-reducción, mV	197.5 (±51.2)	247.6 (±70.8)
pH, unidades de pH	7.0 (±0.2)	7.0 (±0.1)
Turbiedad, UNT	36.7 (±3.5)	12.4 (±5.8)

Cuadro 3. Valores promedio y desviación estándar (en paréntesis) de los parámetros de calidad de agua del sistema acoplado (humedal-fotorreactor).

Parámetro	Afluente	Efluente humedal	Efluente sistema acoplado (300 mg l ⁻¹)
Temperatura, °C	28.3 (±0.5)	26.8 (±1.6)	40.4 (±1.51)
Oxígeno disuelto (OD), mg l ⁻¹	0.01 (±0.02)	1.72 (±1.0)	13.1 (±2.3)
Potencial óxido-reducción, mV	-324.9 (±113)	-58.2 (±133)	175 (±15.2)
pH, unidades de pH	8.2 (±0.4)	8.2 (±0.1)	8.4 (±0.2)
Turbiedad, UNT	37 (±19)	12 (±6)	6.3 (±2.3)

y se consume menos para estos fines. En el sistema acoplado se observó una disminución importante en la turbiedad del agua tratada, en particular por la acción filtrante del HC.

Para las dosis de 3 y 30 mg l⁻¹, todo el H₂O₂ se consumió durante el tratamiento y no se presentaron concentraciones residuales. Sin embargo, para la dosis de 300 mg l⁻¹ se encontraron concentraciones por debajo de 100 mg l⁻¹ posttratamiento. Autores como Vänninen y Koskula (1998) reportan que aguas con concentraciones de hasta 125 mg l⁻¹ de H₂O₂ pueden ser usadas para el riego de cultivos de pepino sin causar fitotoxicidad a los mismos.

Eliminación de materia orgánica (DQO) en las unidades de tratamiento evaluadas

La concentración promedio de DQO del afluente y efluente, así como la eficiencia de eliminación, se muestran en la figura 3, para cada una de los escenarios evaluados. Se observa que, con la adición de 300 mg l⁻¹ de H₂O₂, se lograron las más altas eliminaciones de DQO. Sin embargo,

el efecto de fotólisis sobre la eliminación alcanzó porcentajes de 20%, superiores a la eliminación registrada para dosis de H₂O₂ media y baja (12 y 14%, respectivamente). Es probable que la alta variabilidad de las concentraciones de DQO (concentración promedio de 234 (± 93) mg DQO l⁻¹) en el agua afluente pudieron influir en estos resultados.

Se observa que el porcentaje de remoción de DQO alcanzado por el sistema acoplado fue de 85%; 79% removidos por el HC FSSH, y 6% logrado por el tratamiento fotocatalítico posterior. La remoción de materia orgánica alcanzada por el HC FSSH es consistente con lo reportado por Charris y Caselles-Osorio (2014), con HC FSSH plantados con *Cyperus ligularis*. No obstante, estos autores reportan eficiencias superiores a 90% en fase de crecimiento de *C. ligularis*, por lo que la disminución de la eficiencia reportada en este estudio pudo estar relacionada con un periodo de senescencia de la especie.

En el cuadro 4 se comparan las eficiencias de eliminación de DQO en sistemas catalíticos y biológicos acoplados de diversos autores con

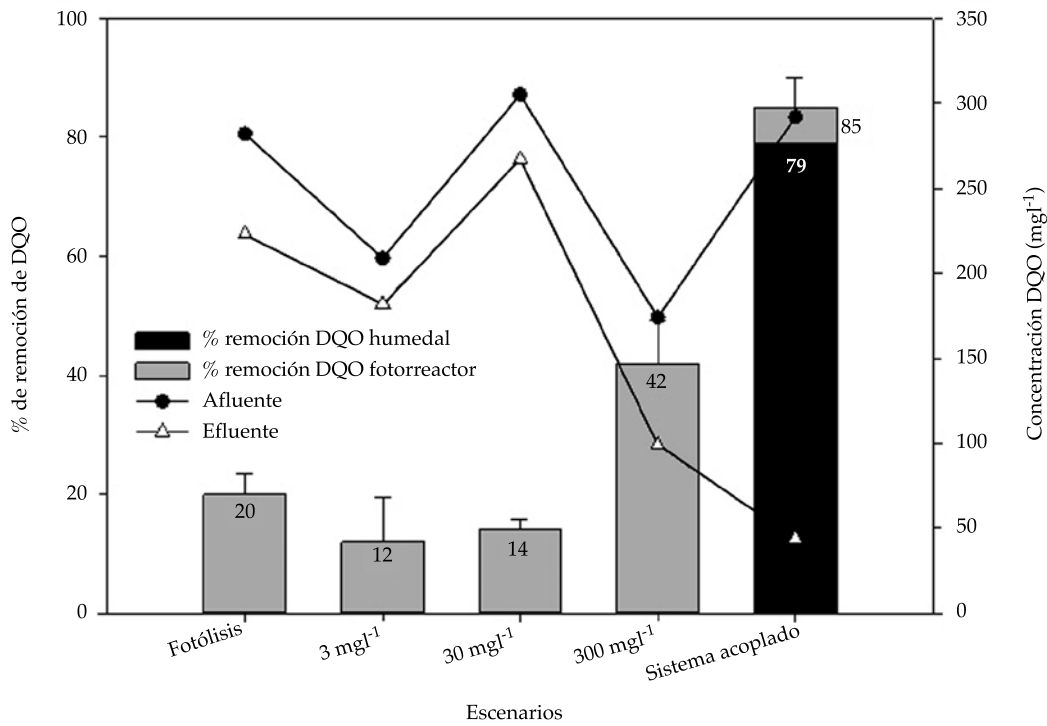


Figura 3. Eliminación de materia orgánica (DQO) en los distintos escenarios.

Cuadro 4. Porcentaje de remoción de DQO reportados por otros estudios en sistemas acoplados de tratamiento.

Sistema		Objetivo	% remoción de DQO	Autor(es)
Fotocatalítico	Biológico			
Fenton	BFR (Biological Flow Reactor)	Mineralización de contaminantes industriales biorrecalcitrantes	91	Pulgarín <i>et al.</i> (1999)
Fenton-ozonización	Tratamiento anaeróbico biológico	Degradación de aguas residuales de una planta de aceite de oliva	70	Beltrán-Heredia, Torregrosa, García, Domínguez y Tierno (2001)
Fotofenton	FBB (Fixed Bed Bioreactor)	Depuración de aguas contaminadas con tóxicos	90	Oller (2008)
Ozonización catalítica	SBR (Sequencing Batch Reactor)	Tratamiento de aguas residuales industriales con contaminantes refractarios	95.8	Li, Xu y Zhu (2010)
Fotofenton	SBR (Sequencing Batch Reactor)	Tratamiento de vinazas	83-97	Barba y García (2012)
Fotofenton	ABR (Anaerobic Biofilm Reactor)	Degradación de colorantes AZO	99	Anbalagan (2012)
UV solar/H ₂ O ₂	HC FSSH	Desinfección de aguas residuales domésticas con fines de reúso	85	Este estudio

los resultados de este estudio. La mayoría de tales estudios reporta eficiencias de remoción de DQO superiores a 70%, siendo la eficiencia de 85% de este estudio comparable con la de Barba y García (2012), a pesar que los otros sistemas evaluados tenían como tecnología fotocatalítica el sistema fotofenton, teóricamente con mayor generación de radicales OH•.

Horn *et al.* (2014) realizaron estudios sobre un sistema acoplado de humedales (plantados con *Hymenachne grumosa*)-reactor UV/TiO₂/O₃ con agua residual doméstica producida por una universidad, obteniendo remociones de DQO globales de 62.1%. Según este estudio, en el sistema acoplado, la DQO disminuía durante el proceso biológico, seguido de un aumento después del proceso de ozonización fotocatalítico, que incrementaba también el grado de toxicidad del agua residual. Los autores sugirieron que dicho aumento se debió a procesos de fisisorción y quimisorción de algunas sustancias tóxicas y ácidos húmicos con el medio de soporte del TiO₂.

Eliminación de amonio

La eliminación de amonio varió de modo considerable en cuanto a cada una de las unidades de tratamiento evaluadas. El tratamiento fotocatalítico sólo eliminó alrededor de 5 mg l⁻¹ de amonio (5% de remoción promedio), mientras que el efecto UV solar-H₂O₂ no mostró ninguna eliminación. Debido a que el peróxido de hidrógeno tiene mayor poder oxidativo en condiciones de pH menores a 7.0 (mayor generación de radicales OH•) (Ndounla & Pulgarín, 2014), las condiciones alcalinas del agua residual (pH > 8) no permitieron la oxidación del amonio en nitrato (nitrificación) mediante esta TAO. La eliminación de amonio en sistemas biológicos como los HC FSSH depende de la existencia de condiciones aeróbicas-anaeróbicas para llevar a cabo procesos de nitrificación-desnitrificación. La eficiencia de eliminación de amonio en estos sistemas no suele superar 40% (Vymazal, 2013) y varios factores, como la especie de macrófita plantada y características del agua residual a

tratar, pueden modificar esta eficiencia (Leto, Tuttolomondo, La Bella, Leone, & Licata, 2013).

En la figura 4 se observan las remociones y concentraciones de amonio para cada uno de los escenarios evaluados.

La combinación de UV solar-H₂O₂ y HC mostró un ligero aumento en la eficiencia de eliminación, con respecto al humedal, de 65%. Autores como Ben *et al.* (2009), obtuvieron remociones de 95% de amonio utilizando un sistema acoplado Fenton y un reactor SBR. Lei, Shen, Huang y Wang (2007) reportaron remociones de 99.9%, utilizando oxidación electroquímica y un reactor biológico en dos etapas. Por su parte, Horn *et al.* (2014) reportan remociones globales de 27.1% y observaron que luego del proceso fotocatalítico, los iones NH₄⁺ se convierten parcialmente a NO₃⁻ y es necesario tener en cuenta la adsorción del ion nitrito formado por parte del soporte de TiO₂ y que éste puede afectar positiva o negativamente a la eficiencia de foto-oxidación, de acuerdo con la afinidad de este anión. Además sugieren que la remoción de amonio alcanzada por el reactor fotocatalítico empleado en ese estudio puede deberse a la oxidación del ion amonio y a la volatilización parcial del mismo a un pH de 8.8.

Antoniadis, Takavakoglou, Zalidis y Poulis (2007) combinaron fotocatalisis homogénea (fotofenton) y humedales construidos para depurar aguas residuales municipales. Estos autores reportan un aumento en la concentración de amonio luego del proceso fotocatalítico y sugieren que es debido a la mineralización del nitrógeno orgánico. Las moléculas que contienen nitrógeno se mineralizan y se convierten en NH₄⁺ y principalmente en NO₃⁻. Ambos iones son relativamente estables y su proporción depende principalmente del grado de oxidación inicial del nitrógeno y del tiempo de irradiación (Low, McEvoy & Matthews, 1991). Los iones NH₄⁺ son fotodegradables siempre que el pH sea alcalino (Herrmann, 2005).

Zhang *et al.* (2009) estudiaron la fotodegradación del amonio con TiO₂ en agua residual sintética bajo diferentes condiciones, encontrando que cuando el pH es menor de siete (7),

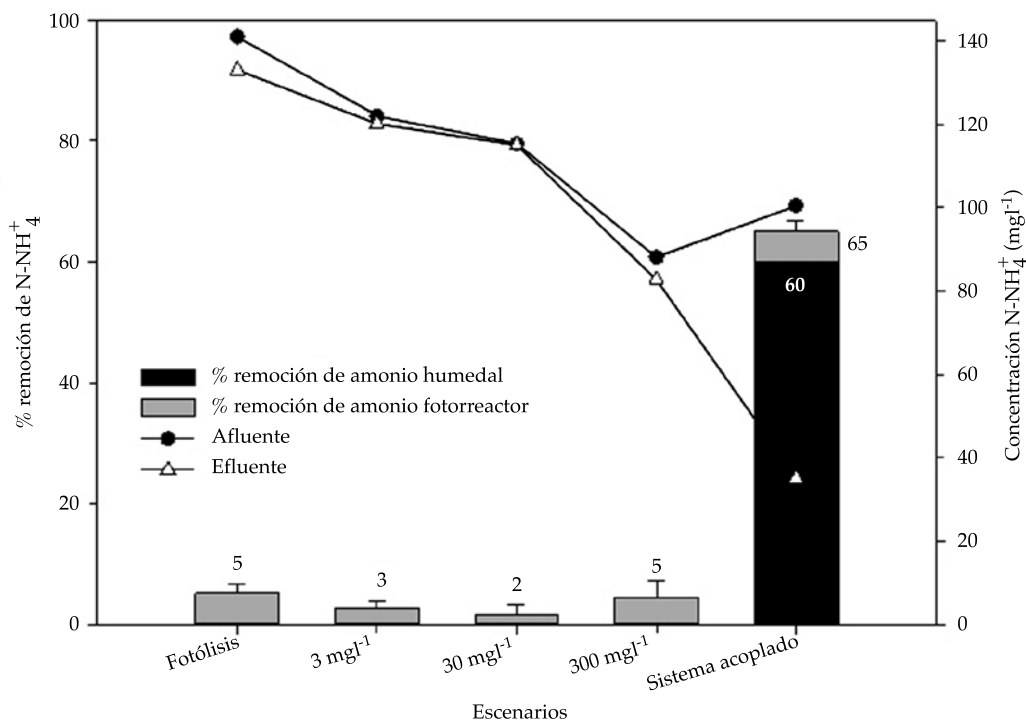


Figura 4. Eliminación de amonio en los distintos escenarios.

la degradación del amonio no es significativa, mientras que ésta puede aumentar con incrementos graduales de pH. Los autores también reportan que al adicionar H₂O₂ se incrementa la eficiencia de eliminación, pero un exceso de peróxido puede generar reacciones de competencia que disminuyen la remoción. La adición de H₂O₂ sin catalizador no alcanzó eficiencias de eliminación considerables, lo que indica que el efecto catalizador del TiO₂ es fundamental para la fotodegradación del amonio, y que la acción del peróxido para tal fin es poco representativa. Este hecho podría explicar las bajas remociones de amonio obtenidas en esta investigación con el sistema fotocatalítico UV solar/H₂O₂ donde con el peróxido no se lograron altas eficiencias.

Las diferencias en la eficiencia de remoción de amonio obtenida por los autores antes mencionados y la obtenida en esta investigación, radican en la tecnología fotocatalítica usada y la acción de catalizadores, por lo que en este

estudio, la remoción de amonio se realizó en particular utilizando el HC y no la TAO.

Eliminación de coliformes totales y fecales en las unidades de tratamiento evaluadas

Los resultados de eliminación de coliformes totales y fecales en los distintos tratamientos y el sistema acoplado se muestran en la figura 5. La concentración promedio de coliformes fecales del agua afluente fue de $70 \times 10^6 (\pm 2.5 \times 10^6)$ UFC/100ml. Al igual que para la DQO, las mayores eficiencias de eliminación de coliformes se alcanzaron con la dosis de H₂O₂ de 300 mg^l⁻¹.

Aunque era de esperarse que con mayores concentraciones de peróxido de hidrógeno se obtuvieran mayores eficiencias de desinfección, tal como se corroboró, es cierto también que la eficiencia de eliminación de materia orgánica no siempre tiene una relación lineal con la cantidad

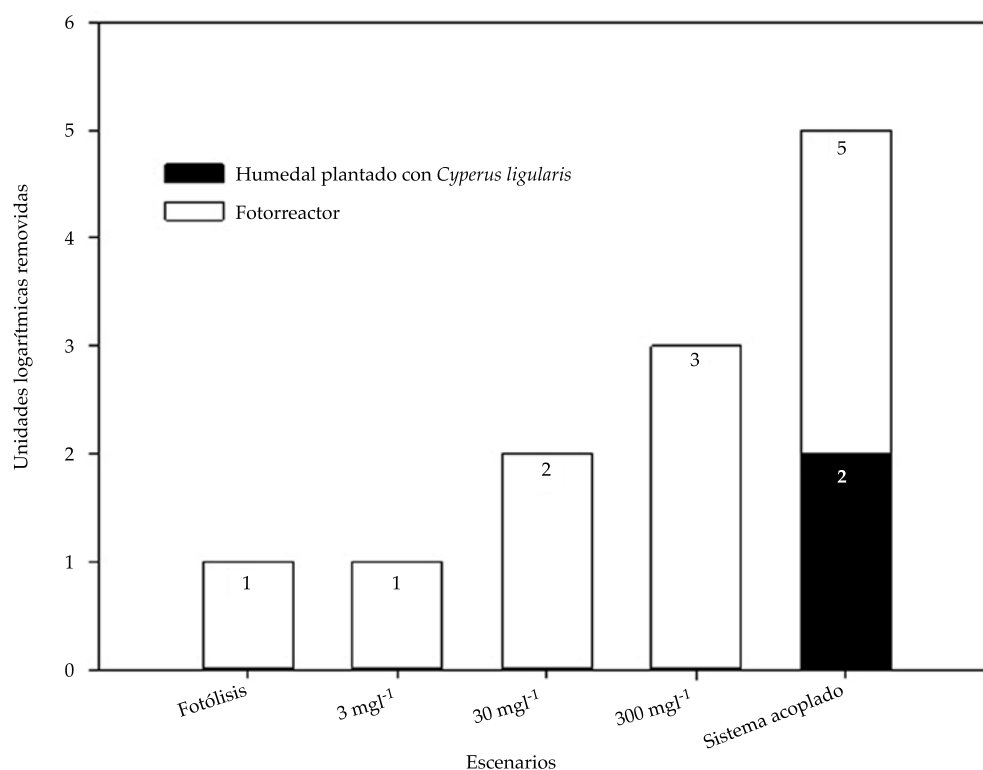


Figura 5. Unidades logarítmicas de coliformes removidas en los distintos escenarios.

de peróxido de hidrógeno añadida. Domènech *et al.* (2001) sustentan que un incremento en las concentraciones de DQO puede derivarse de un exceso de peróxido de hidrógeno al desencadenar reacciones competitivas que producen un efecto inhibitorio para la degradación de DQO, pues se consumen los radicales HO•, según las reacciones (2) y (5). Por tanto, se hace necesario determinar en cada caso la dosis óptima de H₂O₂ para evitar un exceso que podría retardar la degradación.

Aunque la eliminación de coliformes totales y fecales en las unidades de tratamiento de fotólisis y UV-H₂O₂ fue de tres unidades logarítmicas (99.9%), con el sistema acoplado se alcanzaron cinco unidades (99.999%). Estos resultados confirman que un sistema acoplado puede alcanzar una mayor eficiencia de eliminación de coliformes. De acuerdo con Kadlec y Wallace (2009), un HC FSSH puede eliminar entre 2 y 4 unidades logarítmicas, dependiendo de las

condiciones de diseño y operación del HC. Los resultados de Charris y Caselles-Osorio (2014) reportan la eliminación en el HC experimental plantado con *Cyperus ligularis* de hasta tres unidades logarítmicas de bacterias coliformes. Gelover, Gómez, Reyes y Leal (2006) realizaron estudios de fotocatalisis solar heterogénea con TiO₂, obteniendo la eliminación de tres unidades logarítmicas de coliformes totales y fecales en sólo 30 minutos de exposición solar.

En cuanto a los estudios en sistemas acoplados, autores como Ben *et al.* (2009) alcanzaron remociones de 2.2 unidades logarítmicas de bacterias usando fotorreactor y un reactor SBR. Horn *et al.* (2014), con un experimento similar al realizado en este estudio, obtuvieron una desinfección de seis unidades logarítmicas en el sistema acoplado, donde el HC plantado con *Hymenachne grumosa* y tiempo de retención de siete días sólo removió una unidad logarítmica, mientras que el sistema

de fotocatalisis UV/O₃/TiO₂ que usaron removió cinco unidades logarítmicas tras dos horas de tratamiento.

Comparando los resultados del sistema acoplado propuesto por Horn *et al.* (2014), con el sistema acoplado estudiado en este trabajo, la mayor remoción de coliformes se dio por parte del sistema de fotocatalisis (tres unidades logarítmicas), mientras que el HC removió dos unidades logarítmicas.

En la actualidad, el agua residual tratada mediante un sistema convencional en la Universidad del Atlántico es usada para riego de jardines y escenarios deportivos de la institución. Sin embargo, las concentraciones de coliformes en el efluente superan los 16 000 000 NMP/100 ml; por tal razón, los resultados de este experimento permiten inferir en la posibilidad de alternativas para alcanzar una mayor eficiencia de eliminación de bacterias coliformes.

En el cuadro 5 se muestran resultados obtenidos en otros estudios sobre desinfección.

La mayoría de los estudios desinfección fotocatalítica sugiere que el radical hidroxilo es la especie primaria responsable de la inactivación de microorganismos. Otras especies de oxígeno reactivas, como H₂O₂ y O₂⁻, han sido también reportadas como responsables de la inactivación. Estas especies reactivas pueden causar daños fatales a los microorganismos debido a la ruptura de la membrana celular o por el ataque al ADN y ARN (Gumy, Rincón, Hajdu &

Pulgarín, 2006). El efecto sinérgico del peróxido de hidrógeno y los fotones solares se atribuye a la generación de radicales OH•.

Existe evidencia de un efecto sinérgico entre la luz UV cercana y el peróxido de hidrógeno para la inactivación de microorganismos. Esto resulta en un potencial proceso de desinfección económico debido a que el peróxido de hidrógeno es de bajo costo y se ha demostrado que no es tóxico para cultivos como el maíz a concentraciones inferiores a 50 mg l⁻¹ (Malato, Fernández-Ibáñez, Maldonado, & Oller, 2013). Además, no hay riesgos por subproductos de descomposición del peróxido o correcciones de pH.

La efectividad de los procesos de desinfección convencional, como cloración y radiación UV, depende de la carga orgánica y niveles de sólidos suspendidos en el agua a tratar. La turbiedad con frecuencia se considera como el factor más limitante en el proceso de desinfección. Sin embargo, de forma ocasional, la difusión de la luz en fluido puede tener un efecto positivo en la eficiencia de desinfección (Malato *et al.*, 2013).

Estudios previos han demostrado que H₂O₂ y radiación UV-A actúan de manera sinérgica en el debilitamiento de membranas celulares, haciendo a la bacteria más sensible a la inactivación oxidativa (Rincón & Pulgarín, 2004, 2006). La membrana celular es el sitio de ataque crucial para la inactivación eficaz, con independencia

Cuadro 5. Estudios de desinfección con sistemas acoplados realizados por otros autores.

Sistema	Reducción logarítmica	Autores
Humedales construidos y sistema bioelectroquímico	3 unid. log. en 1 hora	Arends, Van Denhouwe, Verstraete, Boon y Rabaey (2014)
Fotocatalizador nanocompuesto politiofeno/MnO ₂ y radiación solar	3 unid. log. en 6 horas	Shang <i>et al.</i> (2011)
TiO ₂ y radiación solar	6 unid. log. en 90 minutos	Sichel, Blanco, Malato y Fernández-Ibáñez (2007)
TiO ₂ película y sodis y sodis	3 unid. log. en 30 minutos	Gelover, Gómez, Reyes y Leal (2006)
Humedales construidos y UV/H ₂ O ₂ solar	5 unid. log. en 3 días y 5 horas	Este estudio

de las especies oxidativas que participan en el proceso. Se ha propuesto que la pared celular es dañada inicialmente, seguida por un deterioro progresivo de la membrana citoplasmática y componentes intracelulares (Huang *et al.*, 2000; Sunada, Watanabe, & Hashimoto, 2003). Los radicales hidroxilo, así como otras especies oxidantes, atacan a los componentes fosfolípidos polinsaturados de la membrana lipídica, lo que resulta en un trastorno importante en la membrana, conllevando a la muerte celular (Maness *et al.*, 1999).

Calidad del agua residual tratada y su uso para riego de acuerdo con la normativa vigente

Revisando normativa vigente, tanto nacional como internacional, sobre las propiedades del agua residual tratada y su uso agrícola (riego de cultivos y zonas verdes), se encuentra que los valores de la mayoría de los parámetros de cali-

dad exigidos son similares en diferentes partes del mundo (cuadro 6). Los resultados de calidad de agua tratada obtenidos mediante un sistema acoplado se encuentran dentro de los valores de referencia aceptados por entes internacionales, como FAO, y por la normativa colombiana. Aunque los parámetros microbiológicos obtenidos en este estudio fueron expresados en UFC/100 ml, la normativa colombiana expresa los valores en NMP, por lo que las unidades de medida no son comparables; sin embargo, se realizó una comparación del valor numérico. En el ámbito internacional se ha optado por expresar las concentraciones de microorganismos en UFC/100 ml (APHA-AWWA-WPCF, 2012).

Al comparar los valores de amonio y fosfatos, como nutrientes limitantes para el crecimiento de la vegetación, con los establecidos por la FAO, se encuentra que las concentraciones de estos nutrientes en el agua residual tratada mediante un sistema acoplado están muy por encima de los valores de referencia. No obstan-

Cuadro 6. Comparación de los parámetros de calidad del agua residual tratada con normativa nacional e internacional vigente para reúso. Valores de referencia.

Parámetro medido	FAO ¹	OMS ²	USEPA ³	Decreto 1594 de 1984 ⁴	Resolución 1207 de 2014 ⁵	Otro ⁶	Este estudio
Amonio (N-NH ₄ ⁺ mg l ⁻¹)	0 - 5	-----	0-5	-----	-----	25-125	22 (±13.3)
Coliformes (UFC/100 ml)	< 1 000	< 1 000	< 1 000	1 000-5 000 NMP	< 10 000 NMP	1 000 UFC/100 ml	700 (±130)
Aluminio (Al ³⁺ mg l ⁻¹)	5.0	-----	5.0	5	5	5	0.037
Hierro (mg Fe l ⁻¹)	5.0	-----	5.0	5	5	10	0.08
Cobre (mg Cu l ⁻¹)	0.20	-----	0.20	0.2	1	0.2	0.03
Zinc (mg Zn l ⁻¹)	2.0	-----	2.0	2	3.0	2	0.02
pH (unidades de pH)	6.5-8.4	-----	6.5-8.4	4.5-9.0	6.0-9.0	6.0-9.0	8.2
Conductividad (µS/cm)	0-3 000	-----	0-3 000	Medir	< 1 500	< 8.1	1 448 (±165)
Fosfatos (mg P-PO ₄ ³⁻ l ⁻¹)	0-2	-----	0-2	-----	-----	0.8-12	11.4

¹Pescod (1992).

²WHO (2006).

³USEPA (2012).

⁴Ministerio de Agricultura (s.f.).

⁵Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (s.f.).

⁶Gobierno de Australia (2000).

te, otras normativas internacionales indican que las concentraciones de estos nutrientes pueden afectar positiva o negativamente al crecimiento de los cultivos, dependiendo de su tipo y clasificación (Gobierno de Australia, 2000).

Actualmente, la normativa internacional para el uso de agua tratada para riego de zonas verdes y campos deportivos exige valores de parámetros, como: salinidad, concentraciones de sodio, cloruros, boro, sulfatos, calcio, magnesio y la relación de absorción de sodio (SAR), los cuales deben ser medidos para realizar actividades de riego con agua residual tratada.

Conclusiones

El tratamiento de oxidación fotoquímico alcanzó remociones de materia orgánica de 20, 12, 14 y 42% para los escenarios de fotólisis, 3, 30 y 300 mg l⁻¹, respectivamente. Con el sistema acoplado y usando 300 mg l⁻¹ de peróxido de hidrógeno, se obtuvo una eficiencia global de 85% para la remoción de la DQO, de los cuales 79% se atribuyó al humedal construido y 6% al fotorreactor. La eficiencia de remoción de DQO estuvo directamente relacionada con el tiempo de operación del humedal y la dosis de peróxido de hidrógeno utilizada.

La fotodegradación del amonio no fue efectiva en el fotorreactor (escenarios 1 y 2, con eficiencias promedio de 5%). Esto demuestra que el sistema UV solar /H₂O₂ no es eficiente para la remoción de nitrógeno amoniacal. Sin embargo, con el sistema acoplado se alcanzó un 65% de remoción de este contaminante, como resultado de las reacciones de nitrificación ocurridas en el humedal construido.

Los resultados demuestran que la eficiencia de desinfección en el escenario 2 es proporcional a la dosis de peróxido de hidrógeno añadida; cuanto mayor fue la dosis añadida, mayor fue la eficiencia en desinfección. Se alcanzaron remociones de una unidad logarítmica en la fotólisis; dos unidades cuando se añadieron 3, y 30 mg l⁻¹, y 3 cuando se aplicó 300 mg l⁻¹.

La eliminación de coliformes totales y fecales fue de 99.999% (cinco unidades logarítmicas)

en el sistema acoplado, mostrando un efecto sinérgico del acoplamiento de ambos sistemas.

La mayoría de los parámetros medidos cumplió con lo exigido por organismos internacionales, como la OMS, FAO, EPA, así como la normativa colombiana plasmada en el decreto 1594 de 1984 y la resolución 1207 de 2014. Sin embargo, las concentraciones de amonio y fosfatos obtenidas en esta investigación sobrepasaron los valores establecidos en los estándares internacionales ambientales revisados.

El efecto sumatorio del tratamiento del agua residual con el sistema biológico y las TAO permitió evidenciar una mejor calidad del agua para efectos de reutilización en actividades como el riego de zonas verdes, por lo que este tipo de tecnologías acopladas puede ser una estrategia efectiva para mitigar la problemática de reúso del agua residual.

Este sistema acoplado es una tecnología prometedora, pues presenta costo de operación y mantenimiento relativamente bajo comparado con otras tecnologías convencionales, por la energía solar y la capacidad fitodepuradora de los humedales.

Referencias

- Anbalagan, A. (2012). *Combination of Biological and Photochemical Treatment for Degradation of Azo Dyes*. Lund, Sweden: Biology Education Centre Uppsala University and Department of Biotechnology, Lund University.
- Antoniadis, A., Takavakoglou, V., Zalidis, G., & Poullos, I. (2007). Development and Evaluation of an Alternative Method for Municipal Wastewater Treatment using Homogeneous Photocatalysis and Constructed Wetlands. *Catalysis Today*, 124(3-4), 260-265.
- APHA-AWWA-WPCF (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 22th ed. Washington, DC: American Public Health Association.
- Arends, J., Van Denhouwe, S., Verstraete, W., Boon, N., & Rabaey, K. (2014). Enhanced Disinfection of Wastewater by Combining Wetland Treatment with Bioelectrochemical H₂O₂ Production. *Bioresource Technology*, 155(0), 352-358.
- Arroyave, F., & Gutiérrez, G. (2008). *Tratamiento de aguas residuales por medio de un sistema acoplado de fotocatalisis-humedales*. Trabajo final pregrado Ingeniería Química. Antioquia, Colombia: Universidad EAFIT.
- Barba, L. E., & García, L. (enero-diciembre, 2012). Evaluación de la factibilidad de acople de un sistema fotocatalítico

- biológico para el tratamiento de vinazas mediante estudios de toxicidad. *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, 11, 63-71.
- Beltrán-Heredia, J., Torregrosa, J., García, J., Domínguez, J. R., & Tierno, J. C. (2001). Degradation of Olive Mill Wastewater by the Combination of Fenton's Reagent and Ozonation Processes with an Aerobic Biological Treatment. *Water Science and Technology*, 44, 103-108.
- Ben, W., Qiang, Z., Pan, X., & Chen, M. (2009). Removal of Veterinary Antibiotics from Sequencing Batch Reactor (SBR) Pretreated Wwine Wastewater by Fenton's Reagent. *Water Research*, 43(17), 4392-4402.
- Caselles-Osorio, A., Villafañe, P., Caballero, V., & Manzano, Y. (2011). Efficiency of Esocosm-Scale Constructed Wetland Systems for Treatment of Sanitary Wastewater under Tropical Conditions. *Water Air Soil Pollution*, 220, 161-171.
- Charris, J., & Caselles-Osorio, A. (2014). Eficiencia de eliminación de contaminantes del agua residual doméstica con humedales construidos experimentales plantados con *Cyperus ligularis* (Cyperaceae) y *Colinum Echinochloa* (Poaceae). Segunda Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua, Morelia.
- Coosemans, J. (1995). Control of Algae in Hydroponic Systems. *Acta Horticulturae*, 382, 263-268.
- Domènech, X., Jardim, W., & Litter, M. (2001) Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes (pp. 3-26). En: *Eliminación de contaminantes por fotocatalisis heterogénea*. Blesa, M. (ed.). La Plata, Argentina: CYTED.
- Echazú, R., Cadena, C., & Saravia, L. (2000). Estudio de materiales reflectivos para concentradores solares. *Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente*, 4, 8.11-8.19.
- Gelover, S., Gómez, L., Reyes, K., & Leal, M. T. (2006). A Practical Demonstration of Water Disinfection using TiO₂ Films and Sunlight. *Water Research*, 40(17), 3274-3280.
- Glaze, W. H. (1987). Drinking-Water Treatment with Ozone. *Environmental Science & Technology*, 21(3), 224-230.
- Gobierno de Australia (2000). *Water Quality for Irrigation and General Use* (pp. 1-104). Departamento de Agricultura. Cap 9. Recuperado de http://www.daff.gov.au/_data/assets/pdf_file/0018/316143/gfmwq-guidelines-vol3-9-2.pdf.
- Gumy, D., Rincón, A. G., Hajdu, R., & Pulgarín, C. (2006). Solar Photocatalysis for Detoxification and Disinfection of Water: Different Types of Suspended and Fixed TiO₂ Catalysts Study. *Solar Energy*, 80(10), 1376-1381.
- Herrmann, J. M. (2005). Destrucción de contaminantes orgánicos por fotocatalisis heterogénea (pp. 147-164). En: *Tecnologías solares para la desinfección y descontaminación del agua*. Solar Safe Water, Iguazú, Argentina.
- Horn, T. B., Zerwes, F. V., Kist, L. T., & Machado, Ê. L. (2014). Constructed Wetland and Photocatalytic Ozonation for University Sewage Treatment. *Ecological Engineering*, 63(0), 134-141.
- Huang, Z., Maness, P., Blake, D. M., Wolfrum, E. J., Smolinski, S. L., & Jacoby, W. A. (2000). Bactericidal Mode of Titanium Dioxide Photocatalysis. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 130(2-3), 163-170.
- Kadlec, R. H., & Wallace, S. D. (2009). *Treatment wetlands*, 2nd ed. Boca Raton, USA: Taylor and Francis Group, CRP Press.
- Lara, J. (1999). *Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales*. Trabajo final. Maestría en Ingeniería y Gestión Ambiental. Barcelona: Instituto Catalán de Tecnología, Universidad Politécnica de Cataluña.
- Lee, H. W., Chen, G., & Yue, P. L. (2001). Integration of Chemical and Biological Treatments for Textile Industry Wastewater: A Possible Zero-Discharge System. *Water Science and Technology*, 44(5), 75-83.
- Lei, Y., Shen, Z., Huang, R., & Wang, W. (2007). Treatment of Landfill Leachate by Combined Aged-Refuse Bioreactor and Electro-Oxidation. *Water Research*, 41(11), 2417-2426.
- Leto, C., Tuttolomondo, T., La Bella, S., Leone, R., & Licata, M. (2013). Effects of Plant Species in a Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland – Phytoremediation of Treated Urban Wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy). *Ecological Engineering*, 61, Part A(0), 282-291.
- Li, B., Xu, X., & Zhu, L. (2010). Catalytic Ozonation-Biological Coupled Processes for the Treatment of Industrial Wastewater Containing Refractory Chlorinated Nitroaromatic Compounds. *Journal of Zhejiang University Science B*, 11(3), 177-189.
- Liberti, L., Notarnicola, M., & Lopez, A. (2000) Advanced Treatment for Municipal Wastewater Reuse in Agriculture III: Ozone Disinfection. *Ozone Science & Engineering*, 22(2), 151-166.
- Low, G. K., McEvoy, S. R., & Matthews, R. W. (1991). Formation of Nitrate and Ammonium Ions in Titanium Dioxide Mediated Photocatalytic Degradation of Organic Compounds Containing Nitrogen Atoms. *Environmental Science & Technology*, 25(3), 460-467.
- Malato, S., Blanco, J., Alarcón, D. C., Maldonado, M. I., Fernández-Ibáñez, P., & Gernjak, W. (2007). Photocatalytic Decontamination and Disinfection of Water with Solar Collectors. *Catalysis Today*, 122(1-2), 137-149.
- Malato, S., Fernández-Ibáñez, P., Maldonado, M. I., & Oller, I. (2013). Chapter 15: Solar Photocatalytic Processes: Water Decontamination and Disinfection (pp. 371-393). In: *New and Future Developments in Catalysis*. Suib, S. L. (ed.). Amsterdam: Elsevier.
- Maness, P. C., Smolinski, S., Blake, D. M., Huang, Z., Wolfrum, E. J., & Jacoby, W. A. (1999). Bactericidal Activity of Photocatalytic TiO₂ Reaction: Toward an Understanding of its Killing Mechanism. *Applied and Environmental Microbiology*, 65(9), 4094-4098.

- Ministerio de Agricultura (s.f.). *Decreto 1594 de 1984*. Bogotá: Ministerio de Agricultura, República de Colombia. Recuperado de http://oab.ambientebogota.gov.co/resultado_búsquedas.php?AA_SL_Session=ede91&x=4056.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (s.f.). *Resolución 1207 de 2014*. Bogotá: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Recuperado de <http://www.andi.com.co/Archivos/file/Vicepresidencia%20Desarrollo%20Sostenible/Resolucion1207AguasResidualesTratadas.pdf>.
- Ndounla, J., & Pulgarín, C. (2014). Evaluation of the Efficiency of the Photo Fenton Disinfection of Natural Drinking Water Source during the Rainy Season in the Sahelian Region. *Science of the Total Environment*, 493, 229-238.
- Oller, I. (2008). *Depuración de aguas contaminadas con tóxicos persistentes mediante combinación de fotocátalisis solar y oxidación biológica*. Tesis doctoral. Almería, España: Universidad de Almería.
- Pescod, M. B. (1992). *Wastewater Treatment and Use in Agriculture-FAO Irrigation and Drainage Paper 47*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. Recuperado de <http://www.fao.org/docrep/t0551e/t0551e00.htm#Contents>.
- Pulgarín, C., Invernizzi, M., Parra, S., Sarria, V., Polania, R., & Péringer, P. (1999). Strategy for the Coupling of Photochemical and Biological Flow Reactors Useful in Mineralization of Biorecalcitrant Industrial Pollutants. *Catalysis Today*, 54, 341-352.
- Rincón, A., & Pulgarín, C. (2004). Effect of pH, Inorganic Ions, Organic Matter and H₂O₂ on *E. coli* K12 Photocatalytic Inactivation by TiO₂: Implications in Solar Water Disinfection. *Applied Catalysis B: Environmental*, 51(4), 283-302.
- Rincón, A., & Pulgarín, C. (2006). Comparative Evaluation of Fe³⁺ and TiO₂ Photoassisted Processes in Solar Photocatalytic Disinfection of Water. *Applied Catalysis B: Environmental*, 63(3-4), 222-231.
- Romero, J. (2013). *Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño*. Bogotá: Escuela Colombiana de Ingeniería.
- Shang, K., Ai, S., Ma, Q., Tang, T., Yin, H., & Han, H. (2011). Effective Photocatalytic Disinfection of *E. coli* and *S. aureus* using Polythiophene/MnO₂ Nanocomposite Photocatalyst under Solar Light Irradiation. *Desalination*, 278(1-3), 173-178.
- Sichel, C., Blanco, J., Malato, S., & Fernández-Ibáñez, P. (2007). Effects of Experimental Conditions on *E. coli* Survival during Solar Photocatalytic Water Disinfection. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 189(2-3), 239-246.
- Sunada, K., Watanabe, T., & Hashimoto, K. (2003). Studies on Photokilling of Bacteria on TiO₂ Thin Film. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 156(1-3), 227-233.
- USEPA (2012). Guidelines for Water Reuse. Recuperado de <http://nepis.epa.gov/Adobe/PDF/P100F57K.pdf>.
- USGS (2013). National Field Manual for the Collection of water Quality Data. United States Geological Services. Recuperado de http://water.usgs.gov/owq/FieldManual/Chapter6/table6.2_6.pdf.
- Vänninen, I., & Koskula, H. (1998). Effect of Hydrogen Peroxide on Algal Growth, Cucumber Seedlings and the Reproduction of Shore Flies (*Scatella Stagnalis*) in Rockwool. *Crop Protection*, 17(6), 547-553.
- Vega, H. J., Lancheros J. C., & Caselles-Osorio A. (2013). *Organic Matter and Nitrogen Removal in Horizontal Subsurface-Flow Constructed Wetlands Planted with Cyperus articulatus*. Libro de abstracts (229 pp.). Quinto Simposio Internacional sobre Dinámica y Control de Contaminación en Humedales-WETPOL 2013, Nantes, Francia.
- Vymazal, J. (2013). The Use of Hybrid Constructed Wetlands for Wastewater Treatment with Special Attention to Nitrogen Removal: A Review of a Recent Development. *Water Research*, 47(14), 4795-4811.
- WHO (2006). *WHO Guidelines For The Safe Use Of Wastewater, Excreta and Greywater*. Paris: United Nations Environment Program, World Health Organization. Recuperado de http://whqlibdoc.who.int/publications/2006/9241546859_eng.pdf.
- Zhang, F., Feng, Ch., Jin, Y., Li, W., Hao, G., & Cui, J. (2009). *Photocatalytic Degradation of Ammonia Nitrogen with Suspended TiO₂* (pp. 1-4). Bioinformatics and Biomedical Engineering, 3^{ra} Conferencia Internacional IEEE.

Dirección institucional de los autores

Ing. Henry Casierra-Martínez
Ing. Jafeth Casalins-Blanco
Dra. Ximena Vargas-Ramírez

Universidad del Atlántico
Grupo de Investigación Humedales del Caribe
Colombiano
Km 7 Antigua vía Puerto Colombia, Barranquilla,
COLOMBIA
Teléfono: +57 (301) 471 6997
henrycasierra@dcc.uniatlantico.edu.co
ximenavargas@mail.uniatlantico.edu.co
jecasalins@hotmail.com

Dra. Aracelly Caselles-Osorio

Universidad del Atlántico
Grupo de Investigación Humedales del Caribe
Colombiano
Centro de Estudios del Agua
Universidad del Atlántico, Km 7 Antigua vía Puerto
Colombia
Barranquilla, COLOMBIA
Teléfono: +57 (317) 373 6882
aracellycaselles@mail.uniatlantico.edu.co