

Degradación del paracetamol con un fotorreactor de discos rotatorios utilizando catalizadores de TiO₂ dopado con nanopartículas metálicas

Degradation of paracetamol with a rotating disc photoreactor using TiO₂ catalysts doped with metallic nanoparticles

Carlos Montalvo-Romero^{1*}, Claudia. A. Aguilar-Ucán¹, Edith Lemus-Jauregui¹, Rosa M. Cerón-Bretón¹, Yunuen Canedo-Lopez¹, Marcela Rangel-Marrón¹

¹ Facultad de Química, Universidad Autónoma del Carmen, CP. 24180 Ciudad del Carmen, Campeche, México.

cmontalvo@pampano.unacar.mx; ORCID 0000-0002-6761-3261

ORCID 0000-0002-1733-2867

ORCID 0000-0001-5392-1530

ORCID 0000-0001-8647-022X

ORCID 0000-0003-1791-4899

ORCID 0000-0001-8102-7966

*Autor de correspondencia

Resumen

Palabras clave:

Paracetamol;
fotocatalizadores
basados en TiO₂;
fotorreactor de discos
rotatorios.

En este trabajo se reporta el desempeño del fotorreactor de discos rotatorios (FRD) con un semiconductor TiO₂ utilizado como fotocatalizador dopado con nanopartículas (NP) metálicas de hierro (Fe³⁺) y plata (Ag⁺) para la degradación de paracetamol. El fotocatalizador fue impregnado en los discos, y el dopaje con las NP de Fe³⁺ y Ag⁺ fue realizado con la técnica de fotodeposición. Los fotocatalizadores fueron caracterizados por difracción de rayos X (XRD, por sus siglas en inglés) y microscopía electrónica de barrido (SEM, por sus siglas en inglés). Los resultados mostraron que la eficiencia en la degradación del paracetamol presenta una remoción que va del 50% al 70%, lo cual es adecuado para este tipo de reactores.

Abstract

Keywords:

Paracetamol; TiO₂-
based photocatalysts;
rotating disc
photoreactor.

In this work, the performance of the rotating disk photoreactor with a TiO₂ semiconductor used as a photocatalyst in its crystalline form and doped with iron (Fe³⁺) and silver (Ag⁺) metallic nanoparticles (NP) in the heterogeneous photocatalysis process for paracetamol degradation is reported. The photocatalyst was impregnated in the discs, and the doping with Fe³⁺ and Ag⁺ nanoparticles was carried out using the photo deposition technique. The photocatalysts were characterized by X-ray diffraction (XRD) and scanning electron microscopy (SEM). The results showed that the efficiency in the degradation of toxic compounds presents a high removal of the pollutant at low concentrations.

Recibido: 12 de febrero de 2024

Aceptado: 28 de abril de 2025

Publicado: 13 de agosto de 2025

Cómo citar: Montalvo-Romero, C., Aguilar-Ucán, C. A., Lemus-Jauregui, E., Cerón-Bretón, R. M., Canedo-Lopez, Y., & Rangel-Marrón, M. (2025). Degradación del paracetamol con un fotorreactor de discos rotatorios utilizando catalizadores de TiO₂ dopado con nanopartículas metálicas. *Acta Universitaria* 35, e4449. doi: <https://doi.org/10.15174/au.2025.4449>

Introducción

Las aguas residuales de varias industrias como la farmacéutica, la textil y la agrícola a menudo contienen contaminantes tóxicos con baja biodegradabilidad. La aplicación generalizada de estos productos químicos tóxicos y su eliminación incompleta de las aguas residuales se ha descubierto de forma generalizada en las aguas superficiales, las aguas subterráneas y las plantas de tratamiento de aguas residuales municipales (Koe *et al.*, 2020; Quintero-González *et al.*, 2025). Estos incluyen contaminantes emergentes de cuidado (CEC, por sus siglas en inglés), que se definen como cualquier químico sintético o natural que no se controla de forma rutinaria en el medio ambiente, a pesar de tener la posibilidad de ingresar a los suelos y ecosistemas acuáticos y causar efectos adversos en los humanos, en la vida silvestre y en el medio ambiente. Los CEC incluyen productos químicos industriales y farmacéuticos, entre otros (Careghini *et al.*, 2015; Snik *et al.*, 2025).

El paracetamol se seleccionó como contaminante modelo por ser una droga de consumo masivo en todo el mundo. Un rango de concentración entre 4.6 $\mu\text{g L}^{-1}$ y 52 $\mu\text{g L}^{-1}$ ha sido reportado en estudios previos realizados en varios países de Europa y América (Castro-Pastrana *et al.*, 2021; Hmoudah *et al.*, 2025; Olama *et al.*, 2018). No obstante, se espera que se puedan encontrar concentraciones más altas en las aguas residuales de los hospitales, como lo reportan Castro-Pastrana *et al.* (2021), quienes analizaron agua residual de un hospital, encontrando concentraciones de paracetamol en promedio de 101.3 $\mu\text{g/L}$ en los efluentes de la planta de tratamiento.

Además, el agua contaminada con productos farmacéuticos como el paracetamol puede causar daño hepático en humanos y alterar el equilibrio de los ecosistemas acuáticos debido a su toxicidad (Castilla-Caballero *et al.*, 2018). Se han desarrollado varios métodos para el tratamiento de aguas residuales, como tratamiento físico (sedimentación, ecualización, segregación y filtración), tratamiento fisicoquímico (coagulación/floculación química, intercambio iónico, adsorción, oxidación química con ozono, oxidación química con peróxido de hidrógeno) y tratamiento biológico (tratamiento aeróbico y tratamiento anaeróbico). Todas estas técnicas son útiles; sin embargo, muchos de estos contaminantes no podrían eliminarse fácilmente con las tecnologías existentes, lo que genera algunos productos de desecho secundarios que requieren un tratamiento adicional (Bello & Raman, 2018; Santhi *et al.*, 2015; Tian *et al.*, 2023).

Los procesos de oxidación avanzada (POA) generan el radical hidroxilo altamente reactivo ($\bullet\text{OH}$) para degradar una amplia gama de contaminantes orgánicos persistentes presentes en las aguas residuales, atacando a los contaminantes de forma rápida y no selectiva (Atalay & Ersöz, 2016; Dodoo-Arhin *et al.*, 2021; Tian *et al.*, 2023; Zhang *et al.*, 2020). El radical $\bullet\text{OH}$ y superóxido ($\bullet\text{O}^{2-}$) (ROR, radicales de oxidación rápida) son bien conocidos por su potencial de oxidación de 2.7 eV y 2.3 eV, respectivamente (Dodoo-Arhin *et al.*, 2021; González *et al.*, 2020; Kumar *et al.*, 2021; Munguti *et al.*, 2023; Tian *et al.*, 2023; Varadavenkatesan *et al.*, 2019).

En el caso de la degradación fotocatalítica, los pares electrón-hueco se generan absorbiendo energía del ancho de banda prohibida de una fuente externa, lo que conduce a reacciones redox efectivas con especies adsorbidas en la superficie de los fotocatalizadores (Hasan *et al.*, 2020; Kumar *et al.*, 2021; Varadavenkatesan *et al.*, 2019). La fotocatalisis de semiconductores heterogéneos se ha considerado uno de los métodos PAO prometedoros y rentables debido a su menor consumo de energía, condiciones más suaves, dispositivos simples, fácil operación y ausencia de contaminación secundaria (Varadavenkatesan *et al.*, 2019; Zhu *et al.*, 2020). Se están estudiando varios semiconductores de ancho de banda prohibida (TiO₂, WO₃, ZnO, etc.) para la fotodegradación de fármacos en fase acuosa bajo iluminación UV (Kaur *et al.*, 2018; Kumar *et al.*, 2021).

El dióxido de titanio es uno de los fotocatalizadores más conocidos por su intensa capacidad de oxidación, buena estabilidad, bajo costo y alta eficiencia en la degradación de la contaminación (Chandren & Rusli, 2022; Gandra *et al.*, 2024; Xiao *et al.*, 2024). Este óxido en forma de nanopolvos y películas delgadas puede ayudar a la reacción en una variedad de reactores químicos.

Cuando se irradia TiO₂ con los fotones, se crean pares electrón-hueco (e⁻/h⁺). El principio de fotocatalisis de TiO₂ se basa principalmente en la generación de radicales hidroxilos a través de los pares e⁻/h⁺ generados bajo irradiación de luz ultravioleta a temperatura y presión bajas (Anucha *et al.*, 2022; Badvi & Javanbakht, 2021; Kumar *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2020; Zhu *et al.*, 2020). El electrón y el hueco pueden interactuar con el O₂ y el H₂O adsorbidos en la superficie del fotocatalizador para generar •O₂⁻ y •OH, respectivamente, que pueden reducir y oxidar por completo los contaminantes orgánicos en sus respectivos productos finales (CO₂ y H₂O) (Chakravorty & Somnath, 2024; Chen *et al.*, 2017; El Nemr *et al.*, 2019; Varadavenkatesan *et al.*, 2019).

Como fotocatalizador, el TiO₂ es un material de ancho de banda prohibida amplia (3.2 eV para la anatasa, 3.0 eV para la fase de rutilo) y, por lo tanto, requiere luz ultravioleta para generar el par hueco-electrón. Esto limita su amplia aceptación en aplicaciones prácticas. Por lo tanto, para potenciar la actividad fotocatalítica del TiO₂, se utilizan métodos como el dopaje con diferentes tipos de elementos metálicos y no metálicos (Chakravorty & Somnath, 2024; Islam *et al.*, 2018; Kumar *et al.*, 2021).

Entre estos diversos iones metálicos, el Fe³⁺ es un elemento dopante exitoso en el que sus radios (0.64 Å) son similares a los del Ti⁴⁺ (0.68 Å), por lo que el Fe³⁺ reemplazará fácilmente al Ti⁴⁺ en la red cristalina del TiO₂. Como el nivel de energía de Fe²⁺/Fe³⁺ es cercano al de Ti³⁺/Ti⁴⁺, Fe³⁺ puede proporcionar una trampa poco profunda para los huecos y electrones fotogenerados en anatasa (González *et al.*, 2020; Seda & Hearne, 2004).

La iluminación de Fe³⁺ puede mejorar la separación de pares de electrones y huecos fotogenerados y la eficiencia cuántica. Los iones de Fe³⁺ pueden actuar como atrapadores de electrones y huecos para reducir la tasa de recombinación fotogenerada de huecos y electrones y mejorar la actividad fotocatalítica (Hemmati *et al.*, 2014).

La plata (Ag⁺) como dopante es utilizada para dar ciertas cualidades de desinfección. Diversos catalizadores de iones plata Ag⁺ actúan como bactericidas incluso sin radiación (Bruna *et al.*, 2021; Escobar-Alarcón & Solís-Casados, 2021; Nguyen *et al.*, 2022). Los iones de plata son altamente estables y una de sus principales características es que no reaccionan con el agua ni con el oxígeno para oxidarse (Bruna *et al.*, 2021; Mikhailova, 2020).

Titanio dopado con iones plata (Ag^+) genera una mayor cantidad de radicales oxidantes, debido a que interactúa con el TiO_2 , generando nuevos niveles de energía dentro del ancho de banda prohibido. De esta forma, más pares de electrón-hueco son fotogenerados por otros fotones de menor energía; es decir, el catalizador suele activarse por acción de la luz natural (Marimuthu *et al.*, 2020; Saravanan *et al.*, 2017).

Las nanopartículas de plata poseen propiedades físicas, químicas y biológicas superiores, lo que les permite encontrar aplicaciones en diversas industrias. También poseen propiedades antibacterianas y antifúngicas que facilitan sus aplicaciones en el tratamiento de aguas residuales (Saravanan *et al.*, 2017). Recientemente, se descubrió que las nanopartículas de plata con una gran área superficial tienen más reactividad hacia los compuestos químicos y son herramientas efectivas en el tratamiento de aguas residuales en un corto periodo de tiempo (Marimuthu *et al.*, 2020; Saravanan *et al.*, 2017).

Una manera de clasificar los reactores fotocatalíticos es de acuerdo con la disposición del catalizador. El catalizador puede emplearse de dos formas: en suspensión o inmovilizado, en este caso sobre superficies inertes como vidrio, cuarzo o cerámica. En cerámicas se ha visto que hay una mejor fijación de los materiales fotocatalíticos. Una de las principales ventajas de la utilización del catalizador soportado es que se evita la remoción de las partículas del catalizador después del tratamiento, lo que resulta ventajoso desde el punto de vista económico y práctico (Ahmad *et al.*, 2021; Mehrabadi *et al.*, 2017; Munnik *et al.*, 2015).

Se puede decir que los reactores fotocatalíticos rotativos (RFR) son un reactor del tipo discontinuo. Y una de las características más importantes es que se tiene un área de contacto muy grande en un área de tratamiento pequeña, ventajas que se tienen en los reactores biológicos de discos rotativos. Por otra parte, en los RFR se pueden tener limitaciones a la transferencia de masa. Por tanto, es necesario tener velocidades de rotación en las que se tengan regímenes de flujo turbulento, pero cuidando que no se creen condiciones en las que el catalizador es desprendido de la superficie (Ahmad *et al.*, 2021; Mosleh & Mehrorang, 2021); en otras palabras, se deben crear regímenes del tipo laminar con los que la película de agua formada sobre la superficie del disco cree las condiciones para evitar efectos difusivos y esfuerzos de corte fuertes que arrastren el catalizador de la superficie del disco.

En este sentido, se diseñó y construyó un fotorreactor tipo disco rotatorio que puede considerarse un novedoso sistema de fotorreacción particularmente conveniente para aplicaciones a gran escala y que constituye un buen ejemplo de sistema que utiliza un fotocatalizador inmovilizado.

Materiales y métodos

Características del fotorreactor de disco rotatorio

El fotorreactor de disco rotatorio es una modificación de un reactor biológico de disco rotatorio con unas dimensiones de 30 cm (ancho) x 60 cm (largo) x 25 cm (alto), a un reactor de tipo fotocatalítico que consta de cuatro etapas con un volumen de 3.7 litros cada una.

El reactor tiene una velocidad de rotor de 54 rpm, la cual se fijó después de diversos ensayos de diferentes trabajos de tesis. Se agregó una tapa de acero inoxidable con acabado espejo para cubrir el reactor y se adaptaron siete lámparas UV, tipo germicida de 8 W con una longitud de onda de 264 nm, distribuidas estratégicamente entre los discos para una mejor radiación, como se muestra en la Figura 1. El volumen de trabajo es de 12 litros.

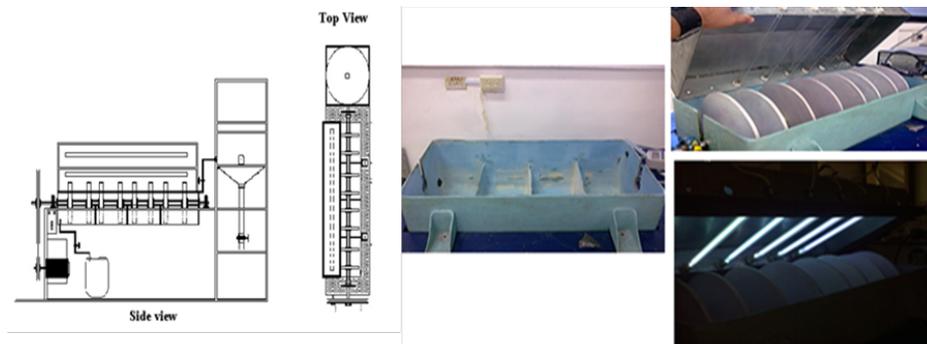


Figura 1. Características del fotorreactor de discos rotatorios (RFR).

Fuente: Elaboración propia

Síntesis y acoplamiento de catalizadores

Los discos de arcilla de 29 cm de diámetro y 0.8 cm de espesor se impregnaron con TiO₂ por impregnación húmeda, lo que consistió en preparar una solución con el catalizador TiO₂ Degussa e impregnar todos los discos en ambas caras. Posteriormente, se dejaron secar un poco al aire libre y después fueron metidos a una estufa para su secado a una temperatura de 65 °C durante 30 min, luego se calcinaron en una mufla con una rampa de temperatura de 380 °C, 460 °C y 550 °C durante 1 h cada una.

El dopaje de estos discos se realizó mediante la técnica de fotodeposición. En este método, la luz ultravioleta cataliza la reducción de las sales metálicas (Ag y Fe) a su estado metálico elemental (Ag⁰ y Fe⁰) antes de la calcinación. Esta estrategia fotoquímica ofrece una ruta más eficiente para la obtención de nanopartículas metálicas en comparación con otros métodos de síntesis (Montalvo-Romero *et al.*, 2018).

Para realizar el dopaje se prepararon soluciones con los reactivos FeCl₃ y Ag₄(SO)₃, se prepararon dos soluciones (una al 3% en peso otra al 5% en peso para cada metal) y se dejaron reaccionar por un tiempo de 5 h. Finalmente, los discos impregnados fueron calcinados a una temperatura de 550 °C. De manera similar, la calcinación es un proceso térmico en presencia de oxígeno o aire que se aplica comúnmente en la formación de fotocatalizadores para facilitar la transición de fase, la descomposición térmica o la eliminación de una fracción volátil. La calcinación, que es el proceso principal en la construcción del catalizador núcleo-corteza, siempre puede cambiar el tamaño promedio de los cristales, la interacción interfacial entre los soportes de metales nobles y los óxidos, y ejercer una influencia en la generación de vacantes de oxígeno (He *et al.*, 2015).

Caracterización de catalizadores

La caracterización de los catalizadores permite establecer sus propiedades estructurales. Se utilizaron las técnicas de XRD y SEM. Los análisis XRD se realizaron con un modelo Rigaku, SMART LAB (LINAN, San Luis Potosí, México), utilizando un tubo de cobre como fuente de rayos X y SEM en un microscopio electrónico de barrido de doble haz (FIB/SEM) FEI Helios Nanolab 600 del Laboratorio Nacional de Investigación en Nanociencias y Nanotecnología (LINAN, San Luis Potosí, México).

Pruebas de degradación

Las pruebas de degradación se realizaron con soluciones de paracetamol (marca Sigma-Aldrich) de 12 L por cada lote manejado, en concentraciones de 30 ppm, 40 ppm y 100 ppm, a temperatura ambiente y presión atmosférica. Se realizó una fotodegradación de 72 h, tomando muestras cada 7 h; la alícuota tomada fue de aproximadamente 5 ml utilizando una pipeta graduada. Luego de cada corrida de degradación, las muestras fueron analizadas mediante técnicas de caracterización UV-visible en un espectrómetro UV-Vis Carry 60, de la Universidad Autónoma del Carmen, Campeche, México.

Resultados

Caracterización de catalizadores

Difracción de rayos X

El espectro de difracción de rayos X que se muestra en la Figura 2 establece una comparación entre el difractograma característica del TiO₂ Degussa P25, compuesto por dos fases cristalinas, la fase anatasa y rutilo. Los principales picos se observan alrededor de los 25°, 38°, 48°, 54°, 55°, 63° 68° y 75°, los cuales representan la formación de anatasa, como lo reportaron Rui *et al.* (2014). Lo anterior significa que la fase dominante en estos materiales es la fase anatasa; adicionalmente, se identificó en menor medida la fase rutilo. Cada uno de los picos presentes en el difractograma representa las fases cristalinas del TiO₂ Degussa P25, el cual está compuesto por un 70% anatasa y un 30% rutilo.

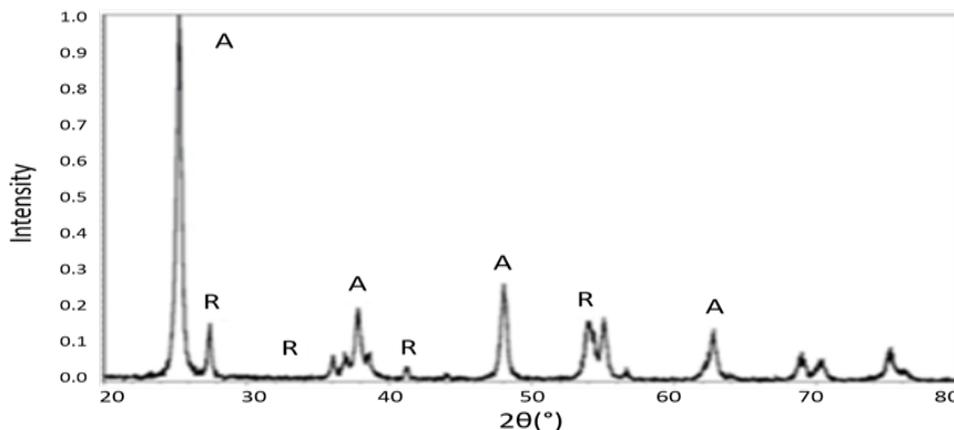


Figura 2. Difractograma de rayos X del catalizador de TiO₂ sin dopar (Degussa P25). A: Anatasa; R: Rutilo.
Fuente: Elaboración propia.

La Figura 3 muestra el Difractograma de rayos X de los sistemas dopados con nanopartículas de Ag⁺ por el método de fotodeposición, correspondientes a las muestras de Ag-TiO₂ 3% en peso y 5% en peso. Los resultados del difractograma de los materiales dopados son muy similares, no se observan los picos. Los picos característicos del TiO₂ se observan en sus fases anatasa y rutilo. Los resultados muestran la coexistencia de TiO₂ anatasa y plata en pequeños porcentajes.

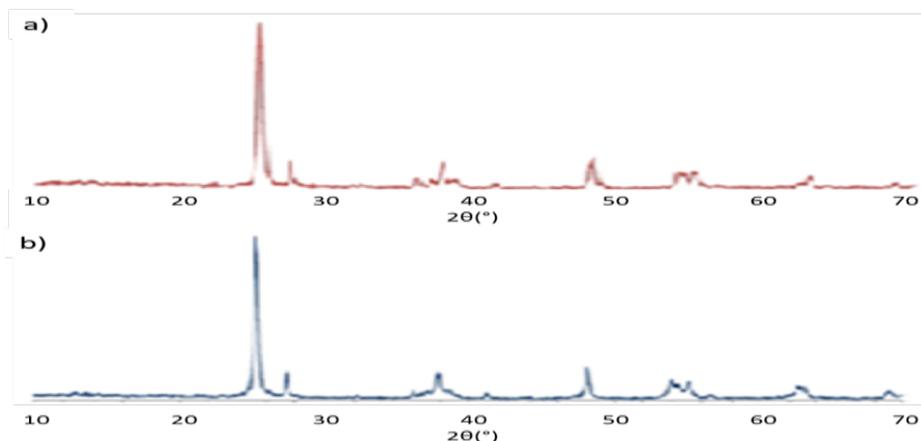


Figura 3. Difractograma de rayos X del catalizador Ag-TiO₂. a) Dopado con el 3% en peso y b) Dopado con el 5% en peso.
 Fuente: Elaboración propia.

El difractograma presentado en la Figura 4 corresponde al sistema Fe-TiO₂, 3% en peso y 5% en peso, respectivamente.

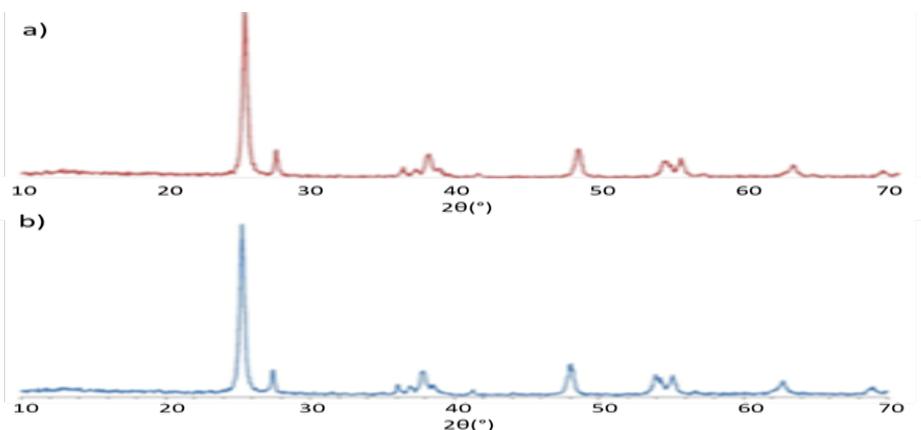


Figura 4. Difractograma de rayos X del catalizador Fe-TiO₂. a) Dopado con el 3% en peso y b) Dopado con el 5% en peso.
 Fuente: Elaboración propia.

Se observan picos característicos de TiO₂ en sus fases anatasa y rutilo y un ensanchamiento de los picos debido a la posible formación de fases de ilmenita (FeTiO₃) y pseudo brookita (Fe₂TiO₅). Para determinar la causa del ensanchamiento se debe realizar la síntesis sin lavar el catalizador, con esto se encontrará la presencia de los picos característicos de TiO₂ en la fase anatasa y rutilo: FeTiO₃ y Fe₂TiO₅.

Microscopia electrónica de barrido

Las micrografías muestran las imágenes del sistema Fe-TiO₂ a 3% en peso y 5% en peso; el SEM muestra principalmente aglomerados de TiO₂. En la Figura 5a y 5b se muestran pequeñas aglomeraciones brillantes que corresponden a nanopartículas de Fe depositadas en la superficie del catalizador.

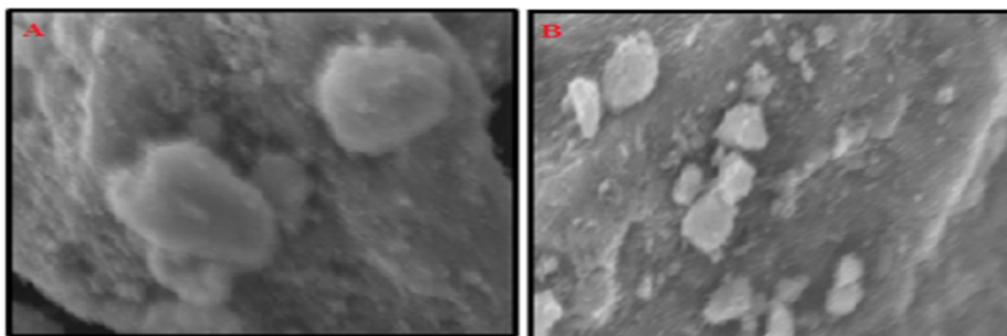


Figura 5. Imagen SEM de los catalizadores Fe-TiO₂. a) Dopado con el 3% en peso y b) Dopado con el 5% en peso.

Fuente: Elaboración propia.

Los microanálisis solo muestran la presencia de oxígeno, titanio -correspondiente al dióxido de titanio- y hierro elemental en cantidades que no superan el 6% en peso. Las Figuras 6a y 6b muestran aglomerados de partículas de TiO₂ y leves puntos de mayor brillo, correspondientes a plata metálica. Los microanálisis corroboran la presencia únicamente de oxígeno, titanio y plata. Al no observarse las partículas de Fe y Ag en los catalizadores de dopados con 3% en peso se decidió solo ocupar los catalizadores con un dopaje del 5% en peso para las fotodegradaciones.

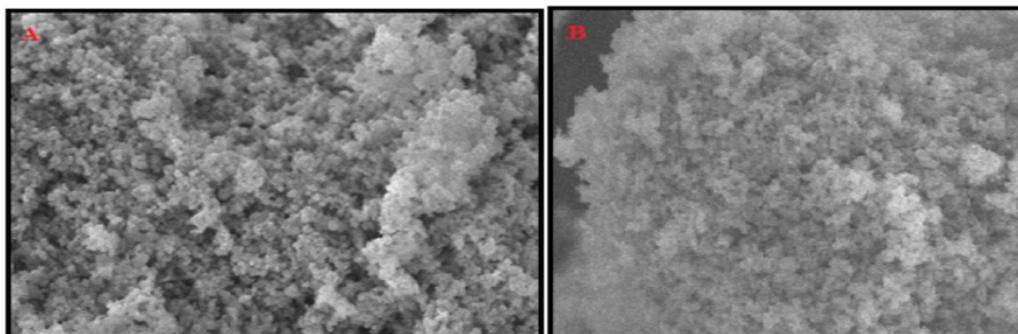


Figura 6. Imagen SEM de los catalizadores Ag-TiO₂. a) Dopado con el 3% en peso y b) Dopado con el 5% en peso.

Fuente: Elaboración propia.

Degradación de acetaminofén

A continuación, se muestran los espectros obtenidos del análisis en el espectrómetro UV-Vis de las muestras de degradación de paracetamol en el fotorreactor de disco rotatorio usando luz UV. En estos se observa la disminución del pico característico de paracetamol a lo largo del tiempo de reacción en el reactor.

La Figura 7 muestra los espectros de la degradación a una concentración de 40 ppm de paracetamol. La absorbancia máxima de la muestra que se observa es 2.264 unidades arbitrarias (u. a.), que corresponde a una longitud de onda de 242 nm en un tiempo inicial, la cual es característica de este compuesto (Basavaraju *et al.*, 2011). Se observa que, a partir del segundo espectro, la absorbancia disminuye considerablemente y, conforme el tiempo pasa, el pico que se encuentra a 242 nm va disminuyendo de intensidad.

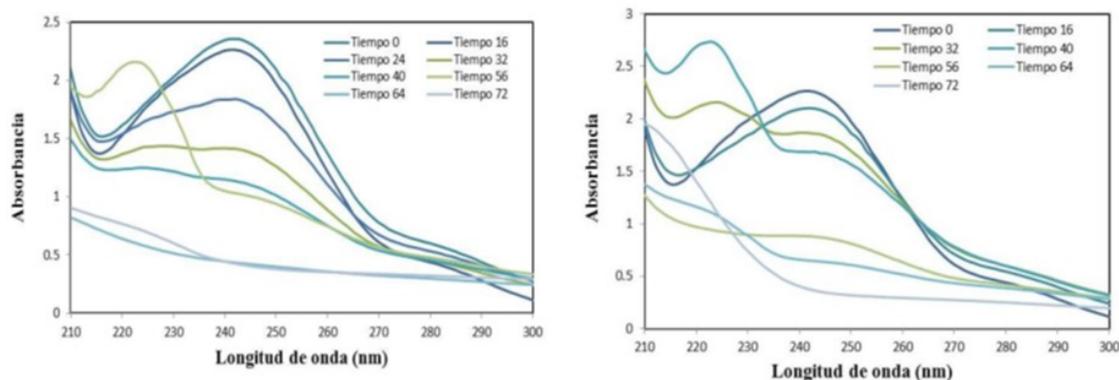


Figura 7. Espectro de UV-vis de paracetamol con una concentración de 40 ppm y catalizador TiO₂-Ag⁺ (Figura 7a) y espectro de UV-vis de paracetamol con una concentración de 40 ppm y catalizador TiO-Fe³⁺ (Figura 7b).
Fuente: Elaboración propia.

La Figura 7a muestra los gráficos de la degradación en presencia del catalizador Ag-TiO₂, y la Figura 7b muestra los espectros obtenidos de la fotodegradación de paracetamol en presencia del catalizador Fe-TiO₂ con un tiempo de reacción de 72 h.

Se observa en la figura que después de un tiempo de 56 h el pico característico del paracetamol es nulo, y a un tiempo de 72 h este pico ya no se encuentra, por lo que podemos decir que la molécula original se degradó, aunque se observa a un tiempo de 56 h un pico a una longitud de onda de 225 nm con una absorbancia apreciable que puede ser causada por la aparición de un compuesto intermediario. Sin embargo, este pico también desaparece después de 72 h de reacción, por lo que se puede decir que tanto el compuesto original como los compuestos intermediarios son degradados después de 72 h de reacción. El pico a 225 nm puede ser atribuido a la especie de p-aminofenol, lo cual se hace con base en los resultados presentados por Aguilar *et al.* (2011). En este trabajo se identificó esta especie en la degradación fotocatalítica del paracetamol, llevándose a cabo reacciones de degradación de p-aminofenol.

También, en la Figura 7b se observa que después de 32 h aparece un pico definido a 222 nm, con una absorbancia de 2.3 u. a.; después de 40 h este pico aumenta hasta 2.8 u. a.; a un tiempo de 56 h a esta longitud de hora disminuye drásticamente hasta una absorbancia de 0.9 u. a.; a un tiempo de 72 h ya no aparece dicho pico. Este comportamiento también ha sido reportado por diferentes estudios (Montalvo, 2009; Aguilar *et al.*, 2011).

La Figura 8 representa la comparación de la concentración con respecto al tiempo, en la cual se observa cómo el componente disminuye su concentración, pero no logra una degradación completa del compuesto orgánico persistente, y al mismo tiempo se observa una comparación de la degradación de paracetamol utilizando catalizadores de TiO₂/Ag⁺ y TiO₂/Fe³⁺ a 100 ppm expuestas a luz UV, representados de color azul y verde, respectivamente. Como se puede observar en la figura, el TiO₂/Ag⁺ muestra una mayor degradación del paracetamol durante el intervalo de 0 a 72 horas, mientras que el TiO₂/Fe³⁺ muestra una menor degradación en el mismo intervalo.

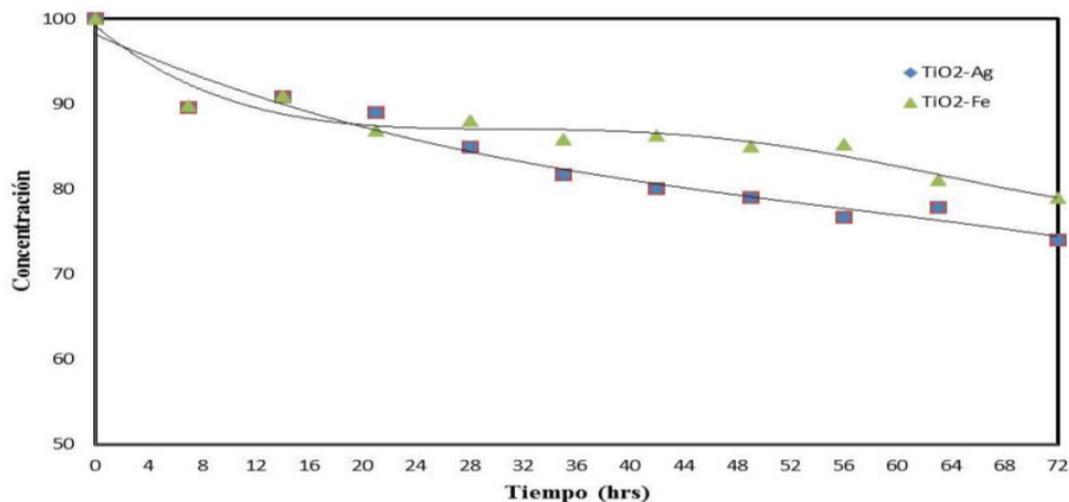


Figura 8. Gráfica comparativa de las curvas de degradación de paracetamol con catalizadores de TiO₂-Ag⁺ y TiO₂-Fe³⁺, que muestra la degradación de esta con respecto al tiempo (luz UV, 100 ppm).

Fuente: Elaboración propia.

Efecto Raman

El efecto Raman es una dispersión inelástica de un fotón, es decir que cuando a un material se le aplica una luz monocromática el material absorbe una parte de la luz y otra la devuelve, de manera que se tiene una dispersión elástica o Rayleigh y una inelástica o el efecto Raman. Esta última dispersión experimenta ligeros cambios de frecuencia que son característicos del material analizado e independiente de la frecuencia de la luz incidente. Es por este hecho, por las diferentes frecuencias que están asociadas a cada molécula en particular, que podemos identificar materiales y distinguirlos con la espectroscopia Raman. Así, la espectroscopia de Raman es una técnica fotónica capaz de determinar en un tiempo muy breve la información molecular de materiales, ya sean orgánicos o inorgánicos, permitiendo así su identificación.

En la Figura 9 podemos observar que tenemos muchas bandas Raman hasta 1150 cm⁻¹, también a partir de 1350 cm⁻¹ y hasta 1800 cm⁻¹, aproximadamente. Los picos más altos son 1323.66 cm⁻¹, 1391.66 cm⁻¹, 1465.8 cm⁻¹, 1529.05 cm⁻¹, 1598.28 cm⁻¹ y 1683.58 cm⁻¹ los cuales son característicos del paracetamol en un T = 0. En otras palabras, es el espectro Raman del paracetamol sin degradar (Fateixa et al., 2023).

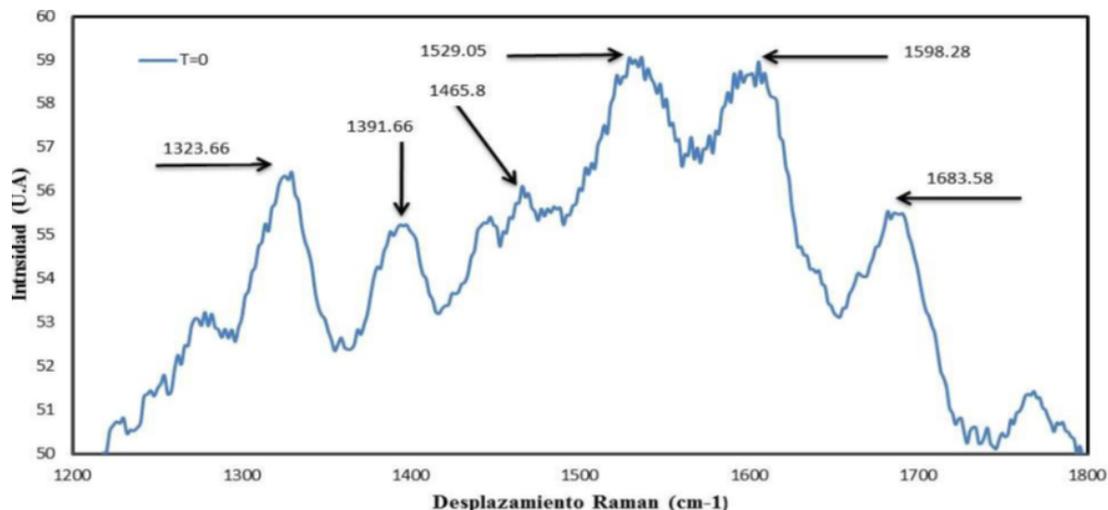


Figura 9. Espectroscopia Raman del paracetamol con una concentración de 40 ppm a tiempo de 0 horas.
Fuente: Elaboración propia.

En la Figura 10b podemos ver con más detalle estos picos mencionados. Las bandas Raman que van de 990 cm^{-1} a 1100 cm^{-1} corresponden al anillo aromático. Las bandas Raman que van de 1450 cm^{-1} a 1550 cm^{-1} con intensidad moderada corresponden a los enlaces C=C del anillo aromático. Las bandas correspondientes a una intensidad Raman que van de 1550 cm^{-1} a 1610 cm^{-1} corresponden a un enlace C-N. Estas bandas Raman corresponden a las bandas de mayor intensidad mostradas para el espectro Raman del paracetamol.

La Figura 10a muestra las lecturas de degradación del paracetamol con dosis de luz UV durante un tiempo de 68 h a una concentración de 40 ppm utilizando TiO₂-Fe³⁺. Se observa cómo el paracetamol se va degradando con respecto al tiempo.

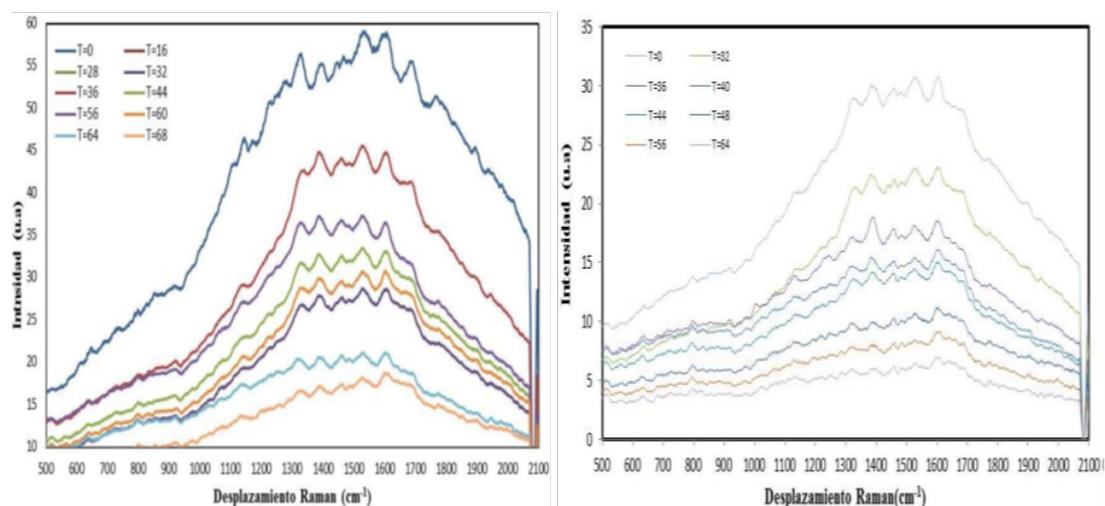


Figura 10. Lectura de Espectroscopia Raman del paracetamol con una concentración de 40 ppm utilizando TiO₂-Fe de 30 ppm utilizando TiO₂-Ag.
Fuente: Elaboración propia.

La Figura 10b muestra las lecturas de degradación del paracetamol con dosis de luz UV durante un tiempo de 64 h a una concentración de 30 ppm utilizando TiO₂-Ag⁺. Se observa cómo el paracetamol se va degradando con respecto al tiempo.

Obtención de parámetros cinéticos

Diversos estudios muestran que el primer paso de la degradación fotocatalítica de compuestos orgánicos siguen una cinética de primer orden o de orden cero. Los resultados muestran claramente que la velocidad de reacción depende fundamentalmente de la concentración del reactivo, por lo que se puede decir que sigue una cinética de primer orden o similar a la de primer orden, como se muestra en la ecuación 1:

$$-ra = \frac{dCa}{dt} = KCa(1)$$

donde $-ra$ = Velocidad de reacción del componente a , Ca = Concentración del componente a , T = tiempo de reacción y K = Constante de reacción.

Al integrar la ecuación de velocidad se obtiene la siguiente función (ecuación 2):

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -K * t \quad (2)$$

que equivale a:

$$C = C_0 - K * t \quad (3)$$

Luego se grafica el logaritmo de la concentración normalizada [$\ln(C/C_0)$] contra tiempo de reacción en la Figura 11. Los valores de la constante de reacción aparente se obtuvieron mediante regresión lineal y son presentados en la Tabla 1.

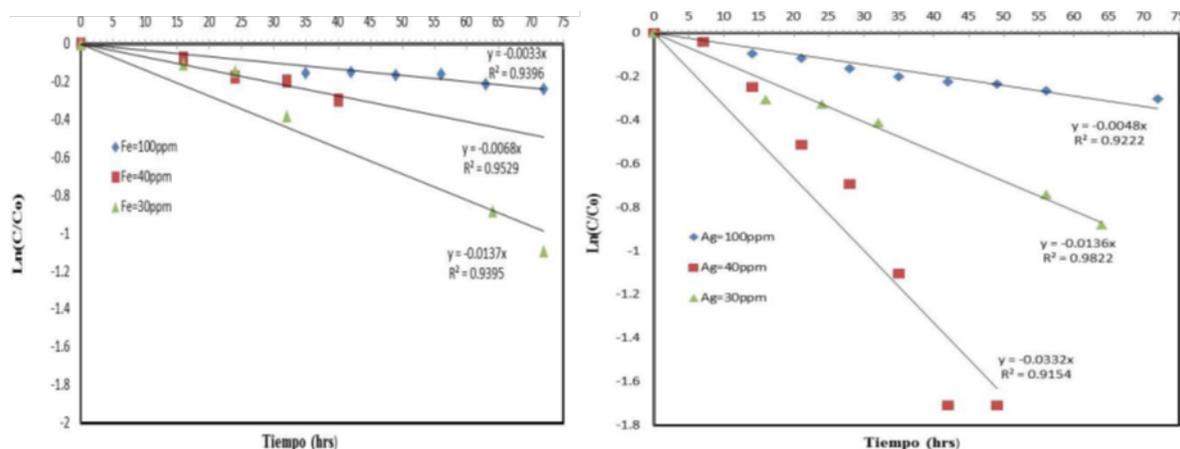


Figura 11. Cinética de la reacción del paracetamol utilizando a) TiO₂-Fe³⁺ y b) TiO₂-Ag⁺, para las diferentes concentraciones manejadas (30 ppm, 40 ppm y 100 ppm).

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla 1 muestra que dichas constantes aparentes aumentan conforme la concentración aumenta. La Figura 11b muestra que la degradación fotocatalítica del paracetamol sigue una cinética de pseudo primer orden, ya que la velocidad de reacción es menor conforme se incrementa la concentración.

La cinética de reacción que precede en estos resultados de investigación corresponde al modelo de Langmuir-Hinshelwood (L-H), evaluados con los catalizadores TiO₂-Ag y TiO₂-Fe usados en la degradación del paracetamol.

En la tabla siguiente (Tabla 1) se puede observar la cinética en cada una de las distintas concentraciones en las cuales mostraron mejores resultados durante su evaluación en los compuestos a degradar.

Tabla 1. Datos cinéticos de la degradación del paracetamol.

Conc. (ppm)	K (h ⁻¹)	R ²	Ra(ppm/h)	C _a /R _a	C _a
TiO₂-Fe					
30	0.0137	0.9395	0.411	72.9927007	30
40	0.0068	0.9529	0.272	147.058824	40
100	0.0033	0.9396	0.33	303.030303	100
TiO₂-Ag					
30	0.0136	0.9822	0.408	30.1204819	30
40	0.0332	0.9154	1.328	73.529412	40
100	0.0048	0.9222	0.48	208.333333	100

Fuente: Elaboración propia.

En los gráficos siguientes de la degradación del paracetamol (Figura 12) se puede apreciar que la cinética de reacción es de orden 0, dopado con el ion metálico Fe³⁺.

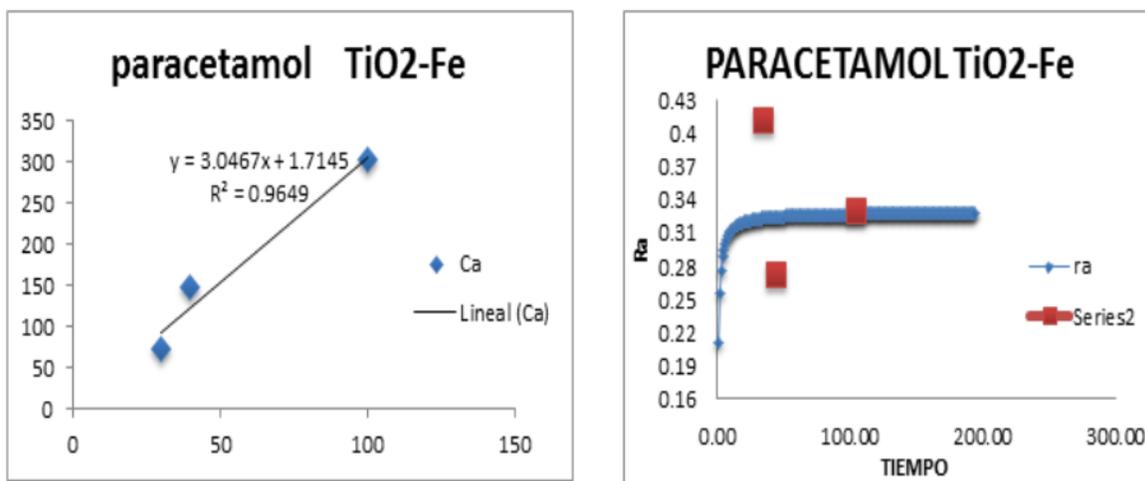


Figura 12. Gráfica representativa donde se aprecia la tenencia de la cinética de reacción de primer orden en la degradación del compuesto paracetamol con TiO₂-Fe³⁺: a) 1/ra vs. ca y b) ra vs. tiempo del modelo L-H.

Fuente: Elaboración propia.

A continuación, se muestran las gráficas de la cinética de reacción en la cual se observa que obedece a la cinética de primer orden, dopado con el ion Ag⁺ (Figura 13).

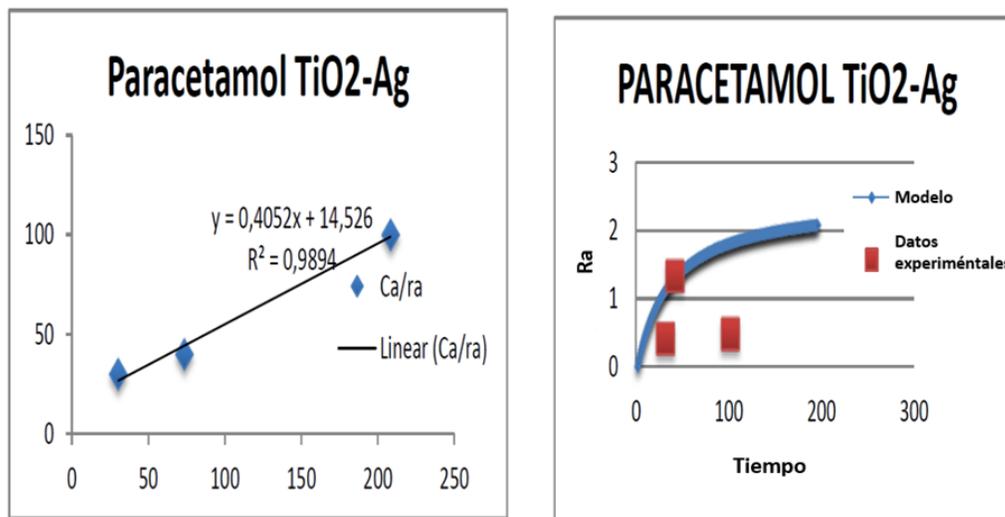


Figura 13. Gráfica representativa donde se aprecia la tenencia de la cinética de reacción de primer orden en la degradación del compuesto paracetamol con TiO₂-Ag: a) 1/ra vs. ca y b) ra vs. tiempo del modelo L-H.

Fuente: Elaboración propia.

Discusión

Los resultados de la caracterización confirman el dopaje exitoso del catalizador con plata y hierro, como se evidencia mediante los análisis de rayos X y microscopia electrónica de barrido. Se identificaron las fases cristalinas de anatasa y rutilo en ambos catalizadores de TiO₂.

En cuanto a la degradación del paracetamol, el catalizador dopado con plata mostró una mayor eficiencia, logrando una degradación casi total del fármaco a las 72 h a una concentración de 40 ppm (Kanchanatip *et al.*, 2023). En contraste, el catalizador dopado con hierro presentó formación de intermediarios en las mismas condiciones. Los estudios de UV-vis y Raman corroboran estos resultados.

Los análisis cinéticos revelaron un comportamiento de pseudo primer orden para el catalizador de plata, mientras que el de hierro exhibió una cinética de orden cero. Esta diferencia de comportamiento podría atribuirse a una mayor estabilidad y mejor fijación del ion plata en la superficie del TiO₂, lo que le confiere una menor propensión a la corrosión.

Por otro lado, el ion hierro, al ser menos estable frente a la corrosión, tiende a oxidarse en condiciones normales, lo que resulta en una menor disponibilidad de iones hierro en la superficie para la formación del par electrón-hueco. Y, además, se ha reportado en la literatura que el dopaje con iones hierro no es tan efectivo con la luz UV (Hemmati *et al.*, 2014), lo que podría explicar la menor eficiencia del catalizador de hierro en la reacción de fotooxidación y la consecuente menor formación de radicales hidroxilo.

Estos resultados, respaldados por el ajuste de modelos cinéticos, sugieren que el dopaje con plata es más adecuado para la degradación eficiente del paracetamol.

Conclusiones

Los análisis de XRD y SEM revelaron un dopaje adecuado de los catalizadores, lo que confirma la eficacia de la técnica de fotodeposición empleada. En las pruebas de fotodegradación de paracetamol, con un tiempo de residencia de 72 h, el catalizador Ag-TiO₂ demostró una eficiencia de remoción del 70%. En contraste, el catalizador Fe-TiO₂ mostró eficiencias por debajo del 50% bajo las mismas condiciones. La mayor actividad fotocatalítica de la Ag-TiO₂ puede explicarse por un acoplamiento más efectivo entre la plata y el TiO₂, lo que favorece una mejor separación de los pares electrón-hueco, disminuye la recombinación y, en consecuencia, incrementa la difusión de cargas a la superficie del catalizador.

Agradecimientos

Al Laboratorio Nacional de Investigación en Nanociencias y Nanotecnología (LINAN, San Luis Potosí, México), por el uso de sus equipos, y al Dr. Aarón Flores Gil, del Campus III de UNACAR, por las facilidades de uso del equipo Raman.

Conflictos de interés

No existe ningún conflicto de interés.

Referencias

- Ahmad, M., Rehman, W., Khan, M. M., Qureshi, M. T., Gul, A., Haq, S., Ullah, R., Rab, A., & Mena, F. (2021). Phytogetic fabrication of ZnO and gold decorated ZnO nanoparticles for photocatalytic degradation of Rhodamine B. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1), 104725. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104725>
- Aguilar, C. A., Montalvo, C., Ceron, J. G., & Moctezuma, E. (2011). Photocatalytic Degradation of Acetaminophen. *International Journal of Environmental Research*, 5(4), 1071–1078. <https://doi.org/10.22059/IJER.2011.465>
- Anucha, C. B., Altin, I., Bacaksiz, E., & Stathopoulos, V. N. (2022). Titanium dioxide (TiO₂)-based photocatalyst materials activity enhancement for contaminants of emerging concern (CECs) degradation: In the light of modification strategies. *Chemical Engineering Journal Advances*, 10, 100262. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.100262>
- Atalay, S., & Ersöz, G. (2016). *Novel catalysts in advanced oxidation of organic pollutants*. Springer International Publishing. <https://www.springer.com/book/10.1007/978-3-319-28950-2>
- Badvi, K., & Javanbakht, V. (2021). Enhanced photocatalytic degradation of dye contaminants with TiO₂ immobilized on ZSM-5 zeolite modified with nickel nanoparticles. *Journal of Cleaner Production*, 280(2), 124518. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124518>
- Basavaraju, M., Mahamood, S., Vittal, H., & Shrihari, S. (2011). A novel catalytic route to degrade paracetamol by Fenton process. *International Journal of Research in Chemistry and Environment*, 1(1), 157-164. https://www.researchgate.net/publication/256892237_A_novel_catalytic_route_to_degrade_paracetamol_by_Fenton_process
- Bello, M. M., & Raman, A. A. A. (2018). Adsorption and oxidation techniques to remove organic pollutants from water. En G. Crini & E. Lichtfouse (eds.), *Green adsorbents for pollutant removal. Environmental chemistry for a sustainable world* (pp. 249-300). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-92111-2_8
- Bruna, T., Maldonado-Bravo, F., Jara, P., & Caro, N. (2021). Silver nanoparticles and their antibacterial applications. *International Journal of Molecular Science*, 22(13), 7202. <https://doi.org/10.3390/ijms22137202>
- Careghini, A., Mastorgio, A. F., Saponaro, S., & Sezenna, E. (2015). Bisphenol A, nonylphenols, benzophenones, and benzotriazoles in soils, groundwater, surface water, sediments, and food: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22, 5711-5741. <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11356-014-3974-5>

- Castilla-Caballero, D., Machuca-Martínez, F., Bustillo-Lecompte, C., & Colina-Márquez, J. (2018). Photocatalytic degradation of commercial acetaminophen: evaluation, modeling, and scaling-up of photoreactors. *Catalysts*, 8(5), 179. <https://doi.org/10.3390/catal8050179>
- Castro-Pastrana, L. I., Cerro-López, M., Toledo-Wall, M. L., Gómez-Oliván, L. M., & Saldivar-Santiago, M. D. (2021). Análisis de fármacos en aguas residuales de tres hospitales de la ciudad de Puebla, México. *Ingeniería del Agua*, 25(1), 59–73. <https://doi.org/10.4995/ia.2021.13660>
- Chakravorty, A., & Somnath, R. (2024). A review of photocatalysis, basic principles, processes, and materials. *Sustainable Chemistry for the Environment*, 8, 100155. <https://doi.org/10.1016/j.scenv.2024.100155>
- Chandren, S., & Rusli, R. (2022). Biosynthesis of TiO₂ nanoparticles and their application as catalyst in biodiesel production. En M. Srivastava, M. A. Malik & P. K. Mishra (eds.), *Green Nano Solution for Bioenergy Production Enhancement* (pp. 127-168). Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-16-9356-4_6
- Chen, X., Wu, Z., Liu, D., & Gao, Z. (2017). Preparation of ZnO photocatalyst for the efficient and rapid photocatalytic degradation of azo dyes. *Nanoscale Research Letters*, 12(143). <https://doi.org/10.1186/s11671-017-1904-4>
- Dodoo-Arhin, D., Asiedu, T., Agyei-Tuffour, B., Nyankson, E., Obada, D., & Mwabora, J. M. (2021). Photocatalytic degradation of Rhodamine dyes using zinc oxide nanoparticles. *Materials Today: Proceedings*, 38, 809-815. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.04.597>
- El Nemr, A., Helmy, E. T., Gomaa, E. A., Eldafrawy, S., & Mousa, M. (2019). Photocatalytic and biological activities of undoped and doped TiO₂ prepared by green method for water treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(5), 103385. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103385>
- Escobar-Alarcón, L., & Solís-Casados, D. A. (2021). Desarrollo de fotocatalizadores basados en TiO₂ en forma de película delgada para la degradación de moléculas orgánicas en solución acuosa. *Mundo Nano. Revista Interdisciplinaria en Nanociencias y Nanotecnología*, 14(26), 1-23. <https://doi.org/10.22201/ceiich.24485691e.2021.26.69646>
- Fateixa, S., Mulandez, O., Nogueira, H. I. S., & Trindade, T. (2023). Raman imaging studies on the stability of Paracetamol tablets under different storage conditions. *Vibrational Spectroscopy*, 124, 103488. <https://doi.org/10.1016/j.vibspec.2022.103488>
- Gandra, U. R., Reddy, P. S., Salam, A., Gajagouni, S. P., Alfantazi, A., & Mohideen, M. I. H. (2024). TiO₂ supported palladium-bipyridyl complex as an efficient catalyst for Suzuki-Miyaura reaction in aqueous-ethanol. *Scientific Report*, 14, 7323. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-57534-9>
- González, L. A., Chino, M. R., May, M., Iuga, C., & Martínez, S. A. (2020). Degradación fotocatalítica del paracetamol utilizando diferentes fotocatalizadores del TiO₂ dopados con grafeno y plata. *Revista Tendencias en Docencia e Investigación en Química*, 6(6), 388-394. <https://hdl.handle.net/11191/7740>
- Hasan, A. K. M. M., Dey, S. C., Rahman, M. M., Zakaria, A. M., Sarker, M., Ashaduzzaman, M. D., & Shamsuddin, S. M. D. (2020). A kaolinite/TiO₂/ZnO-based novel ternary composite for photocatalytic degradation of anionic azo dyes. *Bulletin of Materials Science*, 43(27). <https://doi.org/10.1007/s12034-019-1964-4>
- He, B., Zhao, Q., Zeng, Z., Wang, X., & Han, S. (2015). Effect of hydrothermal reaction time and calcination temperature on properties of Au@CeO₂ core-shell catalyst for CO oxidation at low temperature. *Journal of Materials Science*, 50, 6339–6348. <https://doi.org/10.1007/s10853-015-9181-z>
- Hemmati, S., Nasser, S., Mahvi, A. H., Nabizadeh, R., & Javadi, A. H. (2014). Investigation of photocatalytic degradation of phenol by Fe(III)-doped TiO₂ and TiO₂ nanoparticles. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 12(101). <https://doi.org/10.1186/2052-336X-12-101>
- Hmoudah, M., Paparo, R., Chianese, C., El-Qanni, A., Salmi, T., Tesser, R., Russo, V., & Di Serio, M. (2025). Ibuprofen photodegradation promoted by ZnO and TiO₂-P25 nanoparticles: a comprehensive kinetic, reaction mechanisms, and thermodynamic investigation. *Journal of Water Process Engineering*, 69, 106598. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106598>
- Islam, T., Jing, H., Yang, T., Zubia, E., Goos, A. G., Bernal, R. A., Botez, C. E., Narayan, M., Chan, C. K., & Noveron, J. C. (2018). Fullerene stabilized gold nanoparticle supported on titanium dioxide for enhanced photocatalytic degradation of methyl orange and catalytic reduction of 4-nitrophenol. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(4), 3827-3836. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.05.032>

- Kanchanati, E., Kiattisaksiri, P., & Neramittagapong, A. (2023). Photocatalytic treatment of real liquid effluent from hydrothermal carbonization of agricultural waste using metal doped TiO₂/UV system. *Journal of Environmental Science and Health*, 58(3), 246-255. <https://doi.org/10.1080/10934529.2023.2184156>
- Kaur, A., Gupta, G., Ibadon, A. O., Salunke, D. B., Sinha, A. S. K., & Kansal, S. K. (2018). A Facile synthesis of silver modified ZnO nanoplates for efficient removal of ofloxacin drug in aqueous phase under solar irradiation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(3), 3621-3630. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.05.032>
- Koe, W. S., Lee, J. W., Chong, W. C., Pang, Y. L., & Sim, L. C. (2020). An overview of photocatalytic degradation: photocatalysts, mechanisms, and development of photocatalytic membrane. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 2522-2565. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-07193-5>
- Kumar, S., Sharma, S. K., Kaushik, R. D., & Purohit, L. P. (2021). Chalcogen-doped zinc oxide nanoparticles for photocatalytic degradation of Rhodamine B under the irradiation of ultraviolet light. *Materials Today Chemistry*, 20, 100464. <https://doi.org/10.1016/j.mtchem.2021.100464>
- Marimuthu, S., Antonisamy, A. J., Malayandi, S., Rajendran, K., Tsai, P., Pugazhendhi, A., & Ponnusamy, V. K. (2020). Silver nanoparticles in dye effluent treatment: a review on synthesis, treatment methods, mechanisms, photocatalytic degradation, toxic effects and mitigation of toxicity. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 205, 111823. <https://doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2020.111823>
- Mehrabadi, B. A. T., Eskandari, S., Khan, U., White, R. D., & Regalbutto, J. R. (2017). Chapter One - A review of preparation methods for supported metal catalysts. En C. Song (ed.), *Advances in catalysis* (pp. 1-35). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/bs.acat.2017.10.001>
- Mikhailova, E. O. (2020). Silver nanoparticles: mechanism of action and probable bio-application. *Journal of Functional Biomaterials*, 11(4), 84. <https://doi.org/10.3390/jfb11040084>
- Montalvo-Romero, C. (2009). Degradación fotocatalítica de compuestos que aportan olor al agua potable y residual [Tesis doctoral]. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Montalvo-Romero, C., Aguilar-Ucán, C., Alcocer-De la hoz, R., Ramirez-Elias, M., & Cordova-Quiroz, V. (2018). A semi-pilot photocatalytic rotating reactor (RFR) with supported TiO₂/Ag catalysts for water treatment. *Molecules*, 23(1), 224. <https://doi.org/10.3390/molecules23010224>
- Mosleh, S., & Mehrorang, G. (2021). Chapter 13 - Photocatalytic reactors: technological status, opportunities, and challenges for development and industrial upscaling. En M. Ghaedi (ed.), *Interface science and technology* (pp. 761-790). Elsevier.
- Munguti, L. K., Dejene, F. B., & Muthee, D. K. (2023). Zeolite Na-A supported TiO₂: effects of TiO₂ loading on structural, optical and adsorption properties. *Materials Science and Engineering: B*, 289, 116281. <https://doi.org/10.1016/j.mseb.2023.116281>
- Munnik, P., de Jongh, P. E., & de Jong, K. P. (2015). Recent developments in the synthesis of supported catalysts. *Chemical Reviews*, 115(14), 6687-6718. <https://doi.org/10.1021/cr500486u>
- Nguyen, T. H., Hoang, N. H., Tran, C. V., Nguyen, P. T. M., Dang, T., Chung, W. J., Chang, S. W., Nguyen, D. D., Kumar, P. S., & La, D. D. (2022). Green synthesis of a photocatalyst Ag/TiO₂ nanocomposite using *Cleistocalyx operculatus* leaf extract for degradation of organic dyes. *Chemosphere*, 306, 135474. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135474>
- Olama, N., Dehghani, M., & Malakootian, M. (2018). The removal of amoxicillin from aquatic solutions using the TiO₂/UV-C nanophotocatalytic method doped with trivalent iron. *Applied Water Science*, 8(97). <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0733-7>
- Quintero-González, C. A., Martínez, J., Calva-Yáñez, J. C., & Oropeza-Guzmán, M. T. (2025). Physicochemical wastewater treatment improvement by hydrodynamic cavitation nanobubbles. *Journal of Water Process Engineering*, 69, 106581. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106581>
- Rui, Z., Wu, S., Peng, C., & Ji, H. (2014). Comparison of TiO₂ Degussa P25 with anatase and rutile crystalline phases for methane combustion. *Chemical Engineering Journal*, 243, 254-264. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.01.010>
- Santhi, K., Manikandan, P., Rani, C., & Karuppachamy, S. (2015). Synthesis of nanocrystalline titanium dioxide for photodegradation treatment of remazol brown dye. *Applied Nanoscience*, 5, 373-378. <https://doi.org/10.1007/s13204-014-0327-0>

- Saravanan, C., Rajesh, R., Kaviarasan, T., Muthukumar, K., Kavitate, D., & Shetty, P. H. (2017). Synthesis of silver nanoparticles using bacterial exopolysaccharide and its application for degradation of azo-dyes. *Biotechnology Reports*, 15, 33-40. <https://doi.org/10.1016/j.btre.2017.02.006>
- Seda, T., & Hearne, G. R. (2004). Pressure induced $\text{Fe}^{2+}+\text{Ti}^{4+} \rightarrow \text{Fe}^{3+}+\text{Ti}^{3+}$ intervalence charge transfer and the $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ ratio in natural ilmenite (FeTiO_3) minerals. *Journal of Physics: Condensed Matter*, 16, 2707. <https://doi.org/10.1088/0953-8984/16/15/021>
- Snik, A., Larzek, M., & El Bouari, A. (2025). Innovative aqueous-phase synthesized graphene nanocomposites with nano-zerovalent copper for efficient industrial wastewater treatment. *Journal of Water Process Engineering*, 69, 106605. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.106605>
- Tian, J., Zhang, Y., Qian, F., Cao, M., Cheng, Y., Li, J., Tian, M., Li, W., & Wang, L. (2023). The design of novel swash plate photocatalytic reactor with PAN/BiInOCl membrane photocatalyst for excellent RhB degradation. *Journal of Alloys and Compounds*, 968, 171894. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2023.171894>
- Varadavenkatesan, T., Lyubchik, E., Pai, S., Pugazhendhi, A., Vinayagam, R., & Selvaraj, R. (2019). Photocatalytic degradation of Rhodamine B by zinc oxide nanoparticles synthesized using the leaf extract of *Cyanometra ramiflora*. *Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology*, 199, 111621. <https://doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2019.111621>
- Xiao, J., Zhou, L., Jin, D., Zhou, H., Liu, D., & Zheng, B. (2024). Preparation of the Au/TiO₂ catalyst for the oxidation of 2-Phenylethyl alcohol using a cacumen platycladi extract as a reducing agent. *Petroleum Chemistry*, 64, 322-329. <https://doi.org/10.1134/S0965544124030125>
- Zhang, Y., Jiang, W., Ren, Y., Wang, B., Liu, Y., Hua, Q., & Tang, J. (2020). Efficient photocatalytic degradation of 2-chloro-4,6-dinitroresorcinol in salty industrial wastewater using glass-supported TiO₂. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 37(3), 536-545. <https://doi.org/10.1007/s11814-019-0448-y>
- Zhu, C., Yue, H., Jia, J., & Rueping, M. (2020). Recent advances in nickel-catalyzed C-heteroatom cross-coupling reactions under mild conditions via facilitated reductive elimination. *Angewandte Chemie International Edition*, 60(33), 17810-17831. <https://doi.org/10.1002/anie.202013852>