



BENEMÉRITA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE PUEBLA

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS

CENTRO DE QUÍMICA-INSTITUTO DE CIENCIAS

POSGRADO EN CIENCIAS QUÍMICAS

**“Preparación de nanofibras de óxidos metálicos de TiO_2
nanoestructurados a partir de una base polimérica con aplicaciones
ambientales”**

TESIS PRESENTADA PARA OBTENER EL GRADO DE:

**MAESTRÍA EN CIENCIAS QUÍMICAS
EN EL ÁREA DE FISCOQUÍMICA**

PRESENTA:

QUÍMICO ADRIAN GUSTAVO BADILLO MORALES

DIRECTOR DE TESIS

Dr. Jorge Raúl Cerna Cortez

CO-DIRECTORA DE TESIS

Dra. Laura Morales Lara

MARZO 2026



BUAP

Oficio No. PCQ/020/2026

Mtro. Alfredo Avendaño Arenaza
Director General de Bibliotecas
Benemérita Universidad Autónoma de Puebla
Presente

A través de este medio me dirijo a usted para informarle que la tesis con título **Preparación de nanofibras de óxidos metálicos de TiO_2 nanoestructurados a partir de una base polimérica con aplicaciones ambientales**, ha sido avalada bajo los preceptos de integridad académica; por tanto, se autoriza la impresión de tesis del alumno:

Nombre del alumno: **Adrián Gustavo Badillo Morales**

Matrícula: **224470026**

Facultad: **Facultad de Ciencias Químicas – Instituto de Ciencias**

Programa Educativo: **Maestría en Ciencias Químicas**

Licenciatura o Posgrado: **Posgrado**

Sin más por el momento, agradezco la atención al presente.

ATENTAMENTE

“Pensar bien, para vivir mejor”

H. Puebla de Z., a 29 de enero de 2026


D.C. Juan Manuel Solano Altamirano
Secretario Académico




D.C. Jorge Raúl Cerna Cortez
Director de Tesis


D.C. Laura Morales Lara
Codirectora de Tesis



BUAP

A QUIEN CORRESPONDA:

Por este conducto la Comisión Revisora formada por el D.C. Jesús Guillermo Soriano Moro, D.C. Rocío Pérez y Terrón, D.C. Gerardo Enrique Córdova Pérez y la D.C. Sandra Leticia Castillejos Mosqueda, informan haber leído y aprobado, la tesis denominada **“Preparación de nanofibras de óxidos metálicos de TiO₂ nanoestructurados a partir de una base polimérica con aplicaciones ambientales”**, que presenta el alumno **Adrián Gustavo Badillo Morales** (224470026), para obtener el grado de Maestro en Ciencias Químicas.

Se extiende la presente a los veintinueve días del mes de enero del año dos mil veintiséis.

ATENTAMENTE

D.C. Jesús Guillermo Soriano Moro

D.C. Rocío Pérez y Terrón

D.C. Gerardo Enrique Córdova Pérez

D.C. Sandra Leticia Castillejos Mosqueda

AGRADECIMIENTOS

Gracias a la **Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación** (SECIHTI) por la beca otorgada para realizar mis estudios de maestría (**Registro CVU: 1288781**).

Agradezco profundamente al Dr. Jorge Raúl Cerna Cortez por su valiosa dirección académica, llena de sabiduría y estímulo, ha sido fundamental para dar forma a esta investigación y a mi crecimiento como investigador e impulsarme a ser mejor persona en todos los ámbitos de la vida. Gracias por enseñarme que la ciencia no solo se queda en el laboratorio y en papel, sino que puede expandirse en la sociedad mediante la innovación y el emprendimiento como herramienta para resolver las problemáticas actuales de la sociedad.

A la Dra. Laura Morales Lara por apoyarme y orientarme en la elaboración de este trabajo de investigación.

A mis sinodales: el Dr. Guillermo Soriano Moro, la Dra. Rocío Pérez y Terrón, el Dr. Gerardo Enrique Córdova Pérez y la Dra. Sandra Leticia Castillejos Mosqueda por la revisión, corrección y retroalimentación para mejorar esta investigación.

Al Laboratorio de Innovación y Materiales Aplicados por el equipo y espacio proporcionado.

Al Laboratorio Central del Instituto de Física “Luis Rivera Terrazas” EMA 1 BUAP por el equipo proporcionado para la caracterización Raman y UV-Vis Reflectancia Difusa.

Al Instituto de Física BUAP por el equipo proporcionado para la caracterización de Difracción de Rayos X y las mediciones del espectrofotómetro UV-Vis.

A la Dirección de Innovación y Transferencia de Conocimiento por el equipo proporcionado para la caracterización SEM-EDS.

A los miembros del Laboratorio de Innovación y Materiales Aplicados, en especial al Dr. Gerardo Enrique Córdova Pérez por enseñarme la técnica de electrohilado, fotocátalisis y uso de los equipos del laboratorio, además de siempre estar abierto cuando requería orientación. A la Dra. Sandra Leticia Castillejos Mosqueda por enseñarme la técnica de Microscopia Electrónica de Barrido y por el apoyo en la caracterización de los materiales. A

la Dra. Gabriela Esquina Arenas por todo su apoyo en cada momento, por brindarme la confianza en el laboratorio y por los consejos que me ha brindado. A la Dra. Aurora Linares Campos por su mentoría en el ámbito del emprendimiento y ver las oportunidades que hay entre la ciencia y en los negocios. A la Biol. Paloma Montserrat Rosas Licona por enseñarme los cuidados del biomodelo *Daphnia magna* y sus estudios ecotoxicológicos. A la Dra. Olivia Hernández Cruz por sus consejos que me ha brindado. Pero sobre todo gracias a cada integrante que conforma este laboratorio por hacerme sentir en familia, las aventuras que convivimos, por creerme en mi y darme los consejos para ser mejor persona.

A la Dra. María Luisa Roxana Licona Ibarra por los consejos y el apoyo que me ha brindado en todo momento para convertirme en una mejor persona tanto en el ámbito académico como en el personal.

A Yolanda Torres Salcedo, Estefania del Alba Lizama García, Adriana Carbajal Armenta, María Fernanda Martínez Hernández, Andra Sosa Barrios, Ian Asaf Muñoz Granados y a todos mis compañeros de generación del posgrado, por todos los momentos increíbles que vivimos durante la maestría.

DEDICATORIA

A mi familia.

Principalmente a mis padres Francisco Erasmo Badillo Cisneros y Leticia Morales Pérez, a mis hermanas Beatriz Badillo Morales y Daniela Badillo Morales, que me han apoyado en todo momento, gracias por enseñarme a no rendirme y luchar por mis sueños.

A mi novia.

Paloma Montserrat Rosas Licona por ser mi compañera de vida, gracias por tu apoyo incondicional, por impulsarme a ser mejor persona día a día y por los consejos que me brindas en cada circunstancia.

ÍNDICE

I. INDICE DE FIGURAS	4
II. ÍNDICE DE TABLAS	7
III. RESUMEN.....	9
IV. ABSTRACT	10
1. INTRODUCCIÓN	11
2. ANTECEDENTES	13
3. MARCO TEÓRICO.....	16
3.1 Técnicas de degradación de aguas residuales (contaminantes acuosos)	16
3.2 Fotocatálisis.....	20
3.3 Diversos óxidos metálicos en la actividad fotocatalítica	23
3.4 Óxido de titanio (TiO₂) y su Band GAP	26
3.5 Contaminantes emergentes	27
3.6 Diseño de experimentos.....	33
3.7 Conceptos básicos del electrohilado	34
3.8 Factores que afectan el proceso de electrohilado	36
3.9 Diferentes biomodelos eco toxicológicos	39
4. JUSTIFICACIÓN	42
5. HIPÓTESIS	43
6. OBJETIVOS	43
6.1 Objetivo general.....	43
6.2 Objetivos específicos	43

7. DIAGRAMA DE TRABAJO	44
8. METODOLOGÍA	45
8.1 Síntesis y elaboración de nanofibras	45
8.2 Caracterización de nanofibras TiO ₂ y TiO ₂ -WO ₃	46
8.3 Diseño de mezclas de los contaminantes (DoE)	47
8.4 Degradación fotocatalítica del acetaminofén y la mezcla de azul de metileno-acetaminofén- 2,4-D éster isobutílico.	47
8.5 Desarrollo del cultivo para <i>Daphnia magna</i> .	48
8.6 Tratamiento ecotoxicológico agudo y crónico	48
9. RESULTADOS Y DISCUSIONES	51
9.1 Obtención de nanofibras por la técnica de electrospinning	51
9.2 Difracción de rayos X (DRX)	51
9.3 Espectroscopia Raman	55
9.4 Microscopia Electrónica de Barrido (SEM)	59
9.5 Espectroscopia Infrarroja (FT-IR)	67
9.6 Espectroscopia UV-Vis	69
9.7 Análisis termogravimétrico y Calorimetría Diferencial de Barrido de las nanofibras.	73
9.8 Evaluaciones ecotoxicológicas de los contaminantes	76
9.9 Diseño de experimentos	77
9.10 Cinética de fotodegradación	79
9.11 Mineralización del acetaminofén y de mezcla	86
9.12 Reciclabilidad del catalizador Ti-W4 500 °C	88
9.13 Evaluaciones ecotoxicológicas de los crudos de degradación de los contaminantes	90

10.	CONCLUSIONES	94
11.	BIBLIOGRAFÍA	96
12.	ANEXOS	108

I. INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Representación esquemática del mecanismo fotocatalítico del TiO_2 con diferentes contaminantes orgánicos.	21
Figura 2. Ilustración esquemática de las fases cristalinas del TiO_2 (anatasa, rutilo y brookita). Imagen tomada de (Peiris et al., 2021).	27
Figura 3. Estructura química del N-(4-hidroxifenil) amida.	28
Figura 4. Estructura química del cloruro de 3,7-bis(dimetilamino) fenotiazina cloruro de tetrametilitionina.	29
Figura 5. Estructura química del 2,4-diclorofenoxiacético.	31
Figura 6. Estructura química de la formulación 2,4-diclorofenoxiacético éster isobutílico.	32
Figura 7. a) Ilustración de Cono de Taylor, b) Formación del cono de Taylor. Imagen tomada de (Khalil et al., 2013; Xue et al., 2019).	35
Figura 8. Representación esquemática del equipo de electrohilado. Elaboración propia.	36
Figura 9. Morfología de <i>Daphnia magna</i> . Imagen tomada de (Dieter Ebert, 2005).	40
Figura 10. Ciclo partenogenético y ciclo sexual de <i>Daphnia magna</i> . Imagen tomada de (Dieter Ebert, 2005).	41
Figura 11. Ilustración de la de obtención de las nanofibras con el soporte polimérico polivinilpirrolidona (PVP) a diferentes % (p/p) de WO_3 , a) TiO_2 , b) TiO_2 -4% WO_3 , c) TiO_2 -7% WO_3 y d) TiO_2 -10% WO_3	51
Figura 12. Difractogramas de DRX para las nanofibras de TiO_2 y TiO_2 - WO_3 electrohiladas a diferentes % (p/p) de WO_3 a) TiO_2 , b) TiO_2 -4% WO_3 , c) TiO_2 -7% WO_3 y) TiO_2 -10% WO_3 tratadas térmicamente a 500 °C.	53
Figura 13. Difractogramas de DRX para las nanofibras de TiO_2 y TiO_2 - WO_3 electrohiladas a diferentes % (p/p) de WO_3 a) TiO_2 , b) TiO_2 -4% WO_3 , c) TiO_2 -7% WO_3 y) TiO_2 -10% WO_3 tratadas térmicamente a 600 °C.	54
Figura 14. Espectros Raman de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 , a) TiO_2 , b) 4%, c) 7% y d) 10% a 500°C.	57
Figura 15. Espectros Raman de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 , a) TiO_2 , b) 4%, c) 7% y d) 10% a 600°C.	59

Figura 16. Microfotografías obtenidas por SEM de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 , a) TiO_2 , b)4%, c)7% y d)10% a 500 °C.....	61
Figura 17. Gráficas de distribución (frecuencias) del diámetro de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas % de (p/p) de WO_3 , a) TiO_2 , b)4%, c)7% y d)10% a 500 °C.....	62
Figura 18. Microfotografías obtenidas por SEM de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 , a) TiO_2 , b)4%, c)7% y d)10% a 600 °C.....	63
Figura 19. Gráficas de distribución (frecuencias) del diámetro de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas % de (p/p) de WO_3 , a) TiO_2 , b)4%, c)7% y d)10% a 600 °C.....	64
Figura 20. Micrografías de las nanofibras TiO_2 - WO_3 con mapeo elemental EDS de a) Ti, O, W, b) de O, c) de Ti y d) de W.....	66
Figura 21. Microscopías SEM y análisis EDS de TiO_2 (a y b), Ti-W4 (c y d) y Ti-W10 (e y f) a 500°C.....	67
Figura 22. Espectros Infrarrojos (FTIR) de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 a 500 °C.	68
Figura 23. Espectros Infrarrojos (FTIR) de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 a 600 °C.	69
Figura 24. Gráfico de la función de Kubelka Munk de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 a 500 °C.	71
Figura 25. Gráfico de la función de Kubelka Munk de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 a 600 °C.	72
Figura 26. Gráfico de TGA y DSC de las nanofibras al TiO_2 -7% WO_3	74
Figura 27. Gráfico de TGA y DSC de las nanofibras al TiO_2 -10% WO_3	76
Figura 28. Evaluación ecotoxicológica aguda del acetaminofén a) CL_{50} , b) CE_{50} , azul de metileno c) CL_{50} , d) CE_{50} y 2,4-D éster isobutílico e) CL_{50} , f) CE_{50} en <i>Daphnia magna</i>	77
Figura 29. Gráfica de contorno de mezcla mediante diseño de experimentos “Formulaciones de mezclas” para evaluar la mortalidad en <i>Daphnia magna</i> . Realizado en MODDE versión 10.1.1.....	79
Figura 30. Cinética de degradación del acetaminofén a 50 ppm con las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 a 500 °C.....	81

Figura 31. Cinética de degradación del acetaminofén a 50 ppm con las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 a 600 °C.....	82
Figura 32. Cinética de degradación de la mezcla a) acetaminofén 20 ppm, b) azul de metileno 10 ppm y c) 2,4-D éster isobutílico 10 ppm con las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 a 500 °C.....	84
Figura 33. Cinética de degradación de la mezcla a) acetaminofén 20 ppm, b) azul de metileno 10 ppm y c) 2,4-D éster isobutílico 10 ppm con las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 a 600 °C.....	85
Figura 34. Análisis de Carbono Orgánico Total (TOC) de los crudos de degradación de acetaminofén en diferentes catalizadores.	87
Figura 35. Análisis de Carbono Orgánico Total (TOC) de los crudos de degradación de la mezcla en diferentes catalizadores.	88
Figura 36. Ilustraciones de grávidas de <i>Daphnia magna</i> a) control, b) crudo de degradación del acetaminofén y c) crudo de degradación de la mezcla.....	94

II. ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Ejemplos de investigaciones de diversos óxidos metálicos en la degradación de contaminantes orgánicos.....	15
Tabla 2. Ventajas y limitaciones de las diferentes técnicas de oxidación avanzada (AOP) ...	22
Tabla 3. Propiedades físicas y químicas del acetaminofén.	29
Tabla 4. Propiedades físicas y químicas del azul de metileno.....	30
Tabla 5. Propiedades físicas y químicas del 2,4-D éster isobutílico	32
Tabla 6. Tamaño de cristalito de TiO_2 con diferentes porcentajes de WO_3 y a diferente tratamiento térmico.	55
Tabla 7. Diámetro de nanofibras de TiO_2 con diferentes porcentajes de WO_3 y a diferente tratamiento térmico.	64
Tabla 8. Valores de brecha de banda (E_g) obtenidos a partir de la función de Kubelka-Munk de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 a 500 °C y 600 °C. .	72
Tabla 9. Evaluación de mortalidad en <i>Daphnia magna</i> en soluciones y mezclas, mediante diseño de experimentos “Formulaciones de mezclas”	78
Tabla 10. Constantes cinéticas y % de degradación de acetaminofén de las nanofibras TiO_2 - WO_3 tratados térmicamente a 500 °C y 600 °C	82
Tabla 11. Constantes cinéticas y % de degradación de la mezcla con nanofibras TiO_2 - WO_3 tratados térmicamente a 500 °C y 600 °C.....	86
Tabla 12. Reciclabilidad del catalizador Ti-W4 en la degradación de acetaminofén durante 3 horas en luz UV.....	89
Tabla 13. Reciclabilidad del catalizador Ti-W4 en la degradación de la mezcla durante 3 horas en luz UV.....	89
Tabla 14. Evaluación ecotoxicológica aguda en <i>Daphnia magna</i> mediante la determinación de a) CL_{50} , b) CE_{50} para acetaminofén, crudo de degradación del acetaminofén y crudo de degradación de la mezcla.....	90
Tabla 15. Parámetros fisiológicos en neonatos de <i>Daphnia magna</i> en diferentes tratamientos.	91

Tabla 16. Parámetros fisiológicos en jóvenes de <i>Daphnia magna</i> en diferentes tratamientos.	92
Tabla 17. Parámetros fisiológicos en adultos de <i>Daphnia magna</i> en diferentes tratamientos	93
Tabla 18. Parámetros fisiológicos en grávidas de <i>Daphnia magna</i> en diferentes tratamientos.	93

III. RESUMEN

El rápido progreso económico ha incrementado la contaminación acuática, convirtiéndose en un problema global. La descarga continua de aguas residuales con fármacos, colorantes y herbicidas amenaza el medio ambiente y la salud pública. En respuesta, se han desarrollado diversas técnicas para el tratamiento de aguas residuales en los últimos 20 años, destacando a la técnica del electrohilado como una opción eficaz, innovadora y de bajo costo para la elaboración de fibras de óxidos metálicos con muchas aplicaciones especialmente a la técnica de fotocatalisis en presencia de luz ultravioleta (UV) para la remoción de contaminantes emergentes. La presente investigación se enfocó en sintetizar óxido de titanio (TiO_2) nanoestructurado a partir de una base de polivinilpirrolidona (PVP), con aplicaciones ambientales. Por lo que se sintetizaron nanofibras de TiO_2 puro y TiO_2 a diferentes concentraciones de WO_3 al 4, 7 y 10% en peso a partir del precursor de ácido fosfotúngstico $\text{W}_{12}\text{O}_{40}\text{H}_3\text{P}$ con respecto al TiO_2 , seguidas de un tratamiento térmico a 500 y 600 °C para obtener las fases cristalinas de anatasa y rutilo respectivamente. Las nanofibras se caracterizaron con técnicas como UV-Vis, infrarrojo, difracción de rayos X y SEM-EDS. En promedio se obtuvieron nanofibras con diámetros entre 210 a 460 nm y se utilizaron para degradar foto catalíticamente contaminantes como acetaminofén a 50 ppm y la mezcla de contaminantes de azul de metileno, acetaminofén y herbicidas como el 2,4-D éster isobutílico. Se obtuvieron degradaciones superiores del 90% tanto para acetaminofén como la mezcla de los contaminantes, con buenos porcentajes de mineralización (TOC) superiores a 78%. Con respecto a los estudios eco toxicológicos realizados con los productos de degradación se incluyeron tratamientos agudos y crónicos para la evaluación de parámetros fisiológicos y de comportamiento natatorio en *Daphnia magna*, demostrando la efectividad del TiO_2 nanoestructurado en la remediación de aguas residuales.

IV. ABSTRACT

Rapid economic progress has increased water pollution, making it a global problem. The continuous discharge of wastewater containing pharmaceuticals, dyes, and herbicides threatens the environment and public health. In response, various wastewater treatment techniques have been developed over the past 20 years, with electrospinning standing out as an effective, innovative, and low-cost option for producing metal oxide fibers with numerous applications, particularly in photocatalysis under ultraviolet (UV) light for the removal of emerging contaminants. This research focused on synthesizing nanostructured titanium oxide (TiO_2) from a polyvinylpyrrolidone (PVP) base, with potential environmental applications. Therefore, nanofibers of pure TiO_2 and TiO_2 at different WO_3 concentrations (4, 7, and 10 wt%) were synthesized from the phosphotungstic acid precursor $\text{W}_{12}\text{O}_{40}\text{H}_3\text{P}$ relative to TiO_2 , followed by heat treatment at 500 and 600 °C to obtain the crystalline phases of anatase and rutile, respectively. The nanofibers were characterized using techniques such as UV-Vis, infrared, X-ray diffraction, and SEM-EDS. On average, nanofibers with diameters between 210 and 460 nm were obtained and used to photocatalytically degrade contaminants such as acetaminophen at 50 ppm and a mixture of contaminants including methylene blue, acetaminophen, and herbicides such as 2,4-D isobutyl ester. Degradation rates exceeding 90% were achieved for both acetaminophen and the contaminant mixture, with good mineralization percentages (TOC) above 78%. Regarding the ecotoxicological studies conducted with the degradation products, acute and chronic treatments were included to evaluate physiological parameters and swimming behavior in *Daphnia magna*, demonstrating the effectiveness of nanostructured TiO_2 in wastewater remediation.

1. INTRODUCCIÓN

Este estudio propone una estrategia innovadora que combina la técnica de electrospinning con procesos fotocatalíticos para la remoción de contaminantes emergentes en el agua. El rápido crecimiento poblacional de los últimos años ha incrementado significativamente la contaminación del agua, convirtiéndola en un problema de gran interés tanto a nivel nacional como internacional. Por lo que la descarga continua de aguas residuales cargadas de fármacos, colorantes textiles, herbicidas y otros contaminantes representa una seria amenaza para el medio ambiente y la salud pública. Por lo tanto, el desarrollo de técnicas para el tratamiento de aguas residuales ha aumentado en los últimos 20 años, destacando a la técnica del electrohilado como una opción eficaz, innovadora y de bajo costo para la elaboración de fibras de óxidos metálicos con muchas aplicaciones especialmente a la técnica de fotocatálisis en presencia de luz ultravioleta (UV) para la remoción de contaminantes emergentes.

Así el objetivo de esta investigación consistió en elaborar nanofibras de óxido de titanio (TiO_2) a partir de una base polimérica de polivinilpirrolidona (PVP) con la técnica de electrohilado, para la remoción de contaminantes emergentes mediante fotocatálisis y evaluar sus efectos ecotoxicológicos. Para ello, se sintetizó nanofibras de TiO_2 puro y TiO_2 con diferentes concentraciones de WO_3 al 4, 7 y 10% en peso a partir del precursor de ácido fosfotúngstico $\text{W}_{12}\text{O}_{40}\text{H}_3\text{P}$ con respecto al TiO_2 . Posteriormente se realizó un tratamiento térmico de 500 y 600 °C para obtener diferentes fases cristalinas de TiO_2 (anatasa y rutilo) seguido de la caracterización de las nanofibras mediante Difracción de Rayos X (DRX), espectroscopia Raman, Microscopía Electrónica de Barrido con espectroscopia de rayos X por dispersión de energía (SEM-EDS), Espectroscopía Infrarroja (IR) y la Espectroscopía UV-Vis con Reflectancia Difusa. Las nanofibras tratadas térmicamente se utilizaron para degradar de forma fotocatalítica el acetaminofén a una concentración de 50 ppm y la mezcla de azul de metileno-acetaminofén-herbicida (obtenido con el diseño de experimentos) en

un tiempo determinado obteniendo cinéticas de degradación; una vez completada de reacción se tomaron los crudos de degradación fotocatalítica y se realizaron análisis de carbono total (TOC) para medir el porcentaje de mineralización, así como estudios ecotoxicológicos con tratamientos agudos y crónicos donde se determinaron la CL_{50} y CE_{50} para obtener la evaluación de parámetros fisiológicos (frecuencia cardíaca y torácica) y comportamiento natatorio (distancia recorrida y frecuencia media de salto) en el biomodelo *Daphnia magna*.

2. ANTECEDENTES

En la actualidad la contaminación del agua es una preocupación de interés global. El empleo de diversas técnicas de síntesis, como la deposición química en fase vapor y el método sol-gel seguido de calcinación, permite obtener materiales con diferentes morfologías, desde láminas hasta partículas, que varían en tamaño desde la escala micrométrica hasta la nanométrica. Por lo que las nanofibras de TiO_2 , obtenidas por electrohilado, son una solución prometedora para la remediación de contaminantes orgánicos, como medicamentos y colorantes. Estudios han demostrado su alta efectividad en la degradación fotocatalítica de compuestos bajo irradiación UV. Por lo que se realizó una búsqueda exhaustiva en bases de datos como Scopus, ScienceDirect y Google Académico artículos relacionados con el uso de la técnica de electrohilado con TiO_2 como principal óxido metálico en la remediación del agua.

Con respecto a la degradación de colorantes utilizados en la industria se encontraron varios trabajos como Seok Joo Doh *et al.* que crearon nanofibras de TiO_2 capaces de degradar tintes como azul victoria B y verde de malaquita a una concentración de 10 mg/L, logrando un 78.7% de degradación en tres horas (Doh et al., 2008). De igual modo Yifan Zhang *et al.* presentó resultados similares donde se obtuvieron al evaluar nanofibras de polivinilpirrolidona (PVP) en TiO_2 en la degradación del azul de metileno con una concentración de 10 mg/L, obteniendo una efectividad del 92.69% en una hora de irradiación de lámparas UV (Y. Zhang et al., 2015). De acuerdo con Xiao-Qiong Wu *et al.* probaron nanofibras de $\text{TiO}_2/\text{SiO}_2/\text{C}$ en la degradación de contaminantes como el azul de metileno y la rodamina B, logrando degradaciones de hasta el 87.6% en dos horas (X. Q. Wu et al., 2019). En cambio, Jun Song *et al.* sintetizaron compuestos de TiO_2 dopados con Zr, alcanzando una degradación del 95.4% del azul de metileno a una concentración de 10 mg/L en un lapso de 30 minutos (Song et al., 2017). Con respecto al trabajo de Vicent Otieno *et al.* utilizaron nanofibras de $\text{TiO}_2\text{-MoO}_3$ para la degradación de azul de metileno con una baja eficiencia del 33% (Odhiambo et al., 2022). Por otro lado, un estudio realizado en 2013, Siew

Siang y colaboradores elaboraron nanofibras de TiO_2 dopado con CuO , mostrando un alto potencial para la eliminación de contaminantes orgánicos y la formación de energía (en forma de H_2) a partir de aguas residuales (S. S. Lee et al., 2013). En relación con los metales nobles como precursores tenemos a Lei Wang *et al.* que desarrolló nanofibras de Ag/TiO_2 , obteniendo tasas de degradación del 99% para azul de metileno en 4 horas y una fuerte actividad antibacteriana contra *E. coli* y *S. aureus* (L. Wang et al., 2020). Dos años posteriores Nuray Yerli-Soylu *et al.* lograron un 94.6% de degradación de azul de metileno y una alta actividad antibacteriana en *E. coli* con nanofibras de $\text{Ag}-\text{TiO}_2$ (Yerli-Soylu et al., 2022).

En relación con la degradación de fármacos Petronela Pascariu *et al.* realizaron nanofibras de TiO_2 dopadas con La^{3+} a diferentes % en peso con la técnica de electrohilado para mejorar su actividad fotocatalítica en la región de la luz visible, obteniendo la degradación del fármaco ciprofloxacino a una concentración de 10 ppm con una eficiencia del 96% durante 5 horas (Pascariu et al., 2022). De igual modo Abid *et al.* en 2024 sintetizaron nanofibras compuestas de $\text{Ag}/\text{HNT}-\text{TiO}_2$ y $\text{BN-Ag}/\text{HNT}-\text{TiO}_2$ mediante electrohilado para mejorar la eficiencia de la foto degradación de acetaminofén teniendo un 99% de efectividad bajo radiación UV durante 2 horas (Abid et al., 2024). Por otro lado, Shiva Pandeya *et al.* en 2024 elaboraron una membrana nano fibrosa compuesta por CdS/TiO_2 para el tratamiento efluentes farmacéuticos obteniendo una alta actividad antimicrobiana en *Enterococcus faecium* y *Escherichia coli*, además presenta una alta tasa de degradación mayor del 90% de solución acuosa de naranja de metilo bajo irradiación UV durante 60 minutos (Pandeya et al., 2024).

Con respecto a nuestra investigación de foto degradación en el sistema de TiO_2-WO_3 , se realizó una búsqueda exhaustiva obteniendo escasos trabajos como Ying Lv *et al.* que sintetizaron nanofibras con la técnica de electrohilado de TiO_2-WO_3 dopados con partículas de PdO_x que se depositaron por la técnica de foto deposición para realizar la foto degradación de 350 μmol de acetaldehído (compuesto altamente cancerígeno) durante 3 horas con una eficiencia del 90% (Lv et al., 2017). Por lo que es importante la investigación

del WO_3 como precursor para evaluar su efecto del band gap en presencia de otros óxidos metálicos como el TiO_2 para evaluar los porcentajes de fotodegradación de contaminantes orgánicos. Para evaluar la eficiencia del sistema en el ámbito ambiental es necesario realizar estudios eco toxicológicos para comparar el éxito de la degradación de contaminantes emergentes utilizando las nanofibras de $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ en el entorno acuático utilizando el biomodelo *Daphnia magna*.

También se realizó una búsqueda sobre diversos óxidos metálicos que se utilizan en la degradación de contaminantes orgánicos como los colorantes azoicos (azul de metileno, rojo de Congo, naranja de metileno y rodamina B) con diferentes condiciones experimentales que se resume en la Tabla 1.

Tabla 1. Ejemplos de investigaciones de diversos óxidos metálicos en la degradación de contaminantes orgánicos.

Material	Condiciones experimentales	Fuente de luz	Eficiencia	Referencia
ZnO/Pd	Catalizador :1g/L Azul de metileno: 10 mg/L	Lámpara UV durante 180 minutos de irradiación	~100%	(Han et al., 2013)
$\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$	Catalizador :1g/L Rojo de Congo: 10 mg/L	Lámpara de Xe de 400 W durante 24 minutos	99%	(Dong et al., 2018)
NiO/ $\gamma\text{-Al}_2\text{O}_3$	Catalizador: 0.1g/L Rodamina B: 10 mg/L	Lámpara de UV de 250W durante 60 minutos	85%	(B. Li et al., 2016)
NiO/ $\alpha\text{-MoO}_3$	Catalizador: 0.1g/L Azul de metileno: 10 mg/L	Lámpara de Xe de 500W durante 120 minutos	96%	(J. Li et al., 2022)
$\text{Cu}_2\text{O/SnO}_2$	Catalizador :1g/L Azul de metileno: 7 mg/L Naranja de metilo: 7mg/L	Lámpara UV de 79 mW/cm ² durante 30 y 35 minutos	~100%	(Pooja & Chin, 2024)

3. MARCO TEÓRICO

3.1 Técnicas de degradación de aguas residuales (contaminantes acuosos)

La degradación o eliminación de los contaminantes de las aguas residuales industriales ha sido una de las preocupaciones ambientales por el aumento de desechos químicos donde se ha estudiado a profundidad diversas estrategias de degradación física, química y remediación biológica para degradar agua contaminada (Sahu & Poler, 2024). A continuación, se presentan los diferentes métodos que se utilizan donde las técnicas físicas para la depuración de aguas residuales son la adsorción, separación por membranas y separación mediante nano filtros. Seguido de las técnicas químicas que se basan en la degradación de los contaminantes teniendo al proceso de oxidación avanzada (AOP) como un método vital para el manejo de aguas residuales que abarca la radiación UV con oxidantes químicos, fotocatálisis, oxidación Fenton, ozonación, oxidación electroquímica avanzada. Por último, el tratamiento biológico con las técnicas de fitorremediación (tratamiento de plantas) y microrremediación (tratamiento microbiano) son utilizadas para la biorremediación de agua contaminada (Nishat et al., 2023).

3.1.1 Técnicas físicas

La adsorción es uno de los métodos de eliminación de tintes donde el adsorbente más utilizado para contaminantes de aguas residuales industriales es el carbón activado debido a su relación costo-beneficio, alta eficiencia de adsorción, gran área de superficie específica, alta estructura de poros y alta reactividad superficial (Moosavi et al., 2020). En nivel de laboratorio se utilizan diferentes adsorbentes, como las nanopartículas inorgánicas, polímeros funcionalizados, carbón activado, zeolitas e hidrogeles.

Los mecanismos de adsorción se clasifican generalmente como adsorción física y quimisorción, las fuerzas de Van der Waals intermoleculares proporcionan la fuerza impulsora para la adsorción física, mientras que para la quimisorción se forman enlaces

químicos entre el adsorbato y la superficie del adsorbente (Sahu & Poler, 2024). La filtración por membranas es una de las tecnologías para eliminar moléculas e iones de distintos tamaños, desde contaminantes de gran peso molecular, donde su finalidad consiste en que el agua fluye a través de las membranas y cualquier soluto más grande que el tamaño del poro quedará atrapado y eventualmente separado. Los solutos atrapados forman una capa que debe eliminarse para facilitar el funcionamiento del proceso de filtración (A. Ahmad et al., 2015). Las membranas utilizadas para la eliminación de colorantes se pueden clasificar en diferentes procesos impulsados por presión: microfiltración (tamaño de poro: 50-500 nm), ultrafiltración (tamaño de poro: 2-50 nm) y nanofiltración (tamaño de poro ≤ 2 nm) según el tamaño de poro (Rabajczyk et al., 2021). Se han utilizado ampliamente diferentes tipos de materiales como membranas, como nanopartículas de metal/óxido de metal, nanomateriales de carbono, materiales biodegradables, zeolitas y marcos asociados para la eliminación de tintes (Sahu & Poler, 2024).

Las limitaciones que presenta la adsorción es que no es un proceso autocontrolado, es fácilmente exhaustivo, algunos de los materiales que se ocupa son costosos, se requiere un largo tiempo de contacto para obtener tasas de eliminación satisfactorias, pérdida de adsorbentes, presenta problemas de eliminación, la adsorción de diferentes materiales difiere ampliamente por su naturaleza química y transfiere los contaminantes adsorbidos de una fase a otra (Solayman et al., 2023). Por otra parte, las limitaciones de filtración por membrana no son eficaces para todo tipo de contaminantes, presenta una cinética lenta, ensuciamiento de membranas (ocasionando un mantenimiento constante elevando costos de operación), atiende un menor volumen de agua, remplazos periódicos y la producción de lodos concentrados provocando problemas de eliminación.

3.1.2 Técnicas biológicas

La biorremediación en forma de fitorremediación (tratamiento de plantas) y microrremediación (tratamiento microbiano) son utilizados como técnicas precisas, de bajo costo, ecológicos y de bajo consumo energético pero la presencia de moléculas tóxicas puede obstaculizar este enfoque, además las técnicas biológicas necesitan requisitos estrictos sobre las condiciones ambientales siendo un proceso lento (A. Singh et al., 2022). La fitorremediación se enfoca en el tratamiento de las plantas donde adsorben contaminantes como colorantes presentes en las aguas residuales a través de sus raíces y promueven la desintoxicación o degradación a través de varios procesos como fitoextracción, rizofiltración, fitoestabilización, fitotransformación, rizodegradación, y fitovolatilización (Ali et al., 2020). La microrremediación utiliza microorganismos utilizados como adsorbentes para la eliminación de tintes o fármacos debido a su capacidad innata para descomponer los desechos y sobrevivir en condiciones más extremas (Sharma et al., 2020). La eliminación microbiana de contaminantes involucra varios métodos, incluyendo degradación, acumulación y adsorción y puede funcionar en condiciones aeróbicas o anaeróbicas (Bharathi et al., 2022). Varios factores fisiológicos incluyen la degradación microbiana de los contaminantes, incluyendo la temperatura, el pH, la presencia de fuentes de carbono y nitrógeno en el medio de crecimiento y las concentraciones y presencia de grupos funcionales de los contaminantes (Manogaran et al., 2021).

3.1.3 Técnicas químicas

La oxidación avanzada (AOP) se destacan como alternativas atractivas para degradar aguas residuales industriales, donde implica procesos que conducen a la generación de especies altamente oxidativas, no selectivas y reactivas como el hidroxilo ($\text{OH}^\bullet$) y otras especies ($\text{SO}_4^\bullet$) (Kishor et al., 2021). El hidroxilo es potente y no selectivo, capaz de reaccionar mediante tres mecanismos: transferencia de electrones, abstracción de hidrógeno o adición de radicales (Paździor et al., 2019). Los hidroxilos pueden oxidar contaminantes persistentes

como los tintes sintéticos ocupados en la industria textil, provocando su mineralización por lo que la generación de hidroxilos se ve favorecida por la presencia de luz, fotocátalisis heterogénea, peróxido de hidrógeno, ozono o radiación intensa con haz de electrones (Gomes De Moraes et al., 2000). Los radicales son los responsables de la oxidación/transformación/degradación de contaminantes orgánicos tóxicos en dióxido de carbono y agua u otras sustancias degradables no tóxicas para el medio ambiente (Tanveer et al., 2023).

El proceso de ozonación ocurre cuando el ozono (potente agente oxidante) puede interactuar con sustancias orgánicas como inorgánicas para producir una variedad de reacciones químicas ocasionando la descomposición del ozono dando como resultado la formación de radicales hidroxilos que depende de las condiciones de pH (Kumar et al., 2020). El proceso Fenton en un sistema homogéneo, los radiales $\text{OH}\cdot$ se genera a partir de una reacción que incluye el reactivo de Fenton (solución de peróxido de hidrogeno y un catalizador de hierro soluble como el sulfato de hierro II), donde la descomposición de H_2O_2 es catalizada por los iones ferrosos (Fe^{2+}) (Paździor et al., 2019b). Para un proceso heterogéneo, la reacción ocurre en la superficie de catalizadores sólidos (Saratale et al., 2019).

Los procesos de oxidación electroquímica avanzada más populares son la oxidación anódica que son de dos tipos: proceso directo e indirecto, un proceso directo es cuando el contaminante se oxida directamente en la superficie del ánodo a través de la transferencia de electrones, mientras que es un proceso indirecto cuando el colorante se oxida directamente por radicales hidroxilo débilmente fisisorbidos en la superficie del ánodo o por agentes en la solución a granel, como especies de cloro activo, ozono, persulfatos y peróxidos de hidrógeno.

3.2 Fotocatálisis

La tecnología fotocatalítica se destaca por su seguridad ambiental, mineralización completa o bajo contenido de contaminantes secundarios, condiciones suaves de temperatura y presión, utilización de recursos renovables (luz solar), bajo costo, reutilización alta y fácil eliminación de residuos (Gomes De Moraes et al., 2000). La fotocatalisis es el proceso de fotoactivación de materiales semiconductores (TiO_2 , ZnO , SnO_2 , etc) inducidos por irradiación, lo que provoca en la generación de pares electrón-hueco debido a la excitación de la banda prohibida. Cuando la luz incide en la superficie de un semiconductor y su energía es igual o superior al valor de la banda prohibida de este material, los electrones en la banda de valencia se excitan hacia la banda de conducción. Este proceso genera pares de electrones y huecos en la banda de conducción y la banda de valencia, respectivamente. Debido a la inestabilidad de estos pares electrón-hueco, tienden a recombinarse. Sin embargo, si la recombinación se retrasa, pueden ocurrir diversas reacciones secuenciales de oxidación y reducción en el sistema (Swaminathan et al., 2013). En específico los huecos presentes en la banda de valencia pueden oxidar las moléculas donadoras que reaccionan con las moléculas de agua para generar radicales hidroxilos que son los responsables de la degradación de contaminantes orgánicos (Alinsafi et al., 2007).

Los electrones que conforman la banda de conducción sirven como portadores principales y reaccionan con el oxígeno para producir radicales superóxidos (O_2^-), radicales hidropéroxilo ($\text{HO}_2^\bullet$), iones peróxido (O_2^{2-}), etc., desencadenando reacciones redox. De manera similar los huecos (h^+) reacciona con H_2O para contribuir con radicales $\text{OH}^\bullet$. La producción de estas especies reactivas energéticas ayuda a reducir la tasa de recombinación de pares electrón-hueco y proporciona tiempo adicional para descomponer los contaminantes orgánicos en productos no tóxicos, CO_2 y H_2O (Swaminathan et al., 2013) como se representa en la Figura 1 que involucra un esquema del funcionamiento de la fotocatalisis en un material semiconductor.

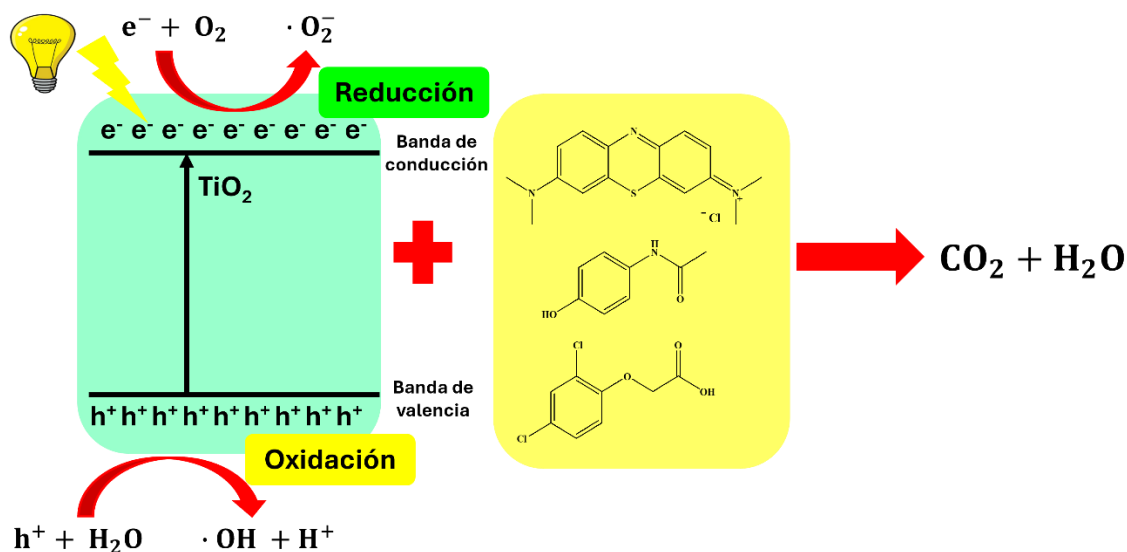
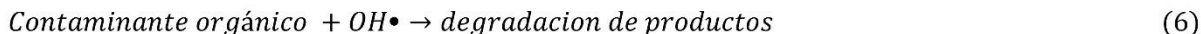
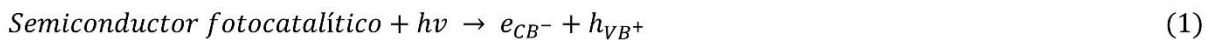


Figura 1. Representación esquemática del mecanismo fotocatalítico del TiO_2 con diferentes contaminantes orgánicos.

3.2.1 Mecanismo fotocatalítico de semiconductores fotocatalíticos

La oxidación-reducción fotocatalítica de moléculas orgánicas en luz ultravioleta se puede describir de la siguiente manera (Mondal et al., 2014):



Cabe mencionar que las reacciones redox tiene lugar en la superficie del fotocatalizador a medida que se generan huecos y electrones en esta reacción. En la reacción de oxidación compite con la humedad en la superficie del catalizador para crear radicales hidroxilos, además si se suministra mayor oxígeno al sistema fotocatalítico, actuará como un aceptor

de electrones y puede facilitar la degradación de los contaminantes al retrasar aún la tasa de recombinación (P. Singh et al., 2013).

A continuación, se presenta en la Tabla 2 las ventajas y limitaciones de los procesos de las técnicas de oxidación avanzada (AOP) (Sahu & Poler, 2024).

Tabla 2. Ventajas y limitaciones de las diferentes técnicas de oxidación avanzada (AOP)

Proceso	Ventajas	Limitaciones
Ozonación	• Fuerte oxidante (alto potencial de oxidación) / alta decoloración. • Reacción rápida • No aumenta el volumen de aguas residuales • Sin generación de lodos • Inhibe bacterias y hongos	• Las fugas, la corrosión y el exceso de tratamiento de gas pueden provocar un mantenimiento frecuente. • Requiere equipo costoso y mantenimiento altamente calificado. • Tiene una vida media extremadamente corta de solo 20 minutos. • Baja eficiencia de transferencia de masa
Reacción de Fenton	• Adecuado para aguas residuales de tintes con contenido sólido. • No requiere energía • Método de eliminación de tintes bastante adecuado para tintes solubles e insolubles.	• Gran generación de lodos de hierro. • Depende de un pH bajo. • Uso excesivo de productos químicos. • Alta concentración de Fe^{2+} en efluentes. • Riesgo en el almacenamiento
Oxidación electroquímica avanzada	• Bajo rendimiento de producción de lodos • Método de eliminación de colorantes solubles e insolubles bastante adecuado. • No se consumen productos químicos y no se forman lodos	• Altos costos de instalación • Alto consumo de electricidad • Posibilidad de ensuciamiento debido a la deposición de materiales orgánicos en la superficie del electrodo, lo que resulta en pérdida de actividad del electrodo y acorta la vida útil. • Producción adicional de metabolitos peligrosos. • Consume mucho tiempo
Fotocatálisis	• Condiciones mínimas para la configuración operativa.	• Generación de productos secundarios • Proceso dependiente de la luz

- Los catalizadores son foto estables y no tóxicos.
 - Pueden funcionar bajo la luz solar como fuente de energía natural.
 - Adecuado para tintes persistentes.
 - Condiciones mínimas para la configuración operativa.
 - Durable y eficaz para la disminución de la DQO
 - Operar a temperatura ambiente.
 - Rendimiento más rápido en UV en comparación con la fuente de luz visible
-

3.3 Diversos óxidos metálicos en la actividad fotocatalítica

Los óxidos metálicos de tamaño nanométricos a micrométricos son sintetizados con varias morfologías para diferentes aplicaciones de amplio alcance como sensores, almacenamiento de energía, recubrimientos, lubricación y remediación ambiental (Q. Li et al., 2021). La disminución del tamaño de los materiales disminuye de volumen a nivel nano escala provoca un incremento exponencial en la relación superficie-volumen por lo que exhiben una alta capacidad de adsorción significativa para eliminar contaminantes orgánicos del agua (Qumar et al., 2022). Los nano materiales de óxidos metálicos más utilizados Al_2O_3 , NiO , Fe_2O_3 , SnO_2 , ZnO y TiO_2 han mostrado un interés sustancial como fotocatalizadores en la degradación de componentes orgánicos (Qumar et al., 2022).

3.3.1 Óxido de Zinc

Las nanopartículas de óxido de zinc (ZnO) son utilizados como fotocatalizadores debido a su eficiencia, buena estabilidad y precio accesible (K. M. Lee et al., 2016). El band gap, que es la diferencia de energía que determina si un material puede absorber luz y generar electrones y huecos para descomponer contaminantes, de ZnO es de 3.25 eV y es utilizado en fotocatálisis para la destrucción de sustancias químicas orgánicas en el agua (Daneshvar et al., 2004). La acción fotocatalítica del ZnO es similar a la de TiO_2 por lo que se ha sugerido como sustituto del TiO_2 para la descontaminación del agua (Maiti et al., 2015). Su actividad fotocatalítica depende en gran medida del pH; las condiciones ácidas fuertes ($\text{pH} < 4$) estimulan la foto corrosión y anula su potencial en un medio con un pH más bajo (Daneshvar

et al., 2004), además depende del tamaño de partícula y la relación de concentración de nanopartículas de ZnO aisladas por volumen en solución (Daneshvar et al., 2007). Sin embargo, la rápida recombinación de pares electrones y huecos foto excitados en el ZnO perjudica en su rendimiento fotocatalítico (X. Chen et al., 2015). Por lo que existen varias investigaciones en la degradación de compuestos azoicos utilizados en la industria textilera y pesticidas.

3.3.2 Óxidos de hierro

Entre los óxidos de hierro, como la maghemita ($\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$), la magnetita (Fe_3O_4) y la hematita ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$) son utilizados con mayor frecuencia (Okeke et al., 2024). Aunque la magnetita y la maghemita son considerados por su comportamiento ferromagnético mayor en comparación con la hematita por lo que presenta actividad fotocatalítica para degradar contaminantes orgánicos como colorantes azoicos como el colorante rojo de Congo (Dong et al., 2018). Los óxidos de hierro presentan un band gap aproximadamente de 2.2 eV que se relaciona con su activación en la luz visible, sin embargo, la recombinación rápida de electrón-hueco fotogenerada representa una barrera significativa que limita su uso en aplicaciones fotocatalíticas (Qumar et al., 2022).

3.3.3 Óxido de aluminio

Los materiales de óxido de aluminio (Al_2O_3) existen de muchas morfologías, como partículas, laminas y alambres que presentan sus propias características (Tavakoli et al., 2013). El óxido de aluminio (Al_2O_3) presenta un band gap de aproximadamente de 7.0 a 7.6 eV, por lo que es utilizado en su mayoría como dopante de otros óxidos metálicos para mejorar las propiedades como área superficial, band gap, porosidad entre otros (Filatova & Konashuk, 2015). El Al_2O_3 se clasifica en sistema cristalino y amorfo, con respecto al sistema cristalino

existen varias fases de transición que tiene aplicaciones generalizadas en áreas ambientales que involucran la purificación de aguas residuales, como la adsorción de metales pesados y la degradación de tintes industriales como la Rodamina B (B. Li et al., 2016).

3.3.4 Óxido de níquel

La morfología y la forma de nanoestructuras del óxido de níquel (NiO) con diferentes dimensiones que van desde dimensión cero (0D) hasta las tres dimensiones (3D) que se pueden lograr a través de varios métodos de síntesis que incluyen sol-gel, precipitación, microondas e hidrotérmico (Manjunath et al., 2022). El NiO presenta un band gap en un rango de 3.4 a 4.0 eV que se origina a partir de la transición electrónica de O 2p a Ni 3d (Egbo et al., 2020). Se clasifica en semiconductor de tipo p que se manifiesta a partir de la presencia de vacantes de oxígeno donde se localizan los huecos. Presenta actividad fotocatalítica por sus propiedades de estructura de tipo p y el potencial redox que provoca la transferencia de electrones sea efectiva (Zhao et al., 2020). Se ha utilizado diferentes materiales como dopantes para mejorar su capacidad fotocatalítica para mejorar el proceso de degradación de contaminantes orgánicos como los colorantes rodamina B, azul de metileno y rojo Congo (J. Li et al., 2022).

3.3.5 Óxido de estaño

Existen muchas formas del óxido de estaño IV (SnO_2) como nanopartículas, nanocubos, nano barras, nanolaminas, nano esferas, nano cintas y nanotubos (Van Pham et al., 2022). La diferencia morfológica afectará de manera significativa el área superficial efectiva y la actividad fotocatalítica. El SnO_2 es un semiconductor de tipo n que presenta un band gap de 3.6 eV y su cambio de intervalo está directamente relacionada con el cambio de morfología y tamaño de partícula (Zhou et al., 2014). Se ha utilizado de manera pura o como dopantes

para la degradación de colorantes como el rojo de alizarina, rojo Congo, rodamina B y azul de metileno que son utilizados a nivel industrial (Alsawat, 2024).

3.4 Óxido de titanio (TiO_2) y su Band GAP

El TiO_2 es un material semiconductor tipo n y presenta tres sistemas cristalinos centrales: rutilo, anatasa y brookita que son ampliamente utilizados en diversas aplicaciones como en dispositivos electrónicos, celdas solares y en sistemas de purificación de aire y agua (Peiris et al., 2021).

Con respecto al band gap que es de suma importancia en la clasificación de los tipos de materiales ya que representa la diferencia de energía entre la banda de valencia (la capa energética donde se localizan los electrones en condiciones normales) y la banda de conducción (capa energética donde los electrones pueden moverse libremente y participar en la conducción eléctrica) lo que determina si un material es un conductor, un semiconductor o un aislante (Miah et al., 2024).

Por lo que los sistemas cristalinos más estudiados y utilizados del TiO_2 en la industria como en la investigación son el rutilo y la anatasa. Con relación a los valores de band gap la anatasa presenta una banda igual a 3.2 eV, mientras que la fase rutilo con una brecha de banda de 3.0 eV. La geometría cristalina de las fases anatasa y rutilo de TiO_2 esta correlacionada con la geometría tetragonal, mientras que la brookita es ortorrómbica como se observa en la Figura 2 (Verma et al., 2022). La construcción de tres polimorfos de TiO_2 se centra en las combinaciones geométricas octaédricas de TiO_6 y son distintos debido a su construcción 3D octaédrica y el grado de deformación. La estructura tetragonal del rutilo está compuesta por 6 unidades atómicas, y su octaedro es ortorrómbico, cada uno unido a otros ocho octaedros (I. Ahmad et al., 2024). Por el contrario, la celda unitaria típica de una estructura de anatasa tetragonal está formada por 12 unidades atómicas, y su octaedro es ortorrómbico deformado, con todos asociados con 10 octaedros. Por lo que las estructuras

de bandas electrónicas y las densidades de masa difieren debido a las disposiciones cristalinas únicas (I. Ahmad et al., 2024).

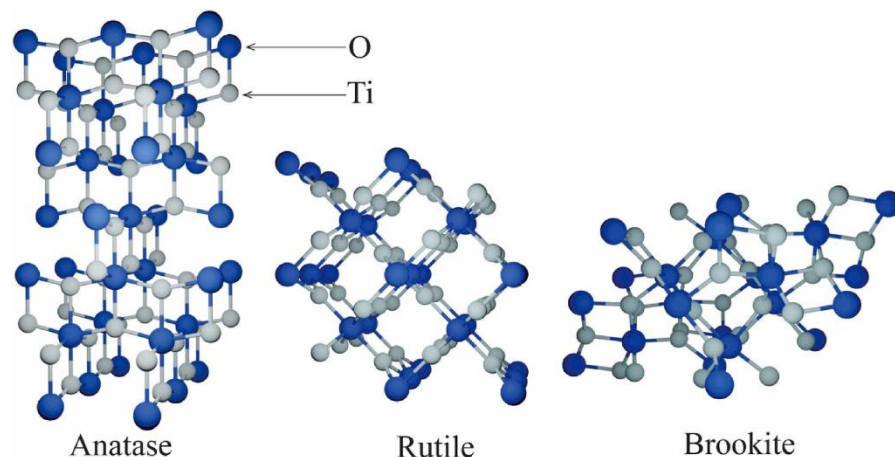


Figura 2. Ilustración esquemática de las fases cristalinas del TiO_2 (anatasa, rutilo y brookita). Imagen tomada de (Peiris et al., 2021).

La fase anatasa ha sido considerada como candidato óptimo para la actividad fotocatalítica en comparación con la fase rutilo debido a su mejor estabilidad, alta porosidad, existencia de grupos $\bullet\text{OH}$, mayor área superficial y buenos resultados fotocatalíticos (Kanakaraju & Chandrasekaran, 2023). En cambio, la fase brookita no ha sido identificada para reacciones fotocatalíticas y es difícil de fabricar (Ge et al., 2022). Se ha comprobado que la anatasa con una cantidad traza de rutilo alcanza un rendimiento fotocatalítico máximo debido a la interacción sinérgica entre las dos formas cristalinas, lo que reduce la recombinación foto inducida de e^- y h^+ al generar pozos de energía que actúan como extractos de electrones generados a partir del rutilo de band gap más pequeña (X. Wang et al., 2022).

3.5 Contaminantes emergentes

3.5.1 Acetaminofén

El acetaminofén conocido popularmente como paracetamol o llamado químicamente como N-(4-hidroxifenil) acetamida (Figura 3) es uno de los medicamentos analgésicos y antipiréticos de venta libre, con receta y ampliamente utilizado a nivel mundial (Phong Vo

et al., 2019). De manera que desde su primer uso clínico (1893) es uno de los medicamentos más importantes por la Organización Mundial de la Salud (Józwiak-Bebenista & Nowak, 2014) y por consiguiente su alta producción lo ha colocado en una tasa de crecimiento anual de 780 millones de dólares en 2023 (Manna et al., 2022).

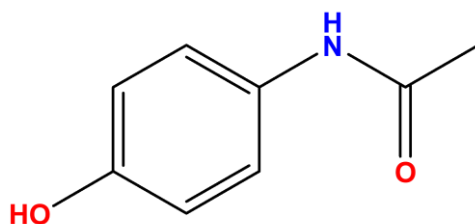


Figura 3. Estructura química del N-(4-hidroxifenil) amida.

Debido a su producción extensiva, su amplia aplicación clínica, el consumo no regulado, el uso imprudente y la eliminación inadecuada provoca una liberación masiva de acetaminofén hacia el medio ambiente a través de industrias farmacéuticas, efluentes de hospitales, ganadería y aguas residuales domésticas (Zillien et al., 2022). Donde se han detectado con mayor frecuencia en varios entornos, como aguas residuales, aguas superficiales naturales, aguas subterráneas y arroyos, con concentraciones que varían de concentraciones de ng/L a mg/L (Phong Vo et al., 2019b). Al ser una forma de compuesto biológicamente activo, el acetaminofén amenaza activamente a los organismos terrestres y acuáticos incluso a concentraciones diminutas (ng/L a mg/L) (Freitas et al., 2015). Por ende, la liberación directa de aguas residuales no tratadas o parcialmente tratadas, una fuente importante de acetaminofén puede tener efectos eco toxicológicos graves en las especies acuáticas y efectos cancerígenos y mutagénicos en los seres humanos (Vieira et al., 2024). Por lo tanto, es importante eliminar adecuadamente el acetaminofén y sus productos de degradación del agua antes de su descarga al medio ambiente para preservar la calidad ambiental y mitigar sus efectos perjudiciales tanto en los ecosistemas como en la salud humana (Bakhtshokouhi & Assadi, 2025). Sus principales propiedades físicas y químicas del acetaminofén se muestran en la Tabla 3 (National Center for Biotechnology Information, 2025).

Tabla 3. Propiedades físicas y químicas del acetaminofén.

Propiedades físicas y químicas	
Descripción física	Sólido cristalino blanco e inodoro
Peso molecular (g/mol)	151.16 g/mol
Punto de fusión (°C)	168 °C
Punto de ebullición (°C)	>500 °C
Solubilidad en agua	14 g L ⁻¹
pH	6.0
pka	9.38

3.5.2 Azul de metileno

El colorante azul de metileno (MB) es un compuesto aromático heterocíclico que se caracteriza por tener una estructura plana, tiene un peso molecular de 319.9 g/mol su fórmula química es C₁₆H₁₈N₃SCl y químicamente nombrado cloruro de 3,7-bis(dimetilamino) fenotiazina cloruro de tetrametiltionina (Kuang et al., 2020). Dicho colorante azul sintético, catiónico de tiazina se utiliza ampliamente en la industria textil para la coloración de fibras y en medicina para la tinción y medidas preventivas (Dardouri & Sghaier, 2017). Las especificaciones de las propiedades y la estructura del azul de metileno se muestran en la Tabla 4 y Figura 4 respectivamente (Centro Nacional de Información Biotecnológica, 2025a).

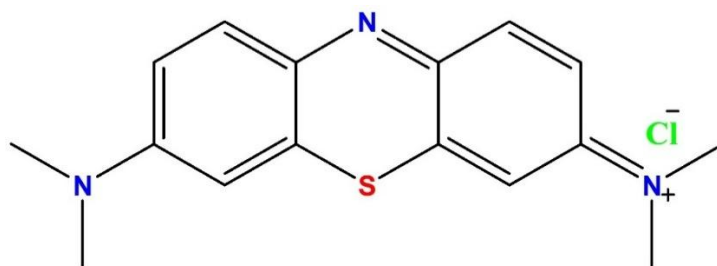


Figura 4. Estructura química del cloruro de 3,7-bis(dimetilamino) fenotiazina cloruro de tetrametiltionina.

El azul de metileno tiene muchas aplicaciones, en el área farmacéutica, fue de los primeros fármacos antipalúdicos especialmente eficaz para la malaria *falciparum* en el continente africano (Bosoy et al., 2017), y se utiliza para tratar la metahemoglobinemia, la hipotensión y la cirrosis hepática (Oladoye et al., 2022). Industrialmente el azul de metileno se utiliza ampliamente como agente colorante para teñir telas, papeles y cueros (Koyuncu & Kul, 2020) y como aditivo alimentario indirecto en el sector alimenticio y en la acuicultura para curar una variedad de enfermedades en peces (Wati et al., 2020). A pesar de sus ventajas en la industria, el azul de metileno es tóxico y plantea riesgos para la salud humana y el medio ambiente en concentraciones específicas (Ahmed et al., 2023). Además, es no biodegradable, ambientalmente persistente, altamente tóxico y es resistente a la luz, a la oxidación, el calor y el agua (Din et al., 2021).

El azul de metileno contribuye de forma importante a la contaminación global del agua, siendo la industria textil una de las principales fuentes de contaminación en los sistemas hídricos lo que plantea riesgos significativos para la salud cuando está presente por encima de ciertas concentraciones ($>1 \text{ mg L}^{-1}$) debido a su toxicidad inherente (Rashid Ahmed & Kayani, 2024). Los efectos adversos para la salud humana asociados con la exposición prolongada al azul de metileno abarcan una amplia gama de condiciones, como complicaciones gastrointestinales, trastornos respiratorios, problemas del sistema nervioso central y cardiovasculares, complicaciones genitourinarias y efectos dermatológicos (Ramsay et al., 2007). Por lo tanto, la eliminación del azul de metileno de las aguas residuales es importante para el medio ambiente para evitar los efectos tóxicos que plantea a la salud humana y al medio ambiente (Halim et al., 2025).

Tabla 4. Propiedades físicas y químicas del azul de metileno.

Propiedades físicas y químicas

Descripción física	Cristales o polvo de color verde oscuro, las soluciones en agua o alcohol son de color azul oscuro.
Peso molecular (g/mol)	319.9 g/mol
Punto de fusión (°C)	110 °C
Punto de ebullición (°C)	190 °C (descomposición)
Solubilidad en agua	43.6 g L ⁻¹
pH	4.5
pka	3.8

3.5.3 Ácido 2,4-diclorofenoxiacético

El ácido 2,4-diclorofenoxiacético con formula química $C_8H_6O_3Cl_2$ conocido popularmente como “2,4-D” (Figura 5), es uno de los herbicidas aniónicos más utilizados a nivel mundial debido a su movilidad, bajo costo y alta resistencia en suelo y agua, es empleado para el control de maleza de hoja ancha en jardines, pastizales, cultivos de trigo, arroz y cítricos entre otros (Popp et al., 2013). A nivel comercial se clasifican en dos formulaciones, sal de dimetilamina y éster isobutílico de 2,4-D (Figura 6) que son utilizados en aproximadamente del 90 al 95% del uso total en todo el mundo (Islam et al., 2018). Las especificaciones de las propiedades del 2,4-diclorofenoxiacético se muestran en la Tabla 5 (Centro Nacional de Información Biotecnológica, 2025) .

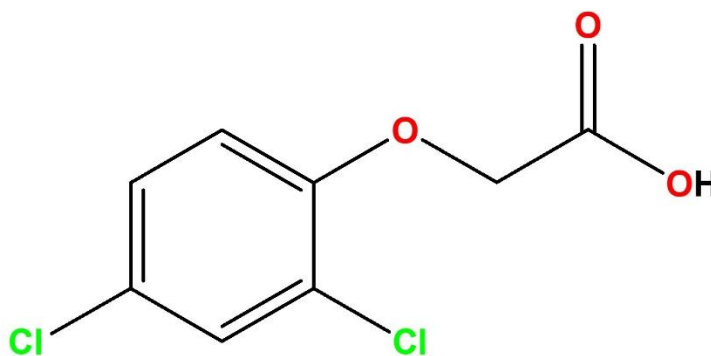


Figura 5. Estructura química del 2,4-diclorofenoxiacético.

Debido a su uso constante, se ha podido identificar y cuantificar en aguas superficiales y subterráneas debido a su baja absorción en el suelo, alta lixiviación y ligera solubilidad en agua (W. Yang et al., 2013). Dicho herbicida ha sido clasificado como posible agente cancerígeno humano y es un disruptor endocrino que afecta al sistema nervioso central y periférico (Garabrant & Philbert, 2002). La Agencia de Protección Ambiental a nivel mundial ha legislado su aplicación de $70 \mu\text{g L}^{-1}$ y en México la Secretaría de Salud estableció $30 \mu\text{g L}^{-1}$ como los límites máximos permisibles en agua para consumo humano (Reguero-Márquez et al., 2022).

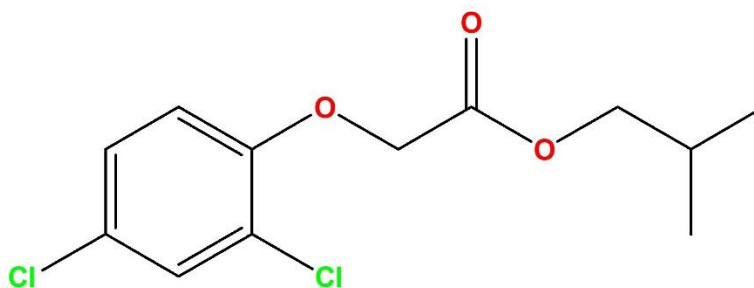


Figura 6. Estructura química de la formulación 2,4-diclorofenoxiacético éster isobutílico.

El 2,4-diclorofenoxiacético es el cuarto herbicida más utilizado en México con 273,239. 48 Kg/i.a durante el periodo de 2007 a 2015 y generó un aumento de 33 977 mil toneladas en 2018 (SEMARNAT, 2022) por lo que se estima un alto consumo en los próximos años. Se ha estimado que alrededor de 91.7% del 2,4-D aplicado en el cultivo termina en aguas superficiales o subterráneas (Mountassif et al., 2008), ocasionando un alto riesgo a los organismos acuáticos de diferentes niveles tróficos, lo que ocasiona efectos tóxicos asociados a la dosis y a la frecuencia de exposición (Islam et al., 2018). Por lo que, la eliminación del 2,4-D de las aguas residuales es importante para el medio ambiente para evitar los efectos nocivos a la salud humana y al medio ambiente.

Tabla 5. Propiedades físicas y químicas del 2,4-D éster isobutílico

Propiedades físicas y químicas

Descripción física	Líquido inodoro de color café
Peso molecular (g/mol)	277.14 g/mol
Punto de fusión (°C)	87 °C
Punto de ebullición (°C)	135 °C
Solubilidad en agua	900 mg L ⁻¹
pH	1.4
pka	2.8

3.6 Diseño de experimentos

El diseño de experimentos (DoE por sus siglas en inglés) es una metodología sistemática que se utiliza para planificar, realizar y analizar experimentos de manera eficiente. Su propósito es evaluar variables o factores que influyen en los resultados de un proceso o sistema (Eriksson et al., 2008). Se utiliza el diseño de experimentos para diversos fines entre ellos son: Desarrollo de nuevos productos y procesos, mejora de productos y procesos existentes, optimización de la calidad y el rendimiento de un producto, optimización de un procedimiento de fabricación existente, detección de factores importantes, minimización de costes de producción y contaminación y pruebas de robustez de productos y procesos (Eriksson et al., 2008).

El diseño de experimentos se utiliza en diversos sectores industriales, entre ellos son: la industria química, la industria de los polímeros, la industria automotriz, la industria farmacéutica, la industria farmacéutica, la industria biotecnológica, la industria alimentaria y láctea, la industria de la celulosa y el papel, la industria siderúrgica y minera, la industria del plástico y pinturas, la industria de las telecomunicaciones y marketing (donde se le conoce como análisis conjunto) (Eriksson et al., 2008).

El diseño de experimentos tiene tres objetivos experimentales principales. El primer objetivo experimental es el “screening”. El “screening” se utiliza para identificar los factores más influyentes y determinar los rangos en que deben investigarse, este es un objetivo bastante sencillo, por lo que los diseños “screening” requieren pocos experimentos en relación con el número de factores. El segundo objetivo experimental es la “optimización”, aquí el interés radica en definir que combinación de los factores importantes dará como resultado condiciones operativas óptimas. Dado que la optimización es más compleja que el “screening”, los diseños de optimización requieren más experimentos por factor. El tercer objetivo experimental es la “prueba de robustez”, su objetivo es determinar la sensibilidad de un producto o procedimiento de producción a pequeños cambios en el factor. Estos pequeños cambios suelen corresponder a fluctuaciones de los factores que se producen durante un “mal día” de producción o porque el cliente no sigue las instrucciones de uso del producto (Eriksson et al., 2008).

3.7 Conceptos básicos del electrohilado

El principio básico del electrohilado se remonta a finales del siglo XIX (1882), cuando Lord Rayleigh publicó un artículo sobre los chorros de líquido delgado en los campos eléctricos y su estabilidad. Cooley y Morton en 1902 emitieron sus patentes sobre electro-pulverización para fluidos de dispersión eléctrica. Taylor más tarde simuló de forma matemática el proceso de electrohilado para describir el efecto de la fuerza eléctrica sobre la gota de fluido formando una forma de cono, conocida como cono de Taylor que se ilustra en la Figura 7a (Y. Li et al., 2021). Por lo que, en la década de 1990, el electrohilado cobró un mayor impacto debido al avance tecnológico en nanociencia.

Actualmente, la investigación relacionada con las nanofibras electrohiladas se ha convertido en un campo de mayor crecimiento que han experimentado varias revoluciones

en las últimas dos décadas gracias al avance tecnológico, lo que ha dado lugar a avances significativos en la comprensión y aplicaciones a nivel micro y nano (Xue et al., 2019).

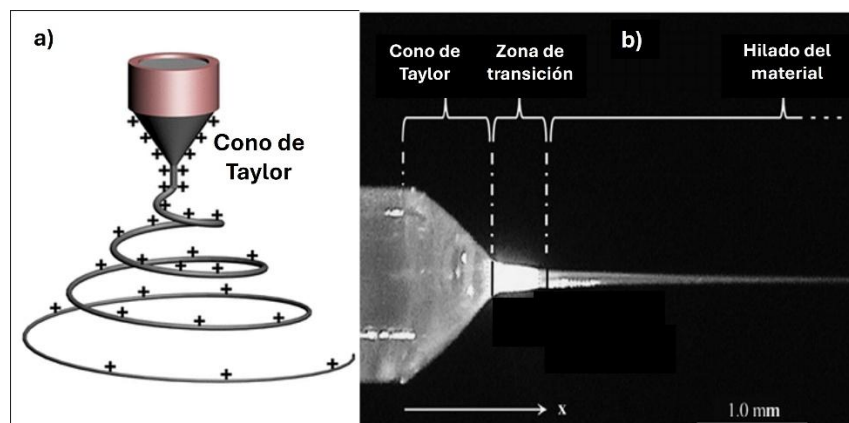


Figura 7. a) Ilustración de Cono de Taylor, b) Formación del cono de Taylor. Imagen tomada de (Khalil et al., 2013; Xue et al., 2019).

El electrohilado es una técnica comparativamente adaptable para la fabricación de nanofibras ultrafinas 1D, membranas no tejidas 2D y andamios 3D, que son de gran interés en la comunidad científica e industrial (Min et al., 2015). Se presenta en la Figura 8 la configuración básica para el electrohilado que consta de tres partes principales: una sección de hilandería, una fuente de alimentación de alto voltaje y un colector de metal. La sección de hilandería contiene una solución polimérica, una hilera es decir una jeringa con una aguja metálica delgada y una bomba de inyección para inyectar la solución polimérica a un caudal constante (Xue et al., 2019). Se suministra corriente continua o alterna para que la gota precursora en la punta de la aguja se cargue conectando la aguja a la fuente de alimentación de alto voltaje, creando así una fuerza de repulsión coulombiana (Y. Li et al., 2021). A la vez, existen otras fuerzas como la tensión superficial, la fuerza electrostática, la viscoelástica, la fuerza de gravedad y la fuerza de arrastre del aire.

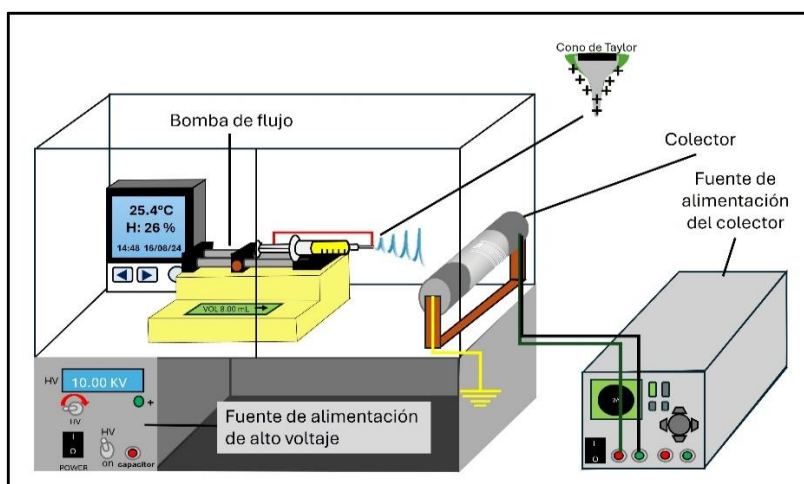


Figura 8. Representación esquemática del equipo de electrohilado. Elaboración propia.

Durante el proceso de electrohilado, las nanofibras poliméricas se forman a partir de que el potencial aplicado del material alcanza un valor crítico requerido para así superar la tensión superficial del líquido, así pues, un hilo del material es expulsado desde la punta del cono formando el electrohilado del material (Figura 7.b). El proceso de formación de las nanofibras está sometida principalmente a tres etapas: 1) inicio del chorro en la parte superior de la hilera y desarrollo de un chorro rectilíneo; 2) deformación por flexión con trayectorias en bucle y en espiral acompañadas de la evaporación de disolventes para la formación de nanofibras solidificadas y 3) recolección de nanofibras (Liao et al., 2018a).

3.8 Factores que afectan el proceso de electrohilado

Para obtener una buena “electrohilabilidad” a menudo se define como la formación continua de fibra con un diámetro de fibra uniforme y presentar defectos mínimos de cordón en la cuerda capaz de iniciar el chorro y girar de manera aceptable bajo un campo electrostático aplicado (Luo et al., 2012). Las variables principales son la solución (viscosidad/concentración, conductividad, peso molecular, tensión superficial y selección de disolventes), las condiciones operacionales del electrohilado (voltaje aplicado, flujo o caudal y distancia entre la punta de hilera y el colector) y las condiciones ambientales

(humedad y temperatura) que tienden a afectar su proceso y juega un gran papel en la determinación de la calidad deseada de las fibras electrohiladas (Ren et al., 2017).

Uno de los factores importantes para controlar la morfología estructural de la nanofibra es la viscosidad de la solución polimérica, que es directamente proporcional a la concentración como a la tensión superficial de la solución polimérica. Existe un umbral de concentración de polímero para la fabricación exitosa de nanofibras, las estructuras de perlas en cuerda tienen a producirse cuando se utilizan soluciones de polímero con una concentración más baja y con una viscosidad baja que está relacionada con el peso molecular promedio en peso ($\bar{M}_w$) (Hu et al., 2011; Kim et al., 2021). Con el aumento de la concentración y viscosidad del polímero, las perlas en nanofibras cambian gradualmente de forma esféricas a formas similares a husos y eventualmente nanofibras con diámetros uniformes (Bhardwaj & Kundu, 2010). Por lo cual la concentración de polímero también determina la capacidad de giro de solución, y la solución debe tener una concentración de polímero lo suficientemente alta para que se produzca entrelazamientos en cadena, por lo que el diámetro de las nanofibras aumenta y el tamaño de los poros aumenta, por lo que existe un valor de viscosidad óptimo específico del polímero para el electrohilado (Sill & von Recum, 2008).

La conductividad de la solución está determinada principalmente por los polímeros y disolventes utilizados, así como la existencia de sales ionizables. La conductividad de una solución de polímero se puede mejorar drásticamente introduciendo iones en la solución, por lo que las soluciones altamente conductoras son las preferidas en el electrohilado, ya que tienden a generar nanofibras más delgadas con una curvatura drástica y un secado rápido (Wongchitphimon et al., 2011)). Sin embargo, el exceso de conductividad puede ocasionar inestabilidad del cono de Taylor, por lo que crea microesferas y redes (Wongchitphimon et al., 2011).

Las estructuras y morfologías de las nanofibras están directamente relacionado por las condiciones operacionales de electrohilado, el parámetro más importante y clave es la

magnitud del campo eléctrico aplicado que determina la fuerza electrostática cargada sobre las gotitas poliméricas en las hileras, así como la carga retenida en el chorro (Hu et al., 2011). Por lo que el voltaje umbral para generar hileras es proporcional a la concentración/viscosidad del material. La formación de nanofibras más delgadas se favorece bajo un voltaje aplicado más alto (Wongchitphimon et al., 2011). Mientras tanto, un voltaje muy alto puede generar nanofibras con diámetros más grandes, así pues, se requiere un voltaje óptimo para obtener nanofibras más delgadas (Liao et al., 2018b).

La distancia de trabajo entre la hilera y el colector es de suma importancia ya que la solidificación depende de la evaporación del disolvente, por lo que se necesita una distancia de operación suficiente entre la punta de la hilera y el colector para garantizar la formación de nanofibras secas antes de la deposición en el colector (X. Zhang et al., 2009). Cuando la distancia esta fuera de un rango óptimo se han reportado formación de perlas en las nanofibras. Así mismo el diámetro de las nanofibras se reduce al disminuir el tamaño del orificio y recientemente se reveló que el aumento del diámetro de las nanofibras esta correlacionado con el aumento de la velocidad de flujo de hilado (Liao et al., 2018b; X. Zhang et al., 2009).

Por ultimo las condiciones ambientales juegan un papel primordial en la obtención de nanofibras ya que la elevación de la temperatura puede acelerar la evaporación de los disolventes, que solidifican las nanofibras y terminan el estiramiento eléctrico de los chorros de fluido prematuramente, así como la obtención de una textura quebradiza y poco flexible (G. Z. Yang et al., 2017). El hecho de que numerosos polímeros son sensibles a la temperatura, se debe realizar más trabajo para estudiar los efectos de la temperatura circundante en diferentes polímeros (Liao et al., 2018b). La humedad ambiental es un parámetro crucial para el desarrollo de nanofibras de manera que un aumento considerable de la humedad puede ocasionar una mala operación de electrohilado evitando la formación de nanofibras en cambio a una humedad ambiental muy baja genera nanofibras más delgadas y con una estructura menos pegajosa (X. Wang et al., 2011).

3.9 Diferentes biomodelos eco toxicológicos

La ecotoxicología se centra en el estudio de los efectos de las sustancias tóxicas en los sistemas ecológicos. En dicho campo, la sensibilidad desempeña un papel importante en la comprensión de los impactos de las toxinas (contaminantes) en los organismos, las poblaciones, las comunidades y los ecosistemas (Edo et al., 2024). El aspecto clave de la ecotoxicología es la identificación de los diferentes organismos (biomodelos) exhiben diferentes sensibilidades a las sustancias tóxicas. Por lo que la sensibilidad de los organismos dentro de un ecosistema es una consideración crucial en la ecotoxicología ya que influye en como las sustancias tóxicas interactúan con diferentes organismos y pueden tener efectos profundos en la dinámica de la población, la estructura de la comunidad y el funcionamiento del ecosistema (Manisalidis et al., 2020). Así, se han identificado un orden de sensibilidad al evaluar cuatro niveles tróficos de organismos de agua dulce los cuales son: invertebrado *Daphnia magna* > alga (*C. reinhardtii*) > bacteria (*E. coli*) > vertebrado (*D. rerio*) (F. Wu et al., 2019).

3.9.1 *Daphnia magna* como biomodelo ecotoxicológico

La *Daphnia magna* es un cladóceros planctónico pequeño y el más grande del género *Daphnia*, se encuentran comúnmente en el hemisferio norte y se pueden encontrar en cuerpos de agua dulce y salobre, incluidos lagos, ríos y charcas temporales (B. Y. Lee et al., 2019). *Daphnia magna* es utilizado como especies modelos o biomodelos en diversas áreas de investigación biológica, incluyendo ecología, la ecotoxicología y biología reproductiva debido a su importante posición en la cadena alimentaria acuática (Miner et al., 2012). Además, presenta características interesantes como un cuerpo transparente para una fácil observación de la estructura anatómica interna bajo el microscopio, fácil mantenimiento en el laboratorio y un tiempo de generación rápido (B. Y. Lee et al., 2019). En ecotoxicología *D.*

magna ha sido considerada como un buen organismo modelo, ya que es sensible a los factores estresantes ambientales y a los cambios ambientales y se ha utilizado para pruebas de reproducción, estudios de toxicidad aguda y pruebas de toxicidad crónica en respuesta a diversos productos químicos (B. Y. Lee et al., 2019; Persoone et al., 2009).

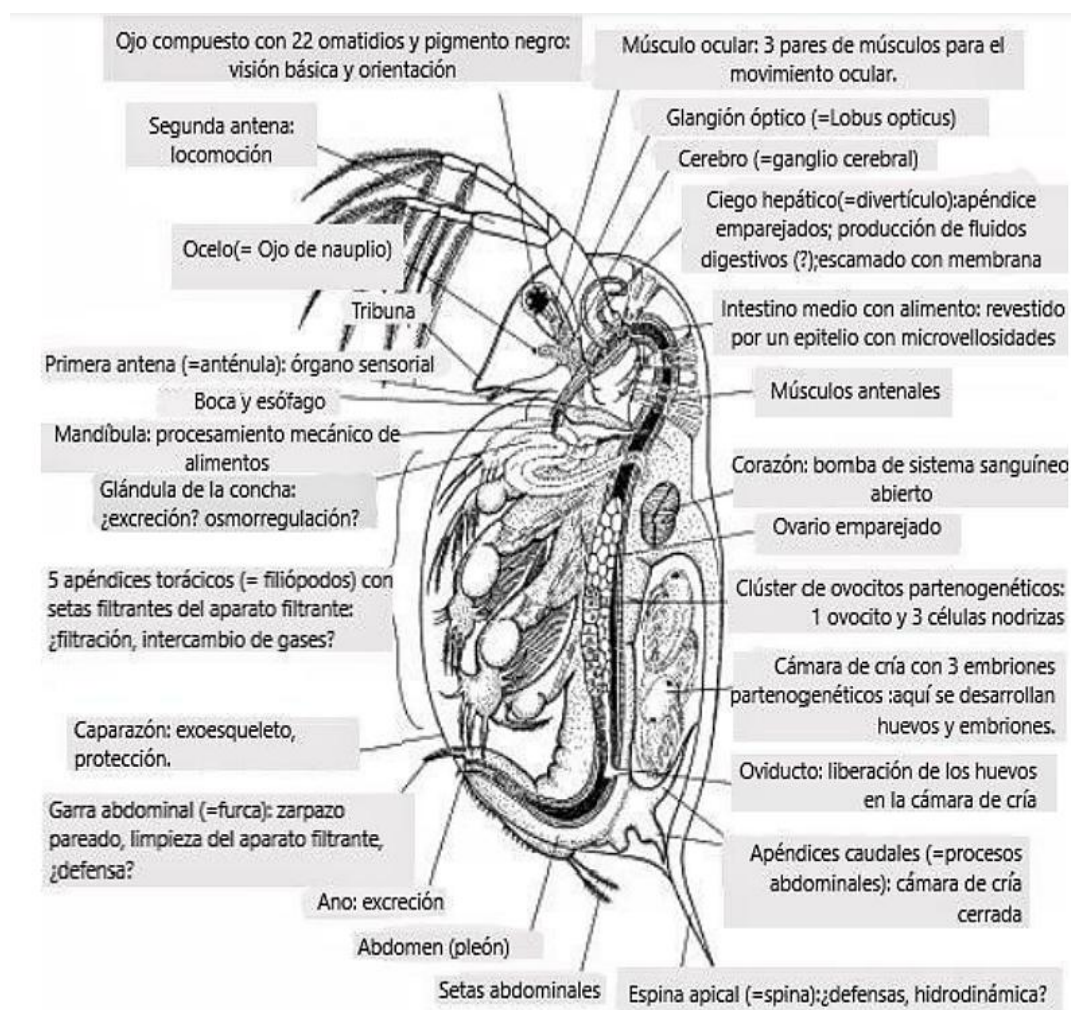


Figura 9. Morfología de *Daphnia magna*. Imagen tomada de (Dieter Ebert, 2005).

En cuanto a sus características morfológicas (Figura 9), *Daphnia magna* tiene un tamaño aproximado de 5 a 6 mm (B. Y. Lee et al., 2019). Su exoesqueleto está constituido de quitina, con respecto a su ciclo de vida se caracteriza por una reproducción asexual o sexual dependiendo las condiciones estresantes en el ambiente (Figura 10). De manera general experimenta partenogénesis cíclica, donde una hembra produce una nidada de huevos

(amícticos) en la cámara de cría, liberada después de cada muda. Los embriones eclosionan después de 24 horas a 20 °C, después de 3 días, la madre libera neonatos idénticos a ella. Los primeros huevos se depositan en la cámara de cría entre los 5 a 10 días de edad. Una hembra adulta puede poner una nueva nidada cada 3 o 4 días hasta el final de su vida (*Daphnia magna* vive aproximadamente durante 45 días) (Dieter Ebert, 2005).

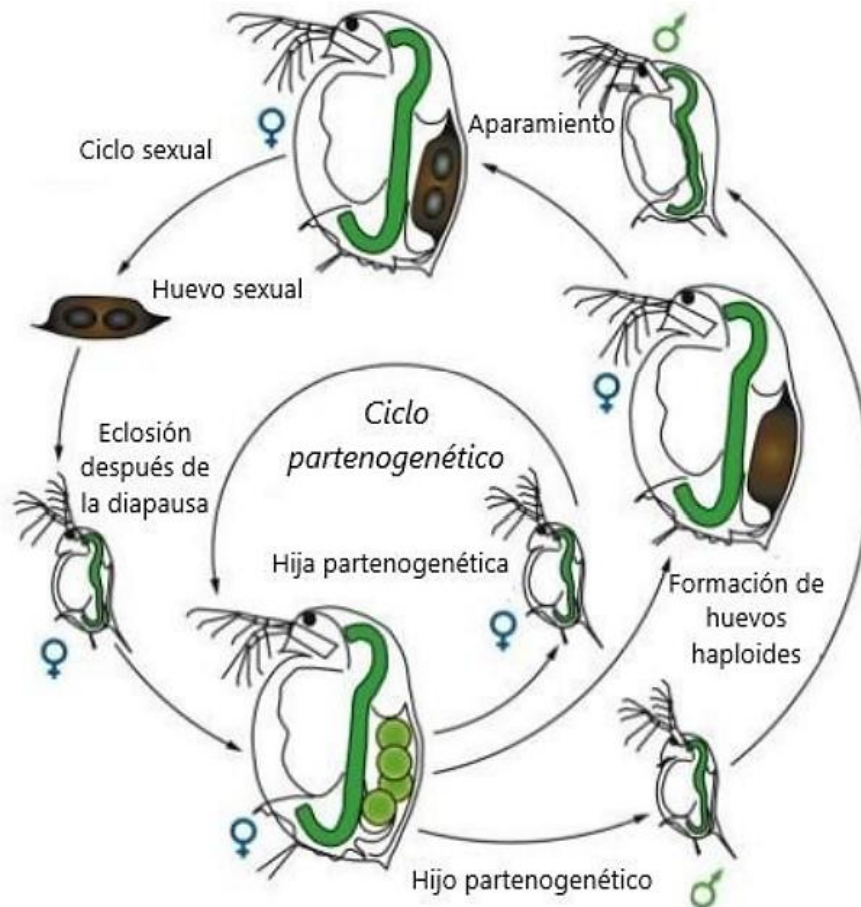


Figura 10. Ciclo partenogenético y ciclo sexual de *Daphnia magna*. Imagen tomada de (Dieter Ebert, 2005).

4. JUSTIFICACIÓN

La contaminación del agua ha aumentado considerablemente en los últimos años por lo que la descarga continua de aguas residuales cargadas de fármacos, colorantes textiles, herbicidas y otros contaminantes representa una seria amenaza para el medio ambiente y la salud pública. Por lo que esta investigación se justifica en la necesidad de desarrollar tecnologías de tratamiento avanzadas, como la fotocátalisis heterogénea en la implementación de nanofibra electrohiladas a partir de óxidos metálicos ($\text{TiO}_2\text{-WO}_3$), que permiten una degradación eficiente y generación de efluentes ambientalmente seguros. Su importancia radica en la aportación al conocimiento científico, innovación tecnológica, así mismo como el fortalecimiento de prácticas sustentables en el tratamiento de aguas residuales industriales con un gran impacto en la protección del medio ambiente.

Por lo que, en este trabajo se realizó la síntesis de las nanofibras de TiO_2 puro y TiO_2 a diferentes concentraciones de WO_3 al 4, 7 y 10% en peso a partir del precursor de ácido fosfotúngstico ($\text{W}_{12}\text{O}_{40}\text{H}_3\text{P}$), utilizando polivinilpirrolidona (PVP) al 8% con respecto a los disolventes utilizados como base polimérica, las nanofibras se procesaron y se calcinaron a 500 °C y a 600 °C para obtener diferentes fases cristalinas de TiO_2 (anatasa y rutilo). Seguido de la caracterización que se llevó a cabo mediante Difracción de Rayos X (DRX), espectroscopia Raman, Microscopía Electrónica de Barrido acoplado con espectroscopia de rayos X por dispersión de energía (SEM-EDS), Espectroscopía Infrarroja (IR) y la Espectroscopía UV-Vis con Reflectancia Difusa para confirmar la formación de nanofibras. Se realizó la degradación fotocatalítica mediante radiación UV de contaminantes como acetaminofén y la mezcla de azul de metileno- acetaminofén-2,4-D éster isobutílico (herbicida) a una concentración específica obtenida por el análisis de diseño de experimentos y ver los efectos ecotoxicológicos de los crudos de la degradación fotocatalítica en organismos no blancos como el modelo de agua dulce *Daphnia magna* ya que puede bioacumular sustancias tóxicas en un corto periodo de tiempo con cambios en su metabolismo y fisiología.

5. HIPÓTESIS

Las nanofibras de TiO_2 dopadas con WO_3 obtenidas por el método de electrohilado presentarán una mayor eficiencia en la degradación fotocatalítica de acetaminofén, azul de metileno y 2,4-D éster isobutílico bajo luz ultravioleta y en condiciones ambientales, debido a la reducción del band gap y el aumento de la estabilidad de la fase anatasa.

6. OBJETIVOS

6.1 Objetivo general

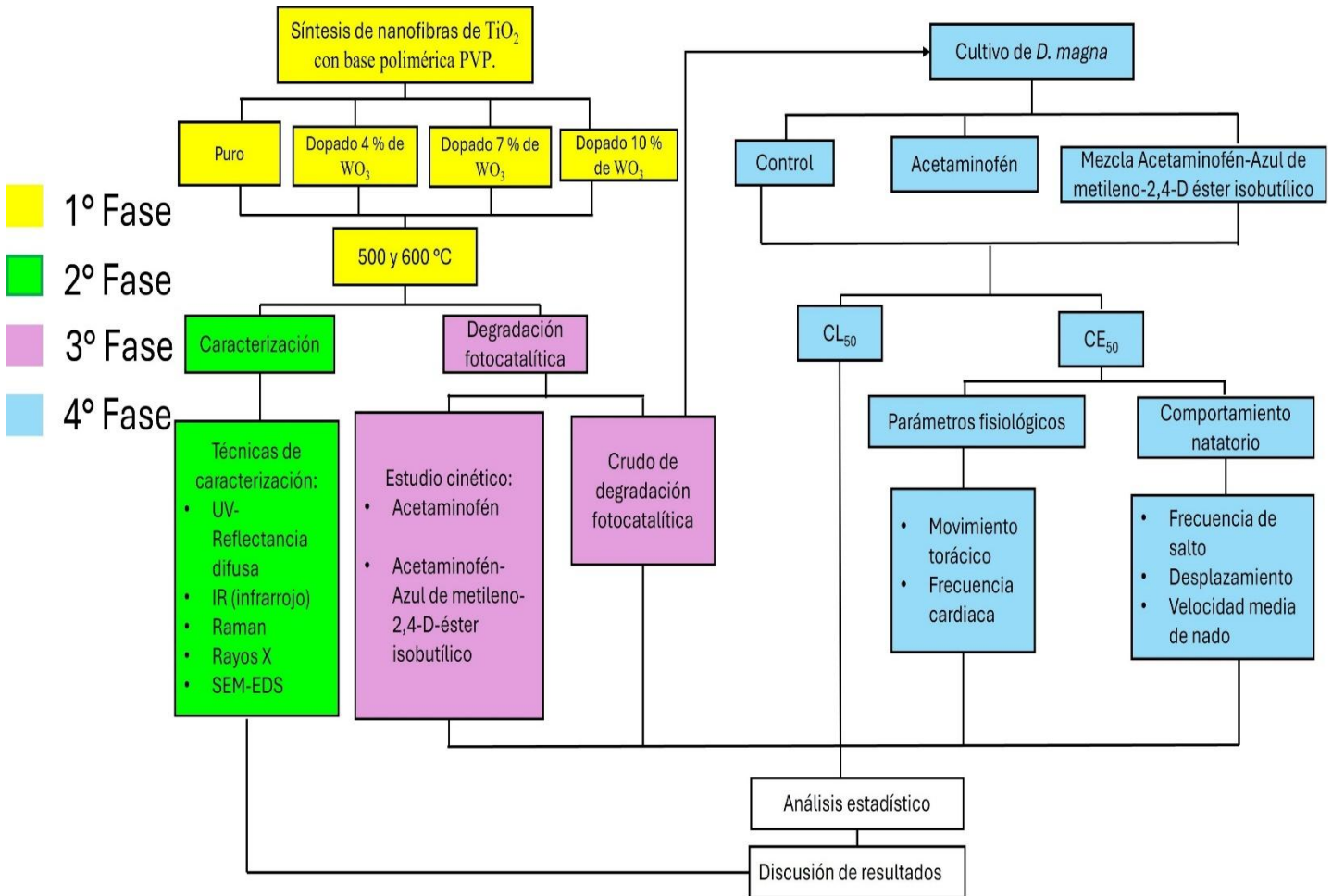
- Sintetizar nanofibras de óxido de titanio (TiO_2) nanoestructurados a partir de una base de polivinilpirrolidona (PVP) para la degradación de compuestos acuosos y evaluar su ecotoxicidad utilizando biomodelos.

6.2 Objetivos específicos

- Sintetizar nanofibras de $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ con ácido fosfotúngstico $\text{W}_{12}\text{O}_{40}\text{H}_3\text{P}$ como precursor al 4, 7 y 10% en peso respecto al TiO_2 .
- Caracterizar las nanofibras de óxido de titanio ($\text{TiO}_2\text{-WO}_3$) con ácido fosfotúngstico $\text{W}_{12}\text{O}_{40}\text{H}_3\text{P}$ al 4, 7 y 10% en peso respecto al TiO_2 mediante UV-Vis, infrarrojo (IR), Raman, rayos X y SEM-EDS de los tratamientos térmicos de 500 y 600 °C.
- Aplicar el diseño de experimentos (DoE) para optimizar los procesos de degradación fotocatalítica y efectos de la mezcla de los contaminantes.
- Evaluar las fibras de $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ por medio de fotocatálisis utilizando luz UV para la degradación de acetaminofén y la mezcla de azul de metileno-acetaminofén-2,4-D éster isobutílico.
- Determinar la CL_{50} y CE_{50} en *Daphnia magna* del acetaminofén y la mezcla de azul de metileno-acetaminofén-2,4-D éster isobutílico, así como del crudo resultante de la foto degradación catalítica de la mejor nano fibra obtenida dopada con WO_3 .

- Evaluar el efecto ecotoxicológico en *Daphnia magna* a través de parámetros fisiológicos (frecuencia cardíaca y torácica) y comportamiento natatorio (distancia recorrida y frecuencia media de salto) en los crudos de la foto degradación catalítica de la mejor nano fibra obtenida dopada con WO_3 .

7. DIAGRAMA DE TRABAJO



8. METODOLOGÍA

8.1 Síntesis y elaboración de nanofibras

8.1.1 Reactivos para la preparación de las nanofibras

Se adquirió polivinilpirrolidona (PVP, con peso molecular promedio de 1 300 000 g/mol) y butóxido de titanio (IV) (TNBT) de grado analítico al 95 % de pureza, ácido fosfotúngstico hidratado “W₁₂O₄₀H₃P” (PTA) de grado analítico como precursor del WO₃, n-butanol (pureza del 99,8 %) y ácido acético glacial (pureza del 99,8 %) de Sigma-Aldrich (Estados Unidos de América).

8.1.2 Preparación de las nanofibras de TiO₂-WO₃

Para preparar soluciones de TiO₂ puro y a diferentes concentraciones de precursor de PTA (% p/p), con un 8 % de PVP como base polimérica respecto a n-butanol y ácido acético glacial, se disolvió PVP (0,532 g) en n-butanol (5,3 ml) y ácido acético glacial (1,35 ml) con agitación continua, añadiendo posteriormente TNBT (2 ml). Para las diferentes concentraciones de PTA, se disolvió al 4 % (0,028 g), 7 % (0,046 g) y 10 % (0,067 g) hasta obtener una solución homogénea.

8.1.5 Electrohilado y tratamiento térmico de nanofibras hiladas

La solución resultante se cargó en una jeringa de plástico de 10 mL con una aguja de plástico de calibre 21, el equipo de electrohilado se ajustó a voltaje de 10 kV, el caudal fue de 1.0 mL/h y la distancia de recolección se ajustó a 10 cm. Las fibras electrohiladas se recogieron sobre un rodillo de acero inoxidable envuelto en papel de aluminio como colector a 50 rpm y conectado a tierra. Posteriormente, las fibras se dejaron reposar a temperatura ambiente durante 24 horas, las membranas se despegaron cuidadosamente del papel de aluminio y se transfirieron a un crisol para someterse a un tratamiento térmico de 500 °C y 600 °C.

8.2 Caracterización de nanofibras TiO₂ y TiO₂-WO₃

8.2.1 Difracción de rayos X (DRX)

Para obtener los espectros de difracción de rayos X se empleó un difractómetro de rayos X, marca PANalytical EMPYREAN, usando como fuente de radiación cobre monocromática de grafito (Cu a $\lambda = 1.5405 \text{ \AA}$), 30kV y 15 mA. Para el cálculo del tamaño del cristal se utilizó la ecuación de Scherrer, la ecuación se muestra a continuación:

$$D = \frac{0.90 \lambda}{\beta \cos \theta}$$

Donde D es el tamaño de cristal en nm, λ es la longitud de onda de la fuente de radiación de Cu (0.15405 nm), β es el ancho a la altura media de pico (FWHM) en radianes y θ es el ángulo de Bragg en radianes donde se identificaron los planos y fases cristalinas con esta caracterización.

8.2.2 Espectroscopia Raman

La espectroscopia Raman se realizó en un microscopio Micro Raman, marca HORIBA-JOBIN YVON, modelo LabRAM-HR, con un láser de He-Ne en 632.8nm como fuente de excitación. Los espectros Raman se recolectaron con un detector de matriz de Si (Silicio) en la región de 100-1000 cm⁻¹ con una resolución de 4 cm⁻¹ y tiempo de adquisición de 120 s.

8.2.3 Espectroscopia Infrarroja (FT-IR)

La espectroscopia infrarroja es una técnica para la detección de grupos funcionales a través de absorción de la radiación, las moléculas vibran a frecuencias específicas en respuesta a la interacción de la luz con el material. Esta técnica permite obtener espectros de sólidos, líquidos. El espectrofotómetro utilizado es un modelo Agilent Technologies Cary 630 FTIR (Fourier Transform Infrared Spectrophotometer), utilizando el software Microlab Q para el análisis de los espectros.

8.2.4 Espectroscopia UV-Vis

Para observar las transiciones electrónicas presente en los catalizadores, la caracterización por UV-Vis se realizó en un espectrofotómetro de amplio rango, marca Agilent-Varían, modelo Cary 5000, el cual tiene un intervalo de 175 a 3300 nm con accesorio de Reflectancia Difusa (DRS).

8.2.5 Microscopia Electrónica de Barrido (SEM-EDS)

Se utilizó la Microscopia Electrónica de Barrido (SEM) para adquirir las micrografías de la superficie de las nanofibras sintetizadas, se ocupó el microscopio electrónico MAIA 3 Tescan de alto vacío con detector de energía dispersa EDS con un escaneo de voltaje acelerado de 6.5 kV y 15kV, las imágenes adquiridas se procesaron con el software MAIA TC x64.

8.3 Diseño de mezclas de los contaminantes (DoE)

Se utilizó el software MODDE versión 10.1.1 de UMETRICS para diseñar los experimentos (DoE) relacionados con las *formulaciones de mezclas* de los contaminantes seleccionados, con el fin de evaluar la mortalidad en *Daphnia magna* a través de 10 experimentos, que incluyeron diferentes combinaciones de acetaminofén, azul de metileno y 2,4-D éster isobutílico. Posteriormente, se empleó el diseño *Modified Simplex Centroid* para determinar la mezcla óptima que generara la mayor mortalidad en *Daphnia magna*.

8.4 Degradación fotocatalítica del acetaminofén y la mezcla de azul de metileno-acetaminofén- 2,4-D éster isobutílico.

Las soluciones de acetaminofén se prepararon a una concentración de 50 ppm y para las soluciones de la mezcla se utilizaron concentraciones de azul de metileno (10 ppm)- acetaminofén (20 ppm) -2,4-D éster isobutílico (10 ppm). Se dispersaron 70 mg de catalizador en 70 mL de soluciones de acetaminofén a 50 ppm en una probeta de 100 ml, mientras que para la mezcla de los contaminantes se dispersaron de igual forma 70 mg de catalizador en un volumen total de 70 mL, pero ahora compuesto por un 38.55% de azul de metileno, 36 % de 2,4-D éster isobutílico y 25.45% de acetaminofén (% obtenidos por el

diseño de experimentos), ambas soluciones mediante agitación magnética en oscuridad durante 30 minutos. Luego, las reacciones se llevaron bajo una lámpara de UV (13 W, $\lambda=254$ nm) con agitación constante y en flujo continuo de oxígeno. A intervalos de tiempos específicos (0, 1, 2, 3, 5, 10, 15, 30, 60, 120 y 180 minutos) se extrajo 4 mL de la muestra del sistema en viales de vidrio y se centrifugó para separar el catalizador residual, después se midió los barridos de absorción mediante un espectrofotómetro UV-Vis (Marca Jasco V-530) desde 200 a 800 nm. Para los crudos de degradación se realizó el mismo procedimiento, pero las reacciones se llevaron directamente bajo una lámpara de UV durante 3 horas y se almacenó en viales de vidrio.

8.5 Desarrollo del cultivo para *Daphnia magna*.

La NMX-AA-087-SCFI-2010 indica el protocolo adecuado para el mantenimiento de *Daphnia magna*. Los cultivos se iniciaron a partir de 20 individuos hembra con reproducción asexual en 300 ml de agua dura reconstituida (pH de 8.0 ± 0.2) con dureza total de 250 mg/L y recambio una vez por semana. La alimentación se efectuó con alga *Spirulina* triturada de la marca TetraVeggieTM con una concentración de 250,000 células /ml cada tercer día. Los organismos fueron expuestos a un fotoperiodo de 16 horas de luz por 8 horas de oscuridad a una temperatura ambiente (20 ± 2 °C).

8.6 Tratamiento ecotoxicológico agudo y crónico

8.6.1 Evaluación y determinación de la CL₅₀ y CE₅₀ del acetaminofén y la mezcla de azul de metileno-acetaminofén-2,4-D éster isobutílico.

En primera instancia se evaluó la CL₅₀ a 24 horas de exposición de la solución de acetaminofén en *Daphnia magna*. Las concentraciones para el acetaminofén fueron 150, 200, 220 y 250 mg/L y para la evaluación de CE₅₀ a 48 horas de exposición fueron 10, 15, 25 y 50 mg/L. También se determinó la CL₅₀ y CE₅₀ de la mezcla de la solución de azul de metileno-acetaminofén-2,4-D éster isobutílico en diferentes concentraciones y porcentajes de mezcla.

8.6.2 Parámetros fisiológicos

En *Daphnia magna* se evaluaron la frecuencia cardíaca y movimiento torácico como parámetros fisiológicos. La metodología propuesta por (Bownik & Sokołowska, 2017) fue elegida para su correcta evaluación. Se seleccionó un organismo al azar de cada tipo de estadio (neonato, joven y adulto) procedentes de los diferentes tratamientos (del crudo de la degradación fotocatalítica del acetaminofén y mezcla de azul de metileno-acetaminofén-2,4-D éster isobutílico) y el grupo control. Cada organismo fue transferido a un portaobjeto, colocándolo en una gota de solución experimental. Con la ayuda de una cámara digital LEICA ICC50W acoplada a un microscopio de la marca LEICA® con aumento total de 10X, se grabó durante 60 segundos el movimiento del corazón y miembros torácicos. Dichos procedimientos se realizaron por triplicado. Para estimar la frecuencia cardíaca y movimiento torácico, los videos se procesaron en el programa Tracker versión 6.3.1, contabilizando los latidos cardiacos y las contracciones del tórax durante 60 segundos (Rosas Licona, 2023).

8.6.3 Comportamiento natatorio

El comportamiento natatorio se realizó en los crudos de la degradación fotocatalítica obtenidas del acetaminofén y las mezclas de azul de metileno-acetaminofén-2,4-D éster isobutílico donde se determinaron mediante los siguientes parámetros: distancia recorrida y frecuencia de salto, propuesto por (Bownik & Sokołowska, 2017). Los estudios de cada parámetro se realizaron por triplicado eligiendo un individuo al azar de cada estadio (neonato, joven y adulto) procedentes de cada grupo. Los videos fueron capturados a través de una cámara digital Leica® MC170 HD. Para calcular la distancia recorrida los organismos fueron colocados en una caja Petri de plástico de 10 mm de diámetro, constituida por un volumen de 10 ml de la solución experimental. Después de un periodo de aclimatación correspondiente a 20 min, se inició la grabación de su desplazamiento durante 60 segundos (Rosas Licona, 2023).

Con respecto a la frecuencia de salto, los organismos se dispusieron en recipientes cilíndricos pequeños de 30 ml con 15 ml de solución experimental con una aclimatación de 20 minutos en el nuevo recipiente, para luego grabar su frecuencia de salto durante 60 segundos. Los videos fueron analizados a partir del Tracker versión 6.3.1. Así, se registró el rastro con la obtención de la distancia recorrida para calcular la velocidad media de nado (m/s). Similarmente, se logró la cuantificación cuadro por cuadro de los saltos generados (Bownik & Sokołowska, 2017) (Rosas Licona, 2023).

9. RESULTADOS Y DISCUSIONES

9.1 Obtención de nanofibras por la técnica de electrospinning

La síntesis de las nanofibras obtenidas de TiO_2 a diferente porcentaje en peso de WO_3 (4, 7 y 10 %) se realizó por la técnica de electrospinning a 10 kV con un flujo de 1 mL/h a 10 cm de distancia como parámetros establecidos. Las nanofibras elaboradas de TiO_2 y $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ (4, 7 y 10%) se muestran en la Figura 11. Se observa que el aumento del porcentaje del WO_3 en las nanofibras se observa un color crema pálido debido a que la presencia de tungsteno modifica la estructura electrónica y óptica del material, provocando absorción en la región visible y, por ende, un color crema (amarillento) (Kao et al., 2025).

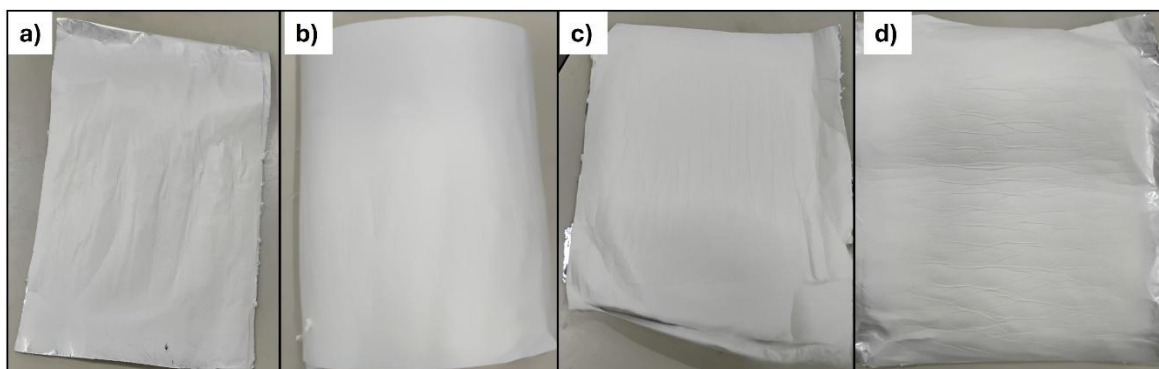


Figura 11. Ilustración de la obtención de las nanofibras con el soporte polimérico polivinilpirrolidona (PVP) a diferentes % (p/p) de WO_3 , a) TiO_2 , b) $\text{TiO}_2\text{-4% WO}_3$, c) $\text{TiO}_2\text{-7% WO}_3$ y d) $\text{TiO}_2\text{-10% WO}_3$.

9.2 Difracción de rayos X (DRX)

La caracterización estructural de las nanofibras obtenidas de TiO_2 a diferente porcentaje en peso de WO_3 (4, 7 y 10 %) a diferentes temperaturas de calcinación se realizó mediante la técnica de difracción de rayos X (DRX). Los patrones de DRX de TiO_2 y $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ (4, 7 y 10%) se muestran en la Figura 12 y 13. El patrón de DRX demuestra que el TiO_2 está presente en forma de anatasa en todas las muestras. Para el TiO_2 puro a 500 °C, los picos en 25.5° [1 0 0], 37.7° [0 0 4], 48.07° [2 0 0], 53.92 [1 0 5] y 55.11 [2 1 1] que se atribuyen a la fase anatasa de TiO_2 y coinciden con el JCPDS 21-1272 (Scarpelli et al., 2018). Con respecto al TiO_2 puro a 600

°C, los picos en 27.47° [1 1 0], 36.17° [1 0 1], 41.24° [1 1 1], 54.304° [2 1 1] y 56.70° [2 2 0] que se atribuyen a la fase rutilo de TiO_2 y coinciden con el JCPDS 21-1276 (Scarpelli et al., 2018). En cambio, los diversos porcentajes de peso (4,7 y 10%) de WO_3 sobre el TiO_2 presentan una pequeña modificación en los picos característicos de TiO_2 como se muestran en las figuras 11(b, c y d) y 12 (b, c y d) lo que podría deberse a la diferencia en los radios iónicos entre W^{6+} (0.06 Å) y Ti^{4+} (0.0605 Å) para la coordinación séxtuple lo que induce algunos cambios en los parámetros de red y la realización de sustituciones isomórficas (Mahmoud et al., 2022). Por otro lado, los DRX de todas las muestras de $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ muestran las mismas características que la anatasa y el rutilo sin ninguna indicación de fase cristalina del ácido fosfotúngstico (HPW) esto es debido a que se transforma a WO_3 a partir de 400°C , por lo que WO_3 se introducen con éxito en la estructura de TiO_2 en lugar de existir en una fase separada (Ariapad & Zanjanchi, 2011) y también sugiere que WO_3 está altamente disperso en la matriz de TiO_2 (Yu et al., 2010).

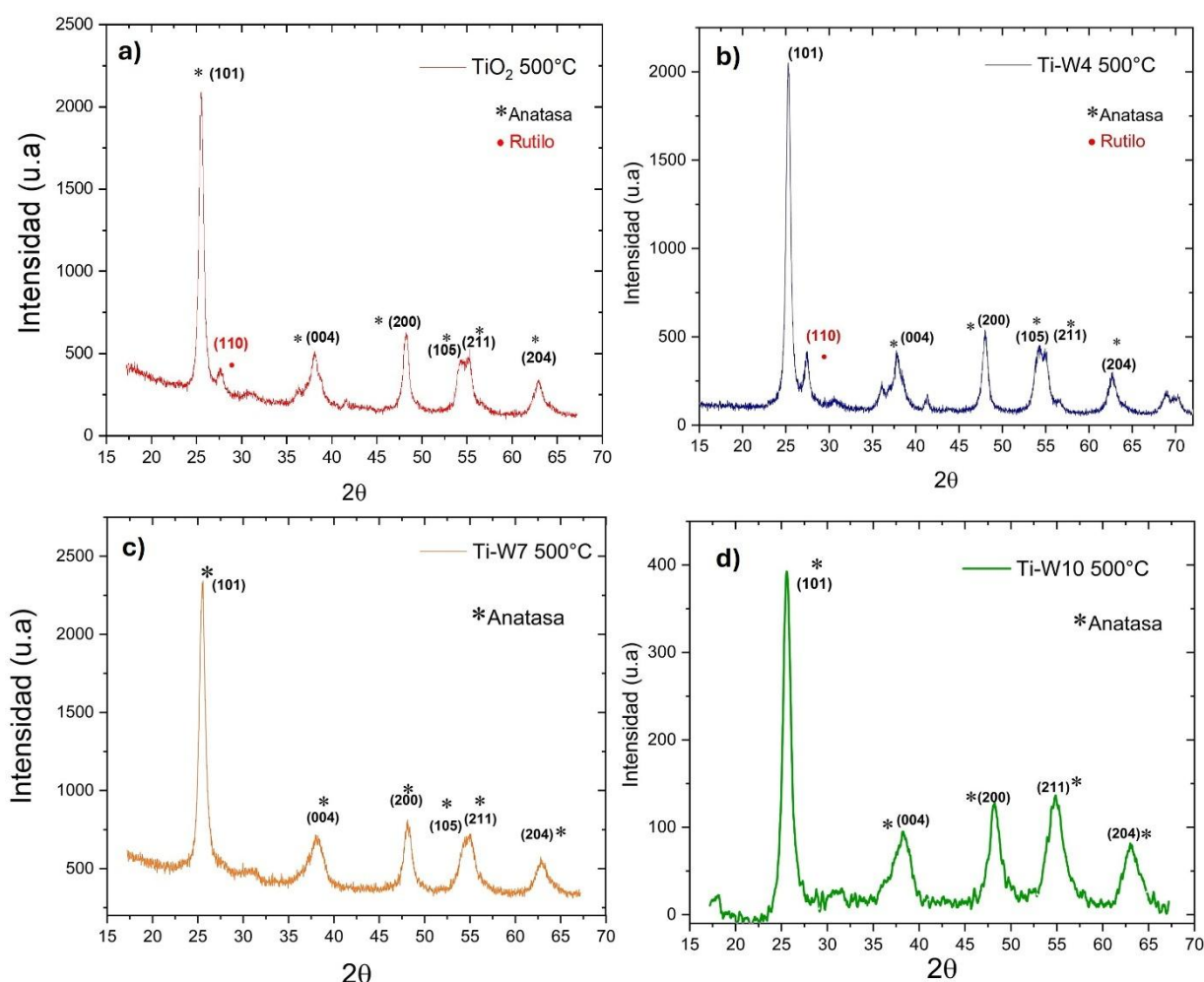


Figura 12. Difractogramas de DRX para las nanofibras de TiO_2 y $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ electrohiladas a diferentes % (p/p) de WO_3 a) TiO_2 , b) $\text{TiO}_2\text{-4\% WO}_3$, c) $\text{TiO}_2\text{-7\% WO}_3$ y) $\text{TiO}_2\text{-10\% WO}_3$ tratadas térmicamente a 500 °C.

Además, los patrones de difracción de rayos X de las muestras de $\text{TiO}_2\text{-4\% WO}_3$, $\text{TiO}_2\text{-7\% WO}_3$ y $\text{TiO}_2\text{-10\% WO}_3$ a 600°C mostraron con mayor presencia la estructura de tipo anatasa, lo que sugiere que la transición de fase de anatasa a rutilo se desplaza a temperaturas más altas en presencia del ácido fosfotúngstico, debido a que existen sustituciones isomórficas del W^{6+} en las vacantes del sistema anatasa lo que reduce el estado de valencia en todos los átomos de Ti adyacentes creando vacantes de oxígeno adicionales y algunos Ti^{3+} , lo que aumenta el número de estos defectos en el sistema, ocasionando así como una estabilidad mayor del TiO_2 en fase anatasa y de acuerdo con los informes de la literatura sobre TiO_2 modificado con WO_3 (Blanco & Pizzio, 2011; Higashimoto et al., 2008; W. Li et al., 2015)

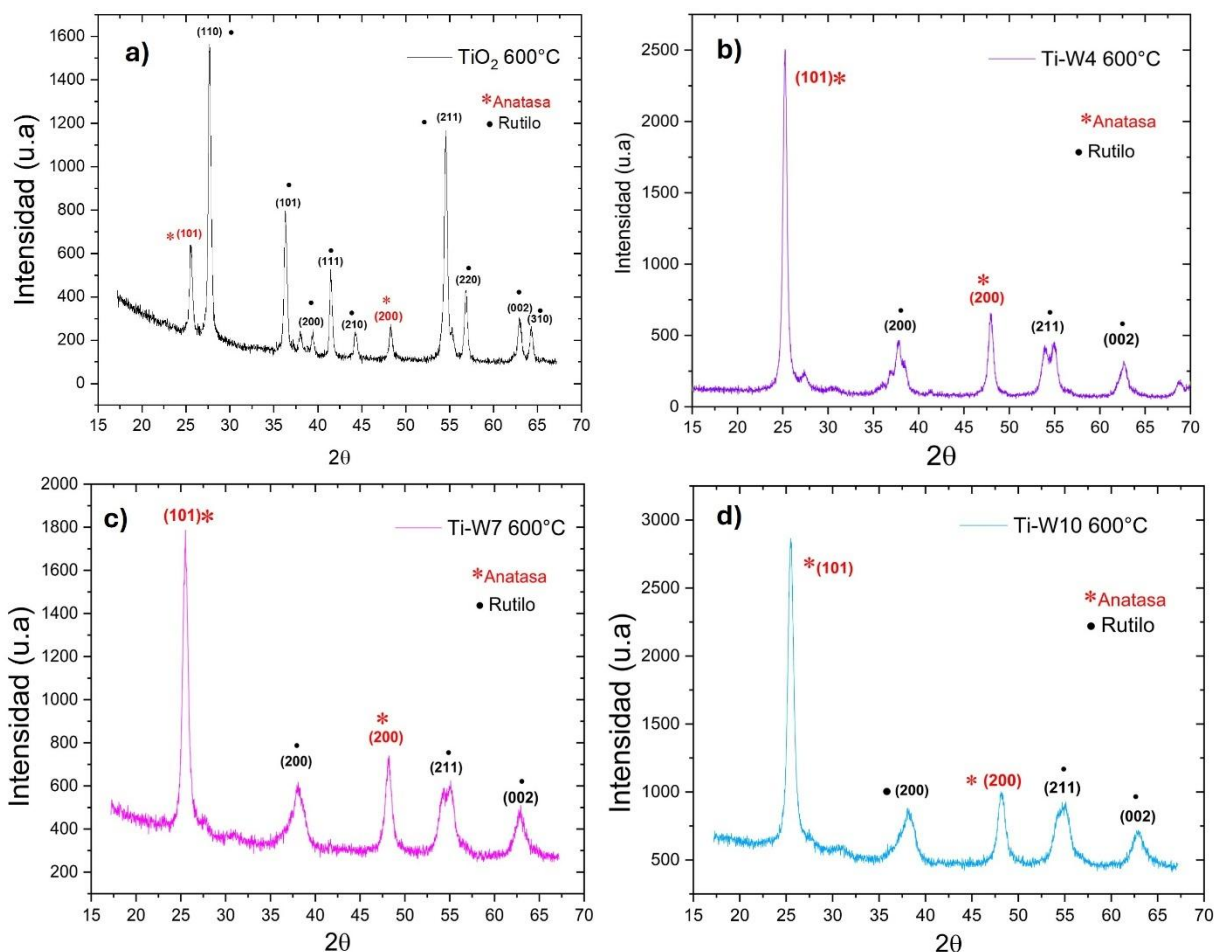


Figura 13. Difractogramas de DRX para las nanofibras de TiO_2 y $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ electrohiladas a diferentes % (p/p) de WO_3 a) TiO_2 , b) $\text{TiO}_2\text{-4% WO}_3$, c) $\text{TiO}_2\text{-7% WO}_3$ y) $\text{TiO}_2\text{-10% WO}_3$ tratadas térmicamente a 600 °C.

Con respecto al tamaño de cristalito (Tabla 6), el TiO_2 puro a 500 °C y a 600 °C presentó la formación de fase rutilo en la orientación cristalina (1 0 0) con un diámetro promedio de cristalito de 20.6 nm a 22.3 nm para 500°C y 600°C respectivamente. Para las fibras de TiO_2 dopadas con WO_3 con tratamiento térmico a 600°C presentó una inhibición de formación cristalina de fase rutilo ocasionado por la presencia de los átomos de W^{6+} que realizan sustituciones isomórficas del sistema causando que la transición de fase cristalina de anatasa a rutilo ocurra a mayores temperaturas (Blanco & Pizzio, 2011). En relación con la fase anatasa presentó una variación en el tamaño de cristalito y se ha determinado que la

eficiencia catalítica está estrechamente relacionado con el tamaño de cristalito debido al área superficial, los sitios activos, los defectos que pueda presentar (calidad cristalina) ya que afectan directamente a la recombinación de pares electrón-hueco y las propiedades ópticas como el band gap (D. Li et al., 2020), con respecto a otros trabajos han reportado tamaño de cristalito óptimo de entre 15 a 30 nm y puede aumentar o disminuir de acuerdo con los dopajes, el soporte y las condiciones experimentales (W. T. Chen et al., 2015). Por lo que existe una relación entre el tamaño de cristalino promedio y la eficiencia en las actividades fotocatalíticas por lo que TiO₂ puro y Ti-W4 a 500°C presentaron tamaños similares de cristalito y obtuvieron los mejores porcentajes de degradación fotocatalítica.

Tabla 6. Tamaño de cristalito de TiO₂ con diferentes porcentajes de WO₃ y a diferente tratamiento térmico.

Material	Simbología	% (p/p) WO ₃	Tamaño de cristalito (nm)	
			Anatasa (101)	Rutilo (110)
TiO ₂	TiO ₂ 500°C	0%	14.5 nm	20.6 nm
	TiO ₂ 600°C	0%	22.2 nm	22.3 nm
	Ti-W4 500°C	4%	14.1 nm	-
	Ti-W4 600 °C	4%	15.5 nm	-
TiO ₂ -WO ₃	Ti-W7 500°C	7%	12.4 nm	-
	Ti-W7 600°C	7%	13.8 nm	-
	Ti-W10 500°C	10%	11.8 nm	-
	Ti-W10 600°C	10%	12.9 nm	-

9.3 Espectroscopia Raman

Los espectros Raman de las nanofibras obtenidas de TiO₂ y TiO₂-WO₃ a diferentes porcentajes en peso (4, 7 y 10 %) con diferentes tratamientos térmicos se muestran en la

Figura 14 y 15. La Figura 14 muestra los espectros Raman de las nanofibras compuestas de TiO_2 y $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ (4, 7 y 10 %) a 500 °C. Se identificó que la fase anatasa tiene seis modos de vibración a $133.735\text{ cm}^{-1}(\text{Eg})$, $191.871\text{ cm}^{-1}(\text{Eg})$, $408.428\text{ cm}^{-1}(\text{Bg})$, $504.052\text{ cm}^{-1}(\text{A}_{1g} + \text{B}_{1g})$ y $642.788\text{ cm}^{-1}(\text{Eg})$ (Nasr et al., 2015). El pico de alta intensidad 133.735 cm^{-1} surge de vibraciones de tipo flexión de banda O-Ti-O. Las bandas de Ti-O en 504.052 y 642.788 cm^{-1} producen las longitudes de enlace de Ti-O calculadas de 1.98 y 1.90 Å mientras que las interacciones O-O ocurren a 408.428 cm^{-1} (Pal et al., 2018). Con respecto a los catalizadores con 4, 7 y 10 % en peso WO_3 (figura 13b, c y d) la banda más intensa que se asigna a la fase anatasa sufrió un fuerte desplazamiento al azul (desplazamiento a un número de onda mayor) y una disminución de la intensidad y ensanchamiento de las bandas en las muestras ya mencionadas (Rengifo-Herrera et al., 2014). El desplazamiento más intensó (alrededor de 19 cm^{-1}) en el material del 4 % WO_3 , el desplazamiento al azul podría estar relacionado con el confinamiento de fonones y la reducción del tamaño de partícula (Pal et al., 2018; Rengifo-Herrera et al., 2014). Sin embargo, algunos autores han afirmado que el desplazamiento y ensanchamiento de la banda Raman a 133.735 cm^{-1} también podría deberse a las desviaciones de la estequiometría. Por lo tanto, este desplazamiento puede estar relacionado con la presencia de las deficiencias de oxígeno o trastornos inducidos por fases minoritarias (Pelaez et al., 2010). Además, Li y colaboradores han argumentado que el desplazamiento y la ampliación de los modos de vibración Raman en $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ podrían estar asociados con fuerte interacción entre la red de TiO_2 y del ácido fosfotúngstico (Holclajtner-Antunović et al., 2010). De acuerdo con otros materiales (HPW/Fe/T805) la vibración $\nu(\text{W=O})$ a 1008 cm^{-1} presenta casi nula intensidad y un ligero desplazamiento en los catalizadores soportados que indican las interacciones entre el anión Keggin $[\text{PW}_{12}\text{O}_{40}]^{3-}$ y el soporte TiO_2 , que está causando el desorden de la simetría de la unidad Keggin. Según (Ma et al., 2012), se forman enlaces de hidrogeno entre los átomos de oxígeno en el anión Keggin y los grupos hidroxilo en la superficie de TiO_2 , lo que resulta una disminución considerable (casi nulo) de la intensidad, así como el desplazamiento y/o ensanchamiento

de las bandas Raman a 992 cm^{-1} y 1008 cm^{-1} y en comparación con nuestro trabajo dichas señales son nulas.

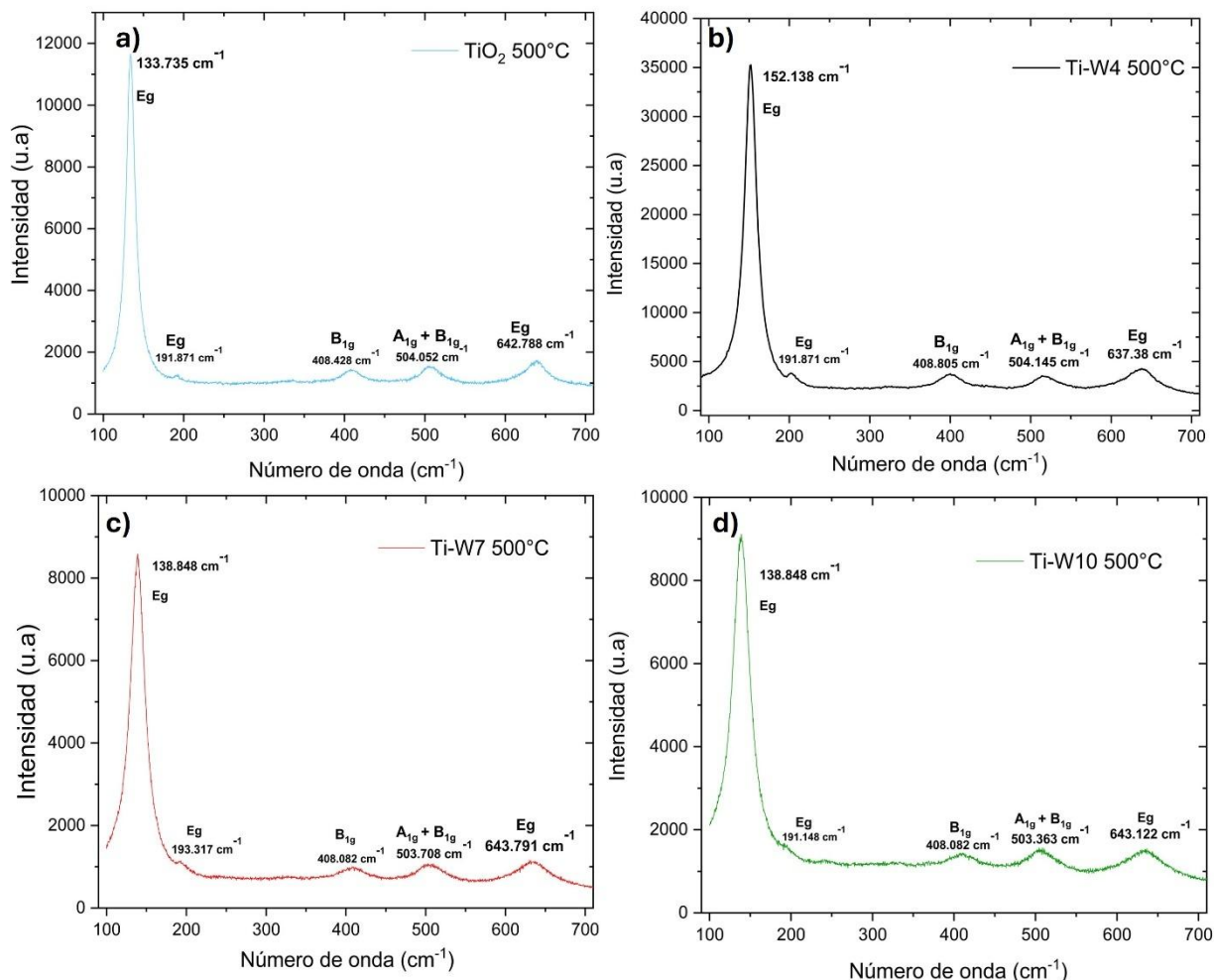


Figura 14. Espectros Raman de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 , a) TiO_2 , b) 4%, c) 7% y d) 10% a 500°C .

La Figura 15 muestra los espectros Raman de las nanofibras compuestas de TiO_2 y $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ (4, 7 y 10%) a 600°C . Identificamos que la fase rutilo tiene cuatro modos activos Raman detectados a 244 cm^{-1} (B_{1g}), 407.329 cm^{-1} (E_g), 612.253 cm^{-1} (A_{1g}) y 826 cm^{-1} (B_{2g}) (Nasr et al., 2015). Después del tratamiento térmico a 600°C , los picos posicionados alrededor de 407.329 cm^{-1} (E_g) y 612.253 cm^{-1} (A_{1g}) se presentaron con baja intensidad en relación con los picos de anatasa que confirman la poca transformación de anatasa a rutilo ya que después del recocido a 600°C , se observa un pico de alta intensidad al modo Eg (133.735 cm^{-1}) que

indica la presencia de la fase anatasa en la muestra de rutilo. Con respecto a los catalizadores con 4, 7 y 10 % en peso WO_3 (figura 14b, c y d) la banda más intensa se le asignó a la fase anatasa que sufrió un fuerte desplazamiento al azul (desplazamiento a un número de onda mayor) y una disminución de la intensidad y ensanchamiento de las bandas en las muestras (Rengifo-Herrera et al., 2014). El desplazamiento más intenso (alrededor de 15 cm^{-1}) en el material del 4 % WO_3 , el desplazamiento al azul podría estar relacionado con el confinamiento de fonones y la reducción del tamaño de partícula (Pal et al., 2018; Rengifo-Herrera et al., 2014). Sin embargo, algunos autores han afirmado que el desplazamiento y ensanchamiento de la banda Raman a 133.370 cm^{-1} también podría deberse a las desviaciones de la estequiometría y aumenta de manera directa con el aumento del % en peso del WO_3 . La Figura 14a con TiO_2 puro presenta una combinación de fases cristalina de anatasa y rutilo indicando que presenta la transición de fase, con respecto a las Figuras 15 b, c y d predomina completamente la fase anatasa ya que sugiere que la transición de fase de anatasa a rutilo se desplaza a temperaturas más altas en presencia del ácido fosfotúngstico, debido a que existen sustituciones isomórficas del W^{6+} .

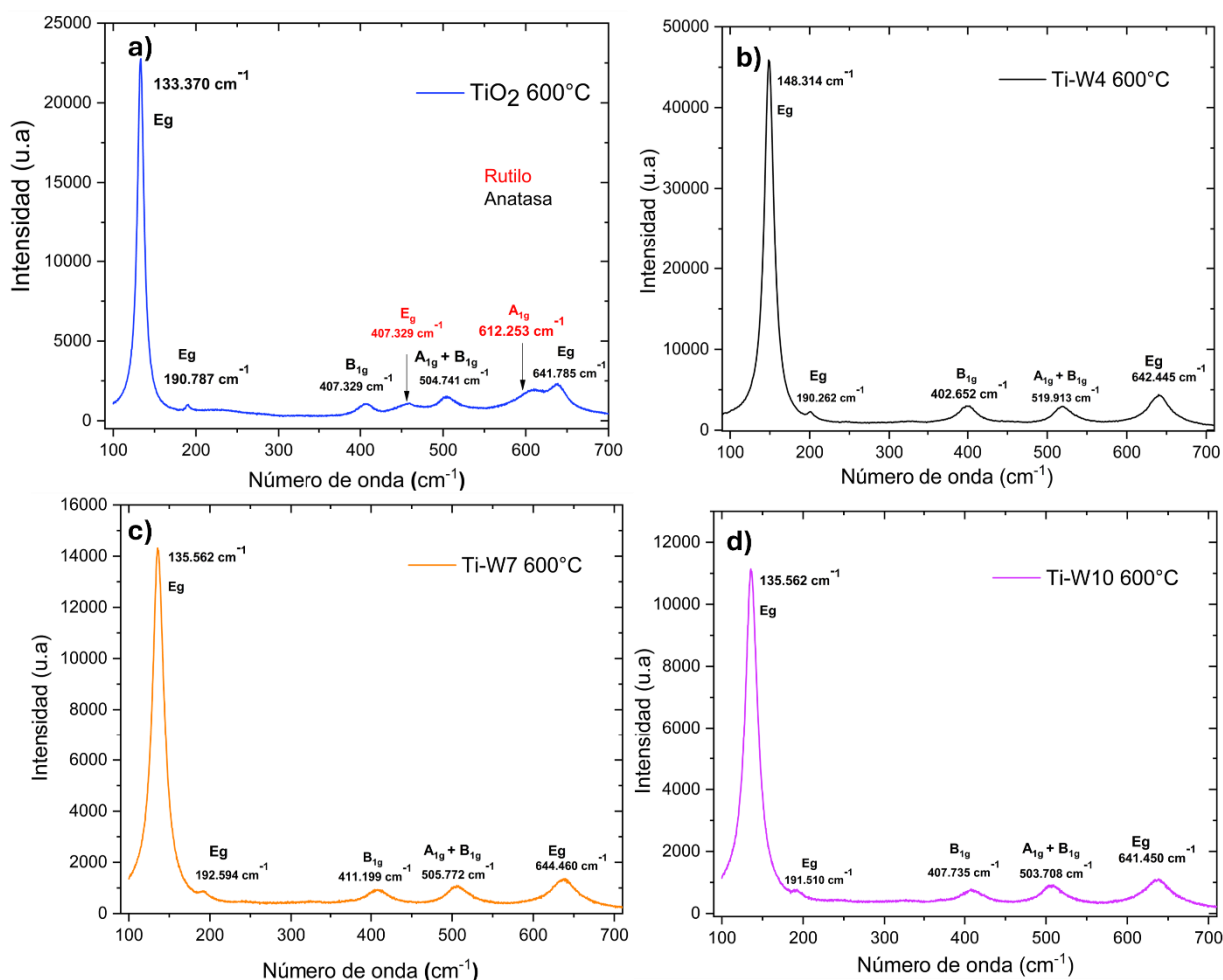


Figura 15. Espectros Raman de las nanofibras de TiO₂ electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO₃, a) TiO₂, b) 4%, c) 7% y d) 10% a 600°C.

9.4 Microscopia Electrónica de Barrido (SEM)

El estudio morfológico de las nanofibras se realizó por Microscopía Electrónica de Barrido (SEM), la Figura 16 muestran las micrografías de las nanofibras de TiO₂ puro y TiO₂-WO₃ a diferente % p/p de WO₃ con un tratamiento térmico a 500 °C y la Figura 18 muestran las micrografías de TiO₂ puro y TiO₂-WO₃ con diferente % p/p de WO₃ a 600 °C, con respecto a las distribuciones de los diámetros de las nanofibras se muestran en la Figura 17 y 19 para 500°C y 600 °C respectivamente donde se empleó el uso del software Image J, midiendo un total de 100 fibras, para obtener el diámetro promedio de las nanofibras (Tabla 7). La morfología

obtenida fueron fibras de forma tubular y uniformes con distancias máxima de 2 μm debido al tratamiento térmico y a su trituración.

En la Figura 16 a) se observan nanofibras con un diámetro promedio de 212.05 nm con TiO_2 puro, con respecto a la Figura 16 b) las nanofibras presentan un diámetro promedio de 269.00 nm con 4 % en peso de WO_3 , la Figura 16 c) exhibe nanofibras con diámetro promedio de 352.86 nm que corresponde a 7 % en peso de WO_3 y la Figura 16 d) las nanofibras muestran un diámetro promedio de 429.96 nm, se observa que conforme va aumentando el porcentaje en peso del WO_3 existe un aumento proporcional en el diámetro de las nanofibras, de TiO_2 puro a $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ 4 % (p/p) incrementó un 56.95 nm, la relación de TiO_2 puro a $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ 7 % (p/p) incrementó un 140.81 nm y por último la relación de TiO_2 puro a $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ 10 % (p/p) incrementó un 217.91 nm por lo que el aumento del porcentaje % (p/p) de WO_3 favorece el incremento progresivo del diámetro de las nanofibras debido a que el WO_3 está realizando sustituciones isomórficas con el volumen de radio del TiO_2 ocasionando una expansión en las redes cristalinas.

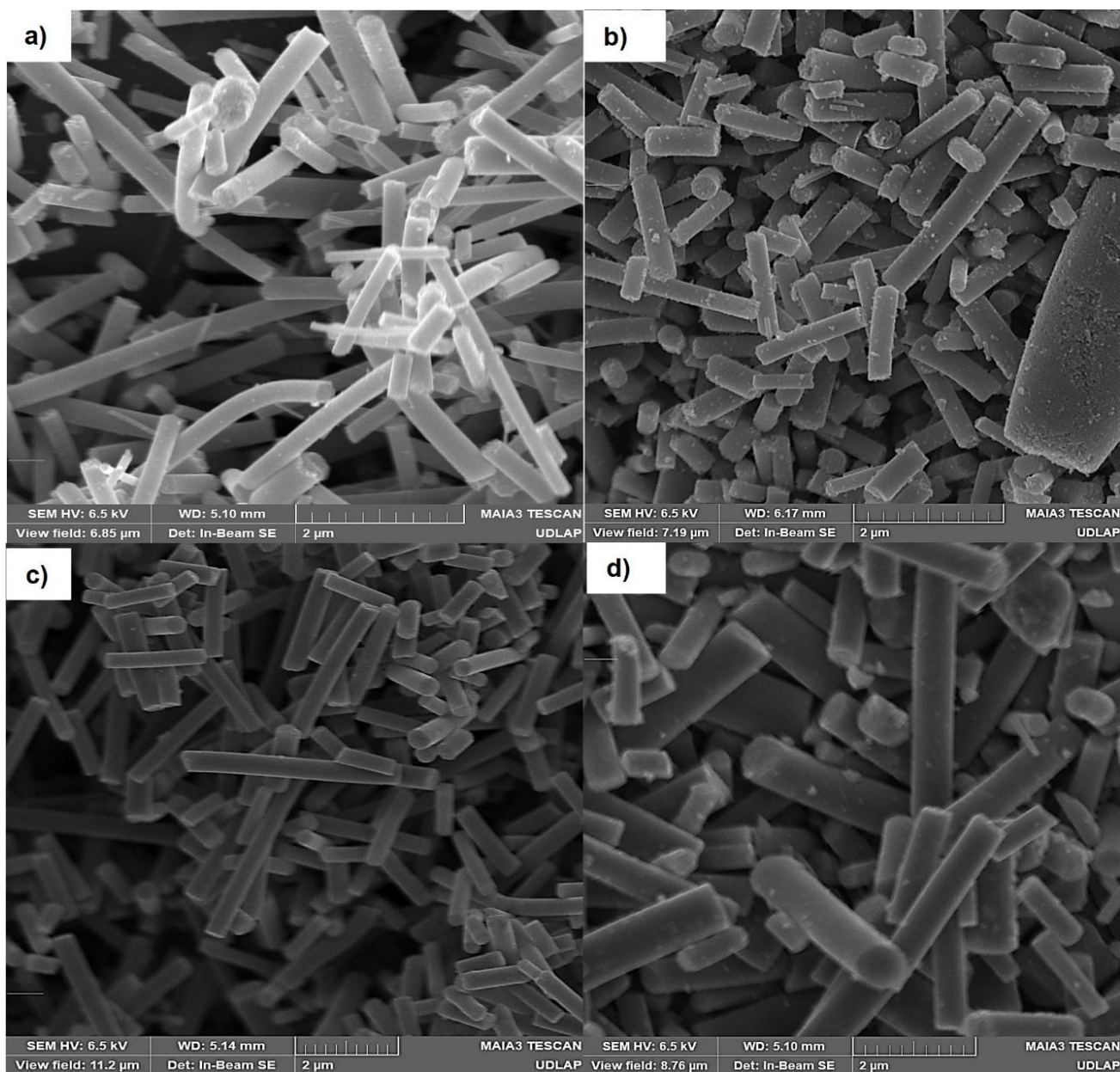


Figura 16. Micrografías obtenidas por SEM de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 , a) TiO_2 , b) 4%, c) 7% y d) 10% a 500 °C.

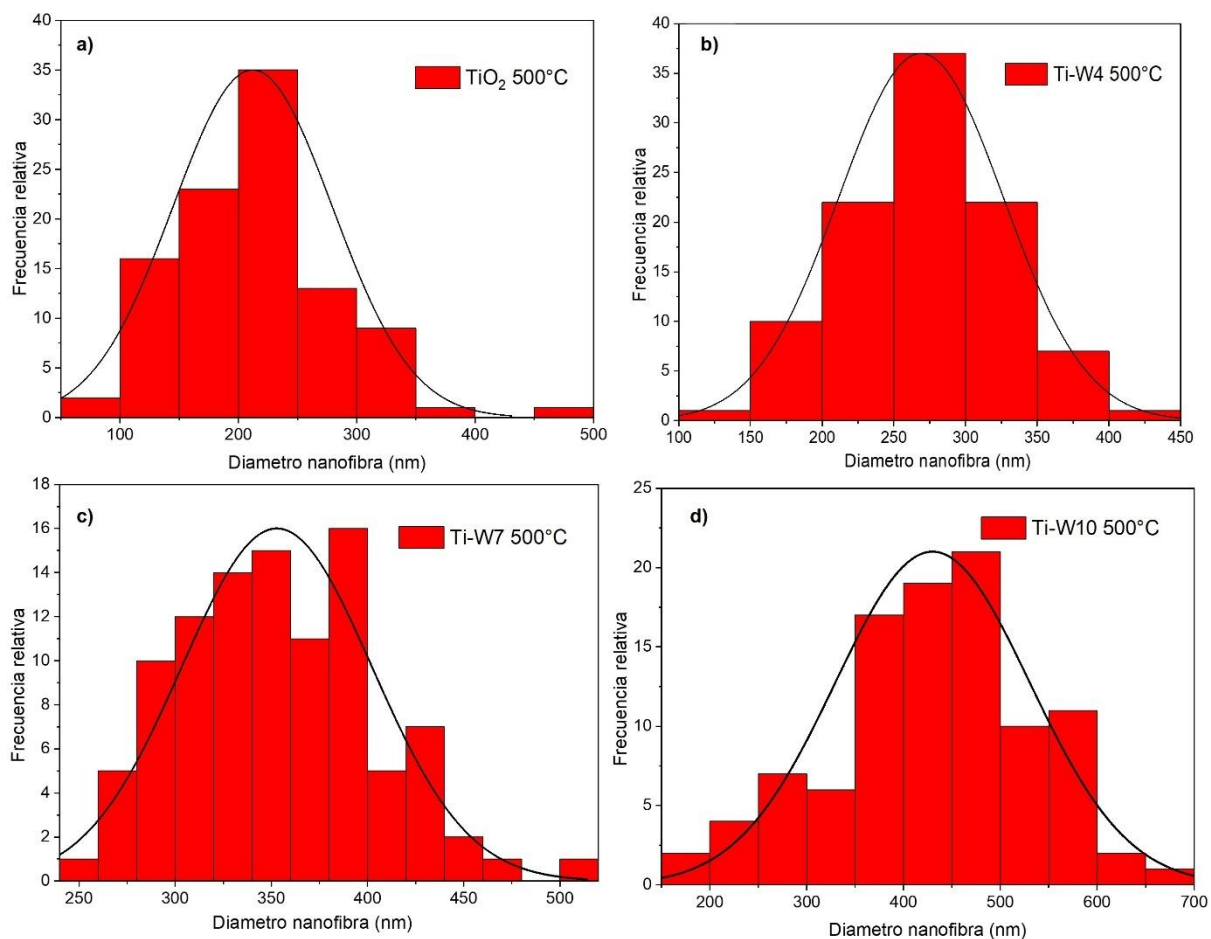


Figura 17. Gráficas de distribución (frecuencias) del diámetro de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas % de (p/p) de WO_3 , a) TiO_2 , b) 4%, c) 7% y d) 10% a 500°C .

En la Figura 18 a) se observan nanofibras con un diámetro promedio de 196.71 nm con TiO_2 puro, con las redes cristalinas 18 b) las nanofibras presentan un diámetro promedio de 285.88 nm con 4 % en peso de WO_3 , la Figura 18 c) exhibe nanofibras con diámetro promedio de 360.01 nm que corresponde a 7 % en peso de WO_3 y la figura 18 d) las nanofibras muestran un diámetro promedio de 454.53 nm, se observa que conforme va aumentando el porcentaje en peso del WO_3 existe un aumento proporcional en el diámetro de las nanofibras, de TiO_2 puro a TiO_2 - WO_3 4 % (p/p) incrementó un 89.17 nm, la relación de TiO_2 puro a TiO_2 - WO_3 7 % (p/p) incrementó un 163.3 nm y por último la relación de TiO_2 puro a TiO_2 - WO_3 10 % (p/p) incrementó un 257.82 nm, se ha observado que el aumento del porcentaje % (p/p) de WO_3 favorece el incremento progresivo del diámetro de las nanofibras debido a que el WO_3 está

realizando sustituciones isomórficas con el volumen de radio del TiO_2 ocasionando una expansión en la redes cristalinas.

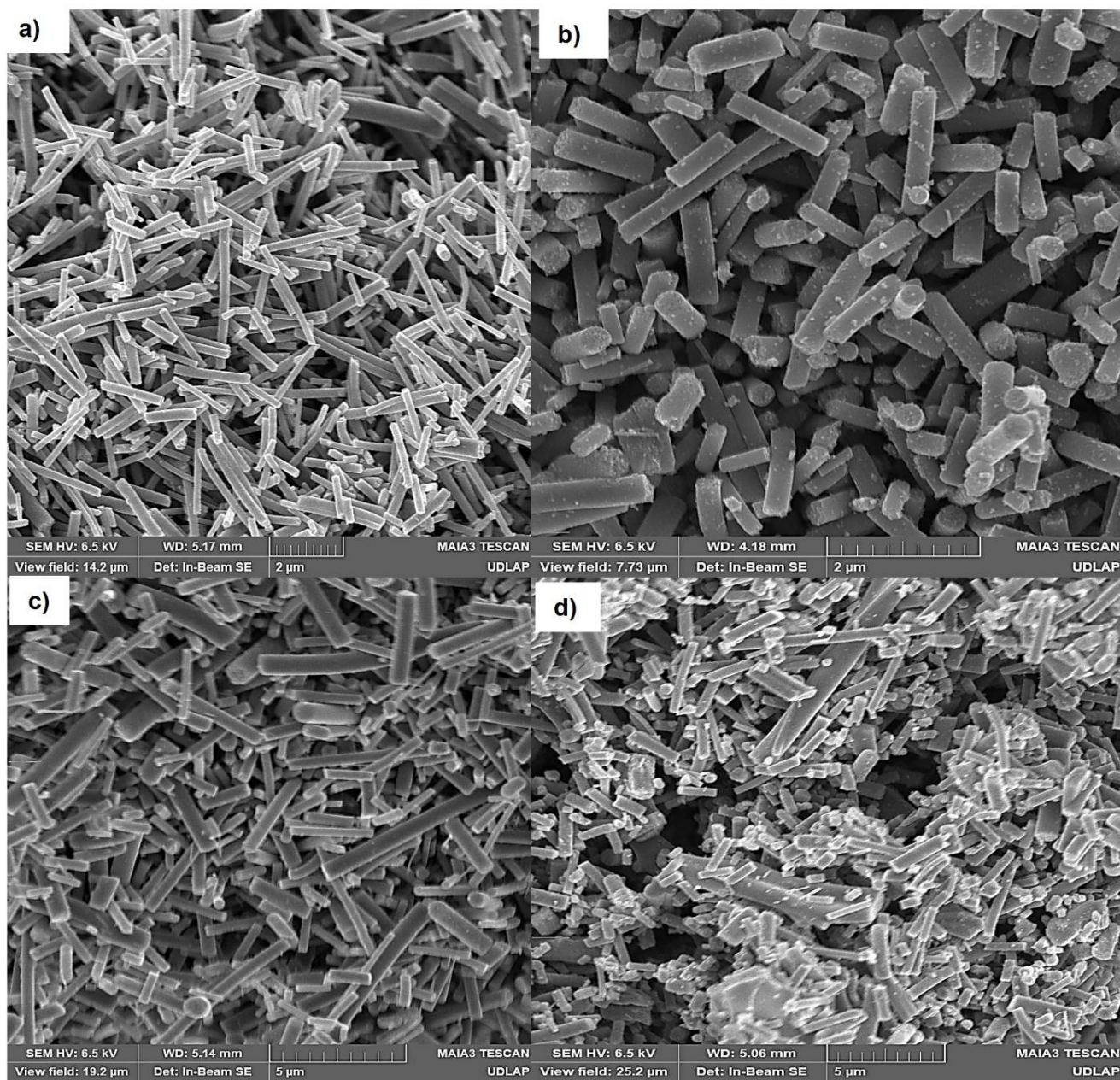


Figura 18. Microfotografías obtenidas por SEM de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 , a) TiO_2 , b) 4%, c) 7% y d) 10% a 600 °C.

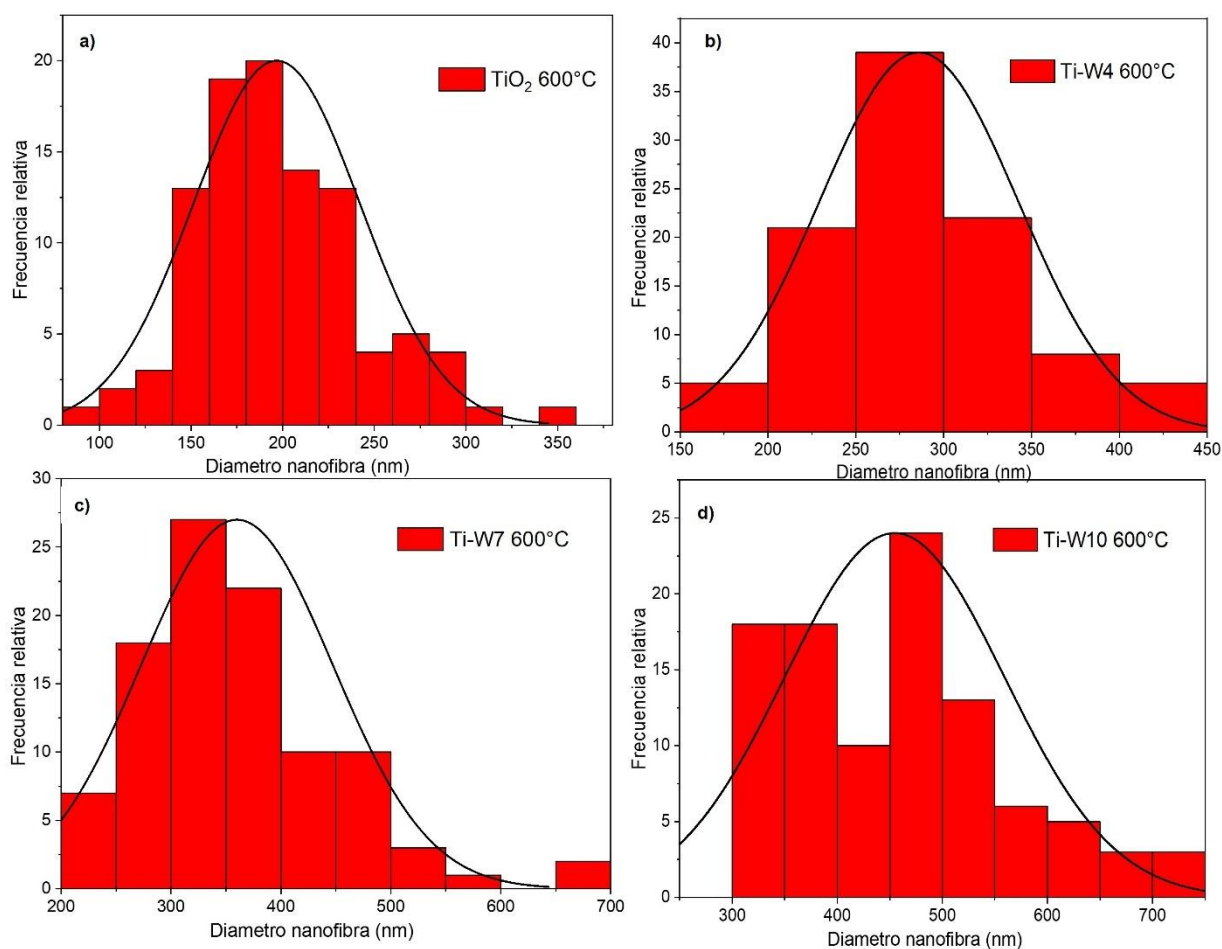


Figura 19. Gráficas de distribución (frecuencias) del diámetro de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas % de (p/p) de WO_3 , a) TiO_2 , b) 4%, c) 7% y d) 10% a 600 °C.

Tabla 7. Diámetro de nanofibras de TiO_2 con diferentes porcentajes de WO_3 y a diferente tratamiento térmico.

Material	Simbología	%(p/p) WO_3	Diámetro nanofibras promedio (nm)
TiO_2	TiO_2 500°C	0%	212.05 ± 50.51 nm
	TiO_2 600°C	0%	196.71 ± 34.79 nm
	Ti-W4 500°C	4%	269.00 ± 46.80 nm
	Ti-W4 600 °C	4%	285.88 ± 44.25 nm
TiO_2 - WO_3	Ti-W7 500°C	7%	352.86 ± 39.41 nm
	Ti-W7 600°C	7%	360.01 ± 66.53 nm

Ti-W10 500°C	10%	429.96± 69.72nm
Ti-W10 600°C	10%	454.53± 73.76 nm

En el mapeo elemental obtenido por Espectroscopia de Energía Dispersa (EDS) confirma la presencia de los elementos de titanio (Ti), oxígeno (O), y tungsteno (W) en las nanofibras obtenidas como se muestra en la Figura 20. Así mismo se observa el análisis elemental de TiO₂ puro, Ti-W4 y Ti-W10 que fue sometido a un tratamiento térmico de 500 °C

En la Figura 21 se observa una composición predominante de Ti y O, lo cual confirma la presencia de TiO₂ puro como fase principal. Así mismo, se detectó el W en porcentajes de 2.38 % y 9.77 % cercano al 4% y 10% en peso teórico, lo que coincide con la incorporación del dopante durante la síntesis de la nanofibra. La distribución de los elementos en las fibras fue homogénea, lo que indica una excelente dispersión dentro de la matriz de TiO₂ que es confirmado por el difractograma de rayos X.

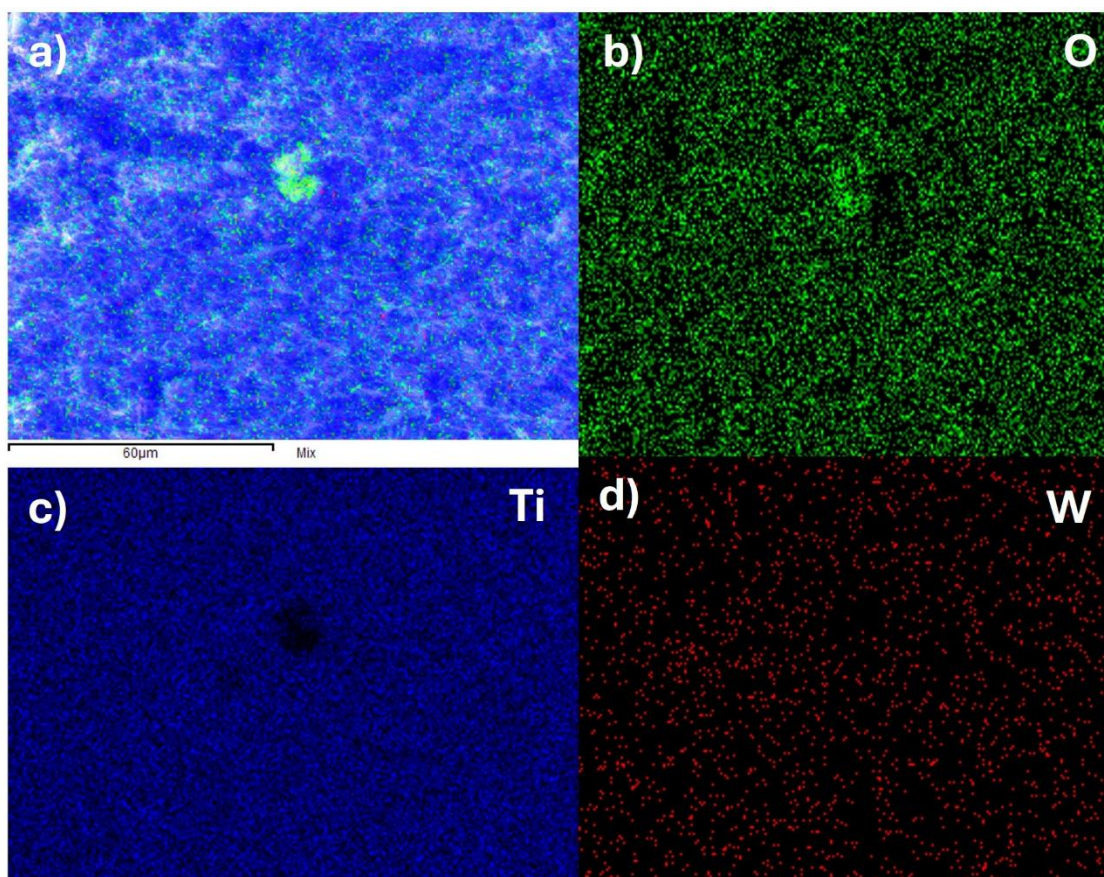


Figura 20. Micrografías de las nanofibras $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ con mapeo elemental EDS de a) Ti, O, W, b) de O, c) de Ti y d) de W.

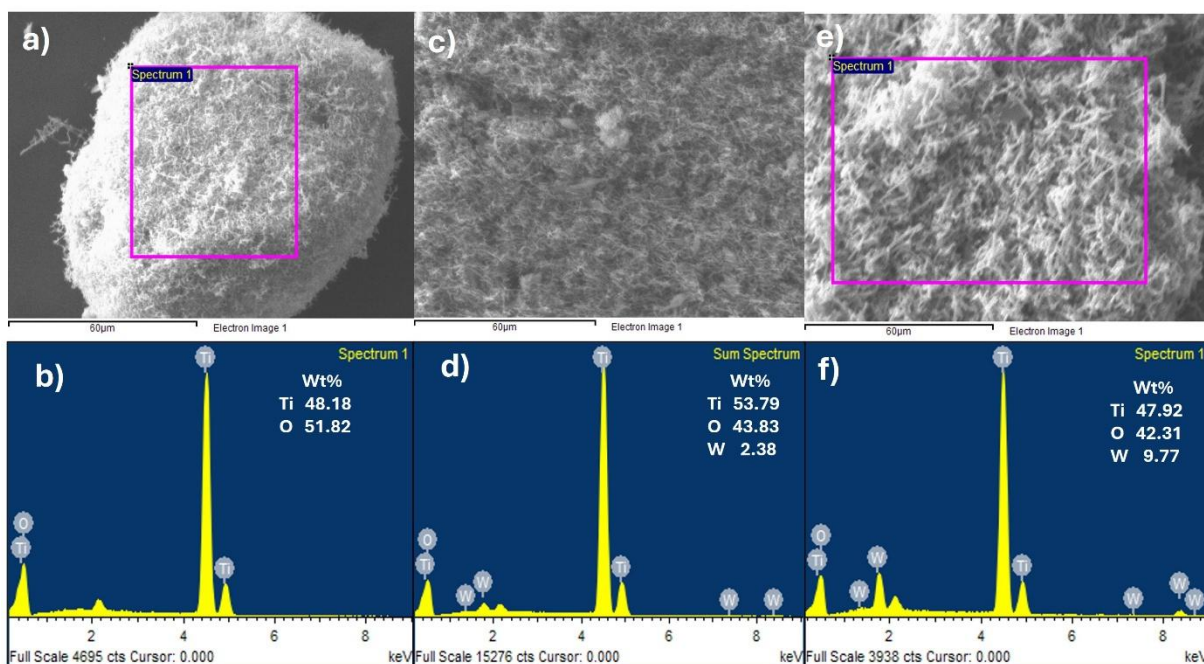


Figura 21. Microscopías SEM y análisis EDS de TiO₂ (a y b), Ti-W4 (c y d) y Ti-W10 (e y f) a 500°C.

9.5 Espectroscopia Infrarroja (FT-IR)

Los espectros infrarrojos (FTIR) de las nanofibras de TiO₂ puro y TiO₂-WO₃ (4, 7 y 10 %) tratadas a 500 °C y 600 °C se muestran en la Figura 22 y 23 respectivamente. El ácido fosfotúngstico se descompone a H₃PO₄ y 12WO₃ después del tratamiento de calcinación por lo que solamente existen dos bandas distinguibles que están aproximadamente 1080 y ~990 cm⁻¹ que se clasifican como vibraciones típicas de P-O (estiramiento) y W=O (estiramiento asimétrico) respecto al ácido fosfórico y del WO₃ (Ariapad & Zanjanchi, 2011). Las intensidades de estas bandas están directamente correlacionadas con la cantidad de ácido fosfotúngstico contenida en las nanofibras. Las vibraciones de 652 y 505 cm⁻¹ indican las vibraciones características de Ti-O-W y Ti-O-Ti, respectivamente (Ariapad & Zanjanchi, 2011).

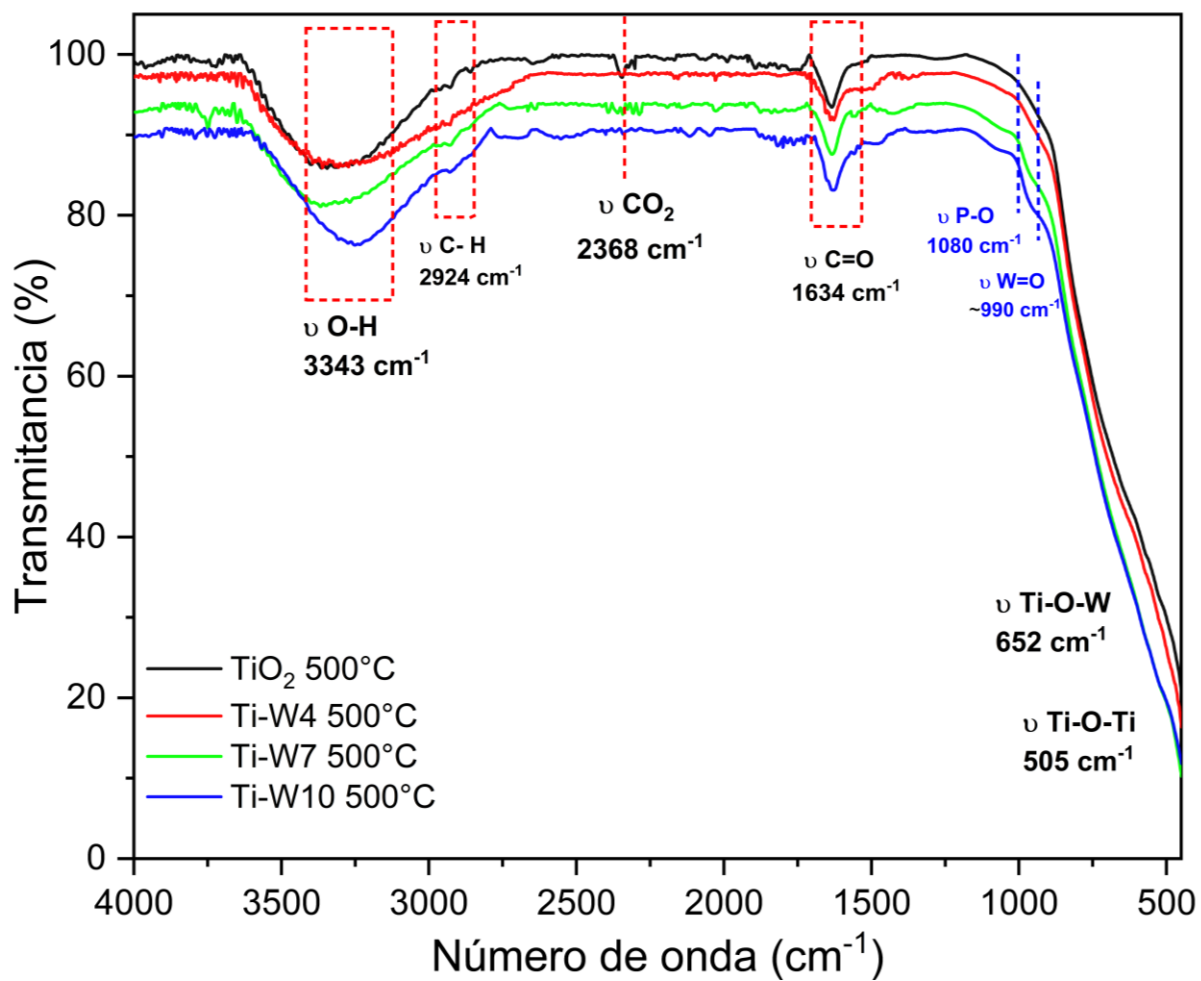


Figura 22. Espectros Infrarrojos (FTIR) de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 a 500 °C.

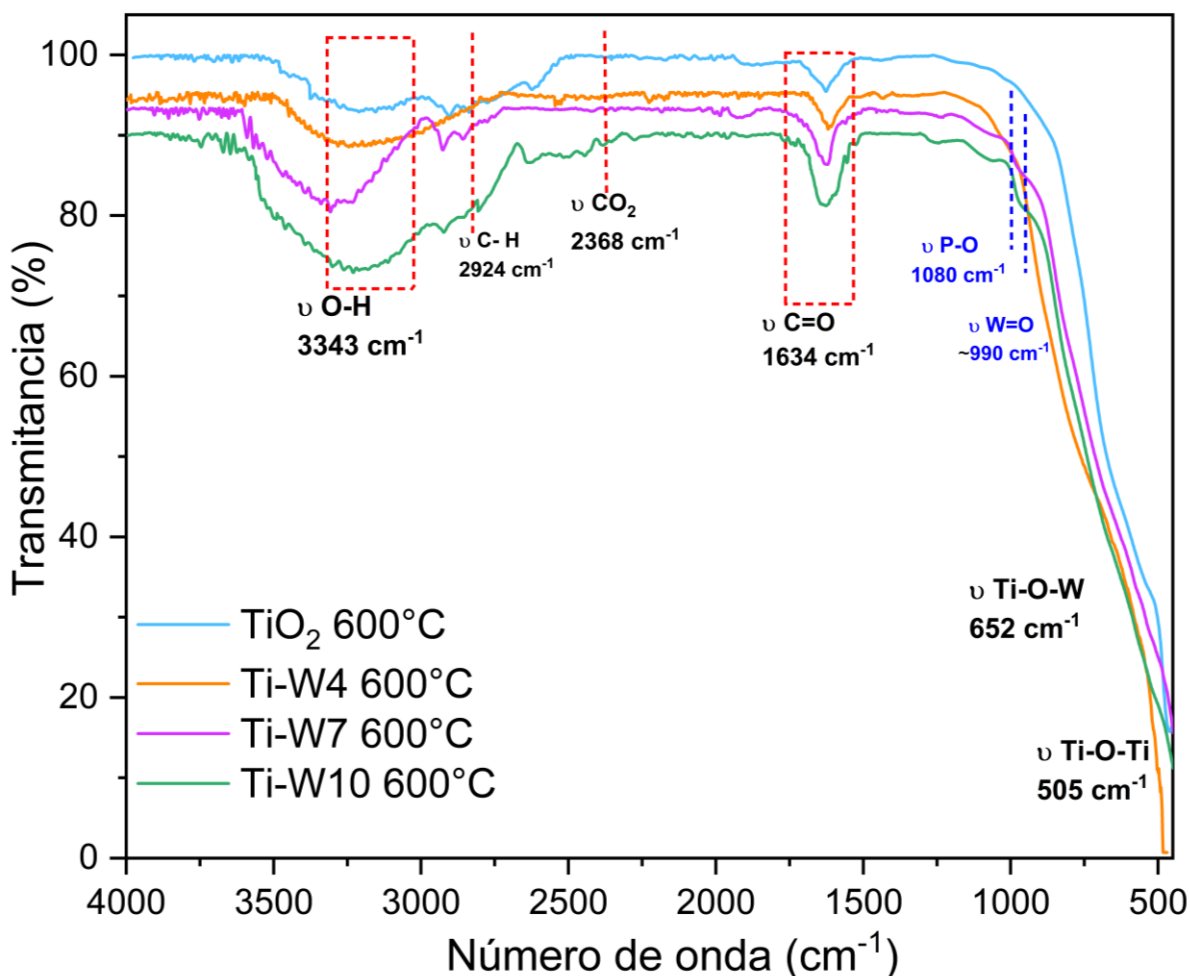


Figura 23. Espectros Infrarrojos (FTIR) de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 a 600 °C.

9.6 Espectroscopia UV-Vis

En relación con las transiciones electrónicas presentes en las nanofibras tratadas a 500°C y a 600°C se determinaron los valores de brecha de banda (E_g) presentados en la figura 24 y 25 respectivamente, donde se estimaron a partir de las funciones de remisión de Kubelka-Munk correspondientes, calculadas a partir de los valores de absorbancia de los espectros de DRS en donde se realiza un trazado de espectros de reflectancia transformados $(h\nu(1-R)^2/2R)^{1/\gamma}$ contra la energía del fotón $h\nu$, el factor γ es igual a 2 para la transición permitida indirecta (Surovčík et al., 2022). La parte lineal de la gráfica se extrapola y la intersección con $h\nu=0$

determina el valor de la brecha de banda como se observa en la Tabla 8. La exactitud de la determinación de la banda prohibida puede verse afectada por la presencia de diferentes fases cristalinas y residuos a base de carbono, lo que conlleva a una absorción adicional (Surovčík et al., 2022). De acuerdo con la literatura el TiO_2 en fase anatasa tiene un valor de 3.2 eV y el WO_3 tiene una brecha de banda relativamente estrecha de 2.5 a 2.8 eV (Xu et al., 2025). A 500 °C las fibras de TiO_2 presenta la fase anatasa con un valor de banda prohibida de 2.951 eV, para Ti-W4 tiene un valor de 3.130 eV, con respecto a Ti-W7 exhibe un valor de 3.093 eV y para Ti-W10 posee la magnitud de 3.061 eV. Las fibras a 600 °C el TiO_2 puro presenta la fase rutilo con un valor de 2.933 eV, Ti-W4 con 3.021 eV, Ti-W7 muestra un valor de 3.046 eV y Ti-W10 con 3.062 eV. Por lo que las bandas prohibidas de $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ a 500 °C disminuyeron conforme el aumento del porcentaje de WO_3 y con respecto a $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ a 600 °C aumentaron con el incremento de WO_3 , esto se debe a que probablemente al mantenimiento de la fase anatasa a dicha temperatura ocasione un ligero incremento del valor de banda prohibida (Blanco & Pizzio, 2011).

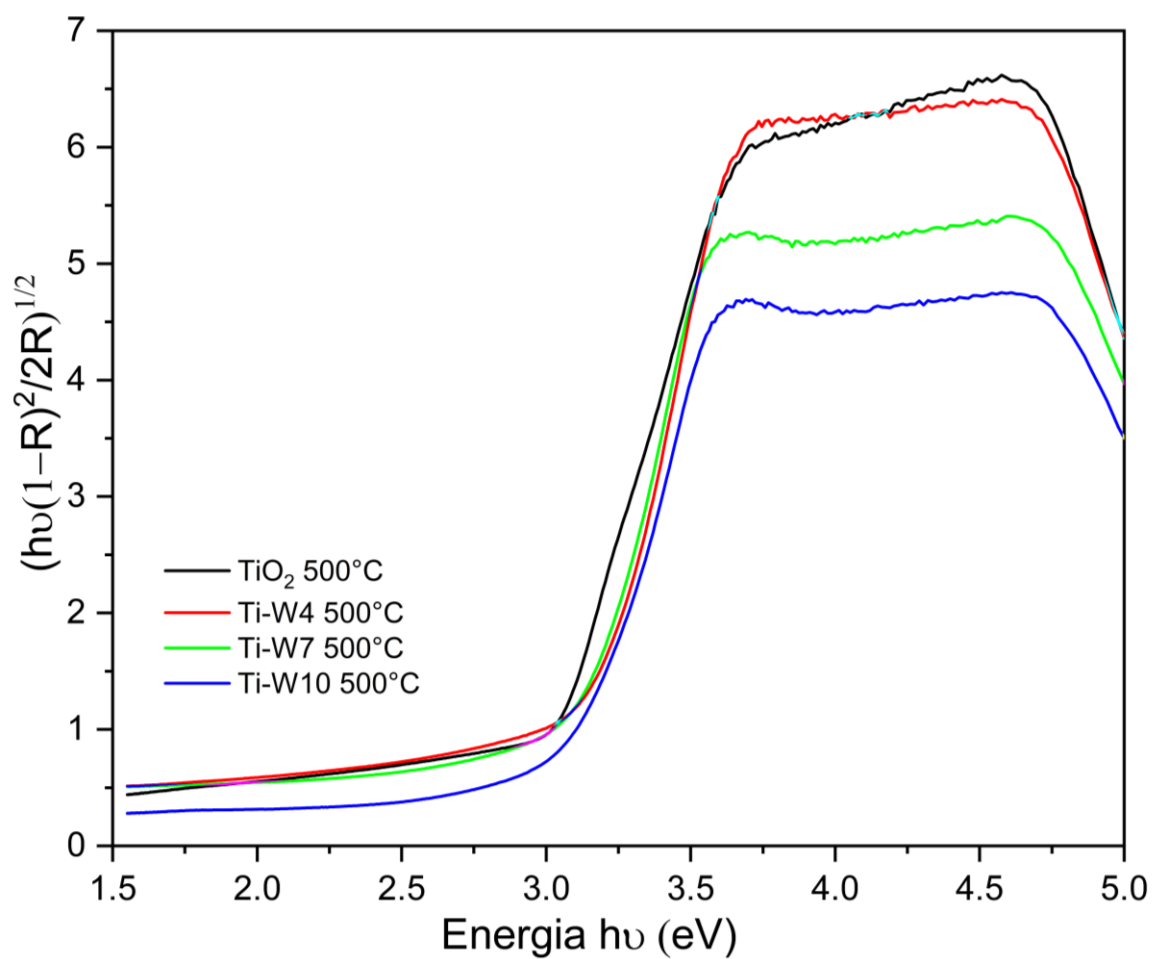


Figura 24. Gráfico de la función de Kubelka Munk de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 a 500 °C.

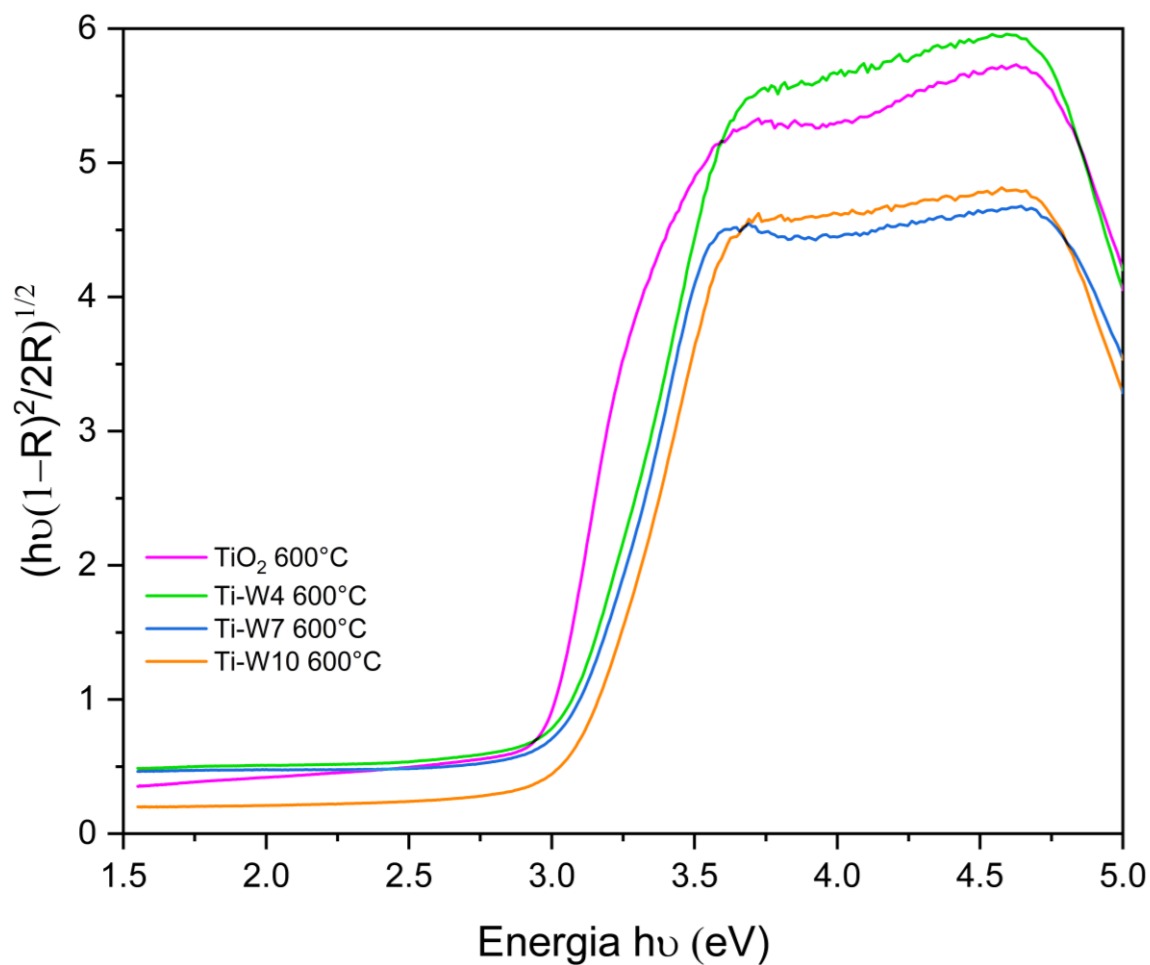


Figura 25. Gráfico de la función de Kubelka Munk de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 a 600 °C.

Tabla 8. Valores de brecha de banda (E_g) obtenidos a partir de la función de Kubelka-Munk de las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 a 500 °C y 600 °C.

Material	Simbología	%(p/p) WO_3	BAND GAP (E_g)
TiO_2	TiO_2 500°C	0%	2.951 eV
	TiO_2 600°C	0%	2.933 eV
	Ti-W4 500°C	4%	3.130 eV
	Ti-W4 600 °C	4%	3.021 eV
TiO_2 - WO_3	Ti-W7 500°C	7%	3.093 eV

Ti-W7 600°C	7%	3.046 eV
Ti-W10 500°C	10%	3.061 eV
Ti-W10 600°C	10%	3.062 eV

9.7 Análisis termogravimétrico y Calorimetría Diferencial de Barrido de las nanofibras.

Los gráficos de Análisis Termogravimétrico-Calorimetría Diferencial de Barrido (TGA-DSC) de las muestras de TiO_2 -7% WO_3 y TiO_2 -10% WO_3 se muestran en la Figura 26 y 27 respectivamente. Para el análisis de TGA de TiO_2 -7% WO_3 (Figura 26) se observó una pérdida inicial del 2.75% por agua fisisorbida (P. Li et al., 2020; Yu et al., 2010). Entre 50 y 250 °C, se presentó una pérdida del 18.9% por evaporación de disolventes (ácido acético y n-butanol), agua de hidratación e inicio de la degradación del PVP (Kéri et al., 2019; F. Li et al., 2023). De 250 a 400 °C, la pérdida del 14.79% correspondió a la degradación parcial del PVP y a la transformación de la estructura de Keggin en WO_3 . Finalmente, entre 400 y 600 °C, se registró un 23.04% de pérdida por la degradación total del PVP y la formación de fases anatasa o rutilo (Yu et al., 2010).

El comportamiento térmico de TiO_2 -10 % WO_3 (Figura 27) fue similar. Se observó una pérdida del 2.75 % por agua fisisorbida, seguida de un 17.99 % entre 50 y 250 °C por evaporación de disolventes e inicio de la degradación del PVP. De 250 a 400 °C, la pérdida del 14.79 % se relacionó con la descomposición parcial del PVP y la transformación de la estructura de Keggin, mientras que entre 400 y 600 °C la pérdida del 22.81 % correspondió a la degradación total del PVP y la formación de las fases anatasa o rutilo (P. Li et al., 2020; Yu et al., 2010). En ambas muestras dopadas con WO_3 permaneció cerca del 42 % en peso, correspondiente al TiO_2 en distintas fases cristalinas, lo que indica una mayor estabilidad térmica de las fibras compuestas.

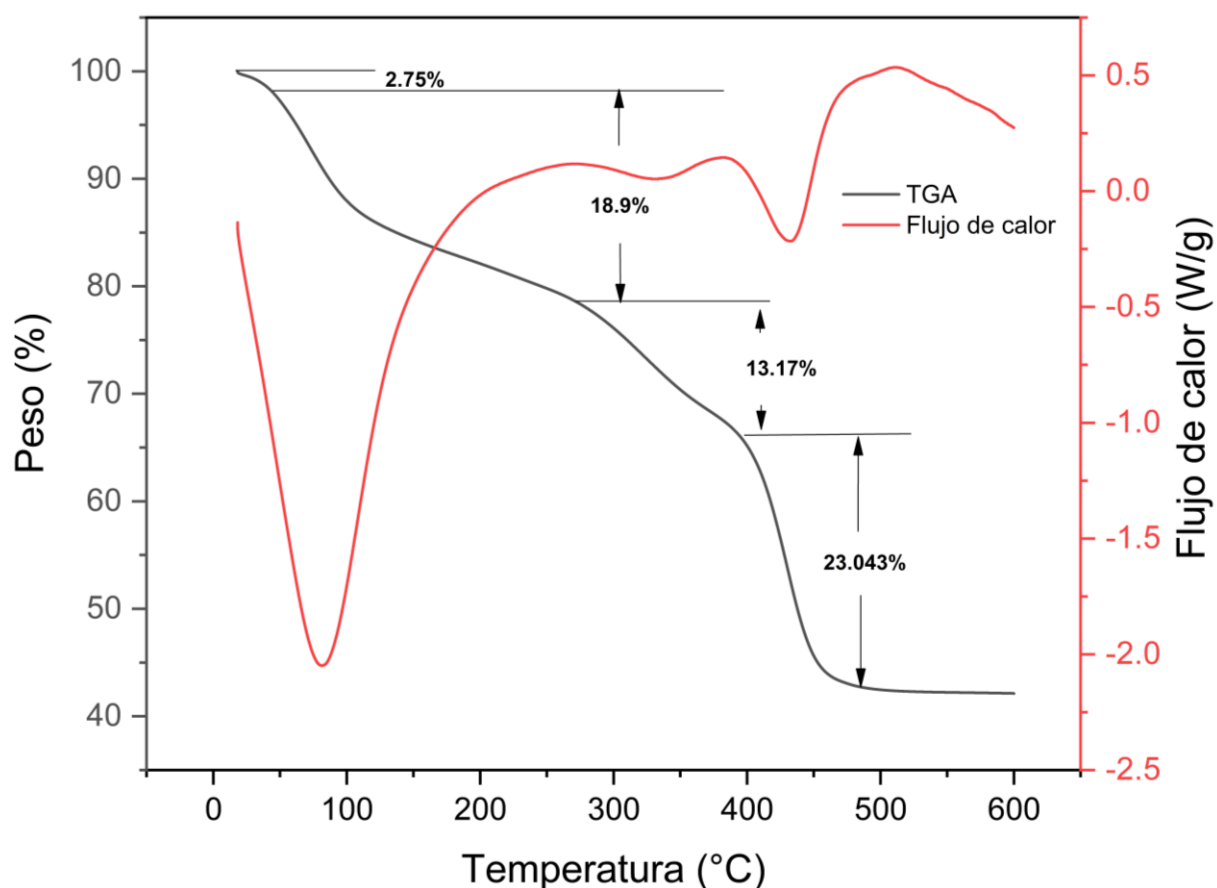


Figura 26. Gráfico de TGA y DSC de las nanofibras al TiO_2 -7% WO_3 .

El termograma de DSC de TiO_2 -7% WO_3 (Figura 26) presenta tres señales características, la primera señal se refiere a un pico endotérmico a 83 °C y es debido a la evaporación de disolventes atrapados en las fibras y puede superponerse con la pérdida de agua adsorbida, con respecto a la magnitud de la entalpía del pico endotérmico cuyo valor es de 143.19 J/g se estima que corresponde a un 22.4% en masa de los disolventes residuales atrapados en las fibras dado que las entalpías específicas de vaporización son 706 J/g para el n-butanol y 365 J/g para el ácido acético glacial (datos obtenidos del NIST Chemistry WebBook, C71363 y C64197), la entalpía promedio en relación de proporción resulta ser de -643.8 J/g (F. Li et al., 2023). Acerca de los picos exotérmicos, el primer pico exotérmico amplio se presenta entre 330 °C a 450 °C y se debe a dos fenómenos presentes que son la descomposición térmica de la estructura de Keggin del ácido fosfotúngstico para el inicio de la formación de WO_3 y la liberación de energía por la ruptura de las cadenas orgánicas del PVP, cuyo valor de

entalpia es de 13.33 J/g (F. Li et al., 2023; Yu et al., 2010). En relación con el segundo pico exotérmico que está ubicado entre 450 °C a 570°C se debe a la formación de la fase cristalina del TiO_2 y la mezcla de óxidos $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ y su valor de entalpia es de 67.95 J/g (F. Li et al., 2023).

Con respecto al análisis de DSC de $\text{TiO}_2\text{-10\% WO}_3$ (Figura 27) exhibe de manera similar tres señales características presentadas anteriormente, la primera señal se refiere a un pico endotérmico a 75 °C y es debido a la evaporación de disolventes atrapados en las fibras, con respecto a la magnitud de la entalpia del pico endotérmico cuyo valor es de 80.87 J/g se estima que corresponde a un 12.6% en masa de los disolventes residuales atrapados en las fibras dado que las entalpias específicas de vaporización con 706 J/g para el n-butanol y 365 J/g para el ácido acético glacial, la entalpia promedio en relación de proporción resulta ser de 643.8 J/g (F. Li et al., 2023). Acerca de los picos exotérmicos, el primer pico exotérmico amplio se presenta entre 330 °C a 450 °C y se debe a dos fenómenos presente que son la descomposición térmica de la estructura de Keggin del ácido fosfotúngstico para el inicio de la formación de WO_3 y la liberación de energía por la ruptura de las cadenas orgánicas del PVP, cuyo valor de entalpia es de 19.33 J/g (F. Li et al., 2023; Yu et al., 2010). En relación con el segundo pico exotérmico que está ubicado entre 450 °C a 570°C se debe a la formación de la fase cristalina del TiO_2 y la mezcla de óxidos $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ y su valor de entalpia es de 73.29 J/g (F. Li et al., 2023). El incremento de los dos picos exotérmicos en relación del incremento del porcentaje de 7 a 10 % de WO_3 es de 6 J/g para el primer pico exotérmico y 5.34 J/g para el segundo pico exotérmico.

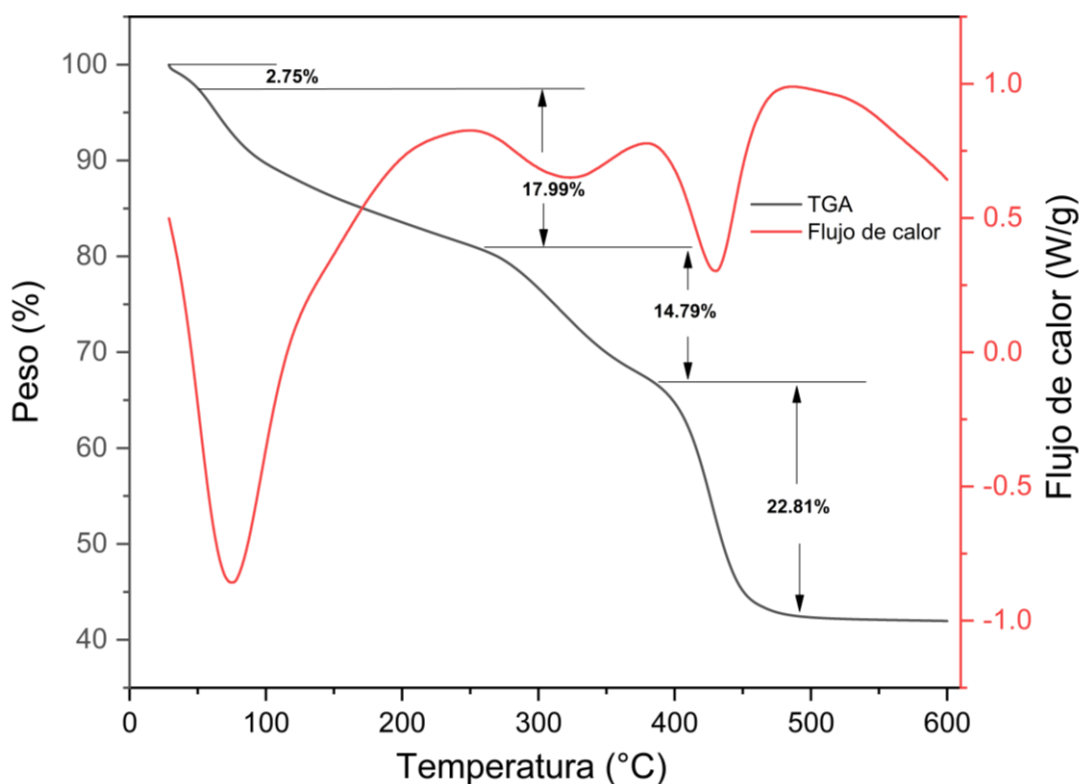


Figura 27. Gráfico de TGA y DSC de las nanofibras al TiO_2 -10% WO_3 .

9.8 Evaluaciones ecotoxicológicas de los contaminantes

Se evaluaron en el modelo *Daphnia magna* la concentración letal media (CL_{50}) a 24 horas y la concentración efectiva media (CE_{50}) a 48 horas de los siguientes contaminantes: acetaminofén, azul de metileno y 2,4-D éster isobutílico. Se verificó los valores con información obtenida por (varios autores). El valor de CL_{50} del acetaminofén evaluado a 24 horas fue de 203.383 mg/L con un $p < 0.05$ (Figura 28a), con respecto a la CE_{50} fue evaluado a 48 horas fue de 20.53 mg/L (Figura 28b). En cuanto al azul de metileno la CL_{50} evaluado a 24 horas fue de 0.1304 mg/L y la CE_{50} a 48 horas de evaluación fue de 0.089 mg/L ambos datos con una $p < 0.05$. Con relación al herbicida 2,4-D éster isobutílico la CL_{50} con valor de 3.80 mg/L y la CE_{50} 0.4267 mg/L.

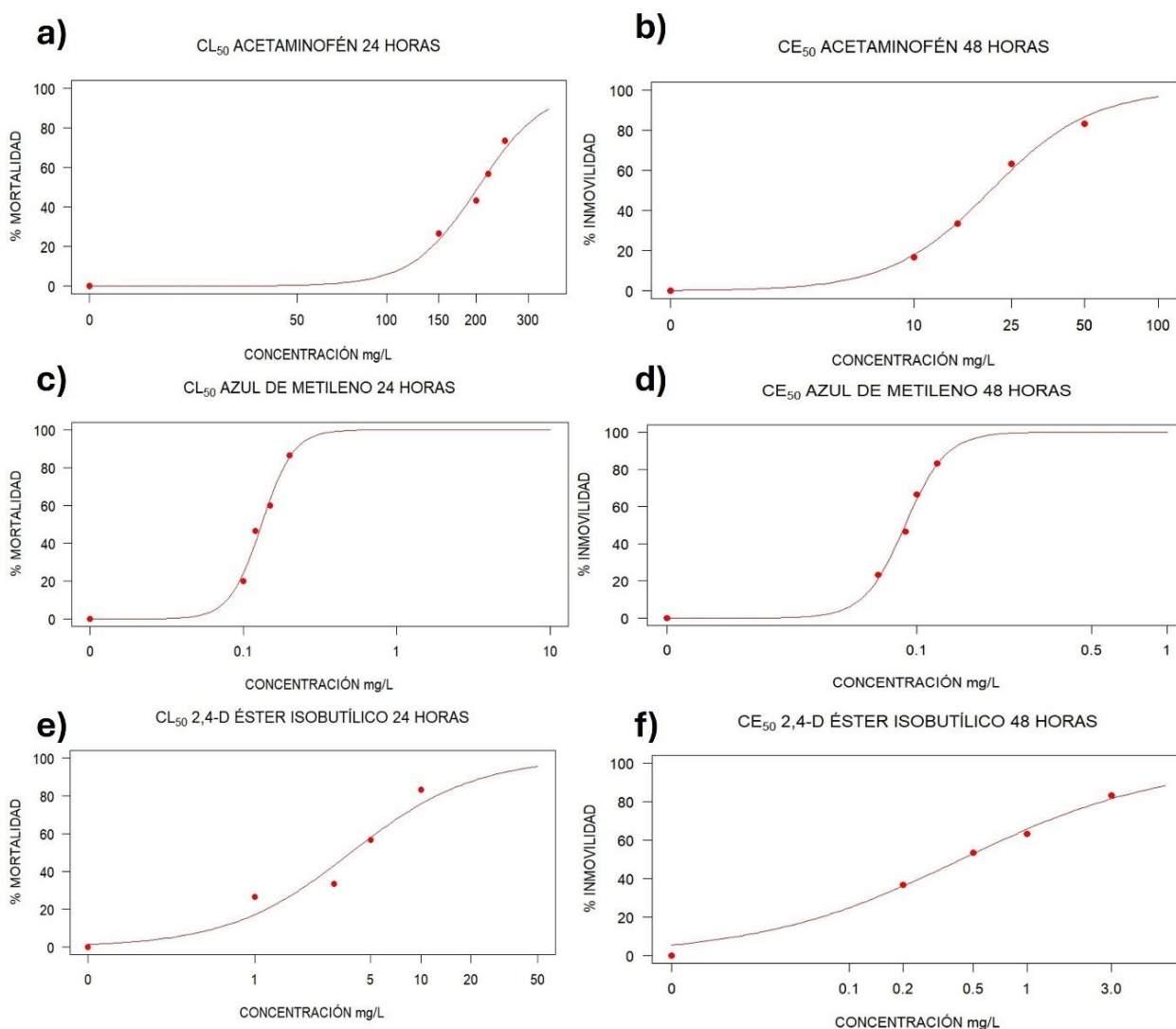


Figura 28. Evaluación ecotoxicológica aguda del acetaminofén a) CL₅₀, b) CE₅₀, azul de metileno c) CL₅₀, d) CE₅₀ y 2,4-D éster isobutílico e) CL₅₀, f) CE₅₀ en *Daphnia magna*.

9.9 Diseño de experimentos

Se realizó en el software MODDE versión 10.1.1 el diseño de experimentos denominado “Modified Simplex Centroid” a partir de un modelo cuadrático (interacción), para obtener la mezcla óptima de la mayor mortalidad en el biomodelo *Daphnia magna*, la Tabla 9 muestra los componentes y las mezclas necesarias (diferentes porcentajes de cada componente) con un total de 10 corridas y realizado por triplicado (datos requeridos para el software). Se obtuvo el gráfico de contorno de mezcla mostrada en la Figura 29 donde se obtuvo la mezcla

óptima con los siguientes porcentajes 2,4-D éster isobutílico 36.03%, acetaminofén 25.41% y azul de metileno 38.55% con una mortalidad óptima de 82.4367% con una p significativa ($p < 0.05$) y un valor de Q2 de 0.158 (buen modelo > 0.1).

Tabla 9. Evaluación de mortalidad en Daphnia magna en soluciones y mezclas, mediante diseño de experimentos "Formulaciones de mezclas"

Componente	Experimento 1	Experimento 2	Experimento 3	Media
2,4-D éster isobutílico	60	40	50	50
Acetaminofén	50	30	30	36.66
Azul de metileno	60	40	50	50
2,4-D (0.5)-acetaminofén (0.5)	80	60	70	70
2,4-D (0.5)-Azul de metileno (0.5)	70	60	70	66.66
Acetaminofén (0.5)-Azul de metileno (0.5)	70	80	60	70
2,4-D (0.67)-Acetaminofén (0.16)-azul de metileno (0.16)	80	80	70	76.66
2,4-D (0.16)-Acetaminofén (0.67)-azul de metileno (0.16)	60	70	80	70
2,4-D (0.16)-Acetaminofén (0.16)-azul de metileno (0.67)	80	70	80	76.66
2,4-D (0.33)-Acetaminofén (0.33)-azul de metileno (0.33)	90	85	95	90

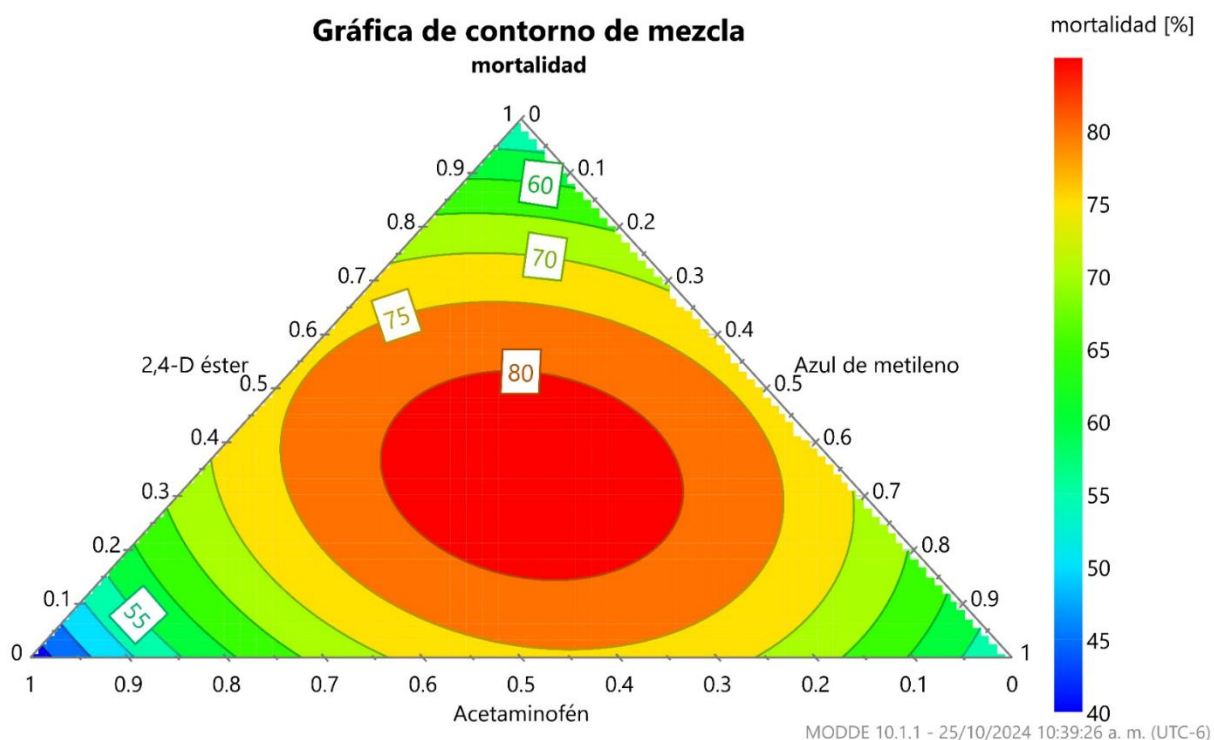


Figura 29. Gráfica de contorno de mezcla mediante diseño de experimentos “Formulaciones de mezclas” para evaluar la mortalidad en *Daphnia magna*. Realizado en MODDE versión 10.1.1.

9.10 Cinética de fotodegradación

La cinética del proceso de fotodegradación se estudió asumiendo un modelo de pseudo-primer orden para la reacción. La mayoría de los informes sobre la degradación fotocatalítica de compuestos orgánicos asumen que la cinética de la reacción está definida por un modelo de pseudo-primer orden (Ariapad & Zanjanchi, 2011). Con la siguiente expresión:

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -k_{obs}t \quad (1)$$

Se puede escribir para una reacción de primer orden. En esta ecuación, C_0 y C es la concentración inicial y la concentración en el tiempo de irradiación (t) del contaminante orgánico respectivamente. Y la k_{obs} es la constante de velocidad observada experimentalmente, la k_{obs} se obtiene a partir de las pendientes de las líneas rectas

obtenidas al trazar $\ln\left(\frac{C}{C_0}\right)$ versus el tiempo de irradiación (t), para todas las muestras de TiO_2 y $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$. Al mismo tiempo, la determinación de la concentración con la ecuación $\%C = ((C_0 - C) / C_0) * 100\%$. Se realizó la degradación fotocatalítica del acetaminofén a una concentración de 50 ppm con las fibras tratadas térmicamente a 500 °C (Figura 30) y a 600 °C (Figura 31) con su respectiva constante cinética y porcentaje de degradación reflejados en la Tabla 10. Con respecto a las fibras tratadas térmicamente a 500 °C TiO_2 puro tuvo mejor porcentaje de degradación con 99.66 %, seguido de Ti-W4 con 80.35 % de degradación, Ti-W7 y Ti-W10 tuvieron bajos porcentajes de degradación con 55.06% y 42.22 % respectivamente. En relación con las mejores constantes cinéticas TiO_2 puro presenta el valor máximo de 0.03216 min^{-1} , seguido de Ti-W4 con 0.00882 min^{-1} . Las fibras tratadas térmicamente a 600 °C no presentaron los mejores resultados con respecto a las fibras a 500 °C, debido a que TiO_2 presenta el 81.12% de degradación y un 28.32% para Ti-W7 con valores de k_{obs} de 0.00916 min^{-1} y 0.00271 min^{-1} , respectivamente.

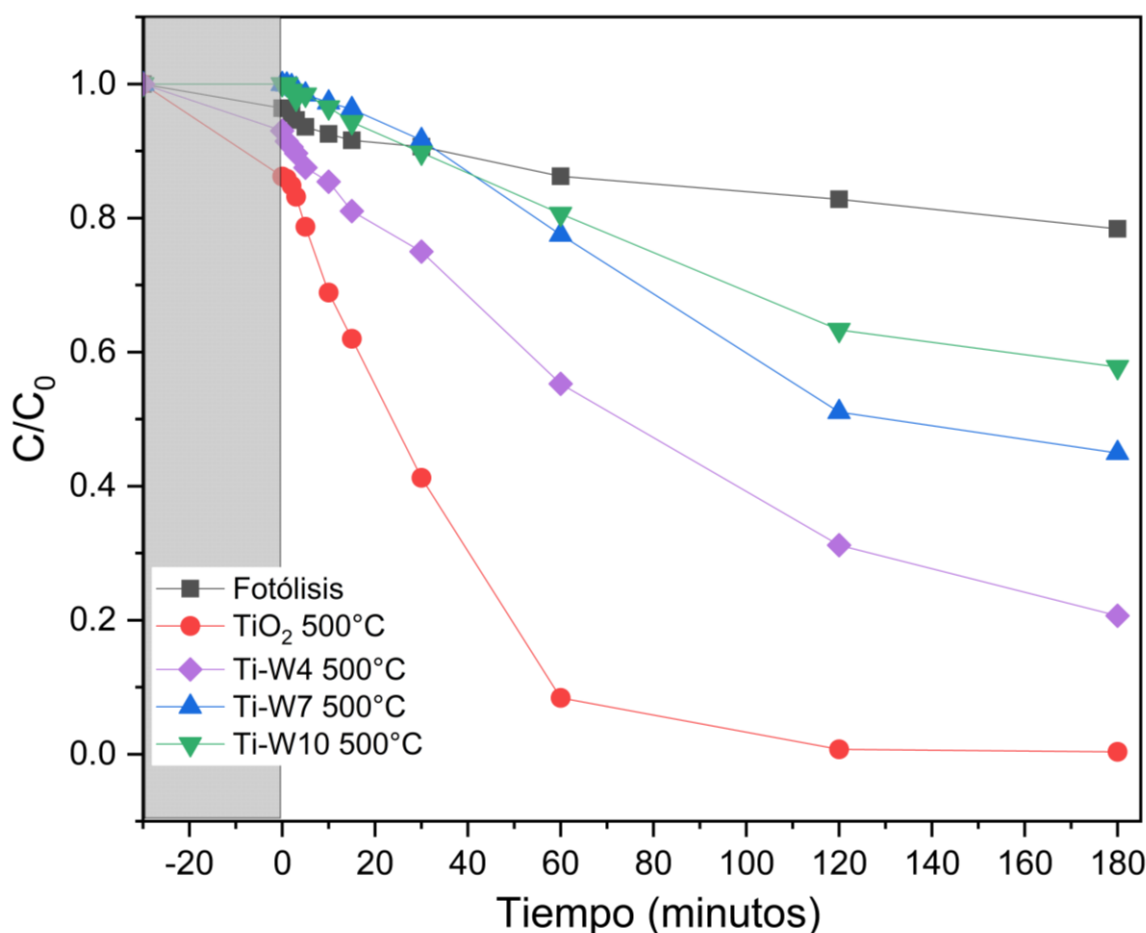


Figura 30. Cinética de degradación del acetaminofén a 50 ppm con las nanofibras de TiO₂ electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO₃ a 500 °C.

La explicación se debe al acoplamiento de dos semiconductores, con bandas de conducción y valencia dispuestas adecuadamente, puede conducir a la transferencia tanto de electrones como de huecos de una partícula semiconductor a otra tras la excitación luminosa, por lo que los electrones fotogenerados se transfieren desde la banda de conducción de TiO₂ a la de WO₃; por lo tanto, se suprime la recombinación de los portadores fotogenerados, lo que conduce a un aumento de la eficiencia de la fotooxidación. Los electrones excitados se mueven a la superficie y se transfieren aún más al oxígeno adsorbido en la superficie, produciendo O₂⁻ que puede transformarse adicionalmente en H₂O₂ y •OH para la oxidación del acetaminofén (Yu et al., 2010). Por otro lado, los huecos reactivos (h⁺) también pueden oxidar acetaminofén ya sea directamente o a través de un •OH formado

principalmente por la oxidación del agua ubicua. Además, el aumento en la afinidad del catalizador por el acetaminofén sobre el catalizador $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ podría beneficiar la cantidad de adsorción de acetaminofén y mejorar aún más la tasa fotocatalítica (Yu et al., 2010).

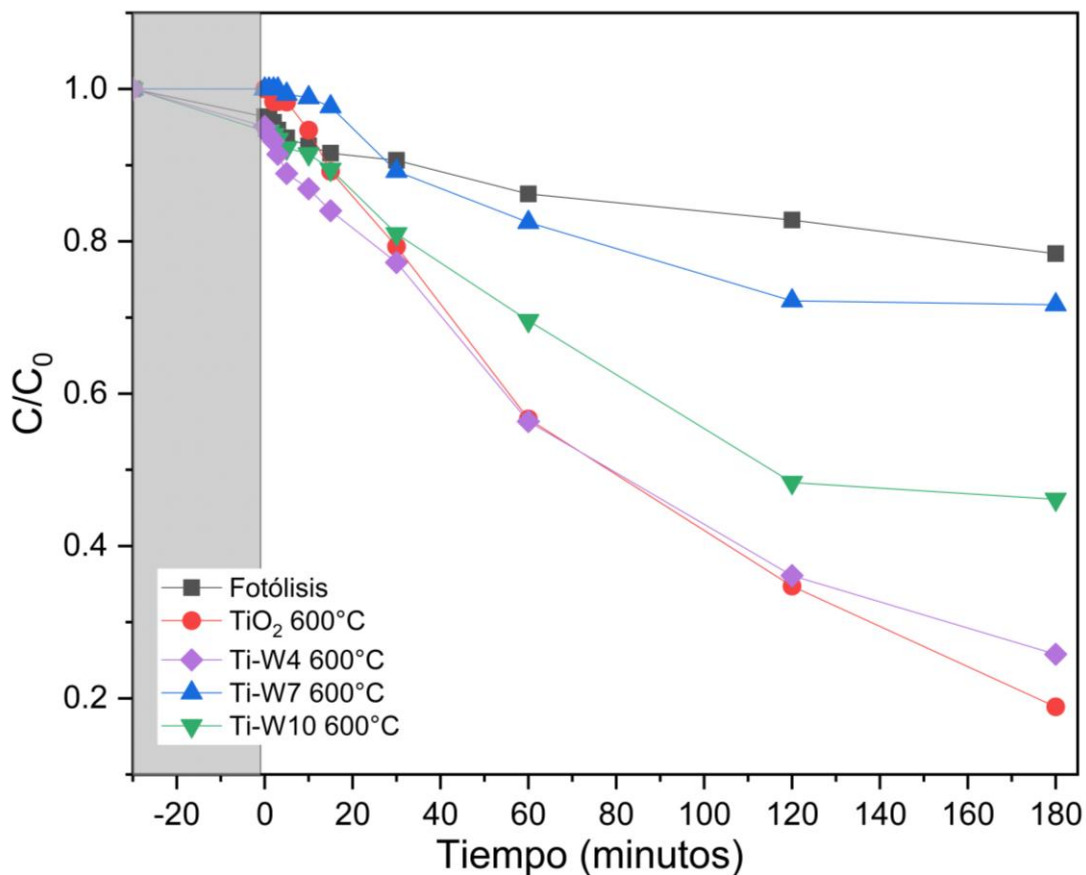


Figura 31. Cinética de degradación del acetaminofén a 50 ppm con las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 a 600 °C

Tabla 10. Constantes cinéticas y % de degradación de acetaminofén de las nanofibras $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ tratados térmicamente a 500 °C y 600 °C

Sistema	-k (constante cinética)	% de degradación
Fotólisis	0.0011 min ⁻¹	22%

TiO ₂ 500°C	0.03216 min ⁻¹	99.66%
TiO ₂ 600°C	0.00916 min ⁻¹	81.12%
Ti-W4 500°C	0.00882 min ⁻¹	80.35%
Ti-W4 600 °C	0.00757 min ⁻¹	74.22%
Ti-W7 500°C	0.00469 min ⁻¹	55.06%
Ti-W7 600°C	0.00271 min ⁻¹	28.32%
Ti-W10 500°C	0.00361 min ⁻¹	42.22%
Ti-W10 600°C	0.0054 min ⁻¹	53.8%

Las cinéticas de las degradaciones de las mezclas con las nanofibras tratadas térmicamente a 500 °C y a 600 °C se muestran en la Figura 32 y 33 respectivamente además de sus constantes cinéticas en la Tabla 11. Las nanofibras tratadas a 500 °C presentó mejores % de degradación en los tres contaminantes orgánicos, Ti-W4 tuvo los mejores porcentajes de degradación con 99.77 %, 96.24 % y 95.76 % de degradación para el acetaminofén, azul de metileno y 2,4-D éster isobutílico respectivamente, seguido de TiO₂ puro con % de degradación del 84.11 %, el peor catalizador fue Ti-W10 con % de degradación máximo de 76.90 % de azul de metileno y menos del 50% de degradación para el acetaminofén y el 2,4-D éster isobutílico.

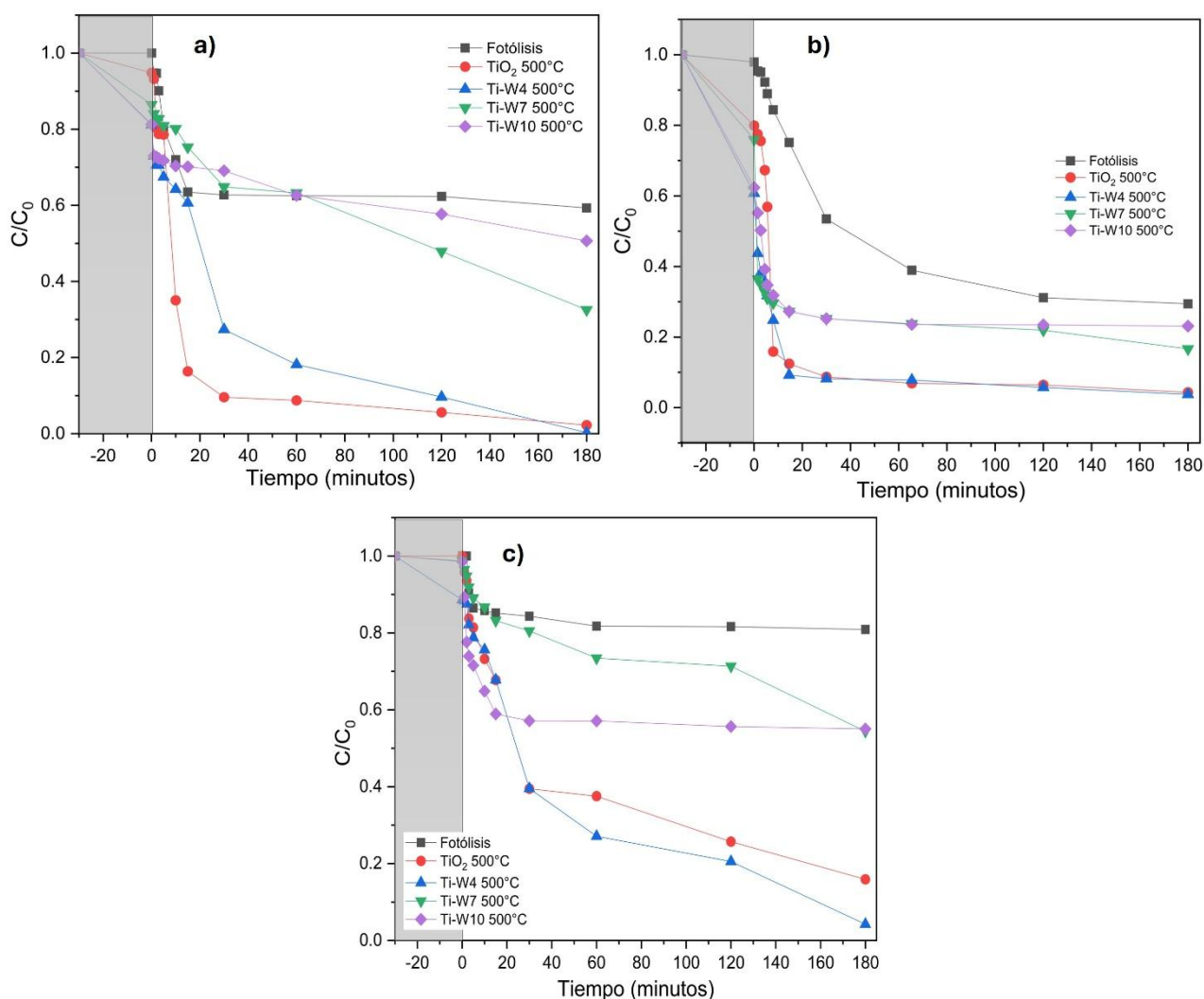


Figura 32. Cinética de degradación de la mezcla a) acetaminofén 20 ppm, b) azul de metileno 10 ppm y c) 2,4-D éster isobutílico 10 ppm con las nanofibras de TiO₂ electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO₃ a 500 °C.

Con respecto a las nanofibras tratadas térmicamente a 600 °C, TiO₂ puro tuvo los mejores % de degradaciones con 93.35 %, 99.39 % y 94.80 % para el acetaminofén, azul de metileno y del herbicida respectivamente, Ti-W10 fue el peor catalizador ya que presentó degradaciones máximas del 40 % de degradación para el acetaminofén y del herbicida. Para ambos sistemas la degradación del azul de metileno fue elevado pero las fibras a 600°C fueron mejor para su degradación debido a que presento una adsorción del 50 % del azul de metileno en el catalizador, TiO₂-WO₃ en ambos sistemas presentó mejores adsorciones de los contaminantes con respecto al TiO₂ puro, por lo que los catalizadores TiO₂-WO₃ podrían

beneficiar la cantidad de adsorción de acetaminofén y mejorar aún más la tasa fotocatalítica (Yu et al., 2010).

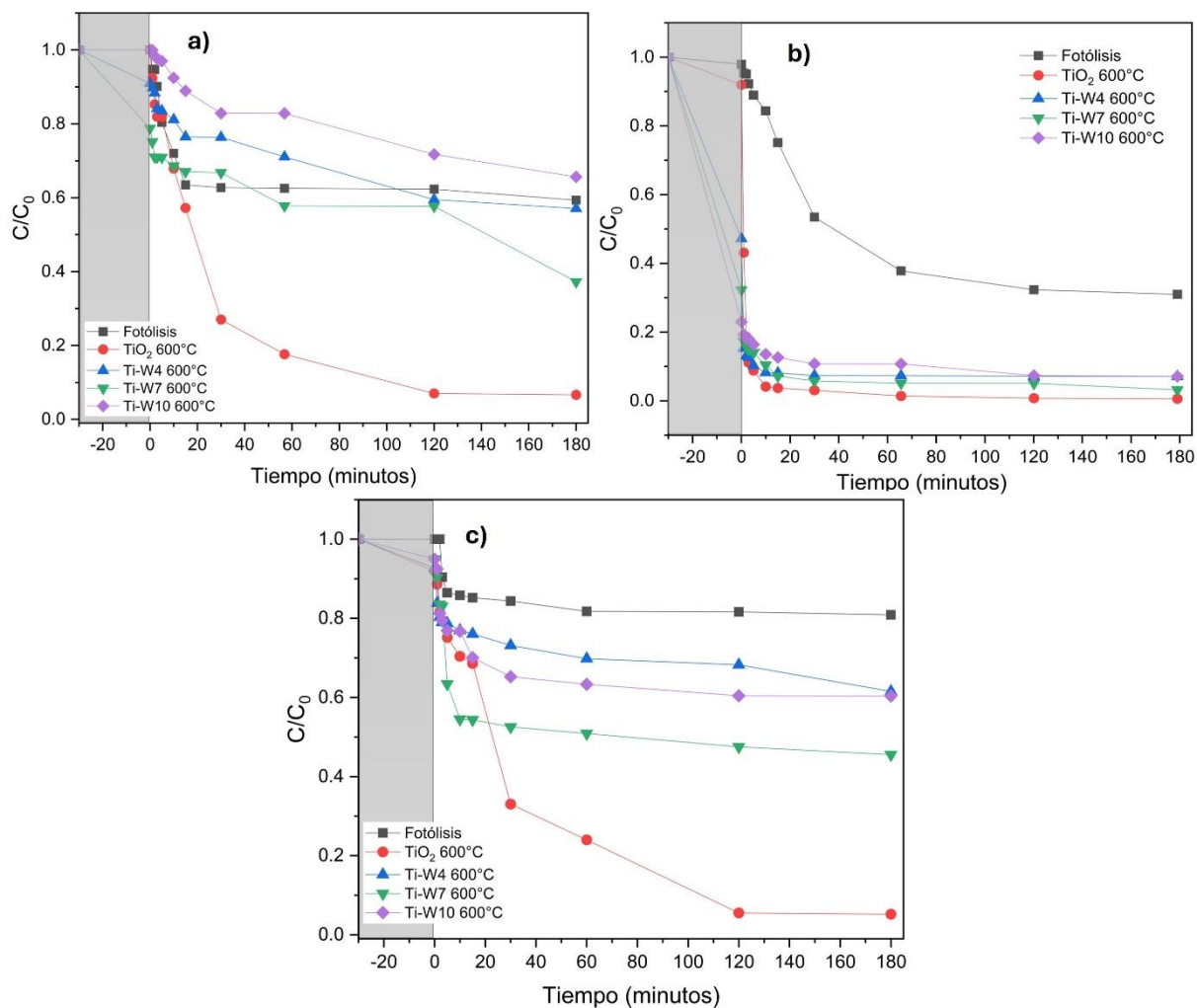


Figura 33. Cinética de degradación de la mezcla a) acetaminofén 20 ppm, b) azul de metileno 10 ppm y c) 2,4-D éster isobutílico 10 ppm con las nanofibras de TiO_2 electrohiladas a diferentes % de (p/p) de WO_3 a 600 °C.

Tabla 11. Constantes cinéticas y % de degradación de la mezcla con nanofibras $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ tratados térmicamente a 500 °C y 600 °C.

Sistema	-k (constante cinética)			% de degradación		
	Acetaminofén	Azul de metileno	2,4-D éster isobutílico	Acetaminofén	Azul de metileno	2,4-D éster isobutílico
Fotólisis	0.0157 min ⁻¹	0.019 min ⁻¹	9x10 ⁻⁴ min ⁻¹	40.67%	70.59%	19.10%
TiO ₂ 500°C	0.0828 min ⁻¹	0.154 min ⁻¹	0.029 min ⁻¹	97.76%	95.70%	84.11%
TiO ₂ 600°C	0.0412 min ⁻¹	0.504 min ⁻¹	0.018 min ⁻¹	93.35%	99.39%	94.80%
Ti-W4 500°C	0.0432 min ⁻¹	0.132 min ⁻¹	0.031 min ⁻¹	99.77%	96.24%	95.76%
Ti-W4 600 °C	0.0025 min ⁻¹	0.296 min ⁻¹	0.005 min ⁻¹	42.94%	92.93%	38.46%
Ti-W7 500°C	0.0044 min ⁻¹	0.067 min ⁻¹	0.012 min ⁻¹	67.45%	83.33%	45.60%
Ti-W7 600°C	0.0033 min ⁻¹	0.086 min ⁻¹	0.032 min ⁻¹	62.76%	96.80%	54.46%
Ti-W10 500°C	0.0013 min ⁻¹	0.191 min ⁻¹	0.027 min ⁻¹	49.35%	76.90%	44.96%
Ti-W10 600°C	0.0013 min ⁻¹	0.055 min ⁻¹	0.030 min ⁻¹	34.34%	96.25%	39.63%

9.11 Mineralización del acetaminofén y de mezcla

Para determinar la mineralización del acetaminofén y de la mezcla se realizó un análisis mediante la reducción de carbono orgánico total, o por sus siglas “TOC”, después de la degradación fotocatalítica en un lapso de 180 minutos bajo radiación UV, en la Figura 34 se muestra el análisis TOC del acetaminofén donde las fibras de TiO_2 tratadas térmicamente a 500 °C presenta una mayor eficiencia de mineralización con el 79.89 %, seguido de Ti-W4 a 500 °C con el 78.11 %. Los peores catalizadores que presentaron bajos porcentajes de mineralización fueron Ti-W7 a 600 °C y Ti-W10 a 500 °C con un 36.20 % y 17.76 % de mineralización, esto puede ser debido a una mineralización lenta y la posible presencia de posibles intermediarios degradados que limitan la correcta mineralización (Rimoldi et al., 2017), así mismo la naturaleza de los catalizadores ya que los que presentaron peor porcentaje de mineralización fueron los que tuvieron un alto porcentaje de WO_3 debido a

una baja capacidad de adsorción y esto ocasiona una menor concentración en el medio de especies radicales, principalmente radicales $\text{OH}\cdot$ (Rimoldi et al., 2017).

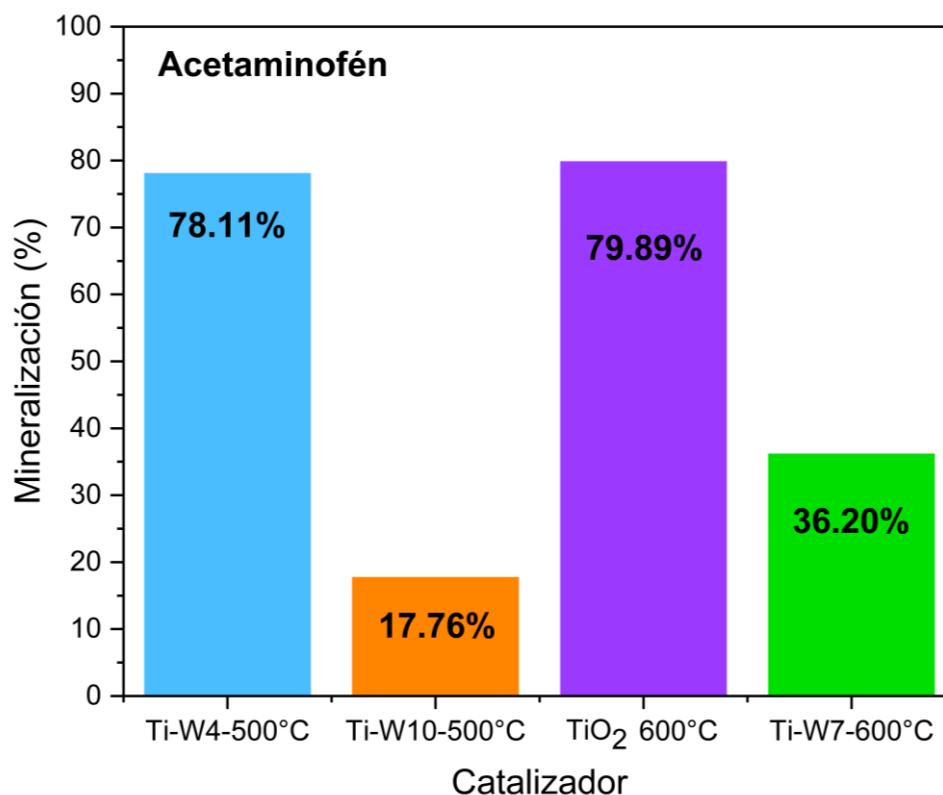


Figura 34. Análisis de Carbono Orgánico Total (TOC) de los crudos de degradación de acetaminofén en diferentes catalizadores.

En la Figura 35 se muestra el análisis TOC de la mezcla en la cual se muestra el análisis TOC de la mezcla donde las fibras de TiO_2 a 600 °C presenta mayor eficiencia con el 93.4 % de mineralización seguido de Ti-W4 a 500 °C con el 84 %. Los peores catalizadores fueron el Ti-W10 a 500 °C con un 73.9 % y Ti-W10 a 600° C con un 70.8 % de mineralización. Con respecto a los mejores catalizadores se deduce que fue debió a una mineralización rápida y baja presencia de intermediarios degradados, así como la naturaleza de los catalizadores que está directamente relacionado con la capacidad de adsorción en relación con la concentración de WO_3 presentando mayores porcentajes de mineralización con menores porcentajes de WO_3 como lo es Ti-W4 a 500 °C.

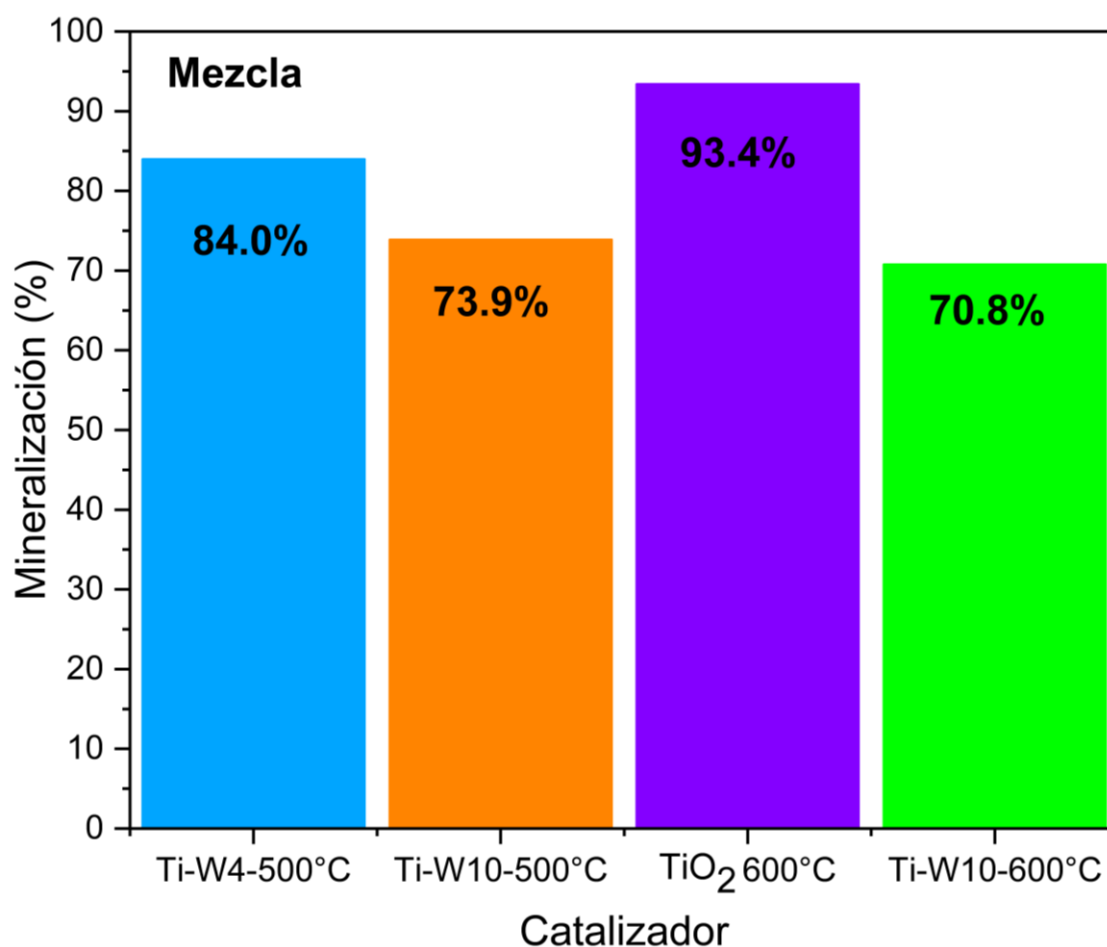


Figura 35. Análisis de Carbono Orgánico Total (TOC) de los crudos de degradación de la mezcla en diferentes catalizadores.

9.12 Reciclabilidad del catalizador Ti-W4 500 °C

El catalizador se reutilizó ocho veces como se observa en la Tabla 12 y 13 para la degradación del acetaminofén y la mezcla respectivamente. Con respecto a la degradación del acetaminofén a 50 ppm presentó valores mayores al 90 % durante los 8 ciclos, conforme el catalizador se iba utilizando entre ciclo y ciclo exhibió pérdida de masa del catalizador durante la separación centrífuga y el secado del catalizador antes de su reutilización. La relación masa/volumen reveló la efectividad del catalizador con 0.38 g/L con un 95.1 % de efectividad de degradación del acetaminofén.

Tabla 12. Reciclabilidad del catalizador Ti-W4 en la degradación de acetaminofén durante 3 horas en luz UV.

Ciclos	Peso del catalizador (mg)	Relación masa/volumen	% de degradación
	Acetaminofén (50 ppm)		
1°	70	1.0. g/L	97.0 %
2°	56	0.80 g/L	96.3 %
3°	47	0.67 g/L	96.1 %
4°	35	0.50 g/L	95.4 %
5°	27	0.38 g/L	95.1%
6°	19	0.27 g/L	94.7%
7°	07	0.10 g/L	94.6%
8°	02	0.02 g/L	93.9%

Con respecto a la mezcla el catalizador se reutilizó ocho veces, el catalizador mostró una excelente degradación del azul de metileno que compone la mezcla con una eficiencia mayor del 98 % en los ocho ciclos utilizados, seguido del acetaminofén con una eficiencia superior del 94 % y en cuanto al 2,4-D éster isobutílico el catalizador logró degradar más del 67 % para el octavo ciclo y un porcentaje máximo del 83.9 %.

Tabla 13. Reciclabilidad del catalizador Ti-W4 en la degradación de la mezcla durante 3 horas en luz UV.

Ciclos	Peso del catalizador (mg)	Relación masa/volumen	Mezcla % de degradación		
			Azul de metileno (10 ppm)	Acetaminofén (20 ppm)	2.4-D éster isobutílico (10 ppm)
1°	70	1.0 g/L	99%	96.2%	83.9%
2°	57	0.81 g/L	99%	96.1%	77.8%
3°	54	0.77 g/L	99%	95.7%	75.4%

4°	43	0.61 g/L	99%	95.6%	72.2%
5°	35	0.50 g/L	99%	95.3%	68.8%
6°	26	0.37 g/L	99%	95.2%	68.4%
7°	16	0.23 g/L	98%	94.9%	68.1%
8°	09	0.13 g/L	98%	94.8%	67.6%

9.13 Evaluaciones ecotoxicológicas de los crudos de degradación de los contaminantes

Se realizaron las pruebas agudas y crónicas de los crudos de la degradación del acetaminofén y la mezcla de los contaminantes en un periodo de 48 horas y 21 días respectivamente, para los crudos de degradación se utilizó el mejor catalizador dopado con WO₃ que fue el Ti-W4 a 500 °C, en la Tabla 14 se muestran los resultados de la evaluación ecotoxicológica aguda de los diferentes tratamientos, para los crudos de degradación del acetaminofén no obtuvieron valores de CL₅₀ y CE₅₀ debido a que *Daphnia magna* sobrevivió durante el periodo de las 48 horas como lo marca la norma NMX-AA-087-SCFI -2010, de manera que los crudos de degradación no presentaron posibles intermediarios degradados que afectan al ciclo de vida del biomodelo utilizado y es confirmado por los análisis de TOC que se realizaron a dichos crudos de degradación ya que presentan una mineralización superior al 80 %.

Tabla 14. Evaluación ecotoxicológica aguda en *Daphnia magna* mediante la determinación de a) CL₅₀, b) CE₅₀ para acetaminofén, crudo de degradación del acetaminofén y crudo de degradación de la mezcla.

Material	CL ₅₀	CE ₅₀
Acetaminofén	203.38 mg/L	20.53 mg/L
Crudo de Degradación del acetaminofén Ti-W4 500°C	-	-

Con respecto a los estudios ecotoxicológicos crónicos que tienen una duración de un lapso de 21 días para poder determinar si los crudos de degradación del acetaminofén y de la mezcla son perjudiciales en el medio ambiente durante un tiempo más prolongado, para tal objetivo se clasificaron en neonatos, jóvenes, adultos y hembras grávidas. En cuanto a los parámetros estudiados en neonatos que se presentan en la Tabla 15, la frecuencia torácica no presentó diferencia significativa en los crudos de acetaminofén y mezcla con relación a control, de igual manera no presentó diferencia significativa en la frecuencia cardíaca y en el desplazamiento natatorio. Con respecto a la frecuencia de salto el control no presentó diferencia significativa con los crudos de acetaminofén y de mezcla, pero entre los crudos de acetaminofén y de la mezcla si presentaron una diferencia significativa de 10 unidades de salto. Con estos resultados podemos determinar que en la fase temprana de *Daphnia magna* no presenta efectos negativos en el desarrollo de los neonatos en su ciclo de vida y es pieza clave en la efectividad del poder de la degradación del catalizador en el acetaminofén y en la mezcla que es constituido por azul de metileno, acetaminofén y 2,4-D éster isobutílico.

Tabla 15. Parámetros fisiológicos en neonatos de *Daphnia magna* en diferentes tratamientos.

Parámetros	Control	Crudo de acetaminofén	Crudo de mezcla
Frecuencia torácica	260 ± 18.63 ^a	241.67 ± 12.09 ^a	239.67 ± 13.10 ^a
Frecuencia cardíaca	219.33 ± 6.53 ^a	208.67 ± 8.26 ^a	209.33 ± 7.96 ^a
Frecuencia de salto	104.33 ± 3.20 ^{ab}	109 ± 4.69 ^a	99.33 ± 2.42 ^b
Desplazamiento natatorio (cm)	12.74 ± 1.36 ^a	15.37 ± 1.41 ^a	15.31 ± 1.35 ^a

Los valores son medias ± desviación estándar. Diferencias significativas señaladas por letras (ANOVA P < 0.05)

En torno a los jóvenes (Tabla 16) la frecuencia cardiaca y el desplazamiento natatorio no presentaron diferencias significativas en los crudos de degradación del acetaminofén y de la mezcla con respecto a control; en cambio con la frecuencia torácica existe una ligera diferencia significativa en control con respecto a los crudos de degradación de la mezcla y la frecuencia de salto presenta una diferencia significativa entre los crudos de degradación de acetaminofén con respecto a los de la mezcla con una diferencia de 5 unidades de salto, pero con relación a control no se presenta diferencia significativa. Si tomamos con referencia a control los jóvenes presentaron una buena adaptabilidad durante los 21 días de estudio, esto quiere decir que no interfieren en su ciclo de vida.

Tabla 16. Parámetros fisiológicos en jóvenes de Daphnia magna en diferentes tratamientos.

Parámetros	Control	Crudo de acetaminofén	Crudo de mezcla
Frecuencia torácica	238.25 ± 13.59 ^a	225 ± 10 ^{ab}	222.67 ± 12.20 ^b
Frecuencia cardiaca	208.67 ± 3.84 ^a	206.33 ± 6.31 ^a	207.67 ± 3.89 ^a
Frecuencia de salto	110.75 ± 3.33 ^{ab}	108.17 ± 5.07 ^a	113 ± 5.42 ^b
Desplazamiento natatorio (cm)	15.64 ± 1.9 ^a	18.05 ± 1.6 ^a	21.12 ± 1.5 ^a

Los valores son medias ± desviación estándar. Diferencias significativas señaladas por letras (ANOVA P < 0.05)

En lo referente a los adultos (Tabla 17) tanto la frecuencia torácica y cardiaca no presentaron diferencias significativas con respecto a control, con respecto a la frecuencia de salto existe diferencia significativa entre el crudo de la mezcla y el control por una diferencia de 10 unidades de salto, así como en el desplazamiento natatorio existe una diferencia significativa entre el crudo de degradación de acetaminofén y control con una diferencia de 9 cm de distancia. De manera general los parámetros medidos son iguales a tanto para control como a los respectivos crudos de degradación, nuevamente su ciclo de vida no se vio afectado.

Tabla 17. Parámetros fisiológicos en adultos de *Daphnia magna* en diferentes tratamientos

Parámetros	Control	Crudo de acetaminofén	Crudo de mezcla
Frecuencia torácica	227.56 ± 6.78 ^a	234 ± 9.30 ^a	235 ± 8.06 ^a
Frecuencia cardíaca	203.33 ± 6.39 ^a	205.33 ± 3.59 ^a	202.67 ± 4.57 ^a
Frecuencia de salto	105.78 ± 6.62 ^a	112.67 ± 2.49 ^{ab}	115 ± 3.78 ^b
Desplazamiento natatorio (cm)	12.16 ± 1.48 ^a	23.11 ± 2.43 ^b	17.11 ± 1.33 ^{ab}

Los valores son medias ± desviación estándar. Diferencias significativas señaladas por letras (ANOVA P < 0.05)

Con respecto a la grávidas (Tabla 18) la frecuencia torácica no presento diferencias significativas, en cuanto a la frecuencia cardíaca y al desplazamiento natatorio si existe una diferencia significativa entre control y el crudo de degradación de acetaminofén con 6 unidades y 9 cm respectivamente, pero en el crudo de degradación de la mezcla no presentó diferencia significativa con respecto a control. Al respecto con la frecuencia de salto control no presenta diferencia significativa con ambos crudos de degradación, pero entre ambos crudos de degradación si presenta diferencia significativa de 5 unidades de salto. Es muy relevante presenciar buena similitud con los crudos de degradación con relación a control ya que además presentó una excelente fertilidad en *Daphnia magna* como se observa en la Figura 36.

Tabla 18. Parámetros fisiológicos en grávidas de *Daphnia magna* en diferentes tratamientos.

Parámetros	Control	Crudo de acetaminofén	Crudo de mezcla
Frecuencia torácica	230 ± 3.26 ^a	237.33 ± 9.21 ^a	235.33 ± 4.98 ^a
Frecuencia cardíaca	210.67 ± 2.49 ^a	204.33 ± 3.14 ^b	206 ± 3.05 ^{ab}
Frecuencia de salto	118.67 ± 2.49 ^{ab}	122 ± 1.63 ^a	117.67 ± 2.13 ^b

Desplazamiento natatorio (cm)	14.92 ± 1.32^a	23.68 ± 1.54^b	24.85 ± 1.57^b
----------------------------------	--------------------	--------------------	--------------------

Los valores son medias $\pm$ desviación estándar. Diferencias significativas señaladas por letras (ANOVA $P < 0.05$)



Figura 36. Ilustraciones de grávidas de *Daphnia magna* a) control, b) crudo de degradación del acetaminofén y c) crudo de degradación de la mezcla.

10. CONCLUSIONES

- Las nanofibras de $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ electrohiladas a concentraciones del 4 %, 7 % y 10 % (%p/p) formaron predominantemente una estructura cristalina de fase anatasa, en comparación con la fase rutilo, tanto a 500 °C como a 600 °C. Se confirma mediante análisis de DRX, SEM-EDS, espectroscopia infrarroja y espectroscopía Raman.
- El alto peso molecular promedio ($\bar{M}_w$) de polivinilpirrolidona (PVP) favorece la formación de morfologías tubulares y alargadas funcionando como soporte polimérico.
- El análisis SEM mostró fibras homogéneas con diámetros promedios entre 190 nm y 460 nm. La adición de WO_3 modifica el tamaño del cristalito de la fase anatasa al plano (101) inhibiendo el crecimiento de cristalito de la fase rutilo y aumentando el diámetro de las nanofibras.

- La implementación del diseño de experimentos (DoE) optimizó el número de experimentos provocando la disminución de costos en laboratorio (uso de reactivos, equipos y tiempo), la detección de factores que influyen en los experimentos e identificación de los mejores catalizadores.
- La adición del precursor ácido fosfotúngstico a bajas concentraciones aumentó la eficiencia de la fotodegradación del fármaco acetaminofén y de la mezcla de azul de metileno-acetaminofén-2,4-D éster isobutílico mayor al 90 % en UV, con respecto a la región del visible no presenta buena efectividad de degradación fotocatalítica.
- El aumento de la concentración del WO_3 en las fibras de TiO_2 no disminuyó el valor de Band GAP para aplicaciones fotocatalíticas en la región del visible.
- Las nanofibras tratadas térmicamente a 500 °C son más eficientes que las nanofibras a 600 °C ya que predomina la fase anatasa, lo que favorece la degradación de contaminantes orgánicos por la disminución de la recombinación de par electrón-hueco.
- A través de las pruebas ecotoxicológicas agudas evaluando CL_{50} y CE_{50} en *Daphnia magna* y con tratamientos crónicos en un lapso de 21 días se comprueba que los crudos de degradación son inertes y compatibles con el medio ambiente. Los catalizadores son biocompatibles en medio acuático para *Daphnia magna*.
- El catalizador Ti-W4 demostró una excelente estabilidad y rentabilidad, alcanzando degradaciones superiores al 90 % durante ocho ciclos consecutivos, sin generar subproductos tóxicos para organismos acuáticos. Estos resultados consolidan a las fibras electrohiladas de $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ como una alternativa sustentable para el tratamiento de contaminantes farmacéuticos. La combinación de eficiencia fotocatalítica, durabilidad y compatibilidad ambiental posiciona a este material como una plataforma tecnológica con alto potencial para aplicaciones reales en el tratamiento avanzado de aguas residuales.

11. BIBLIOGRAFÍA

- Abid, M., Iatsunskiy, I., Coy, E., Lesage, G., Ben Haj Amara, A., & Bechelany, M. (2024). Ag-BN/HNT-TiO₂ nanofibers produced by electrospinning as catalysts to remove acetaminophen. *Heliyon*, 10(2), e24740. <https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2024.E24740>
- Ahmad, A., Mohd-Setapar, S. H., Chuong, C. S., Khatoon, A., Wani, W. A., Kumar, R., & Rafatullah, M. (2015). Recent advances in new generation dye removal technologies: Novel search for approaches to reprocess wastewater. In *RSC Advances* (Vol. 5, Issue 39, pp. 30801–30818). Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/c4ra16959j>
- Ahmad, I., Shukrullah, S., Naz, M. Y., Ahmed, E., Ahmad, M., Obaidullah, A. J., Alkhouri, A., Mahal, A., & Ghadi, Y. Y. (2024). An aimed review of current advances, challenges, and future perspectives of TiO₂-based S-scheme heterojunction photocatalysts. *Materials Science in Semiconductor Processing*, 172, 108088. <https://doi.org/10.1016/J.MSSP.2023.108088>
- Ahmed, H., Salihi, K., Kaufhold, S., Aziz, B., Radha, M. H., Karim, L., & Nooralddin, H. (2023). Efficient Removal of Basic Fuchsin from Synthetic Medical Wastewater and Competitive Adsorption in the Mixture. *Adsorption Science & Technology*, 2023. <https://doi.org/10.1155/2023/4672622>
- Ali, S., Abbas, Z., Rizwan, M., Zaheer, I. E., Yavas, I., Ünay, A., Abdel-Daim, M. M., Bin-Jumah, M., Hasanuzzaman, M., & Kalderis, D. (2020). Application of floating aquatic plants in phytoremediation of heavy metals polluted water: A review. *Sustainability (Switzerland)*, 12(5). <https://doi.org/10.3390/su12051927>
- Alinsafi, A., Evenou, F., Abdulkarim, E. M., Pons, M. N., Zahraa, O., Benhammou, A., Yaacoubi, A., & Nejmeddine, A. (2007). Treatment of textile industry wastewater by supported photocatalysis. *Dyes and Pigments*, 74(2), 439–445. <https://doi.org/10.1016/J.DYEPIG.2006.02.024>
- Alsawat, M. (2024). Congo red dye adsorption using CuSnO₂TiO₂ nanocomposites: Adsorption data interpretation by statistical modeling. *International Journal of Electrochemical Science*, 19(7), 100611. <https://doi.org/10.1016/J.IJOES.2024.100611>
- Ariapad, A., & Zanjanchi, M. A. (2011). Effect of successive incorporation of tungstophosphoric acid into TiO₂ on the activity of photocatalysts for the degradation of methylene blue. *Superlattices and Microstructures*, 49(4), 422–432. <https://doi.org/10.1016/J.SPMI.2010.12.012>
- Bakhtshokouhi, S., & Assadi, A. (2025). Examining sulfate radical-based enhanced oxidation techniques to degradation pharmaceutically active substances in aqueous media: With acetaminophen serving as a case study. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 17, 100599. <https://doi.org/10.1016/J.HAZADV.2025.100599>
- Bharathi, D., Nandagopal, J. G. T., Ranjithkumar, R., Gupta, P. K., & Djearamane, S. (2022). Microbial approaches for sustainable remediation of dye-contaminated wastewater: a review. In *Archives of Microbiology* (Vol. 204, Issue 3). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/s00203-022-02767-3>
- Bhardwaj, N., & Kundu, S. C. (2010). Electrospinning: A fascinating fiber fabrication technique. *Biotechnology Advances*, 28(3), 325–347. <https://doi.org/10.1016/J.BIOTECHADV.2010.01.004>

- Blanco, M., & Pizzio, L. (2011). Influence of the thermal treatment on the physicochemical properties and photocatalytic degradation of 4-chlorophenol in aqueous solutions with tungstophosphoric acid-modified mesoporous titania. *Applied Catalysis A: General*, 405(1–2), 69–78. <https://doi.org/10.1016/J.APCATA.2011.07.030>
- Bosoy, D., Axelband, J., Pursell, R., Lukaszczyk, J., & Stawicki, S. (2017). Utilization of methylene blue in the setting of hypotension associated with concurrent renal and hepatic failure: A concise review. *International Journal of Academic Medicine*, 3(3), 101. https://doi.org/10.4103/ijam.ijam_88_16
- Bownik, A., P. M., & Sokołowska, N. (2017). *UNIVERSITY OF WARMIA AND MAZURY IN OLSZTYN Polish Journal of Natural Sciences*. <http://wydawnictwo.uwm.edu.pl>
- Centro Nacional de Información Biotecnológica. (2025a, February 1). *Resumen de compuestos de PubChem para CID 6099, azul de metileno*.
- Centro Nacional de Información Biotecnológica. (2025b, February 25). *Resumen de compuestos de PubChem para CID 15580, 2,4-D-isobutyl*. PubChem Para CID 15580, 2,4-D-Isobutyl.
- Chen, W. T., Chan, A., Jovic, V., Sun-Waterhouse, D., Murai, K. I., Idriss, H., & Waterhouse, G. I. N. (2015). Effect of the TiO₂ Crystallite Size, TiO₂ Polymorph and Test Conditions on the Photo-Oxidation Rate of Aqueous Methylene Blue. *Topics in Catalysis*, 58(2–3), 85–102. <https://doi.org/10.1007/s11244-014-0348-7>
- Chen, X., Zhang, F., Wang, Q., Han, X., Li, X., Liu, J., Lin, H., & Qu, F. (2015). The synthesis of ZnO/SnO₂ porous nanofibers for dye adsorption and degradation. *Dalton Transactions*, 44(7), 3034–3042. <https://doi.org/10.1039/c4dt03382e>
- Daneshvar, N., Aber, S., Seyed Dorraji, M. S., Khataee, A. R., & Rasoulifard, M. H. (2007). Photocatalytic degradation of the insecticide diazinon in the presence of prepared nanocrystalline ZnO powders under irradiation of UV-C light. *Separation and Purification Technology*, 58(1), 91–98. <https://doi.org/10.1016/J.SEPPUR.2007.07.016>
- Daneshvar, N., Salari, D., & Khataee, A. R. (2004). Photocatalytic degradation of azo dye acid red 14 in water on ZnO as an alternative catalyst to TiO₂. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 162(2–3), 317–322. [https://doi.org/10.1016/S1010-6030\(03\)00378-2](https://doi.org/10.1016/S1010-6030(03)00378-2)
- Dardouri, S., & Sghaier, J. (2017). Adsorptive removal of methylene blue from aqueous solution using different agricultural wastes as adsorbents. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 34(4), 1037–1043. <https://doi.org/10.1007/s11814-017-0008-2>
- Dieter Ebert. (2005). Ecology, epidemiology, and evolution of parasitism in Daphnia. Chapter 2 Introduction to Daphnia Biology. In *National Library of Medicine* (Vol. 1, pp. 5–27). National Center for Biotechnology Information.
- Din, M. I., Khalid, R., Najeeb, J., & Hussain, Z. (2021). Fundamentals and photocatalysis of methylene blue dye using various nanocatalytic assemblies- a critical review. *Journal of Cleaner Production*, 298, 126567. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2021.126567>

- Doh, S. J., Kim, C., Lee, S. G., Lee, S. J., & Kim, H. (2008). Development of photocatalytic TiO₂ nanofibers by electrospinning and its application to degradation of dye pollutants. *Journal of Hazardous Materials*, 154(1–3), 118–127. <https://doi.org/10.1016/J.JHAZMAT.2007.09.118>
- Dong, Y., Xing, L., Hu, F., Umar, A., & Wu, X. (2018). Efficient removal of organic dyes molecules by grain-like α -Fe₂O₃ nanostructures under visible light irradiation. *Vacuum*, 150, 35–40. <https://doi.org/10.1016/J.VACUUM.2018.01.023>
- Edo, G. I., Samuel, P. O., Jikah, A. N., Yousif, E., Onyibe, P. N., Opiti, A. R., Ikpekor, V. O., Ezekiel, G. O., Thomas, B. E., Eboh, S. O., Ekokotu, H. A., Ugbune, U., Oghrora, E. E. A., Ainyanbhor, I. E., Akpogheli, P. O., Owheruo, J. O., Essaghah, A. E. A., Ekpeko, L. D., Isoje, E. F., & Agbo, J. J. (2024). Sensitivity ecology and evolution, toxicology organism assessment model in the use of chemical applications for the management of toxic substances. *Ecological Frontiers*, 44(5), 890–908. <https://doi.org/10.1016/J.ECOFRO.2024.06.001>
- Egbo, K. O., Liu, C. P., Ekuma, C. E., & Yu, K. M. (2020). Vacancy defects induced changes in the electronic and optical properties of NiO studied by spectroscopic ellipsometry and first-principles calculations. *Journal of Applied Physics*, 128(13). <https://doi.org/10.1063/5.0021650>
- Eriksson, L., Johansson, E., Kettaneh-Wold, N., Wikstrom, C., & Wold, S. (2008). *Design of Experiments Principles and Applications Third revised and enlarged edition* (Umetrics Academy). 2008.
- Filatova, E. O., & Konashuk, A. S. (2015). Interpretation of the Changing the Band Gap of Al₂O₃ Depending on Its Crystalline Form: Connection with Different Local Symmetries. *Journal of Physical Chemistry C*, 119(35), 20755–20761. <https://doi.org/10.1021/acs.jpcc.5b06843>
- Freitas, R., Coelho, D., Pires, A., Soares, A. M. V. M., Figueira, E., & Nunes, B. (2015). Preliminary evaluation of Diopatra neapolitana regenerative capacity as a biomarker for paracetamol exposure. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(17), 13382–13392. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4589-1>
- Garabrant, D. H., & Philbert, M. A. (2002). Review of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) epidemiology and toxicology. In *Critical Reviews in Toxicology* (Vol. 32, Issue 4, pp. 233–257). CRC Press LLC. <https://doi.org/10.1080/20024091064237>
- Ge, J., Zhang, Z., Ouyang, Z., Shang, M., Liu, P., Li, H., & Guo, X. (2022). Photocatalytic degradation of (micro)plastics using TiO₂-based and other catalysts: Properties, influencing factor, and mechanism. *Environmental Research*, 209, 112729. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2022.112729>
- Gomes De Moraes, S., Sanches Freire, R., & Durán, N. (2000a). Degradation and toxicity reduction of textile effluent by combined photocatalytic and ozonation processes. *Chemosphere*, 40(4), 369–373. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00239-8](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00239-8)
- Gomes De Moraes, S., Sanches Freire, R., & Durán, N. (2000b). Degradation and toxicity reduction of textile effluent by combined photocatalytic and ozonation processes. *Chemosphere*, 40(4), 369–373. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(99\)00239-8](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(99)00239-8)
- Halim, O. M. A., Mustapha, N. H., Mohd Fudzi, S. N., Azhar, R., Zanal, N. I. N., Nazua, N. F., Nordin, A. H., Mohd Azami, M. S., Mohd Ishak, M. A., Ismail, W. I. N. W., & Ahmad, Z. (2025). A review on modified ZnO for the effective degradation of methylene blue and rhodamine B. *Results in Surfaces and Interfaces*, 18, 100408. <https://doi.org/10.1016/J.RSURFI.2024.100408>

- Han, Z., Li, S., Chu, J., & Chen, Y. (2013). Electrospun Pd-doped ZnO nanofibers for enhanced photocatalytic degradation of methylene blue. *Journal of Sol-Gel Science and Technology*, 66(1), 139–144. <https://doi.org/10.1007/s10971-013-2978-9>
- Higashimoto, S., Ushiroda, Y., & Azuma, M. (2008). Electrochemically assisted photocatalysis of hybrid WO₃/TiO₂ films: Effect of the WO₃ structures on charge separation behavior. *Topics in Catalysis*, 47(3–4), 148–154. <https://doi.org/10.1007/s11244-007-9026-3>
- Holclajtner-Antunović, I., Mioč, U. B., Todorović, M., Jovanović, Z., Davidović, M., Bajuk-Bogdanović, D., & Laušević, Z. (2010). Characterization of potassium salts of 12-tungstophosphoric acid. *Materials Research Bulletin*, 45(11), 1679–1684. <https://doi.org/10.1016/J.MATERRESBULL.2010.06.064>
- Hu, J., Wang, X., Ding, B., Lin, J., Yu, J., & Sun, G. (2011). One-step electro-spinning/netting technique for controllably preparing polyurethane nano-fiber/net. *Macromolecular Rapid Communications*, 32(21), 1729–1734. <https://doi.org/10.1002/marc.201100343>
- Islam, F., Wang, J., Farooq, M. A., Khan, M. S. S., Xu, L., Zhu, J., Zhao, M., Muños, S., Li, Q. X., & Zhou, W. (2018). Potential impact of the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid on human and ecosystems. In *Environment International* (pp. 332–351). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.10.020>
- Jóźwiak-Bebenista, M., & Nowak, J. Z. (2014). PARACETAMOL: MECHANISM OF ACTION, APPLICATIONS AND SAFETY CONCERN. *Acta Poloniae Pharmaceutica*, 71, 1123.
- Kanakaraju, D., & Chandrasekaran, A. (2023). Recent advances in TiO₂/ZnS-based binary and ternary photocatalysts for the degradation of organic pollutants. *Science of The Total Environment*, 868, 161525. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2023.161525>
- Kao, M. C., Weng, J. H., Chiang, C. H., Chen, K. H., Lin, D. Y., & Kang, T. K. (2025). Fabrication and Characterization of Tungsten-Modified TiO₂ as a Photo-Anode in a Dye-Sensitized Solar Cell †. *Engineering Proceedings*, 92(1). <https://doi.org/10.3390/engproc2025092076>
- Kéri, O., Bárdos, P., Boyadjiev, S., Igricz, T., Nagy, Z. K., & Szilágyi, I. M. (2019). Thermal properties of electrospun polyvinylpyrrolidone/titanium tetraisopropoxide composite nanofibers. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 137(4), 1249–1254. <https://doi.org/10.1007/s10973-019-08030-0>
- Khalil, A., Singh Lalia, B., Hashaikh, R., & Khraisheh, M. (2013). Electrospun metallic nanowires: Synthesis, characterization, and applications. In *Journal of Applied Physics* (Vol. 114, Issue 17). <https://doi.org/10.1063/1.4822482>
- Kim, W. T., Park, D. C., Yang, W. H., Cho, C. H., & Choi, W. Y. (2021). Effects of electrospinning parameters on the microstructure of pvp/tio₂ nanofibers. *Nanomaterials*, 11(6). <https://doi.org/10.3390/nano11061616>
- Kishor, R., Purchase, D., Saratale, G. D., Saratale, R. G., Ferreira, L. F. R., Bilal, M., Chandra, R., & Bharagava, R. N. (2021). Ecotoxicological and health concerns of persistent coloring pollutants of textile industry wastewater and treatment approaches for environmental safety. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(2), 105012. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2020.105012>
- Koyuncu, H., & Kul, A. R. (2020). Removal of methylene blue dye from aqueous solution by nonliving lichen (*Pseudevernia furfuracea* (L.) Zopf.), as a novel biosorbent. *Applied Water Science*, 10(2). <https://doi.org/10.1007/s13201-020-1156-9>

- Kuang, Y., Zhang, X., & Zhou, S. (2020). Adsorption of methylene blue in water onto activated carbon by surfactant modification. *Water (Switzerland)*, 12(2). <https://doi.org/10.3390/w12020587>
- Kumar, A., Sharma, G., Naushad, M., Al-Muhtaseb, A. H., García-Peñas, A., Mola, G. T., Si, C., & Stadler, F. J. (2020). Bio-inspired and biomaterials-based hybrid photocatalysts for environmental detoxification: A review. *Chemical Engineering Journal*, 382, 122937. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2019.122937>
- Lee, B. Y., Choi, B. S., Kim, M. S., Park, J. C., Jeong, C. B., Han, J., & Lee, J. S. (2019). The genome of the freshwater water flea *Daphnia magna*: A potential use for freshwater molecular ecotoxicology. *Aquatic Toxicology*, 210, 69–84. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.02.009>
- Lee, K. M., Lai, C. W., Ngai, K. S., & Juan, J. C. (2016). Recent developments of zinc oxide based photocatalyst in water treatment technology: A review. *Water Research*, 88, 428–448. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2015.09.045>
- Lee, S. S., Bai, H., Liu, Z., & Sun, D. D. (2013). Novel-structured electrospun TiO₂/CuO composite nanofibers for high efficient photocatalytic cogeneration of clean water and energy from dye wastewater. *Water Research*, 47(12), 4059–4073. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2012.12.044>
- Li, B., Yuan, H., Yang, P., Yi, B., & Zhang, Y. (2016). Fabrication of the composite nanofibers of NiO/ γ -Al₂O₃ for potential application in photocatalysis. *Ceramics International*, 42(15), 17405–17409. <https://doi.org/10.1016/J.CERAMINT.2016.08.040>
- Li, D., Song, H., Meng, X., Shen, T., Sun, J., Han, W., & Wang, X. (2020). Effects of particle size on the structure and photocatalytic performance by alkali-treated TiO₂. *Nanomaterials*, 10(3). <https://doi.org/10.3390/nano10030546>
- Li, F., Wang, Y. ting, Wang, C. ai, Shen, Y., Zhang, Z. hua, Cheng, J., Wu, S. zhang, Ye, Y. hua, & Shen, R. qi. (2023). Positive effects of PVP in MIC: Preparation and characterization of Al-Core heterojunction fibers. *Defence Technology*, 19, 52–62. <https://doi.org/10.1016/J.DT.2021.10.006>
- Li, J., Liu, H., Liu, Z., Yang, D., Zhang, M., Gao, L., Zhou, Y., & Lu, C. (2022). Facile synthesis of Z-scheme NiO/ α -MoO₃ p-n heterojunction for improved photocatalytic activity towards degradation of methylene blue. *Arabian Journal of Chemistry*, 15(1), 103513. <https://doi.org/10.1016/J.ARABJC.2021.103513>
- Li, P., Chen, Q., Chen, B., & Liu, Z. (2020). Preparation of phosphotungstic acid/SiC and their photocatalytic activity for rhodamine B. *Micro and Nano Letters*, 15(11), 779–783. <https://doi.org/10.1049/mnl.2019.0734>
- Li, Q., Chen, Z., Wang, H., Yang, H., Wen, T., Wang, S., Hu, B., & Wang, X. (2021). Removal of organic compounds by nanoscale zero-valent iron and its composites. In *Science of the Total Environment* (Vol. 792). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148546>
- Li, W., Jin, G., Hu, H., Li, J., Yang, Y., & Chen, Q. (2015). Phosphotungstic acid and WO₃ incorporated TiO₂ thin films as novel photoanodes in dye-sensitized solar cells. *Electrochimica Acta*, 153, 499–507. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2014.12.030>
- Li, Y., Zhu, J., Cheng, H., Li, G., Cho, H., Jiang, M., Gao, Q., & Zhang, X. (2021). Developments of Advanced Electrospinning Techniques: A Critical Review. In *Advanced Materials Technologies* (Vol. 6, Issue 11). John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1002/admt.202100410>

- Liao, Y., Loh, C. H., Tian, M., Wang, R., & Fane, A. G. (2018a). Progress in electrospun polymeric nanofibrous membranes for water treatment: Fabrication, modification and applications. *Progress in Polymer Science*, 77, 69–94. <https://doi.org/10.1016/J.PROGPOLYMSCI.2017.10.003>
- Liao, Y., Loh, C. H., Tian, M., Wang, R., & Fane, A. G. (2018b). Progress in electrospun polymeric nanofibrous membranes for water treatment: Fabrication, modification and applications. *Progress in Polymer Science*, 77, 69–94. <https://doi.org/10.1016/J.PROGPOLYMSCI.2017.10.003>
- Luo, C. J., Stoyanov, S. D., Stride, E., Pelan, E., & Edirisinghe, M. (2012). Electrospinning versus fibre production methods: From specifics to technological convergence. *Chemical Society Reviews*, 41(13), 4708–4735. <https://doi.org/10.1039/c2cs35083a>
- Lv, Y., Xu, Z., Irie, S., & Nakane, K. (2017). Fabrication of PdOx loaded highly mesoporous WO₃/TiO₂ hybrid nanofibers by stepwise pore-generation for enhanced photocatalytic performance. *Molecular Catalysis*, 438, 173–183. <https://doi.org/10.1016/J.MCAT.2017.05.024>
- Ma, F., Shi, T., Gao, J., Chen, L., Guo, W., Guo, Y., & Wang, S. (2012). Comparison and understanding of the different simulated sunlight photocatalytic activity between the saturated and monovacant Keggin unit functionalized titania materials. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 401, 116–125. <https://doi.org/10.1016/J.COLSURFA.2012.03.036>
- Mahmoud, Z. H., Adham AL-Bayati, R., & Khadom, A. A. (2022). Modified anatase phase of TiO₂ by WO₃ nanoparticles: Structural, morphology and spectral evaluations. *Materials Today: Proceedings*, 61, 799–804. <https://doi.org/10.1016/J.MATPR.2021.09.040>
- Maiti, S., Pal, S., & Chattopadhyay, K. K. (2015). Recent advances in low temperature, solution processed morphology tailored ZnO nanoarchitectures for electron emission and photocatalysis applications. *CrystEngComm*, 17(48), 9264–9295. <https://doi.org/10.1039/c5ce01130b>
- Manisalidis, I., Stavropoulou, E., Stavropoulos, A., & Bezirtzoglou, E. (2020). Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review. In *Frontiers in Public Health* (Vol. 8). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2020.00014>
- Manjunath, V., Bimli, S., Biswas, R., Didwal, P. N., Haldar, K. K., Mahajan, M., Deshpande, N. G., Bhobe, P. A., & Devan, R. S. (2022). Experimental investigations on morphology controlled bifunctional NiO nano-electrocatalysts for oxygen and hydrogen evolution. *International Journal of Hydrogen Energy*, 47(92), 39018–39029. <https://doi.org/10.1016/J.IJHYDENE.2022.09.054>
- Manna, S., Tripathy, S., Dor, V. J., & Padhi, B. K. (2022). Paracetamol usages regulation: A need of the hour. *Annals of Medicine and Surgery*, 84, 104805. <https://doi.org/10.1016/J.AMSU.2022.104805>
- Manogaran, M., Yasid, N. A., Othman, A. R., Gunasekaran, B., Halmi, M. I. E., & Shukor, M. Y. A. (2021). Biodecolourisation of reactive red 120 as a sole carbon source by a bacterial consortium—toxicity assessment and statistical optimisation. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(5), 1–26. <https://doi.org/10.3390/ijerph18052424>
- Miah, M. H., Khandaker, M. U., Rahman, M. B., Nur-E-Alam, M., & Islam, M. A. (2024). Band gap tuning of perovskite solar cells for enhancing the efficiency and stability: issues and prospects. In *RSC Advances* (Vol. 14, Issue 23, pp. 15876–15906). Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/d4ra01640h>

- Min, L. L., Yuan, Z. H., Zhong, L. Bin, Liu, Q., Wu, R. X., & Zheng, Y. M. (2015). Preparation of chitosan based electrospun nanofiber membrane and its adsorptive removal of arsenate from aqueous solution. *Chemical Engineering Journal*, 267, 132–141. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2014.12.024>
- Miner, B. E., de Meester, L., Pfrender, M. E., Lampert, W., & Hairston, N. G. (2012). Linking genes to communities and ecosystems: Daphnia as an ecogenomic model. In *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* (Vol. 279, Issue 1735, pp. 1873–1882). Royal Society. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.2404>
- Mondal, K., Bhattacharyya, S., & Sharma, A. (2014). Photocatalytic degradation of naphthalene by electrospun mesoporous carbon-doped anatase TiO₂ nanofiber mats. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 53(49), 18900–18909. <https://doi.org/10.1021/ie5025744>
- Moosavi, S., Lai, C. W., Gan, S., Zamiri, G., Akbarzadeh Pivehzhani, O., & Johan, M. R. (2020). Application of efficient magnetic particles and activated carbon for dye removal from wastewater. In *ACS Omega* (Vol. 5, Issue 33, pp. 20684–20697). American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/acsomega.0c01905>
- Mountassif, D., Kabine, M., Mounchid, K., Mounaji, K., Latruffe, M', N., Saïd, H., Kebbaj, E., & Latruffe, N. (2008). Biochemical and histological alterations of cellular metabolism from jerboa (*Jaculus orientalis*) by 2,4-dichlorophenoxyacetic acid: Effects on D-3-hydroxybutyrate dehydrogenase. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 87–96. <https://hal.science/hal-00376293v1>
- Nasr, M., Abou Chaaya, A., Abboud, N., Bechelany, M., Viter, R., Eid, C., Khoury, A., & Miele, P. (2015). Photoluminescence: A very sensitive tool to detect the presence of anatase in rutile phase electrospun TiO₂ nanofibers. *Superlattices and Microstructures*, 77, 18–24. <https://doi.org/10.1016/J.SPMI.2014.10.034>
- National Center for Biotechnology Information. (2025, January 19). *Acetaminophen*. PubChem Compound Summary for CID 1983, Acetaminophen.
- Nishat, A., Yusuf, M., Qadir, A., Ezaier, Y., Vambol, V., Ijaz Khan, M., Ben Moussa, S., Kamyab, H., Sehgal, S. S., Prakash, C., Yang, H. H., Ibrahim, H., & Eldin, S. M. (2023). Wastewater treatment: A short assessment on available techniques. In *Alexandria Engineering Journal* (Vol. 76, pp. 505–516). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2023.06.054>
- Odhambo, V. O., Le Ba, T., Kónya, Z., Cserháti, C., Erdélyi, Z., C Naomi, M., & Miklós Szilágyi, I. (2022). Preparation of TiO₂–MoO₃ composite nanofibers by water-based electrospinning process and their application in photocatalysis. *Materials Science in Semiconductor Processing*, 147. <https://doi.org/10.1016/j.mssp.2022.106699>
- Okeke, I. S., Echeweozo, E. O., Ogu, A. C., Aondona, P. Y., & Ezema, F. I. (2024). Iron oxide Nanoparticles; A Review on the role of Transition Metal doping on its magnetic properties and particle size for imaging and therapeutic applications. *Hybrid Advances*, 7, 100322. <https://doi.org/10.1016/J.HYBADV.2024.100322>
- Oladoye, P. O., Ajiboye, T. O., Omotola, E. O., & Oyewola, O. J. (2022). Methylene blue dye: Toxicity and potential elimination technology from wastewater. *Results in Engineering*, 16, 100678. <https://doi.org/10.1016/J.RINENG.2022.100678>

- Pal, B., Vijayan, B. L., Krishnan, S. G., Harilal, M., Basirun, W. J., Lowe, A., Yusoff, M. M., & Jose, R. (2018). Hydrothermal syntheses of tungsten doped TiO₂ and TiO₂/WO₃ composite using metal oxide precursors for charge storage applications. *Journal of Alloys and Compounds*, 740, 703–710. <https://doi.org/10.1016/J.JALLCOM.2018.01.065>
- Pandeya, S., Ding, R., Ma, Y., Han, X., Gui, M., Mulmi, P., Panthi, K. P., Neupane, B. B., Pant, H. R., Li, Z., & Joshi, M. K. (2024). Self-standing CdS/TiO₂ Janus nanofibrous membrane: COD removal, antibacterial activity and photocatalytic degradation of organic pollutants. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12(3). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.112521>
- Pascariu, P., Cojocaru, C., Homocianu, M., Samoila, P., Dascalu, A., & Sucheai, M. (2022). New La³⁺ doped TiO₂ nanofibers for photocatalytic degradation of organic pollutants: Effects of thermal treatment and doping loadings. *Ceramics International*, 48(4), 4953–4964. <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2021.11.033>
- Paździor, K., Bilińska, L., & Ledakowicz, S. (2019a). A review of the existing and emerging technologies in the combination of AOPs and biological processes in industrial textile wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 376, 120597. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2018.12.057>
- Paździor, K., Bilińska, L., & Ledakowicz, S. (2019b). A review of the existing and emerging technologies in the combination of AOPs and biological processes in industrial textile wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 376, 120597. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2018.12.057>
- Peiris, S., de Silva, H. B., Ranasinghe, K. N., Bandara, S. V., & Perera, I. R. (2021). Recent development and future prospects of TiO₂ photocatalysis. In *Journal of the Chinese Chemical Society* (Vol. 68, Issue 5, pp. 738–769). Chinese Chemical Society Taiwan. <https://doi.org/10.1002/jccs.202000465>
- Pelaez, M., Falaras, P., Likodimos, V., Kontos, A. G., de la Cruz, A. A., O'shea, K., & Dionysiou, D. D. (2010). Synthesis, structural characterization and evaluation of sol–gel-based NF-TiO₂ films with visible light-photoactivation for the removal of microcystin-LR. *Applied Catalysis B: Environmental*, 99(3–4), 378–387. <https://doi.org/10.1016/J.APCATB.2010.06.017>
- Persoone, G., Baudo, R., Cotman, M., Blaise, C., Thompson, K. C., Moreira-Santos, M., Vollat, B., Törökne, A., & Han, T. (2009). Review on the acute Daphnia magna toxicity test? Evaluation of the sensitivity and the precision of assays performed with organisms from laboratory cultures or hatched from dormant eggs. In *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (Issue 393). <https://doi.org/10.1051/kmae/2009012>
- Phong Vo, H. N., Le, G. K., Hong Nguyen, T. M., Bui, X. T., Nguyen, K. H., Rene, E. R., Vo, T. D. H., Thanh Cao, N. D., & Mohan, R. (2019a). Acetaminophen micropollutant: Historical and current occurrences, toxicity, removal strategies and transformation pathways in different environments. *Chemosphere*, 236, 124391. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2019.124391>
- Phong Vo, H. N., Le, G. K., Hong Nguyen, T. M., Bui, X. T., Nguyen, K. H., Rene, E. R., Vo, T. D. H., Thanh Cao, N. D., & Mohan, R. (2019b). Acetaminophen micropollutant: Historical and current occurrences, toxicity, removal strategies and transformation pathways in different environments. *Chemosphere*, 236, 124391. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2019.124391>
- Pooja, P., & Chin, A. (2024). Remarkably fast and reusable photocatalysis by UV annealed Cu₂O–SnO₂ p–n heterojunction. *Chemosphere*, 349, 140787. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2023.140787>

- Popp, J., Pető, K., & Nagy, J. (2013). Pesticide productivity and food security. A review. In *Agronomy for Sustainable Development* (Vol. 33, Issue 1, pp. 243–255). Springer-Verlag France.
<https://doi.org/10.1007/s13593-012-0105-x>
- Kumar, U., Hassan, J. Z., Bhatti, R. A., Raza, A., Nazir, G., Nabgan, W., & Ikram, M. (2022). Photocatalysis vs adsorption by metal oxide nanoparticles. *Journal of Materials Science & Technology*, 131, 122–166.
<https://doi.org/10.1016/J.JMST.2022.05.020>
- Rabajczyk, A., Zielecka, M., Cygańczuk, K., Pastuszka, Ł., & Jurecki, L. (2021). Nanometals-containing polymeric membranes for purification processes. In *Materials* (Vol. 14, Issue 3, pp. 1–30). MDPI AG.
<https://doi.org/10.3390/ma14030513>
- Ramsay, R. R., Dunford, C., & Gillman, P. K. (2007). Methylene blue and serotonin toxicity: Inhibition of monoamine oxidase A (MAO A) confirms a theoretical prediction. *British Journal of Pharmacology*, 152(6), 946–951. <https://doi.org/10.1038/sj.bjp.0707430>
- Rashid Ahmed, H., & Kayani, K. F. (2024). A comparative review of Fenton-like processes and advanced oxidation processes for Methylene Blue degradation. *Inorganic Chemistry Communications*, 170, 113467.
<https://doi.org/10.1016/J.INOCHE.2024.113467>
- Reguero-Márquez, G. A., Lunagómez-Rocha, M. A., Cervantes-Urbe, A., Angel, G. del, Rangel, I., Torres-Torres, J. G., González, F., Godavarthi, S., Arevalo-Perez, J. C., Espinosa de los Monteros, A. E., & Silahua-Pavon, A. A. (2022). Photodegradation of 2,4-D (dichlorophenoxyacetic acid) with Rh/TiO₂; comparative study with other noble metals (Ru, Pt, and Au). *RSC Advances*, 12(39), 25711–25721.
<https://doi.org/10.1039/D2RA03552A>
- Ren, L. F., Xia, F., Shao, J., Zhang, X., & Li, J. (2017). Experimental investigation of the effect of electrospinning parameters on properties of superhydrophobic PDMS/PMMA membrane and its application in membrane distillation. *Desalination*, 404, 155–166. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.11.023>
- Rengifo-Herrera, J. A., Blanco, M. N., & Pizzio, L. R. (2014). Visible light absorption of TiO₂ materials impregnated with tungstophosphoric acid ethanol–aqueous solution at different pH values. Evidence about the formation of a surface complex between Keggin anion and TiO₂ surfaces. *Materials Research Bulletin*, 49(1), 618–624. <https://doi.org/10.1016/J.MATERRESBULL.2013.09.043>
- Rimoldi, L., Meroni, D., Falletta, E., Ferretti, A. M., Gervasini, A., Cappelletti, G., & Ardizzone, S. (2017). The role played by different TiO₂ features on the photocatalytic degradation of paracetamol. *Applied Surface Science*, 424, 198–205. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2017.03.033>
- Rosas Licona, P. M. (2023). “Evaluación del impacto ecotoxicológico de distintas formulaciones comerciales del fenoxi-herbicida ácido 2,4-diclorofenoxiacético en el modelo de agua dulce *Daphnia magna*.” Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- Sahu, A., & Poler, J. C. (2024). Removal and degradation of dyes from textile industry wastewater: Benchmarking recent advancements, toxicity assessment and cost analysis of treatment processes. In *Journal of Environmental Chemical Engineering* (Vol. 12, Issue 5). Elsevier Ltd.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2024.113754>
- Saratale, R. G., Sivapathan, S., Saratale, G. D., Banu, J. R., & Kim, D. S. (2019). Hydroxamic acid mediated heterogeneous Fenton-like catalysts for the efficient removal of Acid Red 88, textile wastewater and

- their phytotoxicity studies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 167, 385–395.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.042>
- Scarpelli, F., Mastropietro, T. F., Poerio, T., & Godbert, N. (2018). Mesoporous TiO₂ Thin Films: State of the Art. In *Titanium Dioxide - Material for a Sustainable Environment*. InTech.
<https://doi.org/10.5772/intechopen.74244>
- SEMARNAT. (2022). *Estudios sobre uso de plaguicidas en México compilacion 1980-2018*.
https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/728079/141_2022_Estudios_plaguicidas_Mexico_1980-2018.pdf
- Sharma, R., Talukdar, D., Bhardwaj, S., Jaglan, S., Kumar, R., Kumar, R., Akhtar, M. S., Beniwal, V., & Umar, A. (2020). Bioremediation potential of novel fungal species isolated from wastewater for the removal of lead from liquid medium. *Environmental Technology & Innovation*, 18, 100757.
<https://doi.org/10.1016/J.ETI.2020.100757>
- Sill, T. J., & von Recum, H. A. (2008). Electrospinning: Applications in drug delivery and tissue engineering. *Biomaterials*, 29(13), 1989–2006. <https://doi.org/10.1016/J.BIOMATERIALS.2008.01.011>
- Singh, A., Pal, D. B., Mohammad, A., Alhazmi, A., Haque, S., Yoon, T., Srivastava, N., & Gupta, V. K. (2022). Biological remediation technologies for dyes and heavy metals in wastewater treatment: New insight. *Bioresource Technology*, 343, 126154. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2021.126154>
- Singh, P., Mondal, K., & Sharma, A. (2013). Reusable electrospun mesoporous ZnO nanofiber mats for photocatalytic degradation of polycyclic aromatic hydrocarbon dyes in wastewater. *Journal of Colloid and Interface Science*, 394(1), 208–215. <https://doi.org/10.1016/J.JCIS.2012.12.006>
- Solayman, H. M., Hossen, M. A., Abd Aziz, A., Yahya, N. Y., Leong, K. H., Sim, L. C., Monir, M. U., & Zoh, K. D. (2023). Performance evaluation of dye wastewater treatment technologies: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(3), 109610. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2023.109610>
- Song, J., Wang, X., Yan, J., Yu, J., Sun, G., & Ding, B. (2017). Soft Zr-doped TiO₂ Nanofibrous Membranes with Enhanced Photocatalytic Activity for Water Purification. *Scientific Reports*, 7(1).
<https://doi.org/10.1038/s41598-017-01969-w>
- Surovčík, J., Medvecká, V., Greguš, J., Gregor, M., Roch, T., Annušová, A., Ďurina, P., & Vojteková, T. (2022). Characterization of TiO₂ nanofibers with enhanced photocatalytic properties prepared by plasma assisted calcination. *Ceramics International*, 48(24), 37322–37332.
<https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2022.08.309>
- Swaminathan, M., Muruganandham, M., & Sillanpaa, M. (2013). Advanced oxidation processes for wastewater treatment. In *International Journal of Photoenergy* (Vol. 2013). Hindawi Limited.
<https://doi.org/10.1155/2013/683682>
- Tanveer, R., Yasar, A., Nizami, A. S., & Tabinda, A. B. (2023). Integration of physical and advanced oxidation processes for treatment and reuse of textile dye-bath effluents with minimum area footprint. *Journal of Cleaner Production*, 383, 135366. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2022.135366>

- Tavakoli, A. H., Maram, P. S., Widgeon, S. J., Rufner, J., Van Benthem, K., Ushakov, S., Sen, S., & Navrotsky, A. (2013). Amorphous alumina nanoparticles: Structure, surface energy, and thermodynamic phase stability. *Journal of Physical Chemistry C*, 117(33), 17123–17130. <https://doi.org/10.1021/jp405820g>
- Van Pham, V., Tran, H. H., Truong, T. K., & Cao, T. M. (2022). Tin dioxide nanomaterial-based photocatalysts for nitrogen oxide oxidation: a review. *Beilstein Journal of Nanotechnology*, 13, 96–113. <https://doi.org/10.3762/BJNANO.13.7>
- Verma, V., Al-Dossari, M., Singh, J., Rawat, M., Kordy, M. G. M., & Shaban, M. (2022). A Review on Green Synthesis of TiO₂ NPs: Synthesis and Applications in Photocatalysis and Antimicrobial. *Polymers*, 14(7). <https://doi.org/10.3390/polym14071444>
- Vieira, Y., Spode, J. E., Dotto, G. L., Georgin, J., Franco, D. S. P., dos Reis, G. S., & Lima, E. C. (2024). Paracetamol environmental remediation and ecotoxicology: a review. In *Environmental Chemistry Letters* (Vol. 22, Issue 5, pp. 2343–2373). Springer Nature. <https://doi.org/10.1007/s10311-024-01751-1>
- Wang, L., Ali, J., Zhang, C., Mailhot, G., & Pan, G. (2020). Simultaneously enhanced photocatalytic and antibacterial activities of TiO₂/Ag composite nanofibers for wastewater purification. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(1). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.12.057>
- Wang, X., Ding, B., Yu, J., & Yang, J. (2011). Large-scale fabrication of two-dimensional spider-web-like gelatin nano-nets via electro-netting. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 86(2), 345–352. <https://doi.org/10.1016/J.COLSURFB.2011.04.018>
- Wang, X., Li, S., Chen, P., Li, F., Hu, X., & Hua, T. (2022). Photocatalytic and antifouling properties of TiO₂-based photocatalytic membranes. *Materials Today Chemistry*, 23, 100650. <https://doi.org/10.1016/J.MTCHEM.2021.100650>
- Wati, I., Teknologi dan Kesehatan Avicenna, I., Zakir Muzakkar, M., Natsir, M., Ode Agus Salim, L., Mustapa, F., Maulidiyah, M., Azis, T., Mahmud, A., Nurdin, M., Kendari, M., Sulawesi, S., & author, C. (2020). *Application of TiO 2-S Modified Clay Composite for Adsorption-Degradation of Methylene Blue Faizal Mustapa Application of TiO 2-S Modified Clay Composite for Adsorption-Degradation of Methylene Blue* (Vol. 62, Issue 08). <https://www.researchgate.net/publication/345986289>
- Wongchitphimon, S., Wang, R., & Jiratananon, R. (2011). Surface modification of polyvinylidene fluoride-co-hexafluoropropylene (PVDF-HFP) hollow fiber membrane for membrane gas absorption. *Journal of Membrane Science*, 381(1–2), 183–191. <https://doi.org/10.1016/J.MEMSCI.2011.07.022>
- Wu, F., Harper, B. J., & Harper, S. L. (2019). Comparative dissolution, uptake, and toxicity of zinc oxide particles in individual aquatic species and mixed populations. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38(3), 591–602. <https://doi.org/10.1002/etc.4349>
- Wu, X. Q., Shao, Z. D., Liu, Q., Xie, Z., Zhao, F., & Zheng, Y. M. (2019). Flexible and porous TiO₂/SiO₂/carbon composite electrospun nanofiber mat with enhanced interfacial charge separation for photocatalytic degradation of organic pollutants in water. *Journal of Colloid and Interface Science*, 553, 156–166. <https://doi.org/10.1016/J.JCIS.2019.06.019>
- Xu, X., Xiao, Y., Zhao, R., Yin, Z., Butt, H. A., Li, M., & Wang, Z. (2025). Tailored TiO₂/WO₃ composites for enhanced electrocatalytic and photocatalytic applications. *Ceramics International*, 51(10), 13586–13596. <https://doi.org/10.1016/J.CERAMINT.2025.01.203>

- Xue, J., Wu, T., Dai, Y., & Xia, Y. (2019). Electrospinning and electrospun nanofibers: Methods, materials, and applications. In *Chemical Reviews* (Vol. 119, Issue 8, pp. 5298–5415). American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.8b00593>
- Yang, G. Z., Li, H. P., Yang, J. H., Wan, J., & Yu, D. G. (2017). Influence of Working Temperature on The Formation of Electrospun Polymer Nanofibers. *Nanoscale Research Letters*, 12(1). <https://doi.org/10.1186/s11671-016-1824-8>
- Yang, W., Jiao, F., Zhou, L., Chen, X., & Jiang, X. (2013). Molecularly imprinted polymers coated on multi-walled carbon nanotubes through a simple indirect method for the determination of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in environmental water. *Applied Surface Science*, 284, 692–699. <https://doi.org/10.1016/J.APSUSC.2013.07.157>
- Yerli-Soylu, N., Akturk, A., Kabak, Ö., Erol-Taygun, M., Karbancioglu-Guler, F., & Küçükbayrak, S. (2022). TiO₂ nanocomposite ceramics doped with silver nanoparticles for the photocatalytic degradation of methylene blue and antibacterial activity against *Escherichia coli*. *Engineering Science and Technology, an International Journal*, 35, 101175. <https://doi.org/10.1016/J.JESTCH.2022.101175>
- Yu, C., Yu, J. C., Zhou, W., & Yang, K. (2010). WO₃ coupled P-TiO₂ photocatalysts with mesoporous structure. *Catalysis Letters*, 140(3–4), 172–183. <https://doi.org/10.1007/s10562-010-0434-9>
- Zhang, X., Reagan, M. R., & Kaplan, D. L. (2009). Electrospun silk biomaterial scaffolds for regenerative medicine. *Advanced Drug Delivery Reviews*, 61(12), 988–1006. <https://doi.org/10.1016/J.ADDR.2009.07.005>
- Zhang, Y., Park, M., Kim, H. Y., El-Newehy, M., Rhee, K. Y., & Park, S. J. (2015). Effect of TiO₂ on photocatalytic activity of polyvinylpyrrolidone fabricated via electrospinning. *Composites Part B: Engineering*, 80, 355–360. <https://doi.org/10.1016/j.compositesb.2015.05.040>
- Zhao, C., Yang, Y., Luo, L., Shao, S., Zhou, Y., Shao, Y., Zhan, F., Yang, J., & Zhou, Y. (2020). γ -ray induced formation of oxygen vacancies and Ti³⁺ defects in anatase TiO₂ for efficient photocatalytic organic pollutant degradation. *Science of The Total Environment*, 747, 141533. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2020.141533>
- Zhou, W., Liu, Y., Yang, Y., & Wu, P. (2014). Band gap engineering of SnO₂ by epitaxial strain: Experimental and theoretical investigations. *Journal of Physical Chemistry C*, 118(12), 6448–6453. <https://doi.org/10.1021/jp500546r>
- Zillien, C., Posthuma, L., Roex, E., & Ragas, A. (2022). The role of the sewer system in estimating urban emissions of chemicals of emerging concern. In *Reviews in Environmental Science and Biotechnology* (Vol. 21, Issue 4, pp. 957–991). Springer Science and Business Media B.V. <https://doi.org/10.1007/s11157-022-09638-9>

12. ANEXOS

Para este trabajo fue presentado en los siguientes eventos:

- Latin XChem Twitter 2024 con el poster titulado: “Efecto del precursor $W_{12}O_{40}H_3P$ en la elaboración de nanofibras de TiO_2 ”.
- XXIX Simposio Interno del Posgrado en Ciencias Químicas en modalidad cartel con los avances de la tesis: “Preparación de nanofibras de óxidos metálicos de TiO_2 nanoestructurados a partir de una base polimérica con aplicaciones ambientales”.
- 3^{er} Congreso Estatal de Ciencia e Ingeniería en Materiales en modalidad cartel titulado: “Efecto de la temperatura y del precursor $W_{12}O_{40}H_3P$ en la elaboración de las fibras de TiO_2 con aplicaciones ambientales”.
- 1^{er} Congreso Nacional de Materiales y Dispositivos Semiconductores en la modalidad cartel titulado: Síntesis de fibras de óxidos metálicos de TiO_2-WO_3 mediante la técnica de electrohilado con aplicaciones ambientales”.
- XXII Congreso Internacional y XXVIII Congreso Nacional de Ciencias Ambientales en modalidad ponencia titulada: “Evaluación de fibras de TiO_2-WO_3 obtenidas por electrohilado en la degradación de acetaminofén y su estudio ecotoxicológico”.
- 33rd International Materials Research Congress en la modalidad ponencia en inglés titulada: “Effect of temperature and precursor $W_{12}O_{40}H_3P$ on TiO_2 fiber production in acetaminophen degradation in an aquatic environment”.
- 7^o Foro Internacional de Políticas Públicas para el Desarrollo Sostenible en modalidad cartel titulado: “Fibras TiO_2-WO_3 obtenidas por electrohilado para la remoción del acetaminofén: una propuesta tecnológica con enfoque ecotoxicológico”.
- Décimo Primer Congreso de la Facultad de Ingeniería Química (CONFIQ-11) en la modalidad ponencia titulad: “Fibras de TiO_2-WO_3 producidas por electrohilado: degradación de contaminantes mixtos y evaluación de impacto ambiental”.
- XXIX Simposio Interno del Posgrado en Ciencias Químicas en modalidad ponencia con los avances de la tesis: “Fibras TiO_2-WO_3 obtenidas por electrohilado: Eficacia Cíclica en la degradación de acetaminofén y su impacto ambiental”.
- Artículo publicado “*Fisicoquímica de Superficies: La Ciencia de los Materiales Porosos*” en la revista Ciencia Latina Internacional. DOI: https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v8i5.14148
- Artículo en revisión por pares “*PREPARATION OF TiO_2-WO_3 NANOFIBERS FOR ACETAMINOPHEN DEGRADATION IN AN AQUATIC ENVIRONMENT*” en el Journal Surfaces and Interfaces con un factor de impacto 6.3.

Latin Chem

This is to certify that

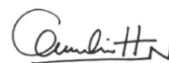
Adrian Gustavo Badillo, Jorge Raúl Cerna Cortez, Laura Morales Lara, Gerardo Enrique Cordova Pérez, Sandra Leticia Castillejos Mosqueda, Gabriela Esquina Arenas, Paloma Montserrat Rosas Licona

participated in the #LatinXChem Conference 2024 on October 14 and 15,
with the poster # NanoMat061 entitled:

Efecto del precursor W12O40H3P en la elaboración de nanofibras de TiO2



Gabriel Merino
on behalf of the
#LatinXChem Organizing Committee



Carolina Hernández
on behalf of the
#LatinXChemNanoMat Category



Facultad de Ciencias Químicas BUAP

Posgrado en Ciencias Químicas
Benemérita Universidad Autónoma de Puebla
En el marco del XXIX Simposio Interno otorga la presente

Constancia a:

Adrián Gustavo Badillo Morales, Jorge Raúl Cerna Cortez, Laura Morales Lara

Por su participación con el trabajo:

Preparación de nanofibras de óxidos metálicos de TiO₂ nanoestructurados a partir de una base polimérica con aplicaciones ambientales

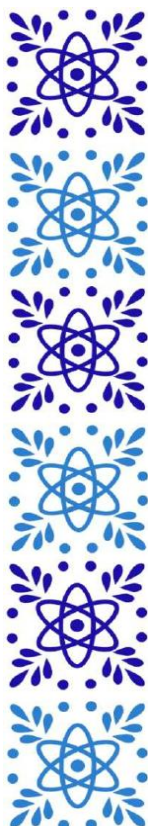
Puebla Pue. 11 al 14 de noviembre del 2024



Dr. Jesús Guillermo Soriano Moro
Coordinador



Dr. Juan Manuel Soriano Altamirano
Secretario Académico



Sociedad Mexicana
de Materiales A.C.

SM Mater
CAPÍTULO ESTUDIANTIL PUEBLA

EL CAPÍTULO ESTUDIANTIL DE LA SOCIEDAD MEXICANA DE
MATERIALES PUEBLA OTORGA LA PRESENTE:

CONSTANCIA DE PARTICIPACIÓN A:

Quim. Adrian Gustavo Badillo Morales

Por su destacada participación en la presentación de carteles del 3er. Congreso
Estatad de Ciencia e Ingeniería en Materiales que se llevó a cabo en Puebla el día 7 de
mayo del 2025


M.C. Azury Nava Guzmán
PRESIDENTA DEL CAPÍTULO
ESTUDIANTIL SMMATER PUEBLA


Dr. Juan Carlos Martínez Orozco
COORDINADOR DE LOS CAPÍTULOS
ESTUDIANTILES SMMATER



1^{er} Congreso Nacional de Materiales y Dispositivos
Semiconductores
MDS2025



A TRAVÉS DEL POSGRADO EN DISPOSITIVOS SEMICONDUCTORES SE OTORGA LA PRESENTE
CONSTANCIA:

A: Adrián Gustavo Badillo Morales,

Jorge Raúl Cerna Cortez, Laura Morales Lara, Gerardo Enrique Córdova Pérez, Sandra Leticia
Castillejos Mosqueda, Gabriela Esquina Arenas, Laura Elvira Serrano de la Rosa, Erika Muñoz Gracia.

Por haber presentado en la modalidad poster la siguiente contribución:

T4P-01 "Síntesis de fibras de óxidos metálicos de $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ mediante la técnica de electrohilado con
aplicaciones ambientales "

dentro del 1^{er} Congreso Nacional de Materiales y Dispositivos Semiconductores, celebrado el 29 y
30 de mayo de 2025.

H. Puebla de Z., a 4 de junio de 2025

Clave única de Registro Institucional
"DGEC-BUAP-CIDS-ICUAP-P/Congr.-005/25"


COMITÉ ORGANIZADOR
MDS2025



August 2025

TO WHOM IT MAY CONCERN
P r e s e n t

This is to certify that *Adrian Gustavo Badillo Morales, Jorge Raul Cerna Cortez, Laura Morales Lara, Gerardo Enrique Cordova Perez, Sandra Leticia Castillejos Mosqueda, Gabriela Esquina Arenas, Laura Elvira Serrano de la Rosa, María Eunice de Anda Reyes, Jorge Noé Díaz de León, César Márquez Beltrán, Jesús Guillermo Soriano Moro* presented the contribution: **EFFECT OF TEMPERATURE AND PRECURSOR $W_{12}O_{40}H_3P$ ON TiO_2 FIBER PRODUCTION IN ACETAMINOPHEN DEGRADATION IN AN AQUATIC ENVIRONMENT** as Oral modality, in the *B1. Advanced Materials for Adsorption and Photo-Assisted Degradation of Pollutants in Water* Symposium at the 33rd International Materials Research Congress held in Cancun, Mexico from August 17th to 21st, 2025.

Sincerely,


Dra. Cecilia Noguez Garrido
SMMater President



SBI-0025

XXII CONGRESO INTERNACIONAL Y
XXVIII CONGRESO NACIONAL DE
CIENCIAS AMBIENTALES



Ciencia y Tecnología

Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación



LA ACADEMIA NACIONAL DE CIENCIAS AMBIENTALES Y EL CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y ASISTENCIA EN
TECNOLOGÍA Y DISEÑO DEL ESTADO DE JALISCO EN COLABORACIÓN CON LA UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

OTORGAN EL PRESENTE

RECONOCIMIENTO

A

**Badillo-Morales A.G., Cerna-Cortez J.R., Morales-Lara L., Cordova-Pérez G.E., Castillejos-Mosqueda
S.L., Esquina-Arenas G., Soriano-Moro J.G.**

POR HABER IMPARTIDO LA PONECIA DENOMINADA:

**EVALUACIÓN DE FIBRAS DE $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ OBTENIDAS POR ELECTROHILADO EN LA DEGRADACION DE
ACETAMINOFÉN Y SU ESTUDIO ECOTOXICOLÓGICO**

EN EL MARCO DEL XXII CONGRESO INTERNACIONAL Y XXVIII CONGRESO NACIONAL DE CIENCIAS AMBIENTALES DEL
16 AL 20 DE JUNIO DE 2025 EN MODALIDAD HÍBRIDA, CELEBRADO DE MODO PRESENCIAL EN LAS INSTALACIONES
DEL CENTRO UNIVERSITARIO DE GUADALAJARA.

DR. JORGE DEL PEZ OLIVERA

PRESIDENTE

ACADEMIA NACIONAL DE CIENCIAS AMBIENTALES

GUADALAJARA, JAL. A 21 DE JUNIO DE 2025



BUAP

La Benemérita Universidad Autónoma de Puebla

A través del Instituto de Ciencias de Gobierno y Desarrollo Estratégico, la
Facultad de Ingeniería, la Facultad de Economía, el Instituto de Ciencias
Sociales y Humanidades "Lic. Alfonso Vélaz Pliego" y la Facultad de
Arquitectura

otorga la presente

CONSTANCIA

A: Adrián Gustavo Badillo Morales

Por su participación como ponente en modalidad cartel con el tema:

**"Fibras $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ obtenidas por el electrohilado para la remoción de Acetaminofén:
una propuesta tecnológica con enfoque ecotoxicológico", en el marco del SÉPTIMO
FORO INTERNACIONAL DE POLÍTICAS PÚBLICAS PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE:**

**"Balance del cumplimiento de la Agenda 2030 y los Objetivos del Desarrollo Sostenible de la
ONU: Por una cultura de paz y una sociedad con equidad y democracia".**

"Pensar bien, para vivir mejor"

H. Puebla de Z., a 26 de septiembre de 2025

Dr. Jorge Luis Castillo Turán
Director ICGD

Dr. Mario Miguel Carrillo Huerta
Presidente Comité Organizador





UADY
UNIVERSIDAD
AUTÓNOMA
DE YUCATÁN

11^o CONFIQ
"A la vanguardia en ciencia y tecnología"

"Luz, Ciencia y Verdad"
FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA

CONSTANCIA

a:

Badillo Morales Adrián Gustavo, Cerna Cortez Jorge Raúl, Morales Lara Laura, Córdova Pérez Gerardo Enrique, Castillejos Mosqueda Sandra Leticia, Esquina Arenas Gabriela, Linares Campos Aurora, Rosas Licona Paloma Montserrat, Licona Ibarra María Luisa Roxana.

Por haber presentado el trabajo "Fibras de $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ producidas por electrohilado: degradación de contaminantes mixtos y evaluación de impacto ambiental" en modalidad Oral, realizado dentro del marco de las actividades del Décimo primer Congreso de la Facultad de Ingeniería Química (ConFIQ-11), celebrado los días 8, 9, y 10 de octubre en la Ciudad de Mérida, capital del Estado de Yucatán.

M. en C. María Dalmira Rodríguez Martín
Directora
Facultad de Ingeniería Química

Octubre 2025

Dra. Leydi Maribel Carrillo Cocom
Jefa de la Unidad de Posgrado e Investigación
Facultad de Ingeniería Química



XXX SIMPOSIO
INTERNO DE
POSGRADO



**El posgrado en Ciencias Químicas de la Benemérita
Universidad Autónoma de Puebla**

En marco del XXX Simposio Interno otorga la presente
Constancia a:

*Badillo Morales Adrian Gustavo, Dr. Jorge Raúl Cerna Cortez,
Dra. Laura Morales Lara*

**Por su destacada participación en la modalidad Presentación
oral, con el trabajo titulado:**

*Fibras de $\text{TiO}_2\text{-WO}_3$ obtenidas por electrohilado: eficacia cíclica
en la degradación de acetaminofén y su impacto ambiental*

Dr. Jesús Guillermo Soriano Mozo

Coordinador


Dr. Juan Manuel Soriano Altamirano

Secretario Académico

Puebla, Pue. 4 al 7 noviembre 2025



Ciencia Latina
Internacional

Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar, Ciudad de México, México.
ISSN 2707-2207 / ISSN 2707-2215 (en línea), septiembre-octubre 2024,
Volumen 8, Número 5.

https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v8i5

FISICOQUÍMICA DE SUPERFICIES: LA CIENCIA DE LOS MATERIALES POROSOS

**SURFACE PHYSICOCHEMISTRY:
THE SCIENCE OF POROUS MATERIALS**

Paloma Montserrat Rosas Licona
Universidad Autónoma de Puebla, México

Adrian Gustavo Badillo Morales
Universidad Autónoma de Puebla, México

Jorge Raúl Cerna Cortez
Universidad Autónoma de Puebla, México

Victorino Gilberto Serafín Alatríste Bueno
Universidad Autónoma de Puebla, México