



MEMORIAS

7° Congreso Nacional AMICA 2025

Gestión responsable de
recursos para un
planeta sostenible:
el papel de la ingeniería
sanitaria y ambiental

29–31 octubre
Guadalajara, Jalisco
México



CUTLAQUE
CENTRO UNIVERSITARIO DE TIAQUEPAQUE

Información EDITORIAL

TÍTULO

Memorias del 7° Congreso Nacional AMICA 2025

COMPILADORES

- ♦ Margarita Castillo Téllez
- ♦ Beatriz Castillo Téllez
- ♦ Martha Fabiola Martín del Campo Solís
- ♦ Catalina Ferat Toscano
- ♦ José Ramón Laines Canepa

INSTITUCIONES ORGANIZADORAS

- ♦ Asociación Mexicana de Ingeniería, Ciencia y Gestión Ambiental (AMICA) A.C.
- ♦ Universidad de Guadalajara

ISBN



FECHA Y LUGAR DE PUBLICACIÓN

Noviembre 2025, México

© 2025 AMICA Todos los derechos reservados.
Los autores son responsables del contenido de sus contribuciones.



PORTADA

Imágenes utilizadas:

- ♦ ¹ Imagen de stock de MS 365
- ♦ ² Foto de Maxim Tolchinskiy en Unsplash
- ♦ ³ Foto de James Robertson en Unsplash
- ♦ ⁴ Imagen de stock de MS 365
- ♦ ⁵ Imagen de Freepik
- ♦ ⁶ Imagen creada con la IA "Texto a imagen" de Canva
- ♦ ⁷ Foto de Daryl.parada en Unsplash
- ♦ ⁸ Imagen de Freepik

Comité ORGANIZADOR

DIRECTOR DEL CONGRESO

- ♦ Dr. Gerardo Alberto Mejía Pérez
Rector CuTlaquepaque, UdeG

COMITÉ ORGANIZADOR LOCAL AMICA

- ♦ Dr. Alfonso Lorenzo Flores
- ♦ Dra. Beatriz Castillo Téllez
- ♦ Dra. Belkis Coromoto Sulbarán Rangel
- ♦ Dra. Catalina Ferat Toscano
- ♦ Dra. Gabriela E. Moeller Chávez
- ♦ Dra. Irma A. Rosas Pérez
- ♦ Dr. José Antonio Rubio González
- ♦ Dr. José R. Laines Canepa
- ♦ Dr. José Rubén Martínez Paredes
- ♦ Dr. Juan Carlos Percino Picazo
- ♦ Dr. Marco Antonio Martínez Márquez
- ♦ Dra. Margarita Castillo Téllez
- ♦ Dra. Martha Fabiola Martín del Campo
- ♦ Dr. Paul Emmanuel Pablo Atanasio
- ♦ Dra. Pilar Tello Espinoza
- ♦ Dr. Rachid Marzoug
- ♦ Dr. Ricardo Tirado
- ♦ Dr. Servando Alvarado
- ♦ Mtra. Silvia Elena Mota Macías

Comité CIENTÍFICO

CONGRESO INTERNACIONAL DE INGENIERÍA, CIENCIA Y GESTIÓN AMBIENTAL 2025

- ♦ Juan Carlos Percino Picazo
Universidad Autónoma de Campeche
- ♦ Margarita Castillo Téllez
Universidad Autónoma de Campeche
- ♦ Ricardo Ortiz Luevano
Universidad Autónoma de Zacatecas
- ♦ Víctor Manuel Zezatti Flores
Universidad Autónoma del Estado de Morelos – Centro de Investigación en Ingeniería y Ciencias Aplicadas
- ♦ Ángel Tlatelpa Becerro
Universidad Autónoma del Estado de Morelos – Escuela de Estudios Superiores de Yecapixtla
- ♦ Erick Omar Castañeda Magadán
Universidad Autónoma del Estado de Morelos – Facultad de Ciencias Químicas e Ingeniería
- ♦ Belkis Coromoto Sulbarán Rangel
Universidad de Guadalajara
- ♦ Dulce Esmeralda García Ruiz
Universidad de Guadalajara
- ♦ Ricardo Alberto Guirado López
Universidad de Guadalajara
- ♦ Beatriz Castillo Téllez
Universidad de Guadalajara – Centro Universitario de Tonalá
- ♦ Jesús Águila León
Universidad de Guadalajara – Centro Universitario de Tonalá
- ♦ Noé Zermeño Mejía
Universidad de Guadalajara – Centro Universitario de Tonalá
- ♦ Itzel Celeste Romero Soto
Universidad de Guadalajara – Centro Universitario del Norte

Comité CIENTÍFICO

- ♦ Juan Carlos Gutiérrez Villegas
Universidad de Guadalajara – Centro Universitario del Norte
- ♦ Rachid Marzoug
Universidad de Guadalajara – Centro Universitario del Norte
- ♦ Raúl Quiroz Martínez
Universidad de Guadalajara – Centro Universitario del Norte
- ♦ Jorge Héctor Gómez Angulo
Universidad de Guadalajara – Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías
- ♦ Zazil Yadel Escalante García
Universidad de Guadalajara – Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías
- ♦ Víctor Manuel Chávez Pérez
Universidad de Guadalajara – CuTlaquepaque y Universidad Tecnológica de Jalisco
- ♦ María Guadalupe Paredes Figueroa
Universidad de Monterrey
- ♦ José Aurelio Sosa Olivier
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco
- ♦ José Ramón Laines Canepa
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco
- ♦ Erika Viviana Miranda Mandujano
Universidad Juárez Autónoma de Tabasco – División Académica de Ingeniería y Arquitectura
- ♦ Catalina Ferat Toscano
Universidad Nacional Autónoma de México – Facultad de Ingeniería
- ♦ Gabriel León De Los Santos
Universidad Nacional Autónoma de México – Facultad de Ingeniería
- ♦ Gabriela E. Moeller Chávez
Universidad Nacional Autónoma de México – Posgrado de Ingeniería
- ♦ Omar Sarracino Martínez
Universidad Popular de la Chontalpa

Instituciones PARTICIPANTES

INSTITUCIONES INVOLUCRADAS



NUESTROS PATROCINADORES



PRESENTACIÓN



Es un privilegio presentar las memorias del 7º Congreso Nacional de la Asociación Mexicana de Ingeniería, Ciencia y Gestión Ambiental (AMICA), un documento que trasciende la recopilación técnica para convertirse en un manifiesto de nuestro compromiso colectivo con el futuro de México. En un contexto global donde la crisis climática y la degradación de los ecosistemas ya no son proyecciones, sino realidades tangibles, espacios como este se vuelven fundamentales. No podemos ignorar que nuestro país enfrenta retos monumentales, como la pérdida de miles de hectáreas de bosques anualmente debido a la deforestación, una gestión de aguas residuales que aún deja grandes volúmenes sin tratamiento adecuado afectando la salud de nuestros cuerpos hídricos, y una generación de residuos sólidos que supera las 120,000 toneladas diarias, saturando nuestras capacidades operativas. Estas cifras no son solo estadísticas; son un llamado urgente a la acción que justifica y da sentido a cada investigación, análisis y proyecto presentado en este encuentro.

La importancia de este congreso radica precisamente en su capacidad para articular soluciones científicas ante tales emergencias, y su éxito es el resultado de un esfuerzo institucional sin precedentes. Por ello, deseo expresar un agradecimiento especial a nuestra Junta de Honor, cuyo consejo y trayectoria son el pilar que sostiene la integridad de nuestra asociación, así como al comité organizador, cuya dedicación logística permitió consolidar este foro de intercambio. De igual manera, mi reconocimiento se extiende a las Direcciones Técnicas de AMICA, quienes con su visión estratégica y especialización aseguran que el contenido aquí vertido cumpla con los más altos estándares de excelencia y pertinencia para el sector ambiental.

Hago extensivo este agradecimiento a los investigadores, académicos y docentes, quienes con su rigor científico trazan la ruta hacia la sostenibilidad y el conocimiento. De manera muy especial,

PRESENTACIÓN



agradezco a los alumnos, cuya participación entusiasta y energía nos recuerdan la importancia del relevo generacional y aseguran la continuidad de nuestra misión. Asimismo, reconozco la valiosa aportación de los empresarios y profesionales del sector, quienes transforman el conocimiento en aplicaciones prácticas y soluciones reales que impactan directamente en la calidad de vida de la sociedad. La colaboración entre todos estos sectores es la única vía para revertir las tendencias de deterioro ambiental y construir una resiliencia verdadera para nuestro país.

A través de estas páginas, invito a cada miembro de la comunidad AMICA a ver en estos trabajos una base para la colaboración permanente. Los exhorto a seguir trabajando con la misma entrega, utilizando la ingeniería y la ciencia como herramientas de cambio social. Que estas memorias no sean el fin de una jornada, sino el punto de partida para nuevas alianzas y estrategias que nos permitan heredar un entorno sano. Sigamos demostrando que en AMICA no solo analizamos los problemas, sino que diseñamos el futuro sustentable que México demanda con urgencia.

Atentamente,



Dra
Margarita
Castillo Téllez
Profesora- Investigadora Titular C
Energía solar térmica
Tel. 981 811 9800
mcastil@uacam.mx

[ORCID:](#) [SCOPUS:](#) [GOOGLE ACADÉMICO:](#)

Tabla de CONTENIDO

16 EJE TEMÁTICO 1 – RECURSOS NATURALES: AGUAS RESIDUALES, CALIDAD DEL AIRE Y CONTAMINACIÓN DEL SUELO

- 17** *Análisis de la calidad del agua potable de los bebederos de la región Coatzacoalcos - Minatitlán en la Universidad Veracruzana*, Jessica Monserrat Uscanga Gordillo, José Joel Miravete Rico, Aislinn Velázquez Márquez, Samantha Adamaris Téllez Lopez & María Del Carmen Cuevas Díaz
- 24** *Caracterización de contaminantes orgánicos persistentes en el río Santiago: Evaluación de riesgos ambientales y perspectivas de gestión*, Claudia A. Ponce de León Hill, Gloria I. Conde López, Manuel Hernández Quiroz, Jorge Meza González, Ruth C. Vanegas Pérez, Sebastián Zuñiga Lagunes & Omar Arellano Aguilar
- 31** *Cuantificación de emisiones GEI en materia de movilidad del Campus de la Universidad de Monterrey*, Yara Sarahí Chávez Dávila, Camila Suárez Chávez & María Guadalupe Paredes Figueroa
- 38** *Diagnóstico de la calidad de agua de playas en Coatzacoalcos, Veracruz*, Aarón Malpica Calvario, Sergio Martínez Hernández & María del Carmen Cuevas Díaz
- 44** *Estado del arte en el tratamiento de aguas residuales porcinas en el estado de Yucatán*, Germán Giácoman Vallejos, Maribel Escalante Mañe, Isidro Montes Ávila, Virgilio Góngora Echeverría, David Hernández Pinto, Roger Méndez Novelo & Carmen Ponce Caballero
- 50** *Estudio piloto: Un acercamiento a la cuantificación de las emisiones de isopreno mediante la técnica de encerramiento de estructuras vegetales en la Ciudad de México*, Omar Amador-Muñoz, David Velasco-Lara & Irma Rosas-Pérez

Tabla de CONTENIDO

- 56** *Evaluación de la contaminación por plaguicidas organofosforados en acuíferos kársticos costeros: Caso de la costa norte de Yucatán, México*, Alfonso Lorenzo-Flores, Germán Giácoman-Vallejos, Carmen Ponce-Caballero, Virgilio Góngora-Echeverría & Antonio Cardona Benavides
- 62** *Evaluación de la toxicidad de los sedimentos de la cuenca alta del río Grande de Santiago, Jalisco, en el goodeido *Zoogoneticus tequila* (Webb y Miller, 1998)*, R.C. Vanegas Pérez, V.M. Navarro Rojas, O. Domínguez Domínguez, C. Ponce de León Hill, S. Zuñiga Lagunes, M. Hernández Quiroz & O. Arellano Aguilar
- 69** *Evaluación espacial de hexacloruro de benceno en suelos agrícolas de la Comarca Lagunera, México*, Germán Giácoman Vallejos, Dayana Izquierdo Guzmán, Virgilio René Góngora Echeverría, Carmen Ponce Caballero & Gonzalo García Vargas
- 77** *Impacto del cambio climático en la apicultura del estado de Campeche*, Ileana Mercedes Canepa Pérez, Fernanda Inés Escamilla De la Luz & María Eugenia López Ponce
- 84** *Implementación de la Espectroscopía de Ruptura Inducida por Chispa (ERIC) para la medición continua de metales pesados en aeropartículas en México*, Arón Jazcilevich, Ofelia Morton Bermea, Josué Arellano Hernández, Omar Alejandro López Antón, Eugenia González del Castillo, Iván Y. Hernández Paniagua & Brandon Montiel de la Cruz
- 90** *Menor eficiencia en el uso de agua determinada mediante $\delta^{13}C$ en plantas dependientes del agua subterránea en un ecosistema árido australiano*, Nadia Silvana Santini González, James Cleverly, Rolf Faux, Catherine Lestrangle & Derek Eamus
- 96** *Monitoreo de hidrocarburos antropogénicos y variables fisicoquímicas en aguas adyacentes al Puerto de Progreso, Yucatán*, Avel González-Sánchez, Germán Giácoman-Vallejos, Virgilio Góngora-Echeverría, Isidro Montes-Ávila, Cinthia Gamboa-Loira, Roger Méndez-Novelo, Carmen Ponce-Caballero & Olga Briceño-Pérez

Tabla de CONTENIDO

- 102** *Semáforos inteligentes y reducción de emisiones en cruceros urbanos*, R. Marzoug, B. Castillo Téllez, G. A. Mejía Pérez, M. Castillo Téllez & C. J. Vega Gómez

107 EJE TEMÁTICO 2 – ENERGÍA Y TECNOLOGÍA: EFICIENCIA ENERGÉTICA, RENOVABLES Y SECADO SOLAR

- 108** *Análisis de ciclo de vida de un bioánodo fabricado con carbonizado de hueso de pez diablo y su aplicación en la producción de bioenergía*, Miguel Mauricio Aguilera Flores, Verónica Ávila Vázquez & Nahum Andrés Medellín Castillo
- 115** *Análisis de impacto social, económico y ambiental de la implementación de la planta de secado solar para productos pesqueros en Campeche*, J. C. Percino-Picazo, M. Castillo-Téllez, B. Castillo-Téllez, C. J. Hernández-Estrella & A. Lorenzo-Flores
- 126** *Aplicación de las redes neuronales artificiales en un secador solar para predecir su comportamiento dinámico*, Ángel Tlatempa Becerro, Ramiro Rico Martínez, Miriam Navarrete Procopio, Víctor Manuel Zezatti Flores, Erick Omar Castañeda Magadán, Salvador Israel Avilés López, Samuel Portillo Contreras & José Ernesto Pliego Sánchez
- 135** *Desalación por congelación asistida con energía solar: Una revisión breve*, Beatriz Castillo Téllez, Margarita Castillo Téllez, Gerardo Alberto Mejía Pérez, Rachid Marzoug & Charlotte M. Yanes Chiquini
- 140** *Deshidratado de productos agrícolas con tecnologías solares directas e indirectas: Comparación de espesores en secadores para evaluar eficiencia*, Perla Santiago Arroyo, Noé de la Cruz Santiago, Erika Miranda Mandujano & Omar Sarracino Martínez
- 146** *Estudio de viabilidad tecno-económica y ambiental de la producción de biohythane en el área metropolitana de Monterrey*, Santiago Rodríguez-Valderrama, Alisson Dalai Villarreal-Hurtado, Daniel Alejandro De la Garza-Gutiérrez, Eleazar Rodríguez-Vargas, María Guadalupe Paredes-Figueroa, Carlos Escamilla-Alvarado & Nancy del Pilar Medina-Herrera

Tabla de CONTENIDO

- 153** *Evaluación ambiental y geoinformática del acopio de residuos agroindustriales para la producción de biometano*, Carolina Álvarez Pérez, Luis Ricardo Ávila Martínez, Dra. María Guadalupe Paredes Figueroa, Dr. Santiago Rodríguez Valderrama & Dr. Carlos Escamilla Alvarado
- 160** *Películas delgadas de Sb_2S_3 obtenidas por sublimación a espacio cercano con crecimiento vertical hacia el sustrato y morfología compacta*, Rubí Gisel Sotelo Marquina, Omar Sarracino Martínez, Nini Rose Mathews & Xavier Mathew
- 167** *Resultados preliminares de la determinación del grado API en aceites obtenidos por pirólisis de poliestireno*, Danna Paola Correa García, José Ramón Laines Canepa, José Aurelio Sosa Olivier, Carlos Mario Morales Bautista, José Roberto Hernández Barajas, Leonardo García Hernández & Sergio Ramos Herrera
- 172** *Transformando el orégano mexicano: Innovación y sustentabilidad para su extracción con energías limpias*, Andrea Ramírez Álvarez, Delia Cecilia Álvarez Haro, Alma Lizbeth Mora Mares, Martha Fabiola Martín del Campo Solís & María Olga Concha Guzmán
- 177** *Un enfoque híbrido usando la técnica de agrupamiento K-means y optimización bio-inspirada: Algoritmo de planificación Round Robin eficiente*, Cesar Jesús Aceves Jiménez, Jesús Águila León, Beatriz Castillo-Téllez & Gerardo A. Mejía-Pérez
- 183** *Uso del biogás como fuente energética en la fabricación de maderas plásticas*, Mairé Paulina Torres García, José Ramón Laines Canepa & José Aurelio Sosa Olivier

189 EJE TEMÁTICO 3 – GESTIÓN AMBIENTAL: RESIDUOS, ECONOMÍA CIRCULAR, IMPACTO Y SOSTENIBILIDAD

- 190** *¿Residuo o recurso? Uso de aguas residuales porcícolas en plantas de chile habanero*, Carlos David Hernández Pinto, Marisela Vega de Lille, Germán Giacomán Vallejos & Emanuel Hernández Núñez

Tabla de CONTENIDO

- 195** *Aislamiento y caracterización química de la lignina de rastrojo de maíz*, Belkis Sulbarán Rangel, Jorge Reyes-Rivera & Anahí Arreaga Cancino
- 201** *Análisis comparativo de la biodegradación ambiental de bioplásticos derivados de almidón de papa y maíz*, Camila Alejandra Vega-Sánchez, María del Pilar López-Alaniz, Gabriela Montserrat Guerra-Aguilar, María Guadalupe Paredes-Figueroa & Santiago Rodríguez-Valderrama
- 207** *Crecimiento de Klebsiella pneumoniae bajo diferentes concentraciones de mercurio*, Karen Yesenia Rojas Carrillo, Diola Marina Núñez Ramírez, Melissa Bocanegra Salazar, Manuel Armando Salazar Borunda, Rocío Margarita Morales Victoria & María Angélica Martell Nevárez
- 213** *Del uso al residuo: Análisis de la normativa e impacto de los equipos de protección personal en contextos laborales de riesgo*, Ana Gloria Valdez Contreras, José Ramón Laines Canepa & José Aurelio Sosa Olivier
- 220** *Evaluación experimental de la biodegradación de poliestireno expandido por Tenebrio molitor en Mérida, Yucatán*, Israel Ávila Lázaro, Alejandro Ávila Ortega, German Vallejos Giácoman, José Antonio Azamar Barrios, Carlos Alberto Quintal Franco, José Ramón Laines Canepa & María del Carmen Ponce Caballero
- 226** *Hidrógeno a partir de aluminio reciclado: Una alternativa energética a temperatura ambiente*, Liliana San Pedro Cedillo, Miguel Ángel Ruíz Gómez, María del Carmen Ponce Caballero & Carlos Alberto Quintal Franco
- 232** *Impactos de la descomposición de residuos sólidos en sitios de disposición final, generación de lixiviados y riesgos a la salud*, Gabriela Eleonora Moeller Chávez & Catalina Ferat Toscano

Tabla de CONTENIDO

- 240** *Metodología integral para el diseño y la evaluación de la seguridad operativa de un sistema piloto de tratamiento Fenton de lixiviados de residuos sólidos urbanos*, Ana Maribel Pilar Escalante Mañé, Isidro Montes Ávila, Germán Giacomán Vallejos, Virgilio René Góngora Echeverría, Carlos Alberto Quintal Franco & Johana Margarita Ayala Sánchez
- 246** *Modelado de la remoción de nitrógeno amoniacal en lixiviados de relleno sanitario tratados con electro oxidación/electro reducción*, Omar Yamil Rodríguez Gamboa, Roger Iván Méndez Novelo, Icela Dagmar Barceló Quintal, Liliana San Pedro Cedillo, Germán Giacomán Vallejos & Ana Maribel Mañé Escalante
- 252** *Monitoreo de microplásticos en ambientes costeros de Centla, Tabasco*, Moisés Vallejo Gómez, José Ramón Laines Canepa & María del Carmen Cuevas Díaz
- 258** *Optimización de variables del proceso de reciclaje del aceite vegetal residual mediante saponificación*, Ana Cristina García Zapata, José Aurelio Sosa Olivier & José Ramón Laines Canepa
- 265** *Plaguicidas organofosforados en el ambiente y leche de ordeña en la Comarca Lagunera, México*, Virgilio René Góngora Echeverría, Germán Giacomán Vallejos, Avel González Sánchez, Gonzalo García Vargas, Ofelia Morton-Bermea, Javier Castro Larragoitia & Carmen Ponce Caballero
- 271** *Sustratos alternativos en capas: Desempeño en módulos de techo verde extensivo en clima trópico-húmedo*, Litzy Flor Javier Velázquez, Libni Simeí Ávalos de la Cruz, Jacqueline Leyva Arévalo, Adriana de la Cruz Uribe, José Roberto Hernández Barajas, José Aurelio Sosa Olivier & José Ramón Laines Canepa
- 277** *Un modelo matemático simplificado para la degradación de microplásticos en el ambiente*, José Roberto Hernández-Barajas, María del Carmen Cuevas-Díaz, José Aurelio Sosa-Olivier & José Ramón Laines-Canepa

Tabla de CONTENIDO

- 284** *Urbanización y riesgo hídrico: Cambio de uso de suelo e inundaciones en la zona del acuífero Toluquilla*, Aidé Fabiola Loza Reyes, Yolanda Sánchez Sánchez, Margarita Castillo Téllez, Beatriz Castillo Téllez & Jesús Águila León

292 EJE TEMÁTICO 4 – FORMACIÓN: EDUCACIÓN Y ANÁLISIS AMBIENTAL

- 293** *Capacitación en tecnologías de la información para la administración de la planta comunitaria de secado de productos pesqueros en Lerma, Campeche*, Charlotte Monserrat Llanes Chiquini, Margarita Castillo Téllez, Diana Concepción Mex Álvarez & Luz María Hernández Cruz
- 301** *Diagnóstico participativo e intervención para una gestión ambiental sostenible en el CUTlaquepaque*, Margarita Castillo Téllez, Beatriz Castillo Téllez, Gerardo Alberto Mejía Pérez, Paul Emmanuel Pablo Atanacio, J. Rubén Martínez Paredes & Marco Antonio Martínez Márquez

EJE TEMÁTICO 1

Recursos naturales: aguas residuales, calidad del aire y suelo

Esta sección aborda temas sobre la calidad y gestión del agua, calidad del aire y contaminación del suelo, estrategias de mitigación y adaptación frente al cambio climático.



ANÁLISIS DE LA CALIDAD DEL AGUA POTABLE DE LOS BEBEDEROS DE LA REGIÓN COATZACOALCOS -MINATITLÁN EN LA UNIVERSIDAD VERACRUZANA

¹Jessica Monserrat Uscanga Gordillo, ¹José Joel Miravete Rico, ¹Aislinn Velázquez Márquez,
¹Samantha Adamaris Téllez Lopez, ¹María Del Carmen Cuevas Díaz.

¹Facultad de Ciencias Químicas campus Coatzacoalcos, Universidad Veracruzana. Av. Universidad km 7.5 Col. Santa Isabel CP 96538 Coatzacoalcos, Ver.

Autora para correspondencia: Dra. María Del Carmen Cuevas Díaz: ccuevas@uv.mx

Resumen

En las instalaciones universitarias de la región Coatzacoalcos-Minatitlán y Acayucan se han implementado bebederos para garantizar el acceso a agua potable y segura a la comunidad universitaria. En el campus Coatzacoalcos se cuenta con un bebedero equipado con un filtro MX-60 de 0.2 micras, diseñado para reducir sedimentos, cloro, sabor, olor, quistes y bacterias. Este trabajo tuvo como objetivo evaluar la calidad microbiológica y fisicoquímica del agua suministrada en los bebederos para consumo universitario. En ambos campus se dispone de un solo bebedero; se tomaron muestras mensuales de cada uno y de la entrada de la red hidráulica. Los análisis fisicoquímicos se realizaron con una sonda multiparamétrica Hanna Instruments, mientras que los microbiológicos se efectuaron con el método de fermentación múltiple en tubos con medio de lactosa, para determinar coliformes totales y fecales. También se aplicó un kit de prueba rápida para pH, nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, fosfatos y cloro residual. Los parámetros fisicoquímicos se mantuvieron dentro de rangos aceptables y no se detectaron coliformes en los bebederos; sin embargo, en la entrada al campus se encontraron coliformes totales y turbidez. En el bebedero de Acayucan se detectaron coliformes totales (4 NMP/100 mL), lo que indica la necesidad de mantenimiento. En ambos campus no se detectó cloro residual en pruebas rápidas ni de laboratorio. Los nutrientes resultaron en 0 ppm, excepto fósforo con 0.25 ppm. Los resultados resaltan la importancia de establecer un programa de mantenimiento periódico que incluya limpieza de tinacos y reemplazo de filtros cada seis meses para asegurar la inocuidad del agua.

Palabras clave: Agua potable, calidad microbiológica, bebederos universitarios, coliformes totales, sustentabilidad.

Abstract

In the university facilities of the Coatzacoalcos-Minatitlán and Acayucan region, drinking fountains have been implemented to ensure access to safe drinking water for the university community. At the Coatzacoalcos campus, there is a fountain equipped with an MX-60 filter of 0.2 microns, designed to reduce sediments, chlorine, taste, odor, cysts, and bacteria. This study aimed to evaluate the microbiological and physicochemical quality of the water supplied in the fountains for university consumption. Both campuses have a single fountain; monthly samples were taken from each and from the hydraulic network inlet. Physicochemical analyses were performed using a Hanna Instruments multiparameter probe, while microbiological analyses were carried out with the multiple-tube fermentation method in lactose medium to determine total and fecal coliforms. A rapid test kit was also applied for pH, ammoniacal nitrogen, nitrites, nitrates, phosphates, and residual chlorine. Physicochemical parameters remained within acceptable ranges and no coliforms were detected in the fountains; however, total coliforms and turbidity were found at the campus inlet. In the Acayucan campus fountain, total coliforms (4 MPN/100 mL) were detected, indicating the need for maintenance. No residual chlorine was detected at either campus, neither in rapid tests nor in laboratory analyses. Nutrient results were 0 ppm, except for phosphorus with approximately 0.25 ppm. The results highlight the importance of establishing a periodic maintenance program that includes tank cleaning and filter replacement every six months to ensure the safety of the water consumed by the student community.

Introducción

El agua potable es un recurso vital para la salud pública y el desarrollo social. En contextos universitarios, su importancia se multiplica al ser un insumo básico para miles de estudiantes, académicos y trabajadores que diariamente consumen agua en los campus. La calidad del agua está regulada en México principalmente por la NOM-127-SSA1-2021 [1], que establece los límites permisibles de calidad del agua para consumo humano. Garantizar su inocuidad no solo es una obligación normativa, sino también un compromiso institucional de la Universidad Veracruzana enmarcado en el Eje de Sustentabilidad del Programa de Trabajo Rectoral 2021–2025.

El presente trabajo evalúa la calidad microbiológica y fisicoquímica del agua potable proveniente de los bebederos instalados en los campus Coatzacoalcos, Minatitlán y Acayucan. Este esfuerzo responde a dos objetivos principales: en primer lugar, asegurar que el agua suministrada sea apta para el consumo humano; y en segundo, contribuir a la disminución del uso de botellas plásticas de un solo uso en la comunidad universitaria, alineándose así a los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) 3, 6 y 12 de la ONU [2].

La instalación de bebederos en instituciones educativas tiene un impacto positivo directo en la salud y el medio ambiente. Diversos estudios demuestran que el acceso a los servicios de agua, saneamiento e higiene en las escuelas aumenta el acceso a una educación de calidad, lo que se traduce en mejores resultados educativos [3]. Por otro lado, disponer de sistemas de agua confiable contribuye a la disminución del uso de botellas de plástico, una de las principales fuentes de contaminación ambiental [4].

En el caso de la Universidad Veracruzana, región Coatzacoalcos-Minatitlán-Acayucan, actualmente existen pocos bebederos, lo que limita el acceso seguro al agua y obliga a muchos estudiantes a comprar agua embotellada. Esto representa tanto un gasto económico como un problema ambiental. En consecuencia, evaluar la calidad del agua suministrada en los pocos bebederos disponibles resulta fundamental para garantizar la salud de la comunidad estudiantil y justificar la expansión de este tipo de infraestructura.

Objetivos

Objetivo general:

Evaluar la calidad fisicoquímica y microbiológica del agua potable en los bebederos de la región Coatzacoalcos-Minatitlán-Acayucan de la Universidad Veracruzana.

Objetivos específicos:

- Determinar parámetros fisicoquímicos (pH, cloro residual, dureza, nitratos, nitritos).
- Evaluar la presencia de coliformes totales y fecales en el agua.
- Proponer estrategias de mejora y mantenimiento.

Metodología

El muestreo se realizó siguiendo la norma PROY-NMX-AA-121/3-SCFI-2008 [5]. Se identificaron puntos críticos en cada campus: la toma principal de agua, el dispensador o bebedero, y en algunos casos, unidades específicas de uso como las clínicas odontológicas (Minatitlán). Las muestras se recolectaron en frascos estériles y fueron transportadas a laboratorio en condiciones controladas de 2–4 °C.

Los parámetros fisicoquímicos (pH, color, cloro residual, dureza, nitratos y nitritos) se midieron con una sonda multiparamétrica Hanna Instruments y kits de prueba rápida. El análisis microbiológico se realizó mediante el método de fermentación en tubos múltiples con medio de lactosa para la determinación de coliformes totales y fecales, conforme a la NOM-127-SSA1-2021.

Resultados y discusión

Campus Acayucan

En Acayucan, se muestreó la toma de cisterna (figura 1) y el dispensador principal (figura 2). Los parámetros fisicoquímicos se encontraron dentro de la norma: pH entre 7.2 y 7.8, dureza de 21–43 mg/L (agua blanda) y ausencia de color. Sin embargo, no se detectó cloro residual, lo cual implica deficiencia en el proceso de desinfección. En el análisis microbiológico, se detectaron coliformes totales en la cisterna (28 NMP/100 mL) y en el dispensador (4 NMP/100 mL), mientras que los coliformes fecales estuvieron por debajo del límite normativo. Esto indica contaminación secundaria posiblemente por la conducción o almacenamiento del agua.



Figura 1. Toma principal de Acayucan.



Figura 2. Bebedero campus Acayucan.

Campus Minatitlán

En Minatitlán, el análisis incluyó dispensador y unidades odontológicas (figura 3), así como la toma principal (figura 4). Los parámetros fisicoquímicos (pH 6.8–7.6, dureza 43 mg/L, cloro residual 0.3 mg/L) cumplieron con la norma. No obstante, en tres de las cuatro muestras se detectaron coliformes totales (3 a 21 NMP/100 mL), resultados que demuestran fallas en la desinfección y probable contaminación en la red interna. El hallazgo es preocupante, ya que el agua es utilizada directamente en procedimientos odontológicos.



Figura 3. Consultorio 1 de toma de muestras.



Figura 4. Toma principal del campus Minatitlán.

Campus Coatzacoalcos

En Coatzacoalcos, el análisis incluyó la toma principal (figura 5) y el bebedero principal (figura 6) y único del campus. Los parámetros fisicoquímicos (pH 6.6–7.8, dureza 64 mg/L, cloro residual 1.5 mg/L) cumplieron con la norma. No obstante, en la muestra de la entrada principal se detectaron coliformes totales (3 a 21 NMP/100 mL), demostrando de igual forma deficiencias en la desinfección y probable contaminación en la red interna. Esto indica que el filtro utilizado para el



bebedero del campus Coatzacoalcos es eficiente, puesto que las muestras que fueron tomadas desde el bebedero revelan que el agua es apta para el consumo humano.



Figura 5. Toma principal de Coatzacoalcos,



Figura 6. Bebedero de Coatzacoalcos.

Comparación entre campus

Entre los campus Acayucan, Minatitlán y Coatzacoalcos, se observa que el campus Coatzacoalcos cuenta con el bebedero más apto, debido al filtro y a la estructura de este, mientras que el de Acayucan, solo cuenta como un dispensador.

En el campus Acayucan y Minatitlán cuentan con el mismo modelo de dispensador, su llenado requiere de 5 minutos por cada 100 ml, después de ese tiempo se debe de esperar a que el sistema vuelva a llenarse. Además, por clínica existen aproximadamente veinte estaciones odontológicas y solamente se cuenta con un dispensador de agua, por lo que su uso no es hábil considerando que los alumnos tienen un tiempo determinado para desarrollar su práctica.

En la comparación entre campus se observa que en Acayucan los parámetros fisicoquímicos cumplieron con la norma, aunque no se detectó cloro residual, sin embargo se encontraron coliformes totales tanto en la cisterna como en el dispensador, lo que indica contaminación secundaria. En Minatitlán, pese a que los parámetros también estuvieron dentro de lo permitido y se detectó una mínima cantidad de cloro residual, tres de las cuatro muestras resultaron positivas a coliformes totales, situación preocupante debido a que el agua es utilizada en procedimientos odontológicos. En Coatzacoalcos, aunque en la toma principal se hallaron coliformes totales, el bebedero presentó resultados satisfactorios gracias a la eficiencia del filtro instalado, lo que asegura agua apta para el consumo humano.

Relación y comparación con estudios previos en México

Hallazgos microbiológicos concordantes.

Varios estudios realizados en instituciones educativas en México documentan la detección de coliformes totales y, en algunos casos, de *E. coli* y otras enterobacterias en agua destinada a escuelas y campus, lo que coincide con la detección de coliformes en la toma y en el bebedero de Acayucan en tu estudio. Por ejemplo, el estudio en escuelas públicas de Tepatitlán [6] (Jalisco)

reportó presencia de coliformes totales y fecales y aisló *E. coli*, *Citrobacter*, *Klebsiella* y *Pseudomonas*, además de variaciones críticas en cloro residual.

Del mismo modo, la evaluación en el Centro Universitario de la U. de Guadalajara [7] encontró coliformes totales y fecales en la red de distribución y concluyó que la calidad bacteriológica de la red era deficiente, pese a parámetros fisicoquímicos aceptables en algunas fuentes.

Causa recurrente: almacenamiento y redes internas.

Tanto el trabajo de Tepatitlán como el de la U. de Guadalajara señalan que la contaminación puede originarse en la red o en depósitos de almacenamiento sucios (cisternas/tinacos) y que la presencia/ausencia o exceso de cloro residual no siempre garantiza inocuidad si hay contaminación secundaria. Esto respalda la interpretación de tu estudio sobre contaminación secundaria por conducción o almacenamiento.

Metodologías compartidas.

Los estudios usan metodologías análogas a este trabajo: muestreo en puntos críticos (toma principal, tanques, bebederos), análisis fisicoquímicos con sonda multiparamétrica y análisis microbiológicos por el método de tubos (NMP / fermentación múltiple) para coliformes totales y fecales. Esta coherencia metodológica facilita comparar resultados y fortalece la validez de las recomendaciones comunes (mantenimiento, monitoreo, desinfección).

Recomendaciones generales

La Universidad Veracruzana enfrenta el reto de garantizar agua potable segura en todos sus campus. Como acción prioritaria se propone implementar un programa de mantenimiento periódico que incluya la limpieza de cisternas, tinacos y líneas de conducción, así como el reemplazo de filtros al menos cada seis meses. De igual forma, se recomienda reforzar la desinfección mediante una dosificación adecuada de cloro residual.

En el mediano plazo, la expansión de la red de bebederos es una necesidad urgente. Actualmente, un solo bebedero en cada campus no es suficiente para atender la demanda estudiantil. Incrementar el número de bebederos no solo mejorará la salud y el bienestar de los estudiantes, sino que también contribuirá directamente a la reducción del uso de botellas plásticas de un solo uso, alineándose a los compromisos ambientales institucionales y a los ODS 3, 6 y 12.

Conclusiones

Los resultados muestran que, aunque el agua cumple con los parámetros fisicoquímicos normativos, presenta riesgos microbiológicos que requieren atención inmediata. La ausencia de cloro residual en algunos puntos y la detección de coliformes totales en Acayucan y Minatitlán evidencian la necesidad de mejorar los procesos de desinfección y el mantenimiento de la red. Asimismo, se concluye que es fundamental ampliar el número de bebederos para reducir el

consumo de agua embotellada y fomentar prácticas más sostenibles dentro de la Universidad Veracruzana.

Agradecimientos

Para la realización de este trabajo colaborativo se contó con el apoyo de distintos sectores de la Universidad Veracruzana, como la Coordinación Universitaria para la sustentabilidad, coordinación regional, la Facultad de Ciencias Químicas y la Vicerrectoría de la región Coatzacoalcos-Minatitlán,

Referencias

- [1] Secretaría de Salud, «NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-127-SSA1-2021, AGUA PARA USO Y CONSUMO HUMANO. LÍMITES PERMISIBLES DE LA CALIDAD DEL AGUA,» Ciudad de México, 2021.
- [2] Naciones Unidas, «Objetivos de Desarrollo Sostenible,» 25 Septiembre 2015. [En línea]. Available: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible/>. [Último acceso: 30 Septiembre 2025].
- [3] C. Flores Martínez, M. d. I. A. Mejia Castillo , E. Patlán Palafox, S. B. Mejia Morales, Z. A. Gómez López , X. V. Delgado Galván y J. d. J. Mora Rodriguez , «Diagnóstico de la Infraestructura hidrosanitaria de las sedes universitarias del Campus Guanajuato,» Guanajuato, 2024.
- [4] R. Pacheco Vega, «Agua embotellada en México: de la privatización del suministro a la mercantilización de los recursos hídricos.,» *SciElo*, 12 Marzo 2015.
- [5] Secretaría de Economía, «PROY-NMX-AA-121/3-SCFI-2008 ANÁLISIS DEL AGUA - AGUAS NATURALES EPICONTINENTALES, COSTERAS Y MARINAS – MUESTREO.,» 2008. [En línea].
- [6] L. E. Iñiguez Muñoz, L. M. Aanaya Esparza, A. A. Castañeda Villanueva, F. Martinez Esquivias, M. Carvajal Hernandez y M. D. Méndez Robles, «Calidad microbiológica del agua potable utilizada en escuelas públicas de la ciudad de Tepatitlán, Jalisco,» *ICAP*, p. 7, 05 Mayo 2022.
- [7] J. García Velasco, T. Villaseñor Vargas, J. Casas Solís y A. Rosas Ramírez, «Calidad del agua de distribución en un Centro Universitario rural sin procesos de desinfección de la Universidad de Guadalajara, México,» *Revista del Desarrollo Humano y Sostenible*, p. 9, Marzo 2019.



Caracterización de Contaminantes Orgánicos Persistentes en el Río Santiago: Evaluación de Riesgos Ambientales y Perspectivas de Gestión

Claudia A. Ponce de León Hill^{*a}, Gloria I. Conde López^a, Manuel Hernández Quiroz^a, Jorge Meza González^b, Ruth C. Vanegas Pérez^a, Sebastián Zuñiga^a Lagunes y Omar Arellano Aguilar^c

^a *Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Área de Biología, Universidad Autónoma de México, Ciudad de México, Código Postal 04510, México.*

^b *Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Autónoma de México, Ciudad de México, Código Postal 04510, México.*

^c *Escuela Nacional de Ciencias de la Tierra Universidad Autónoma de México, Ciudad de México, Código Postal 04510, México. **
Doctorado, caplh@ciencias.unam.mx

Abstract

The Rio Grande de Santiago watershed in western Mexico faces severe contamination from persistent organic pollutants (POPs) due to industrial discharge, urban wastewater, and agricultural runoff. This study analyzed the presence, distribution, and concentration of organic contaminants in surface waters across 15 sampling sites during the dry season of April 2023. Using headspace solid-phase microextraction coupled with gas chromatography-triple quadrupole mass spectrometry (HS-SPME/GC-MS QQQ), we detected 55 different organic compounds from 64 monitored substances, including 9 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), 17 industrial compounds, 2 phthalates, 18 organochlorine pesticides, and 9 organophosphorus pesticides. Industrial compounds showed the highest diversity across sampling sites, with particularly elevated concentrations of 3-methylphenol (3261.9 µg/L) and 2,4-dimethylphenol (1272.3 µg/L) at site RZ6. Based on physicochemical parameters and contaminant distribution patterns, we propose an empirical zonification system with six distinct zones reflecting different hydrological and contamination processes. Results indicate that reservoir construction has transformed the lotic system into lentic conditions, favoring contaminant accumulation and reducing natural attenuation capacity. This comprehensive characterization provides essential scientific baseline data for ecological risk assessment and supports the development of targeted environmental management strategies for this critically important watershed.

Resumen

La cuenca del Río Grande de Santiago en el occidente de México enfrenta severa contaminación por compuestos orgánicos persistentes (COPs) debido a descargas industriales, aguas residuales urbanas y escorrentía agrícola. Este estudio analizó la presencia, distribución y concentración de contaminantes orgánicos en aguas superficiales de 15 sitios de muestreo durante la época seca de abril 2023. Mediante microextracción en fase sólida en espacio de cabeza acoplada a cromatografía de gases con espectrometría de masas triple cuádruplo (HS-SPME/GC-MS QQQ), se detectaron 55 compuestos orgánicos diferentes de 64 sustancias monitoreadas, incluyendo 9 hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), 17 compuestos industriales, 2 ftalatos, 18 plaguicidas organoclorados y 9 organofosforados. Los compuestos industriales mostraron la mayor diversidad entre sitios, con concentraciones particularmente elevadas de 3-metilfenol (3261.9 µg/L) y 2,4-dimetilfenol (1272.3 µg/L) en el sitio RZ6. Con base en parámetros fisicoquímicos y patrones de distribución de contaminantes, se propone un sistema de zonificación empírica con seis zonas



distintas que reflejan diferentes procesos hidrológicos y de contaminación. Los resultados indican que la construcción de represas ha transformado el sistema lótico en léntico, favoreciendo la acumulación de contaminantes y reduciendo la capacidad de atenuación natural. Esta caracterización integral proporciona datos científicos base esenciales para la evaluación de riesgos ecológicos y apoya el desarrollo de estrategias de gestión ambiental dirigidas para esta cuenca de importancia crítica.

Palabras clave: *compuestos orgánicos persistentes, Río Santiago, contaminación hídrica, zonificación ambiental, gestión de cuencas.*

Introducción

El Río Grande de Santiago, en el occidente de México, forma parte esencial de la cuenca LermaChapala-Santiago y recorre cinco estados antes de llegar al Pacífico en San Blas, Nayarit. Su relevancia estratégica se refleja en la Zona Metropolitana de Guadalajara, que depende de sus aguas para consumo humano, actividades económicas e industria. Sin embargo, este río, antes reconocido por su riqueza hídrica y belleza natural, enfrenta un grave deterioro ambiental derivado de la acción humana: construcción de presas, dragados, expansión agrícola descontrolada y crecimiento industrial sin regulación suficiente. Desde inicios del siglo XX, la proliferación de fábricas y el uso intensivo de agroquímicos en la agricultura han propiciado la acumulación de contaminantes orgánicos persistentes (COPs), sustancias altamente tóxicas que amenazan tanto a los ecosistemas acuáticos como a la salud humana. Los COPs destacan por su larga persistencia en el ambiente, su tendencia a bioacumularse en organismos vivos y su capacidad de biomagnificación a lo largo de las cadenas tróficas[1]. Además, pueden transportarse a grandes distancias por aire o agua, alcanzando incluso ecosistemas remotos y generando efectos en cascada en distintos componentes ambientales. Su dispersión en el sistema fluvial proviene de descargas urbanas e industriales sin tratamiento, escorrentía agrícola con plaguicidas, volatilización atmosférica y resuspensión de sedimentos contaminados en eventos hidrológicos extremos.

Frente a esta problemática, a partir de la década de 2000 se han consolidado esfuerzos conjuntos entre comunidades locales, instituciones académicas como la UNAM y la Universidad de Guadalajara, y proyectos de investigación multidisciplinarios. Dichas iniciativas han permitido avanzar en el estudio de la presencia, comportamiento y destino de los COPs en el río. En este marco se inscribe la presente investigación, cuyo objetivo es caracterizar contaminantes orgánicos solubles en aguas superficiales y aportar información científica sólida que sustente acciones de restauración ecológica y protección de la salud pública en la cuenca del Río Grande de Santiago.

Objetivos

Este estudio tiene como propósito analizar integralmente la presencia, distribución y concentración de compuestos orgánicos contaminantes en las aguas superficiales de la Cuenca Alta del Río Grande de Santiago, Jalisco. La investigación permitirá establecer correlaciones entre las concentraciones de contaminantes y los patrones de uso del suelo, facilitando la identificación de fuentes de contaminación puntuales y difusas. Los resultados servirán como base científica para el desarrollo de estrategias de gestión sostenible, políticas públicas y programas de restauración ecológica, contribuyendo a la protección integral de la cuenca y las comunidades que dependen de este recurso hídrico vital.

Metodología

Selección de sitios y Muestreo

El muestreo se ejecutó durante el mes de abril de 2023, correspondiente a la época seca característica de la zona de estudio. Esta selección temporal se fundamenta en evidencia científica que demuestra mayor concentración de contaminantes acumulados en cuerpos de agua durante periodos de menor dilución hídrica [2]. En cada punto de muestreo se registraron parámetros fisicoquímicos in situ utilizando instrumentos calibrados según protocolos estándar. Las muestras de agua superficial se recolectaron por duplicado a la mitad de la profundidad utilizando botellas Van Dorn para garantizar representatividad y evitar contaminación superficial. Posteriormente, se transfirieron 1.5 mL a viales de vidrio de 20 mL previamente descontaminados, adicionando 0.5 mL de fenantreno d10 como estándar interno para control de calidad analítica. Las muestras se mantuvieron refrigeradas a 4°C en oscuridad hasta su análisis en laboratorio. La Tabla 1 presenta la ubicación georreferenciada de los sitios de muestreo en coordenadas UTM y sus acrónimos correspondientes.

Tabla 1.
Sitios de muestreo en coordenadas UTM y sus acrónimos

Sitio	Clave	Coordenadas (UTM)	
		X	Y
Río Zula (antes de Arandas)	RZ1	779631,	2292018
Río Zula (Atotonilco)	RZ3	764258,	2276322
Río Zula (Puente antiguo de barro)	RZ5	749186,	2270463
Tributario R. Zula (puente metálico)	RZ6	734541,	2263652
Río Santiago (entre San Juan Chico y San Luis de Agua Caliente)	RS1	727289,	2255790
Río Santiago (Tecualtitlán, Puente de acero)	RS4	727318,	2255835
Presa la Corona	RSC	699254,	2256866
Presa El Ahogado (dentro de la Presa)	PA2	680443,	2271165
Presa El Ahogado (sobre la autopista)	PA3	682348,	2268874
Presa las Pintas, centro	PP1	673999,	2276419
Presa las Pintas, canal de ingreso	PP2	673797,	2276466
Presa las Pintas, canal de salida	PP3	680443,	2271165
Río Santiago, Juanacatlán	RSJ	690450,	2268887
Puente Grande	RS7	693059,	2275653
Cañada de Ixcátán	RS8	695244,	2258212

Análisis de los compuestos orgánicos en agua

La determinación cuantitativa de compuestos orgánicos se realizó mediante cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas triple cuádruplo (GC-MS QQQ) empleando la técnica de microextracción en fase sólida en espacio de cabeza (HS-SPME) con fibra PDMS/DVB, optimizada para la adsorción selectiva de analitos volátiles y semivolátiles de bajo peso molecular. El uso de la técnica HS-SPME se justifica al priorizar la relevancia ecotoxicológica sobre la caracterización exhaustiva. HS-SPME se enfoca en los compuestos más biodisponibles y tóxicos en ecosistemas acuáticos, ofreciendo análisis rápidos, económicos y sostenibles. También, HSSPME permite un monitoreo más frecuente y eficaz, alineado con principios de sostenibilidad y proporcionalidad ambiental. Además, su uso como herramienta de screening inicial favorece una evaluación escalonada y coherente con las prioridades regulatorias, donde no se pierde información relevante, sino que se optimiza la obtención de datos significativos para la gestión ambiental.

Los extractos obtenidos se analizaron en un sistema integrado Agilent 7890B GC equipado con columna capilar DB-5 (30 m × 0.25 mm × 0.25 µm) y espectrómetro de masas Agilent 7010 QQQ, utilizando helio ultrapuro como gas acarreador y nitrógeno en la cámara de colisiones para fragmentación controlada. Se construyeron curvas de calibración específicas por familia de compuestos químicos para cuantificar analitos con estructuras moleculares similares, permitiendo la determinación confiable de compuestos aún en ausencia de estándares de referencia específicos. Los límites de detección y cuantificación se establecieron mediante análisis estadístico de blancos de reactivos y muestras fortificadas.

Resultados y discusión

Compuestos orgánicos detectados

Del total de 64 compuestos orgánicos monitoreados sistemáticamente, se detectaron e identificaron inequívocamente 55 compuestos orgánicos diferentes distribuidos heterogéneamente en los 15 sitios muestreados. La clasificación de estos contaminantes se distribuye de la siguiente manera: 9 hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs), 17 compuestos de origen industrial, 2 ftalatos, 18 plaguicidas organoclorados y 9 plaguicidas organofosforados.

La Figura 1 evidencia que los compuestos industriales presentan la mayor diversidad y frecuencia de detección en los diferentes sitios de muestreo, fenómeno directamente atribuible al carácter predominantemente industrial de la región y la ausencia de tratamiento específico para estos contaminantes en las plantas de tratamiento convencionales. Paralelamente, los plaguicidas organoclorados exhiben una diversidad significativamente mayor en comparación con los organofosforados, sugiriendo un uso histórico más amplio de los primeros o bien una mayor persistencia ambiental que facilita su detección analítica.

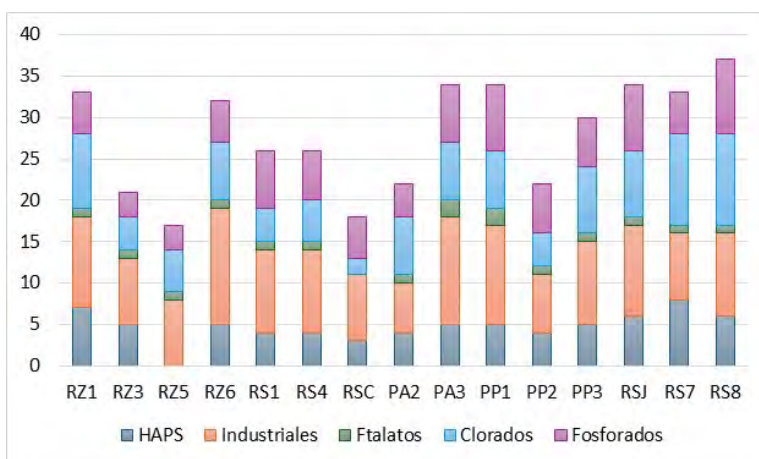


Figura 1. Frecuencia de contaminantes detectados en cada sitio.

La Figura 2 presenta una comparación cuantitativa de las concentraciones totales de contaminantes agrupados por familias químicas. Destaca notablemente el valor correspondiente al sitio RZ6 dentro del grupo de contaminantes industriales, que exhibe una concentración excepcionalmente elevada atribuible principalmente a las concentraciones detectadas de 3-metilfenol (3261.9 $\mu\text{g/L}$) y 2,4-dimetilfenol (1272.3 $\mu\text{g/L}$), valores que superan significativamente los registros de otros sitios. Es importante señalar que, aunque el sitio RS8 presenta el mayor número de compuestos detectados según la Figura 1, no sobresale en términos de concentraciones totales debido a los niveles relativamente bajos de cada contaminante individual.

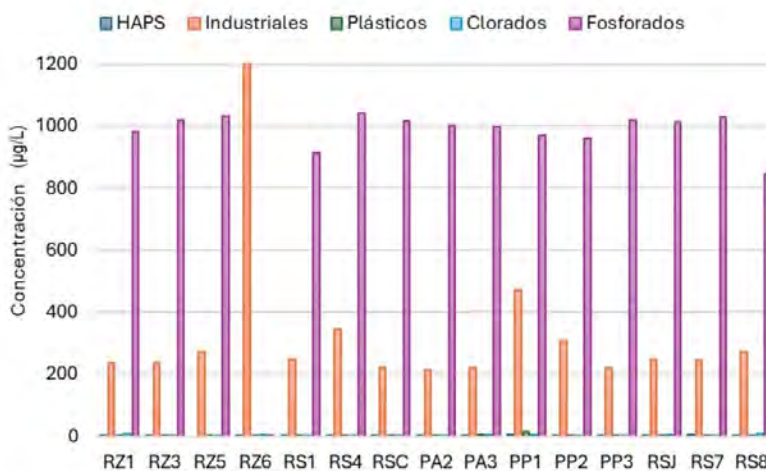


Figura 2. Concentración de los grupos de compuestos orgánicos por sitio.

Los resultados obtenidos revelan que la actividad industrial no regulada constituye la fuente principal de diversidad de compuestos orgánicos, problemática agravada por el hecho de que las plantas de tratamiento de aguas residuales actualmente operativas no fueron diseñadas específicamente para la remoción eficiente de COPs[3]. La ausencia de marcos regulatorios específicos para la mayoría de estos compuestos dificulta significativamente su control sistemático

y monitoreo efectivo a nivel de cuenca. El análisis hidrológico integrado evidenció que la construcción de múltiples represas ha provocado una transformación fundamental del sistema, alterándolo de condiciones lógicas naturales a lógicas artificiales. Esta modificación hidrogeomorfológica favorece la acumulación progresiva de contaminantes al reducir drásticamente la velocidad del flujo hídrico y limitar consecuentemente la capacidad natural de autodepuración del sistema fluvial. El patrón de contaminación identificado corresponde predominantemente a un tipo difuso con múltiples fuentes contributivas, incluyendo actividad industrial descontrolada, crecimiento urbano desordenado sin planificación adecuada, y prácticas de agricultura intensiva con aplicación masiva de agroquímicos.

Zonificación

Con base en los resultados integrados de parámetros fisicoquímicos, distribución espacial de compuestos orgánicos, geografía del paisaje y análisis de influencias antrópicas sobre el cauce fluvial, se propone una zonificación empírica comprehensiva de la zona de estudio. Se identifican seis zonas funcionalmente distintas, como se ilustra en la Figura 3: Zona de Transformación Acelerada, Zona de Proceso Controlador Hidrológico, Zona de Represa del Río Santiago, Zona Lacustre Urbana Receptora y de Descarga de Aguas Residuales Urbanas e Industriales, Zona Concentradora y Zona de Atenuación.



Figura 3. Sitios de muestreo y la zonificación del área de muestreo

La zonificación ayuda a identificar y caracterizar los diferentes procesos hidrogeoquímicos que controlan la distribución y comportamiento de los contaminantes orgánicos a lo largo del sistema

fluvial. Esta clasificación espacial permite comprender la heterogeneidad ambiental de la cuenca y establece un marco conceptual para interpretar las variaciones en la calidad del agua observadas entre los diferentes sitios de muestreo [4]. Además, facilita la identificación de áreas críticas donde se concentran los contaminantes, así como zonas con mayor capacidad de autodepuración o atenuación natural. La zonificación también contribuye a establecer prioridades de monitoreo y gestión ambiental, permitiendo enfocar los esfuerzos de remediación en las áreas de mayor impacto y riesgo para la salud humana y los ecosistemas acuáticos. Finalmente, esta herramienta conceptual sirve como base para el desarrollo de modelos predictivos y estrategias de manejo diferenciadas según las características específicas de cada zona identificada.

Conclusiones

Los hallazgos de esta investigación subrayan la necesidad urgente de implementar un enfoque sistémico integral que considere explícitamente las interacciones complejas entre agua superficial, sedimentos, biota y atmósfera, así como los procesos dinámicos de intercambio y transferencia de contaminantes entre estos compartimentos ambientales. La presencia generalizada de COPs biodisponibles en concentraciones detectables representa un riesgo ambiental y sanitario significativo tanto para la salud de los ecosistemas acuáticos como para la salud pública de las comunidades ribereñas, demandando urgentemente el diseño e implementación de estrategias integrales de remediación que aborden efectivamente la complejidad inherente de las fuentes de contaminación múltiples y los mecanismos de transporte, transformación y acumulación de estos compuestos altamente persistentes.

Referencias

- [1] K. C. Jones, y P. de Voogt, *Persistent organic pollutants (POPs): state of the science*. Environmental Pollution, 100(1-3), 209-221, 1999.
- [2] M. Islam, M. Uddin, S. Tareq, M. Shammi, A. Kamal, T. Sugano, M. Kurasaki, T. Saito, S. Tanaka y H. Kuramitz. *Alteration of water pollution level with the seasonal changes in mean daily discharge in three main rivers around Dhaka City, Bangladesh*. Environments, 2 (3), 280-294, 2015.
- [3] R. P. Schwarzenbach, B. I. Escher, K. Fenner, T. B. Hofstetter, C. A. Johnson, U. Von Gunten, y B. Wehrli. *The challenge of micropollutants in aquatic systems*. Science, 313(5790), 1072-1077, 2006.
- [4] R. P. Schwarzenbach, P. M. Gschwend, y D. M. Imboden, *Environmental organic chemistry*, (2nd ed.). John Wiley & Sons, 2003.



CUANTIFICACIÓN DE EMISIONES GEI EN MATERIA DE MOVILIDAD DEL CAMPUS DE LA UNIVERSIDAD DE MONTERREY

Yara Sarahí Chávez Dávila* ^a, Camila Suárez Chávez ^b, María Guadalupe Paredes Figueroa ^c

^{a, b, c} Escuela de Ingeniería Civil y Gestión, UDEM, San Pedro Garza García, 66238, México

*Licenciatura en Ingeniería en Innovación Sustentable y Energía, yara.chavez@udem.edu

Abstract

In response to the challenge of decarbonizing institutional operations, this study focuses on quantifying Scope 3 GHG emissions, Category 7: employee commuting — one of the most significant emission sources for universities. The objective was to establish a baseline for staff commuting patterns at Universidad de Monterrey (UDM). A systematic method based on the GHG Protocol Corporate Standard (Category 7) was implemented and streamlined with digital tools. Activity data was collected through surveys from a representative sample, and QGIS software was used for geographic visualization. The estimated annual emissions amount to 2,249.464 t CO₂e, with a per capita footprint of 0.710 t CO₂e. Private vehicles emerged as the main contributor, responsible for 68.5 % of total emissions, highlighting a strong modal dependency. Geographically, the municipalities of Monterrey, Santa Catarina, and Guadalupe account for most commuting origins. The study concludes that mitigating UDM's environmental impact will rely heavily on implementing sustainable mobility policies. This research provides a baseline diagnosis and establishes a robust and replicable protocol that will serve as a reference for annual monitoring, laying the foundation for the future expansion of the emissions inventory to other segments of the community, such as the student population.

Resumen

Frente al desafío de descarbonizar operaciones institucionales, este estudio aborda la cuantificación de las emisiones de GEI de Alcance 3, Categoría 7: traslado de colaboradores, una de las fuentes más significativas de medir para las universidades. El objetivo fue establecer una línea base para los desplazamientos de los colaboradores de la UDEM. Se implementó un método sistemático basado en el Protocolo GHG Corporativo (Categoría 7), agilizado mediante herramientas digitales. Se recolectaron datos de actividad de una muestra con encuestas, utilizando QGIS para la visualización geográfica de la muestra. Se estima una emisión anual de 2,249.464 t CO₂e, con una huella per cápita de 0.710 t CO₂e. El vehículo particular se consolida como el principal contribuyente, generando el 68.5 % de estas emisiones y evidenciando una alta dependencia modal. Geográficamente, los municipios de Monterrey, Santa Catarina y Guadalupe concentran el origen de los traslados. El estudio concluye que la mitigación del impacto ambiental de la UDEM depende críticamente de la implementación de políticas de movilidad sostenible. Fundamentalmente, esta investigación proporciona un diagnóstico de línea base y establece un protocolo robusto y replicable que servirá como referencia para el monitoreo anual, sentando las bases para la futura expansión del inventario de emisiones asociadas a la movilidad a otros segmentos de la comunidad, como la población estudiantil.

Palabras clave: movilidad, huella de carbono, emisiones GEI, transporte universitario, alcance 3

Introducción

El sector del transporte es responsable de casi una cuarta parte de las emisiones mundiales de dióxido de carbono (CO_2) procedentes de la quema de combustibles, siendo el transporte por carretera la principal fuente [1]. En México, este sector no es la excepción, mostrando una tendencia creciente en el uso del vehículo particular, lo que agrava no solo la congestión urbana sino también la calidad del aire y la contribución del país al cambio climático [2]. En este escenario, las instituciones de educación superior (IES) emergen como actores clave. Al funcionar como microcosmos de las ciudades, las IES concentran grandes flujos de personas diariamente, generando patrones de movilidad complejos y, consecuentemente, una huella ambiental [3].

La medición de la Huella de Carbono (HC) se ha consolidado como una herramienta estándar para que las organizaciones gestionen su impacto climático. El Protocolo de Gases de Efecto Invernadero (GHG Protocol), el estándar internacional más utilizado, clasifica las emisiones en tres alcances. Mientras que las emisiones de Alcance 1 (directas) y Alcance 2 (indirectas por consumo de electricidad) son comúnmente reportadas, las de Alcance 3, que contemplan todas las demás emisiones indirectas que ocurren en la cadena de valor de una organización, a menudo se omiten por su complejidad de cálculo [4]. Sin embargo, para muchas organizaciones, especialmente las del sector servicios como las IES, las emisiones de Alcance 3 pueden representar la mayor parte de su huella de carbono total (hasta un 70%) [5].

La categoría 7, traslado de empleados y estudiantes, es particularmente significativa. Diversos estudios a nivel internacional lo confirman. Un análisis en la Universidad de British Columbia en Canadá reveló que los desplazamientos de la comunidad representaban más del 50% de las emisiones operacionales totales [6]. De manera similar, la Universidad Politécnica de Valencia en España identificó la movilidad como su principal fuente de emisiones indirectas, impulsando la creación de planes de movilidad sostenible para fomentar el transporte público y la bicicleta [7]. Estos casos demuestran que sin una cuantificación y gestión activa de la movilidad, los esfuerzos de las IES por alcanzar las cero emisiones netas son incompletos.

Objetivos

El objetivo general del estudio fue cuantificar las emisiones GEI derivadas de la movilidad en la comunidad universitaria por parte de los colaboradores de la UDEM para la identificación de patrones de movilidad, teniendo como objetivos particulares: diseñar una metodología para el cálculo de emisiones de CO_2 equivalente por tipo de transporte adaptado al caso específico de la UDEM; recopilar datos sobre los hábitos de movilidad de los colaboradores en la comunidad universitaria; analizar la información recopilada para generar visualizaciones para comprender las tendencias de movilidad existentes en colaboradores.

Metodología

La metodología se estructuró con los lineamientos del Protocolo GHG Corporativo [4], con el fin de crear un método sistemático de estimación que asegure la replicabilidad del estudio año con

año y sirva como referencia para la futura cuantificación de la huella de carbono total de la universidad. El proceso, mostrado en la Fig. 1, se enfocó en el cálculo de emisiones de Alcance 3, Categoría 7: 'Traslado de los empleados' y se dividió en tres fases principales: la delimitación del sistema organizacional universitario y la recolección de datos de actividad, la selección de factores de emisión y el cálculo de la HC de la categoría 7 de la UDEM, y el análisis de datos y una propuesta de estrategias de mitigación a implementar dentro del sector de la población de colaboradores. El método de cálculo particular fue el basado en distancias

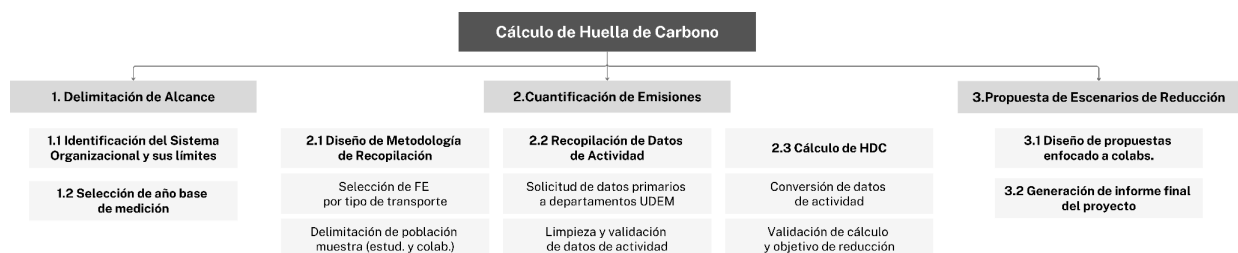


Fig. 1. Metodología diseñada.

Límites Organizacionales

El estudio se centró en los colaboradores (personal docente y administrativo) de la UDEM durante el año 2024. El límite operacional abarcó los traslados pendulares desde el lugar de residencia de cada colaborador hasta el campus UDEM. Dentro del siguiente proyecto, se delimitó al campus universitario y los centros adyacentes (Fig. 2). De la misma forma, se excluyen los servicios controlados mediante arrendamientos con otras organizaciones.



Fig. 2. Límites del Sistema Organizacional del Campus UDEM.

Datos generales de la muestra y periodo de muestreo

El tiempo calendario en 2024 comprende tres periodos, dos semestrales y un periodo mensual, un total de 212 días operativos. Durante dicho periodo, se toma como referencia un total de 3,169 colaboradores documentados dentro del Informe Anual de la universidad, teniendo una muestra del 95 % de confianza con 5 % de margen de error de mínimo 345 colaboradores encuestados. Se

diseñó y aplicó una encuesta distribuida a la población de colaboradores. La encuesta recopiló información sobre:

- código postal de residencia,
- modo de transporte y, de ser aplicable, tipo y modelo de vehículo particular,
- frecuencia de asistencia semanal al campus por día a la semana (clasificada por sus tres modalidades: presencial, híbrida y remota),
- participación en prácticas de auto compartido (*carpooling*).

Factores de Emisión

Los Factores de Emisión (FE) se seleccionaron en función del segmento de mercado correspondiente a las opciones disponibles en la encuesta, en donde se incluyeron las agencias de automóviles más populares observadas dentro de la universidad. Estos factores están expresados en kg CO₂e por kilómetro recorrido (km) y, para el transporte compartido, por pasajero-kilómetro (pkm) y se seleccionaron según el tipo de vehículo y combustible reportado. Estos fueron recopilados del UK Government GHG Conversion Factors for Company Reporting (2024) [8]. Se eligieron estos FE ante la falta de una base de datos oficial y estandarizada para México con el mismo nivel de detalle, reconociéndose como una posible limitación.

Análisis de datos

La utilización del software QGIS fue fundamental para la normalización y categorización de la información recopilada. El proceso se centró en dos ejes principales: 1) la medición de distancias, utilizando una red vial actualizada al 2024; y 2) la generación de mapas, donde se empleó el software de Sistemas de Información Geográfica (QGIS) para el procesamiento de datos y la visualización de la distribución espacial (Fig. 3-4). Se delimitaron los Códigos Postales (CP) del Área Metropolitana de Monterrey (AMM) para un mayor acercamiento a las distancias recorridas. Las emisiones individuales se calcularon con la Ecuación 1:

$$\text{Emisiones GEI} = \text{Distancia (km)} \times \text{Frecuencia (año)} \times \text{Factor de Emisión (kg CO}_2\text{e/km ó pkm)} \quad (\text{Ec.1})$$

Finalmente, los resultados de la muestra se extrapolan a la población total de colaboradores para estimar la huella de carbono anual del campus asociada a esta actividad.



Fig. 3-4. Delimitación geográfica del AMM por CP (izq.) y Centroides de CP en el AMM (der.).

Resultados y discusión

A partir de una muestra representativa de la población de colaboradores (400 respuestas obtenidas) de la UDEM, se encontró una fuerte dependencia del vehículo particular. El 65.5 % de los encuestados utiliza su propio automóvil para trasladarse al campus, seguido por un 10.7 % que practica el *carpooling*. El uso de transporte por aplicación y otros medios fue minoritario.

El análisis de los códigos postales de origen reveló que la mayoría de los colaboradores residen en los municipios de Monterrey, Santa Catarina y Guadalupe. Esta concentración geográfica es un dato clave para el diseño de rutas de transporte colectivo más eficientes.

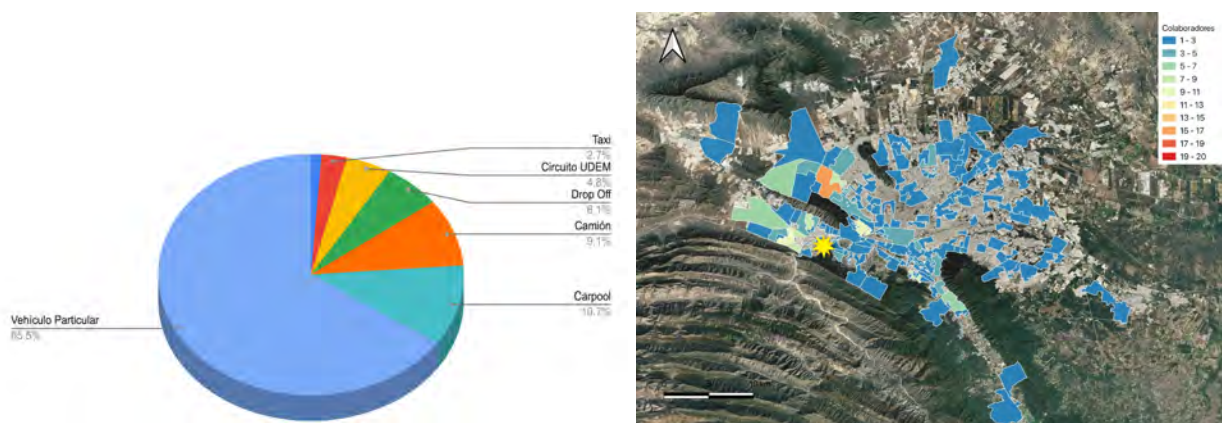


Fig. 5. Distribución de utilización por tipo de transporte en la muestra (izq.) y distribución de calor de colaboradores dentro del Área Metropolitana de Monterrey (der.).

Cálculo de la huella de carbono

La extrapolación de los datos de la muestra a la población total de colaboradores arrojó una emisión anual de 2,249.5 t CO₂e. El transporte en vehículo particular fue responsable del 68.5 % de estas emisiones. La huella de carbono per cápita se estimó en 0.710 t CO₂e por colaborador al año.

TABLA 1
Huella de Carbono (HDC) de la muestra y extrapolación

	Colaboradores	Emisiones	Unidades
Muestra	400	283.9 t CO ₂ e	
Proxy Transporte		0.71 t CO ₂ e per cápita	
Resto de Población	2,769	1,965.5 t CO ₂ e	
Total de Población	3,169	2,249.5 t CO₂e	

La discusión de estos resultados subrayan la necesidad urgente de promover alternativas al uso del vehículo particular. El alto porcentaje de uso del Circuito UDEM (19 %) indica una buena aceptación de las alternativas institucionales, lo que representa una oportunidad para expandir su alcance y frecuencia. Asimismo, fomentar el *carpooling* a través de incentivos podría reducir el número de vehículos que ingresan al campus diariamente, disminuyendo tanto las emisiones

como la congestión vehicular. Cabe destacar que, contrastando con los casos de estudio evaluados en el marco teórico, el indicador de emisiones de GEI por colaborador de la UDEM se encuentra en el rango superior. El rango reportado ronda entre 0.4-0.6 t CO₂e per cápita, mientras que la UDEM lo supera con 0.71 t CO₂e. Aunque la discrepancia entre los promedios y el resultado de la UDEM puede ser multifactorial, se asume como factor predominante a que la infraestructura vial del Área Metropolitana de Monterrey, centrada en el uso del automóvil privado y con escasa oferta de transporte público y bajo en carbono, ha influido en los hábitos de movilidad de los colaboradores que residen en la ciudad.

A fin de contrarrestar lo anterior, se demuestra que la provisión de alternativas de transporte, si bien es un paso necesario, resulta insuficiente para inducir un cambio modal significativo en ausencia de políticas institucionales proactivas que incentiven su adopción. En consecuencia, se derivan las siguientes recomendaciones estratégicas:

- **Optimización del transporte colectivo institucional:** Reestructurar las rutas y frecuencias del sistema de transporte universitario con base en los patrones de distribución geoespacial de los colaboradores identificados en este estudio.
- **Institucionalización de programas de movilidad compartida:** Desarrollar e implementar un programa formal de auto compartido, soportado por una plataforma digital y un sistema de incentivos que fomenten la participación.
- **Implementación de estrategias de gestión de la demanda de transporte:** Ejecutar campañas de comunicación y sensibilización orientadas a informar a la comunidad universitaria sobre el impacto ambiental de sus patrones de movilidad y los beneficios de las alternativas sostenibles.

Conclusiones

La presente investigación culmina con la cuantificación de la huella de carbono asociada a la movilidad de los colaboradores, estableciendo una línea base de 2,249.5 t CO₂e anuales. Este valor constituye un indicador de desempeño para la gestión estratégica de la acción climática en la UDEM, proveyendo un punto de referencia cuantitativo para la evaluación de futuras intervenciones. El hallazgo principal del estudio es la predominancia del vehículo particular como modo de transporte, el cual es responsable de la mayor parte de las emisiones cuantificadas. Dicha dependencia modal implica no solo un impacto ambiental significativo, sino también externalidades operacionales, tales como una alta demanda de infraestructura de estacionamiento y contribuciones a la congestión vehicular local.

Finalmente, el valor de esta investigación trasciende el diagnóstico actual. El protocolo metodológico desarrollado establece un procedimiento sistemático y replicable, sentando las bases para la expansión del inventario de emisiones a otros segmentos de la comunidad, como la población estudiantil. Su estandarización garantiza la comparabilidad de los datos, lo cual es indispensable para el monitoreo a largo plazo de los objetivos de sostenibilidad de la institución.

Agradecimientos

Agradecemos a la Universidad de Monterrey por su respaldo en nuestra investigación, así como a la comunidad universitaria, al profesorado de la carrera y al Departamento de Ingeniería Civil y Gestión por su valiosa colaboración y compromiso.

Referencias

- [1] International Energy Agency (IEA), "Transport Sector CO2 Emissions," *Tracking Clean Energy Progress*, 2023.
- [2] INECC y SEMARNAT, "Inventario Nacional de Emisiones de Gases y Compuestos de Efecto Invernadero (INEGYCEI) 1990-2019", 2022.
- [3] E. Helmers y J. Dauwels, "Universities as testbeds for sustainable mobility," *International Journal of Sustainability in Higher Education*, vol. 22, no. 5, pp. 1046-1063, 2021.
- [4] World Resources Institute (WRI) y World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), "Corporate Value Chain (Scope 3) Accounting and Reporting Standard," 2011.
- [5] U. S. Environmental Protection Agency (EPA), "Scope 3 Inventory Guidance," 2023. [En línea]. Disponible en: <https://www.epa.gov/climateleadership/scope-3-inventory-guidance>.
- [6] J. Robinson, M. Berkhout, y T. Cayuela, "The University of British Columbia's Climate Action Plan: A Case Study," *Journal of Cleaner Production*, vol. 56, pp. 15-24, 2013.
- [7] F. J. G.-García, J. A. G. Galiano, y A. M. López-Sabater, "Sustainable Mobility Plan at the Universitat Politècnica de València: A Review," *Sustainability*, vol. 12, no. 18, p. 7539, 2020.
- [8] Department for Energy Security and Net Zero (DESNZ) y Department for Environment, Food & Rural Affairs (DEFRA), "Greenhouse gas reporting: conversion factors 2024," 2024. [En línea]. Disponible en: <https://www.gov.uk/government/publications/greenhouse-gas-reporting-conversion-factors-2024>.

Diagnóstico de la calidad de agua de playas en Coatzacoalcos Veracruz

Aarón Malpica Calvario ^a, Sergio Martínez Hernández ^{a*} y María del Carmen Cuevas Díaz ^b

^a Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada, Universidad Veracruzana,
Campus Xalapa ^b Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana,
Campus Coatzacoalcos

* Maestría: aamalpica@uv.mx

1 Resumen

En Coatzacoalcos existe una carencia significativa de infraestructura para el tratamiento de aguas residuales, con deficiencias en colectores, cárcamos y emisores afectados por erosión, residuos sólidos y corrosión por salitre. Estas condiciones provocan descargas sin tratamiento que deterioran la calidad del agua, afectan el ecosistema marino y representan un riesgo para la salud pública. Este estudio tuvo como objetivos: 1) evaluar parámetros fisicoquímicos y biológicos en tres playas durante la temporada seca, y 2) comparar la calidad del agua entre las playas para uso recreativo. El muestreo se realizó en mayo, junio y julio, en nueve puntos distribuidos en tres playas, con dos muestreos por mes, obteniendo 54 unidades experimentales. Se analizaron los sólidos suspendidos disueltos (STD), oxígeno disuelto (OD) y Enterococos. Los resultados mostraron concentraciones de Enterococos superiores al límite permisible (promedio de 2,400 NMP/100 ml). La playa “La Paloma” presentó valores bajos de OD (3–5 mg/L). En conclusión, la calidad del agua en las playas de Coatzacoalcos se encuentra comprometida, con parámetros por encima de los límites establecidos por la normativa mexicana. Es recomendable continuar con los monitoreos estacionales y fortalecer la infraestructura de saneamiento para mitigar la contaminación marina.

Abstract

In Coatzacoalcos, there is a significant lack of infrastructure for wastewater treatment, with deficiencies in collectors, pumping stations, and outfalls affected by erosion, solid waste, and salt-induced corrosion. These conditions result in untreated discharges that degrade water quality, impact the marine ecosystem, and pose a risk to public health. This study aimed to: 1) evaluate physicochemical and biological parameters in three beaches during the dry season, and 2) compare water quality among the beaches for recreational use. Sampling was conducted in May, June, and July at nine points distributed across three beaches, with two samplings per month, yielding 54 experimental units. Dissolved oxygen (DO) and Enterococcus levels were analyzed, along with environmental variables such as wave height and wind speed obtained from the National Meteorological System and the Mexican Navy. Results showed Enterococcus concentrations exceeding permissible limits (average of 2,400 MPN/100 mL). “La Paloma” beach exhibited low DO values (3–5 mg/L). In conclusion, water quality in the beaches of Coatzacoalcos is compromised, with parameters exceeding limits established by Mexican regulations. It is

recommended to continue seasonal monitoring and to strengthen sanitation infrastructure to mitigate marine pollution.

Palabras clave: Temporalidad, monitoreo, ecosistema marino.

2. Introducción

La ciudad de Coatzacoalcos, ubicada en el estado de Veracruz, México, enfrenta una problemática crítica en cuanto al manejo y tratamiento de sus aguas residuales. Las descargas de aguas residuales en esta región son sumamente variadas, tanto en términos de localización como de composición [3]. Esto se debe, en gran medida, a la deficiencia de infraestructura en el sistema de saneamiento, que se ve reflejada en la incapacidad de la ciudad para separar y tratar adecuadamente las aguas residuales, pluviales y combinadas. En lugar de ser canalizadas hacia sistemas de tratamiento adecuados, estas aguas se vierten directamente al mar, sin ningún tipo de filtrado ni proceso que mitigue su impacto. Este tipo de vertidos, no solo pone en riesgo los ecosistemas acuáticos de la región, sino que también tiene repercusiones severas en la salud pública. [4,5].

3. Objetivo

Analizar la calidad del agua de las playas de Coatzacoalcos Veracruz mediante parámetros fisicoquímicos y ambientales, durante la temporada de seca.

4. Metodología

Periodo de estudio

El estudio se desarrolló en la Ciudad de Coatzacoalcos Veracruz, durante la temporada seca, comprendida entre los meses de mayo, junio y julio, periodo en el cual se llevaron a cabo los muestreos de agua en tres playas del municipio de Coatzacoalcos, Veracruz. Las playas seleccionadas fueron: La Paloma, ubicada en las coordenadas 18°09'00" N y 94°28'16" W; La Pirámide, localizada en las coordenadas 18°09'12" N y 94°26'16" W; y Las Escolleras, situada en las coordenadas 18°09'25" N y 94°25'03" W.

En cada playa se establecieron tres puntos de muestreo estratégicamente distribuidos a lo largo de la zona costera con el propósito de obtener una representación espacial adecuada de la calidad del agua. Se realizaron dos muestreos por mes, considerando las variaciones temporales y ambientales propias del periodo de estudio. En total, se obtuvieron 54 unidades experimentales, resultado de la combinación de tres playas, tres puntos por playa, tres meses de muestreo y dos repeticiones por mes.

Toma de muestra

El procedimiento de toma, preservación y manejo de muestras se llevó a cabo conforme a los lineamientos establecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, que regula los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores y define las metodologías adecuadas para garantizar la representatividad y calidad de las muestras.

Sólidos disueltos totales (STD)

La determinación de sólidos disueltos totales (STD) se realizó siguiendo lo establecido en la Norma Mexicana NMX-AA-034-SCFI-2015, que establece los lineamientos para el análisis de aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Para la medición se empleó el equipo multiparamétrico Hanna HI9811-51.

Oxígeno disuelto (OD)

La determinación de oxígeno disuelto (OD) se llevó a cabo de acuerdo con la Norma Mexicana NMX-AA-030/1-SCFI-2012, la cual establece los lineamientos para el análisis de aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Para su medición se utilizó el equipo multiparamétrico Hanna HI9811-51. Los datos fueron validados por el método de Winkler.

Enterococos

Las muestras fueron tomadas directamente en el sitio de muestreo y procesadas conforme a los lineamientos de la norma para asegurar la representatividad y confiabilidad de los resultados, fueron almacenadas en recipientes estériles y a bajas temperaturas cuidando el congelamiento. La determinación de Enterococos, como parámetro biológico, se realizó siguiendo la Norma Mexicana NMX-AA-030/1-SCFI-2012, que establece los lineamientos para el análisis microbiológico de aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Para su análisis se emplearon medios de cultivo selectivos y diferenciales, incluyendo caldo dextrosa, agar bilis esculina ácido y agar cerebrocorazón, que permiten el aislamiento y la identificación confiable de Enterococos en muestras de agua.

Análisis de datos

Se realizó un análisis estadístico integral que incluyó un análisis exploratorio de los datos para identificar patrones generales y detectar posibles valores atípicos utilizando el software RStudio (versión 4.2.5), con el propósito de examinar la variabilidad temporal de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos analizados. En primera instancia, se efectuó un análisis exploratorio de los datos, mediante el cual se identificaron patrones generales de comportamiento, tendencia central, dispersión y la presencia de posibles valores atípicos que pudieran influir en la interpretación de los resultados.

Dado que los datos no cumplieron con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, se aplicó la prueba no paramétrica de Friedman, adecuada para comparar grupos relacionados en diferentes fechas de muestreo. Esta prueba permitió evaluar la existencia de diferencias significativas entre los periodos analizados, proporcionando una base estadística robusta para la interpretación de la dinámica temporal de los parámetros evaluados. Los valores de p obtenidos son menores a 0.05, lo que indica que existen diferencias estadísticamente significativas entre los grupos comparados para todos los parámetros evaluados (OD, STD y Enterococos). Esto significa que las concentraciones de oxígeno disuelto, sólidos disueltos totales y Enterococos varían de manera significativa entre las fechas y sitios de muestreo analizados. No presentan un comportamiento uniforme, lo que sugiere la influencia de factores ambientales, climáticos y antropogénicos sobre la calidad del agua de las tres playas estudiadas.

TABLA 1 PRUEBA DE FRIEDMAN

	Valor	Significativa
OD mg/l	0.037709	Sí
STD mg/l	0.0000001	Sí
Enterococos	0.000003	Sí

Fuente: Elaborada por autor

5. Resultados y discusión

En la playa La Paloma se observaron niveles bajos de oxígeno disuelto (Figura 1) y altos valores de sólidos totales disueltos (Figura 2) en comparación con las otras playas muestreadas. Los resultados promedio fueron de 3.8 mg/L para OD. Los niveles bajos de oxígeno disuelto (OD) en una playa pueden estar relacionados con volúmenes de descargas de aguas residuales que recibe. Es importante resaltar que los microorganismos presentes en el agua consumen oxígeno al degradar la materia orgánica, lo que reduce la concentración de OD disponible para la fauna marina. Los resultados obtenidos en este estudio concuerdan con lo reportado por Auer y colaboradores [6], indican que los niveles bajos de OD suelen producirse en las playas debido a la rápida degradación de la materia orgánica fresca por parte de los microorganismos de la capa superior de arena de las playas. En el caso de la playa La Paloma, la baja oxigenación también puede estar influenciada por la proximidad de centros comerciales y zonas residenciales, que contribuyen con descargas domésticas, aguas pluviales y residuos sólidos, aumentando la carga contaminante en la playa [7]. Estas condiciones generan un ambiente propenso a anoxia parcial, afectando la calidad del agua y el equilibrio del ecosistema marino local.

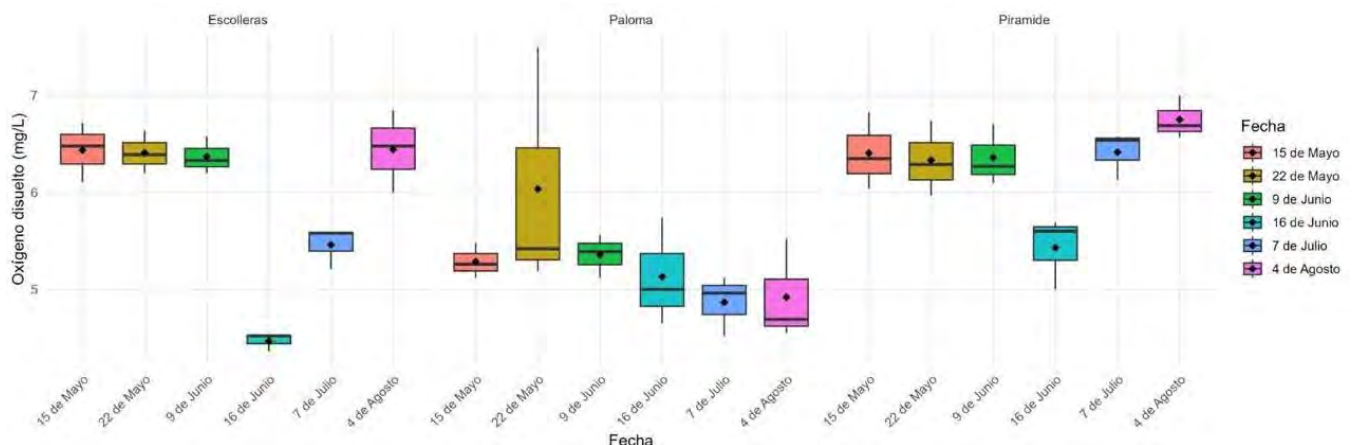


Figura 1: Análisis comparativo de oxígeno disuelto de las playas en fechas de muestreo.



Las aguas residuales no tratadas provenientes de las aldeas costeras contribuyen significativamente a los niveles de sólidos disueltos totales (TDS), debido a que contienen una alta carga de compuestos inorgánicos y orgánicos, como sales, nutrientes, materia orgánica y diversos contaminantes derivados de actividades domésticas y agrícolas [8]. Los valores elevados de sólidos totales disueltos (STD) también pueden atribuirse debido al incremento en los procesos de evaporación y a los bajos niveles de precipitación por la temporada de secas. En la temporada de secas se acumulan sales y minerales generados por la intensa evaporación y la limitada renovación del agua [9].

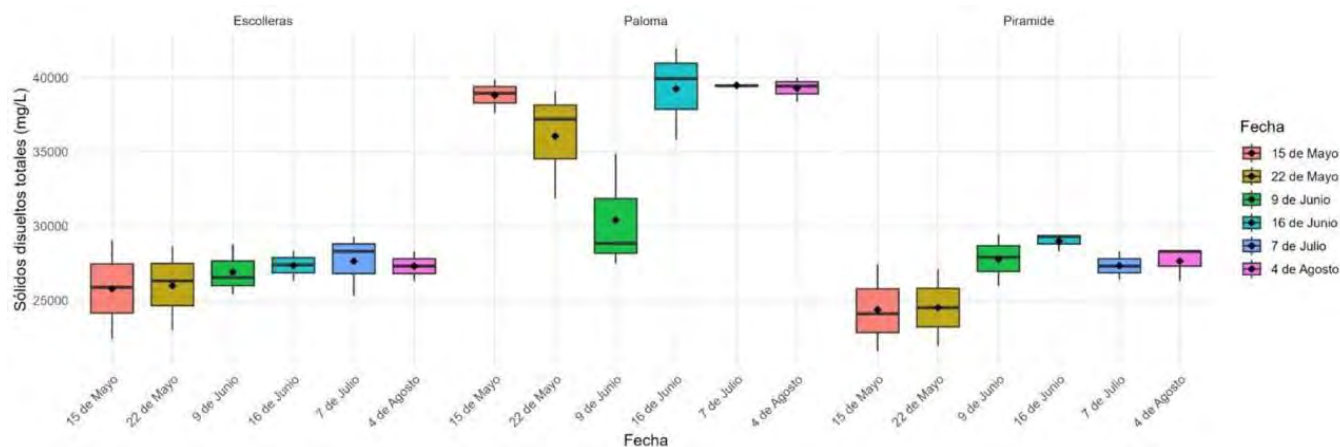


Figura 2: Análisis comparativo de oxígeno disuelto den los 3 puntos de muestreo en las 3 playas

Los análisis de Enterococos mostraron que no hubo diferencias significativas entre las tres playas muestreadas, ya que en todas se registraron valores por encima del límite máximo permisible, alcanzando más de 2,400 NMP/100 mL según el método del número más probable (NMP). Estos elevados niveles de Enterococos indican una contaminación fecal generalizada, lo que representa un riesgo importante para la salud pública, especialmente para los bañistas y usuarios recreativos de las playas, quienes podrían desarrollar infecciones gastrointestinales, dermatológicas y urinarias. Los enterococos se transportan hacia las aguas costeras principalmente a través de la escorrentía superficial generada por las lluvias, en las zonas costeras con deficiencia en el tratamiento de aguas residuales, los residuos domésticos y fecales son vertidos directamente al mar mediante descargas sin tratamiento, contribuyendo de manera significativa al incremento de estos microorganismos indicadores de contaminación fecal [10].

6. Conclusión

La evaluación de la calidad del agua en las tres playas estudiadas durante la temporada de secas reveló que los niveles de Enterococos superaron los límites permisibles en todas ellas, indicando la presencia de contaminación fecal. Los análisis de oxígeno disuelto (OD) y sólidos totales disueltos (STD) mostraron diferencias significativas entre playas, siendo La Paloma la más afectada, con OD muy bajo y STD elevado, reflejando la influencia directa de descargas de aguas

residuales domésticas y fecales provenientes de zonas residenciales y comerciales cercanas. Estos resultados evidencian que la calidad del agua está fuertemente determinada por la actividad humana y la falta de tratamiento de aguas residuales, afectando tanto los parámetros fisicoquímicos como microbiológicos.

7. Agradecimientos

Agradezco a Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación de México por serme participe de la Becas Nacionales para Estudios de Posgrado para el desarrollo de esta investigación. A su vez, agradezco al Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada (INBIOTECA), campus Xalapa, de la Universidad Veracruzana, por el apoyo académico, técnico y científico brindado para el desarrollo de esta investigación. Asimismo, a la Facultad de Ciencias Químicas, campus Coatzacoalcos, por su respaldo formativo y los recursos proporcionados durante la realización del trabajo.

Referencias

1. Meena, M., Et al. T. (2021). *Wastewater Treatment Techniques: An Introduction*. Springer, Singapore. 161–182.
2. Merchán-Sanmartín, B., Et al. (2022). Design of Sewerage System and Wastewater Treatment in a Rural Sector: A Case Study. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, 17(1), 51–61.
3. Omea O., & Mejia C. (2018). Factores claves en proceso de biorremediación para la depuración de aguas residuales una revisión. *Actualidad y Divulgación científica*. 21(2): 573-585.
4. Pérez, G., & Rodríguez M. (2019). Impacto de la contaminación por aguas residuales en la salud pública: Caso de estudio de Coatzacoalcos. *Revista de Salud Pública*, 45(2), 98-105.
5. Martínez-González, J. (2021). Impactos del cambio climático y la contaminación en los ecosistemas marinos mexicanos. *Revista de Ciencias Marinas*, 47(2), 220-235.
6. Auer, F., Et al. (2024). *Oxycline Variabilities in Intertidal Beach Aquifers Under Seasonally Variable Oxygen Consumption and Physical Forcing Regimes*. <https://doi.org/10.5194/egusphereegu24-2212>
7. Weimann, E. (2014). *Blue Flag Beaches-Bathers at Risk for Thalassogenic Diseases*. 5(1), 38–45. <https://doi.org/10.5296/JEE.V5I1.5773>
8. Ramakritinan, C., Et al. (2024). Sources of Domestic Sewage Effluent Pollution and its Impact on Seawater Quality in the Coastal Waters of Northern Gulf of Mannar and Palk Bay, India. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 13(10), 338–357. <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2024.1310.038>
9. Verma, S. (2025). Seasonal and Spatial Dynamics of Total Dissolved Solids and Total Suspended Solids in Sewage from Sironj, Vidisha, India (2024). *Indian Scientific Journal Of Research In Engineering And Management*, 09(06), 1–9. <https://doi.org/10.55041/ijrsrem51067>.
10. Rafiee, M., Et al. (2022). Health risk assessment of swimming beaches microbial contamination: a case study - Mahmoudabad, Iran. *International Journal of Environmental Health Research*, 1–12. <https://doi.org/10.1080/09603123.2022.2149711>.



Estado del Arte en el Tratamiento de aguas residuales porcinas en el estado de Yucatán

Germán Giacomán Vallejos^{a,*}, Maribel Escalante Mañe^a, Isidro Montes Ávila^a, Virgilio Góngora Echeverría^a, David Hernández Pinto^a, Roger Méndez Novelo^a, Carmen Ponce Caballero^a

^a Datos de la Institución

(a): Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, Yucatán, 97310, México

*Dr. Germán Giacomán Vallejos, email: giacomán@correo.uady.mx

Abstract

Pig farming has become an important productive activity for the economies of México and Yucatán. However, the high levels of wastewater generation, due to the high-water consumption in production and the high levels of contaminants present in it, generate a highly negative impact on the environment and, above all, on groundwater, the primary source of water supply for the population of Yucatán. The vulnerability of the aquifer, due to the high permeability of the karst soil in the region, makes it necessary to implement new and adequate treatment processes to reduce contaminants to the levels established by current regulations (NOM-001-SEMARNAT-2021), as demonstrated by the results presented in this work. The results presented in this research work reveal that although the processes are highly efficient, they fail to remove contaminants to the levels permissible in the regulations

Resumen

La porcicultura se ha convertido en una actividad productiva importante para la economía de México, y un componente clave para el desarrollo económico en el estado de Yucatán. Sin embargo, la considerable generación de aguas residuales, debido al elevado consumo de agua en la producción y a las altas concentraciones de contaminantes presentes en ella, provoca un impacto negativo en el medio ambiente y, sobre todo, en las aguas subterráneas, principal fuente de abastecimiento de agua para la población de Yucatán. La vulnerabilidad del acuífero, asociado a la rápida permeabilidad del suelo kárstico de la región, hace necesario implementar nuevos y adecuados procesos de tratamiento para reducir los contaminantes a los niveles establecidos por la normatividad vigente (NOM-001-SEMARNAT-2021). Los resultados presentados en esta investigación demuestran que, si bien los procesos evaluados alcanzan una eficiencia considerable, no logran reducir los contaminantes a los niveles permisibles establecidos por la normatividad.

Palabras clave: Estado del arte, Porcicultura, Agua residual, Biodigestores, Lagunas de oxidación.

Introducción

Debido al crecimiento poblacional se ha incrementado la demanda de alimentos a nivel nacional e internacional. De acuerdo con datos del panorama agroalimentario (FIRA, 2024), México ocupa la octava posición en la producción de carne de porcina a nivel mundial y el segundo en Latinoamérica (Hernández, 2014). Datos oficiales reportan a Yucatán como tercer productor de carne de cerdo en México (FIRA, 2024), siendo esta una de las principales actividades productivas del estado, la cual aporta beneficios económicos importantes como es la generación de empleos y las exportaciones. En este contexto, este estudio se enfocó en la producción porcina en Yucatán,

con el propósito de evaluar los sistemas de tratamiento de aguas residuales, su reúso en riego y el impacto de las aguas residuales en el agua subterránea. Los resultados buscan aportar insumos para el desarrollo sostenible del sector, apoyando la formulación de políticas públicas y la mejora de prácticas agroindustriales en beneficio del medio ambiente y la sociedad.

De acuerdo con el Registro Público de Derechos de Agua (REPDa), en Yucatán existen 199 granjas porcícolas, con concesiones reguladas por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) tanto para la extracción como para la descarga. En total, el sector de producción Porcícola tiene autorizado un volumen de 34.2 millones de $\text{m}^3/\text{año}$ para la extracción, mientras que las descargas de aguas tratadas ascienden a 6.4 millones $\text{m}^3/\text{año}$. (CONAGUA, 2024). Esta diferencia revela un déficit de 27.8 millones de $\text{m}^3/\text{año}$, lo que implica que solo se retorna al acuífero, ya sea mediante riego o pozos de infiltración, el 10 % del volumen concesionado. Cabe señalar, que la autorización no garantiza que todo ese volumen se extraiga o se descargue, y actualmente no existe información pública que lo confirme. Así mismo, de las 199 granjas registradas en el REPDa, se estima que el 35 % descargan entre 201 y 500 $\text{m}^3/\text{día}$ de aguas residuales, mientras que el 18 % supera los 1,000 $\text{m}^3/\text{día}$, lo que evidencia la existencia de un número significativo de unidades con altos niveles de producción (Fig. 1).

En la Fig. 2 se observa que la mayoría de las granjas (33.67 %) cuentan con tratamiento primario y secundario, seguida por aquellas que además incorporan un proceso de desinfección. Esto indica que la mayoría de los centros de producción implementan algún tipo de tratamiento para sus aguas residuales. El tratamiento primario más común empleado es la fosa colectora, mientras que en el tratamiento secundario predomina el uso de biodigestores, seguido de sistemas de lagunas; siendo esta combinación la más reportada

DESCARGAS DE AGUA RESIDUAL PORCÍCOLA

■ 0-50 ■ 51-100 ■ 101-200 ■ 201-500 ■ 501-1000 ■ >1000

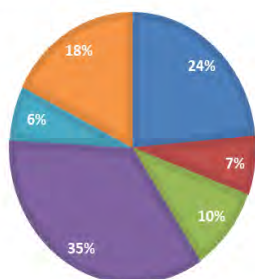


Fig. 1. Rangos de descarga ($\text{m}^3/\text{día}$) de aguas residuales generadas en granjas porcícolas de Yucatán (CONAGUA, 2024).

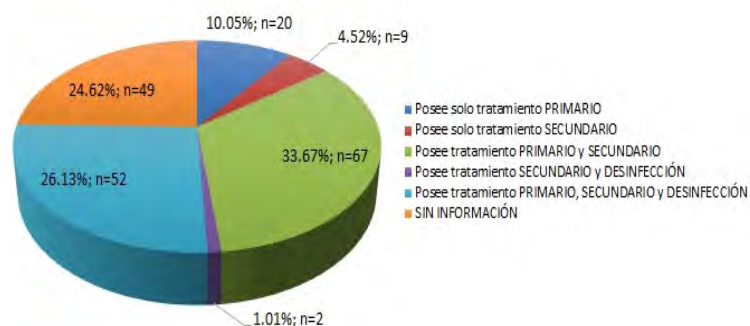


Fig. 2. Sistemas de tratamiento de aguas residuales generadas en granjas porcícolas de Yucatán (CONAGUA, 2024).

La ubicación de las granjas en Yucatán está asociada al fácil acceso al agua subterránea, dado que el nivel estático promedio en la zona metropolitana y alrededores de la ciudad de Mérida dentro de la Reserva Geohidrológica del Anillo de Cenotes se encuentra a 5 m de profundidad. Sin embargo,

esta condición también incrementa, el riesgo a contaminación del acuífero que constituye la única fuente de agua para la población del estado. A diferencia de otras regiones del país, el acuífero de Yucatán es de tipo cárstico, lo que hace altamente vulnerable a la infiltración y dispersión de contaminantes.

Objetivo

Establecer el estado del arte a través de la evaluación de la eficiencia de los sistemas de tratamiento de aguas residuales instaladas en las granjas porcícolas del estado de Yucatán.

Metodología

Las granjas seleccionadas fueron representativas de las que operan en el estado, considerando la diversidad de proceso y tamaños de estos centros de producción. Se incluyeron únicamente aquellas en las que el agua tratada se destina en riego agrícola o en usos similares. La eficiencia de los sistemas de tratamiento se evaluó comparando la calidad del influente y del efluente conforme a los parámetros establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996 y su actualización NOM-001-SEMARNAT-2021.

Resultados y discusión

Para el diagnóstico y evaluación de las eficiencias de tratamiento de las Plantas de Tratamiento de las Aguas Residuales (PTAR), se seleccionaron cuatro granjas representativas (GP1, GP2, GP19 y GP200). Se realizó un análisis comparativo de la calidad de influente y efluente de cada sistema de tratamiento. Posteriormente, se contrastaron los resultados de los efluentes obtenidos de cada PTAR con los Límites Máximos Permisibles (LMP) establecidos en la normatividad, la NOM-001-SEMARNAT-1996 (Uso en riego agrícola) y NOM-001-SEMARNAT-2021 (aplicable a condiciones de suelo cárstico).

Para el parámetro de grasas y aceites (GyA) se obtuvieron remociones de 74-81 %. Las granjas GP1, GP2 y GP19 cumplieron con los límites establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996, sin embargo, las granjas GP2 y GP200 no lograron cumplimiento en los criterios establecidos para este parámetro en la NOM-001-SEMARNAT-2021 (Fig. 3).

En cuanto a nutrientes, todas las granjas alcanzaron altas eficiencias de remoción de fósforo total (93-98 %); no obstante, las granjas GP1 y GP19 incumplieron la NOM-001-SEMARNAT-2021 (Fig. 4); mientras que para nitrógeno total (NT) ninguna de las granjas evaluadas alcanzó el cumplimiento normativo (Fig. 5). Esto podría atribuirse a las elevadas cargas de nitrógeno en el influente y a la deficiencia en los procesos de nitrificación-desnitrificación en los trenes de tratamiento. Las bajas eficiencias de remoción del NT (47-63%) impidieron cumplir la norma en las cuatro granjas. Además, se observó que la granja con el sistema más tecnificado (GP1) presentó la mejor eficiencia, lo que evidencia el papel clave de la innovación tecnológica en la mejora del desempeño de las PTAR.

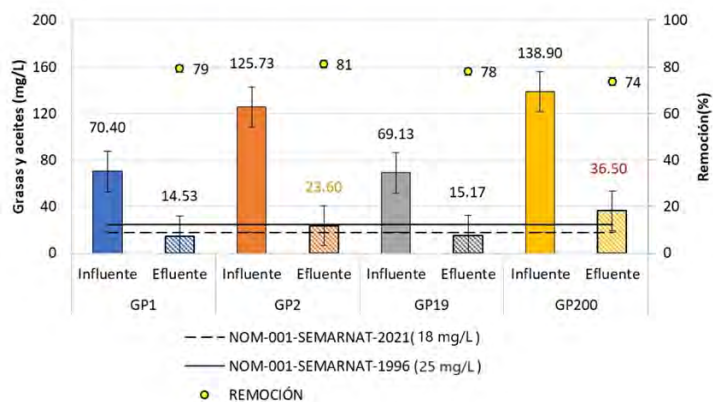


Fig. 3. Grasas y aceites en el influente y efluente de las cuatro granjas de estudio (GP1, GP2, GP19, GP200)

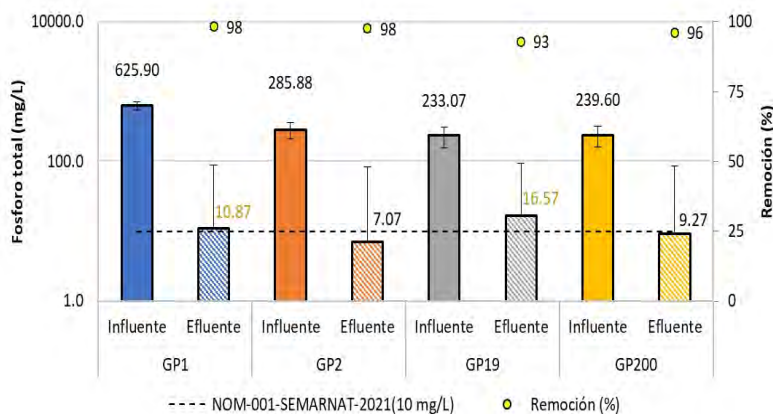


Fig. 4. Fósforo total en el influente y efluente de las cuatro granjas de estudio (GP1, GP2, GP19, GP200)

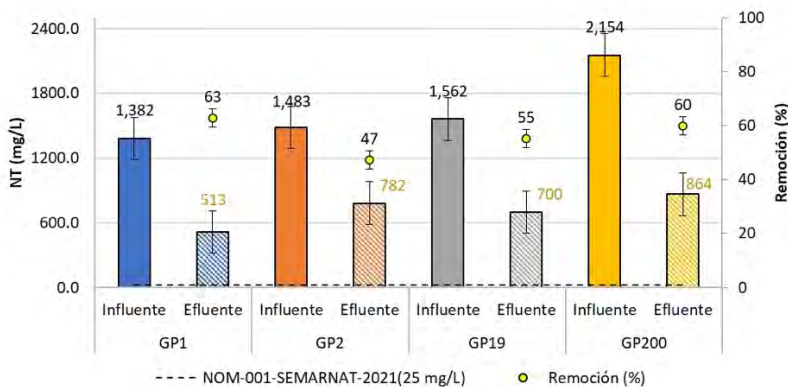


Fig. 5. Nitrógeno total (NT) en el influente y efluente de las cuatro granjas de estudio (GP1, GP2, GP19, GP200)

El exceso de nitrógeno y fósforo favorece el crecimiento de algas nocivas y la producción de toxinas por parte de grupos específicos. Su descomposición final por bacterias aeróbicas y hongos demanda elevadas cantidades de oxígeno disuelto, propiciando eutrofización. Por ello, resulta especialmente importante monitorear el uso de aguas residuales en riego dentro de ecosistemas cársticos.

Por su parte, la demanda química de oxígeno (DQO) que representa la materia orgánica susceptible de ser oxidada, adquiere relevancia. Aunque, no se encontraba considerada en la NOM-001-SEMARNAT-1996, sí en la norma vigente. La Fig. 6 muestra las remociones alcanzadas por los sistemas evaluados para DQO, con elevadas eficiencias en todos los casos. Sin embargo, al compararlo con la NOM-001-SEMARNAT-2021, se observa que el límite para promedio diario (72 mg/L) en descargas a suelos kársticos fue sobrepasado entre 12 a 15 veces. Este incumplimiento se atribuye a las altas concentraciones de este parámetro en los influentes, lo que pone de manifiesto, su análisis a detalle en los procesos de producción.

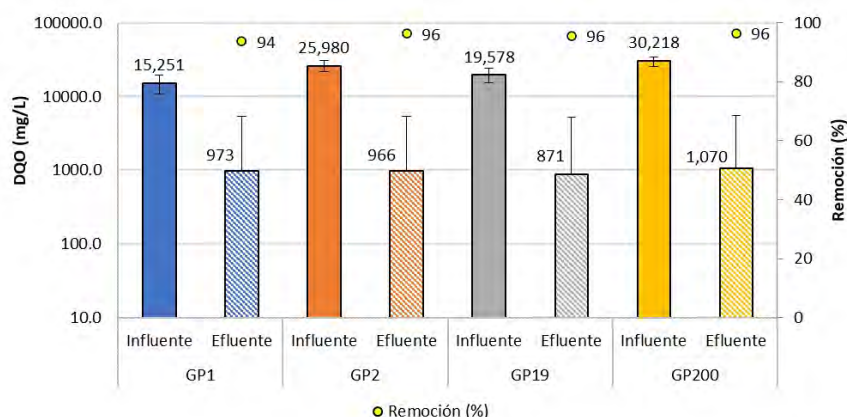


Fig. 6. Demanda química de oxígeno (DQO) en el influente y efluente de las cuatro granjas de estudio (GP1, GP2, GP19, GP200)

Con respecto a los contaminantes patógenos, tres granjas (GP2, GP19 y GP200) cumplieron con los límites establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996 para coliformes fecales (CF), alcanzando remociones de 62-65 %. En contraste, la granja (GP1) obtuvo eficiencias de 40 %, por lo que no cumplió con la normativa (Fig. 7); cabe destacar que las tres granjas que alcanzaron el cumplimiento normativo utilizaron procesos de desinfección basados en cloro (GP200) y ozono (GP2 y GP19), mientras que la granja con menor desempeño empleó un desinfectante a base de sulfato de cobre (GP1). Estos resultados sugieren que el tipo de agente desinfectante influye de manera significativa en la eficacia de remoción de patógenos.

Un aspecto de interés es que, si bien la cloración mostró buena eficiencia en la remoción de CF, el uso de cloro podría ser contraproducente en el contexto de alta carga orgánica, debido al riesgo de formación de subproductos tóxicos (como los trihalometanos), lo que hace necesario evaluar cuidadosamente su aplicación. En el caso de *Escherichia coli*, la eficiencia de remoción en las cuatro granjas osciló entre el 41 y el 66 %, valores insuficientes para cumplir con la NOM-001-SEMARNAT-2021. Este resultado pone en evidencia que los métodos de desinfección actualmente

implementados no garantizan niveles adecuados de seguridad microbiológica en las descargas, la cual representa un riesgo potencial para su reuso agrícola y para la protección de los ecosistemas receptores (suelo y agua subterránea).

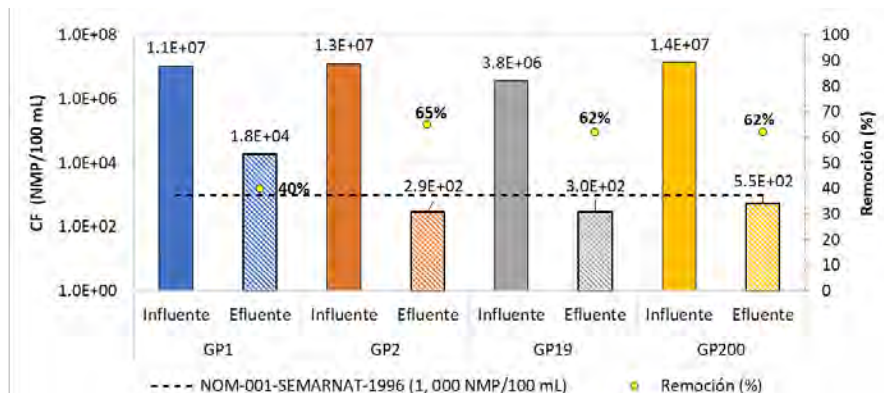


Fig. 7. Coliformes fecales (CF) en el influente y efluente de las cuatro granjas de estudio (GP1, GP2, GP19, GP200)

Conclusiones

Las cuatro granjas estudiadas muestran altos porcentajes de remoción para varios parámetros en sus sistemas de tratamiento, sin embargo, no cumplen totalmente con los límites establecidos en la NOM-001-SEMARNAT-1996, ni con la actualización NOM-001-SEMARNAT-2021. Dado que la normativa actual establece límites más estrictos para ciertos parámetros estos resultados subrayan la necesidad de implementar nuevos y efectivos procesos adicionales a los sistemas de tratamiento, para cumplir con los estándares de calidad del agua de descarga en riego.

Agradecimientos

Se agradece por el financiamiento del proyecto denominado: “Estudio del impacto sobre el agua subterránea por las descargas de aguas residuales porcícolas (con y sin tratamiento) utilizadas como agua de riego agrícola en tres regiones del país (Sonora, Jalisco y Yucatán)”, Clave 309980 al Fondo Sectorial CONAGUA-CONAHCYT.

Referencias

CONAGUA (2024). Registro Público de Derechos del Agua, REPDA.
<https://app.conagua.gob.mx/consultarepda.aspx>

Hernández. G. R. (2014). Manejo de excretas porcinas - Sistemas convencionales y alternativos. Departamento de Producción Animal: Cerdos. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia – UNAM. <http://www.engormix.com/MA-porcicultura/manejo/articulos/manejo-excretas-porcinas-sistemas-t375/124-p0.htm>

FIRA (2024). Panorama agroalimentario: Carne de cerdo 2024. Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura, agosto de 2024.

ESTUDIO PILOTO: UN ACERCAMIENTO A LA CUANTIFICACIÓN DE LAS EMISIONES DE ISOPRENO MEDIANTE LA TÉCNICA DE ENCERRAMIENTO DE ESTRUCTURAS VEGETALES EN LA CIUDAD DE MÉXICO

David Velasco-Lara¹, Omar Amador-Muñoz^{1*}, Irma Rosas-Pérez¹.

¹Depto. Ciencias Ambientales, Instituto de Ciencias de la Atmosfera y Cambio Climático, UNAM, Ciudad de México, C.P. 04510. México.

*Dr. Omar Amador Muñoz, oam@atmosfera.unam.mx, autor de correspondencia.

Abstract

The biogenic and anthropogenic isoprene emissions are important in the atmospheric chemistry due to their reactivity. This VOC is an important precursor of tropospheric ozone. Actually, the inventory to forecast air quality overlooked the biogenic VOC diversity. We conducted a pilot study to evaluate a protocol to identifying and quantifying biogenic isoprene emissions from *Quercus rugosa*, used as a biological model. A chamber was constructed to capture biogenic isoprene emissions, which were analyzed by thermal desorption-gas chromatography-mass spectrometry (TDS-GC-MS), along with total VOCs measured using low-cost sensors. Preliminary results indicated that the most suitable methodological conditions included the use of carbograph 5 TD as the sorbent material, a 15-minute sampling period, and the collection of 12 leaves per sample. The measurement of stomatal conductance is a physiological parameter that will adjust the collection periods during the day.

Resumen

Las emisiones de isopreno tanto biogénicas como antropogénicas son importantes en la química atmosférica debido a su alta reactividad y su importancia como precursor en la formación de ozono. A la fecha el inventario empleado en el modelo para pronosticar la calidad del aire ha pasado por alto la diversidad de emisiones biogénicas. Se llevó a cabo un estudio piloto para evaluar un protocolo que identifique y cuantifique las emisiones de isopreno biogénico de la especie *Quercus rugosa* como modelo biológico de prueba. Se construyó una cámara para capturar las emisiones biogénicas de isopreno analizado por termodesorción-cromatografía de gases-espectrometría de masas (TDS-CG-EM), así como de VOCs totales determinados con sensores de bajo costo. Los resultados preliminares indicaron que las condiciones metodológicas utilizando carbograph 5 TD como material absorbente, 15 min de colecta y 12 hojas de muestreo fueron las más adecuadas. La medición de la conductancia estomática es un parámetro fisiológico que aportará información para ajustar los periodos de colecta durante el día.

Palabras clave: isopreno, biogénico, ozono, urbano, emisiones.

Introducción

El isopreno (2-metil-1,3-butadieno) es un compuesto orgánico volátil (VOC) ampliamente estudiado debido a su alta reactividad en la troposfera. Contribuye a la formación de ozono considerado como contaminante oxidante regulado por los daños crónicos y agudos que causa a los seres vivos [1].

Las fuentes del isopreno pueden ser antropogénicas o biogénicas, por lo que pueden pertenecer al grupo de VOC antropogénicos (AVOC) o biogénicos (BVOC), siendo estos últimos el objetivo de este estudio piloto. Los BVOCs son gases emitidos tanto por los organismos de ecosistemas terrestres como marinos. Las plantas son sésiles, pero no pasivas en un ecosistema. Se estima que las emisiones a nivel mundial de BVOCs es alrededor de 1 PgC/año, siendo la mitad del isopreno [2]. Los BVOCs emitidos por las hojas pueden ser constitutivos o inducidos.

Se han identificado 1700 BVOCs en cerca de 90 familias de plantas que pertenecen a las Angiospermas, Gimnospermas, incluyendo helechos y musgos, en lo que se denomina el **Volatiloma** de los vegetales [3]. Un acercamiento a la variabilidad y concentraciones de BVOCs entre las diferentes plantas ha sido posible en parte por la técnica de encerramiento estática, semiestática y dinámica [4-5].

La síntesis de isopreno representa a la planta la pérdida del 2% del carbono fijado en la fotosíntesis y 20 ATP/mol de isopreno de energía. Esta inversión es redituable ya que el isopreno incrementa la protección al cambio térmico, a la oxidación celular y en general a diversos estresores bióticos y abióticos [6]. Se han estudiado los patrones metabólicos de las plantas que sintetizan VOCs y específicamente isopreno, que se forma tanto en el citoplasma (Vía del Mevalonato, MVA por sus siglas en inglés) como en el cloroplasto (Vía del Metileritritol fosfato, MEP), patrones fuertemente acoplados. Integrando parte del importante metabolismo secundario [7].

En las zonas urbanas, donde la formación del smog fotoquímico es frecuente, el isopreno tanto biogénico como antropogénico reaccionan con los NO_x para dar origen a una cascada de iones y radicales libres altamente reactivos que favorecen la formación del ozono troposférico. De aquí la importancia de asociar niveles de isopreno con diferentes especies de plantas, para mejorar los inventarios empleados en los modelos de smog fotoquímico.

Objetivo

Elaborar un protocolo que permita evaluar las emisiones de isopreno biogénicas, así como concentraciones atmosféricas, registrando los factores ambientales como temperatura, humedad relativa y radiación solar (PAR) y factores endógenos como conductancia estomática que determinan su posible variación.

Metodología

Selección del árbol como sistema de prueba

En función de la composición florística del Valle de México, entre las cotas de 2500 y 2800 m; el bosque de encino de *Quercus rugosa*, es el más distribuido [8]. Es un encino blanco que pertenece a la familia *Fagaceae* Dumort. El árbol utilizado se encuentra en etapa adulta, presenta una altura de 8 metros de alto, semi-caducifolio, con un tronco de 118 cm de diámetro. Las hojas maduras presentan una lámina gruesa y rugosa de 8 a 15 cm de largo por 5 a 8 cm de ancho.

Diseño de la cámara de encerramiento

Para obtener las emisiones del isopreno, se construyó una cámara con sensores de bajo costo para el monitoreo continuo de compuestos orgánicos volátiles totales (COVsT), humedad relativa (HR) y temperatura (T); acoplada a un sistema de colecta manual de COVBs y monitoreo continuo de HR, T, dirección (DV) y velocidad del viento (VV).

Para la colecta manual de isopreno, se utilizaron tubos de acero con fibra de vidrio empacados con 200 mg de TENAX TA (óxido de 2,6-difenil-pfenileno) malla 60/80 y tubos con 300 mg de CARBOGRAPH 5TD (MARKES®) acondicionados a 320 °C con N₂ a 150 mL min⁻¹. Para las colectas se utilizaron dos tubos conectados en serie, uno frontal y otro trasero.

Sitio de muestreo

El lugar de colecta fue al sur de la Ciudad de México en el campus de Ciudad Universitaria en la Ciudad de México. Los muestreos se llevaron a cabo el 10 de junio y el 1 de julio del 2025. Se seleccionó una rama con hojas maduras, que no tuvieran signos de marchitamiento por alguna enfermedad o plaga. La rama se encontró orientada de forma que las hojas estuvieran expuestas el mayor tiempo posible a la radiación solar a una altura de 2.5 metros sobre el suelo.

Tiempo de muestreo

Para cada muestreo se hicieron tres colectas. Las del 10 de junio fueron de 1 hora a un flujo de 50 mL mín⁻¹, entre las 12:00 y 16:00 horas. Las del 1 de julio se hicieron entre 10:00 y 16:00 horas en periodos de 15 minutos cada una a 50 mL min⁻¹. En el primer muestreo se utilizaron 40 hojas, para el segundo se utilizaron 12 hojas. Una vez concluidas las colectas, los cartuchos se taparon, se transportaron al laboratorio y se almacenaron a 0 °C hasta su análisis instrumental.

Análisis cromatográfico

El análisis se llevó a cabo en un termodesorbedor (Markes Unity) acoplado a un cromatógrafo de gases (Agilent Technologies 7890) - espectrómetro de masas con simple cuadrupolo (5973N, Agilent technologies). La separación de isopreno se realizó en una columna cromatográfica HPVOC (30 m x 0.20 mm de diámetro interno x 1.12 µm).

Las condiciones para el análisis cromatográfico fueron: helio como gas acarreador a 1 mL min⁻¹. Temperatura inicial horno 35 °C por 5 minutos, seguida por una rampa de 10 °C min⁻¹ a 120 °C (1 minuto) y 5 °C min⁻¹ a 150 °C (0 minutos), segundo incremento de 40 °C min⁻¹ hasta 270 °C (16.5 minutos). Las condiciones del espectrómetro de masas fueron: voltaje de ionización electrónica 70 eV, temperatura de la fuente de ionización a 230°C, temperatura del cuadrupolo de 150 °C y un intervalo de escaneo de 35 a 250 unidades de masa atómica.

La integración de las señales cromatográficas se hizo mediante el software “Data Analysis”. La identificación se llevó a cabo empleando el ión cuantificador del isopreno (m/z 67) y los fragmentos calificadores (m/z 68, 53 y 39). El isopreno no se ha cuantificado.

Resultados y discusión

Los análisis preliminares indicaron la presencia de grandes cantidades de isopreno colectado durante 15 min con CABOGRAPH 5TD, y 12 hojas de la rama (Fig. 1).

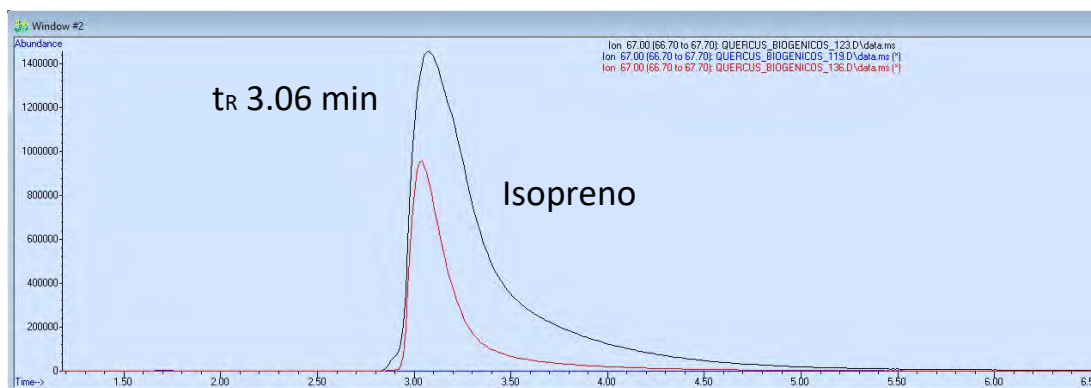


Fig. 1. Isopreno analizado por TDS-CG-EM. Colectado el 1 de julio, durante 15 min a 50 mL min⁻¹. Ion cuantificador m/z 67, t_R 3.06 min. Tubo frontal (negro), trasero (rojo) y blanco de campo (frontal, azul).

Los sensores de bajo costo son una herramienta para seleccionar los periodos de colecta de COVs ya que proporcionan una estimación en tiempo real de las emisiones usando la técnica “encierto” (Fig. 2).

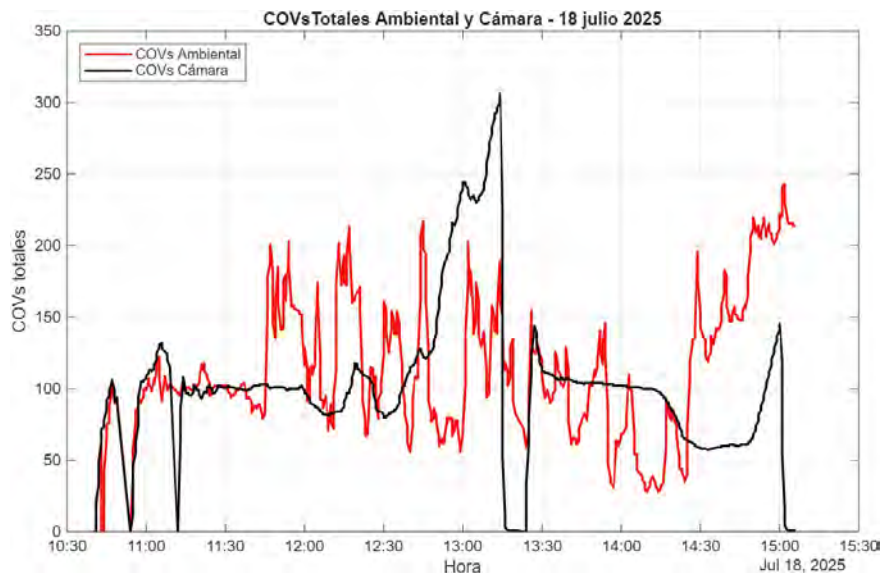


Fig. 2. Medición continua de COVTs dentro de la cámara de captura (negro) y fuera de ella (ambiental, rojo), entre 12:30 - 13:15 y 14:30 - 15:00 horas.

Adicionalmente, variables fisiológicas como la conductancia estomática también apoyarán la selección de los periodos de muestreo por la apertura de estomas y la emisión de BVOCs. La fig. 3

muestra la variación de esta variable durante el día. Los primeros experimentos mostraron mayor apertura durante la mañana y menor hacia la tarde.

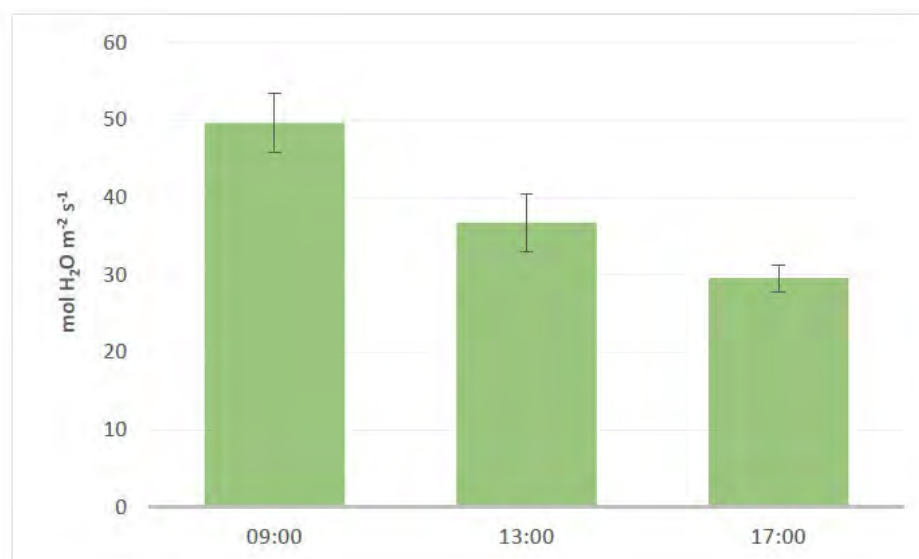


Fig. 3. Medición de la conductancia estomática en 5 árboles de *Q. rugosa* en Ciudad Universitaria.

Conclusiones

El presente estudio representa una primera aproximación para establecer las mejores condiciones metodológicas en la determinación de isopreno emitido por *Quercus rugosa*. Los resultados indicaron abundantes emisiones de isopreno. Las mediciones con sensores de bajo costo para COV_sT y la apertura estomática serán variables fundamentales para establecer los periodos de medición durante el día.

Referencias

- [1] J. Zhang, Y. Wei y Z. Fang, "Ozone Pollution: A Major Health Hazard Worldwide", *Frontiers in Immunology*, vol. 10, Octubre 2019, [En línea]. Disponible en: <https://www.frontiersin.org/journals/immunology/articles/10.3389/fimmu.2019.02518/full> [Fecha de acceso Julio 29, 2025].
- [2] M. Bellucci, V. Locato, T. Sharkey, L. De Gara y F. Loreto, "Isoprene emission by plants in polluted environments", *Journal of Plant Interactions*, vol. 18, n° 1, 2023, [En línea]. Disponible en: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/17429145.2023.2266463> [Fecha de acceso Julio 29, 2025].
- [3] C. Cagliero, G. Mastellone, A. Marengo, C. Bicchi, B. Sgorbini y P. Rubiolo, "Analytical strategies for *in-vivo* evaluation of plant volatile emissions - A review", *Analytica Chimica Acta*, vol. 1147, pp. 240-258, 2021.

- [4] X. Chen, D. Gong , Y. Lin, Q. Xu, Y. Wang, S. Liu, Q. Li, F. Ma, J. Li, S. Deng, H. Wang y B. Wang, "Emission characteristics of biogenic volatile organic compounds in a subtropical pristine forest of southern China", *Journal of Environmental Sciences*, vol. 148, pp. 665-682, Octubre 2023.
- [5] L. Li, A. Guenther, S. Xie, D. Gu, R. Seco, S. Nagalingam y D. Yan, "Evaluation of semi-static enclosure technique for rapid surveys of biogenic volatile organic compounds (BVOCs) emission measurements" *Atmospheric Environment*, vol. 212, pp. 1-5, Mayo 2019.
- [6] A. Lantz, J. Allman, S. Weraduwege y T. Sharkey, "Control of rate and physiological role of isoprene emission from plants". *Plant Cell Environ.*, vol. 42, pp. 2808–2826, Agosto 2019.
- [7] E. Vranova, D. Coman y W. Gruissem, "Structure and Dynamics of the Isoprenoid Pathway Network - Review Article", *Molecular Plant*, vol. 5, n° 2, pp. 318–333, Marzo 2012.
- [8] G. Calderón y J. Rzedowski, *Flora fanerogámica del Valle de México*, 2 ed., Michoacán: Pátzcuaro, 2005. Disponible:
https://www.biodiversidad.gob.mx/publicaciones/librosDig/pdf/Flora_del_Valle_de_Mx1.pdf

EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR PLAGUICIDAS ORGANOFOSFORADOS EN ACUÍFEROS KÁRSTICOS COSTEROS: CASO DE LA COSTA NORTE DE YUCATÁN, MÉXICO

Alfonso Lorenzo-Flores ^{a*}, Germán Giácoman-Vallejos ^b, Carmen Ponce-Caballero ^b, Virgilio Góngora-Echeverría ^b, Antonio Cardona Benavides ^c

^a *Universidad Autónoma de Campeche, México*

^b *Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán, México*

^c *Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, México*

**Dr. alorenzo@uacam.mx*

Abstract

The quality of groundwater for human consumption is at risk due to pollution generated by agrochemicals such as organophosphorus pesticides used in agricultural, domestic and industrial activities. Management of this problem is crucial in regions where groundwater is the only source of supply. In this study, the spatiotemporal pollution generated by the organophosphorus pesticides diazinon, dimethoate, methyl parathion and sulfotep, was evaluated in a coastal karst aquifer, northwestern Yucatan, Mexico. Thirty-six observation wells were monitored during rainy, cold fronts, and dry seasons from 2014 to 2015. Pesticides were analyzed by solid phase extraction and gas chromatography. Statistical data analysis included a descriptive analysis followed by a multivariate analysis. Pesticides were detected in observation wells located in the urban and rural areas, including the coastal zone. Pesticide presence was identified in 80% of the samples during the rainy season and in 50% during the cold front season. During the dry season, dimethoate was detected in 57% of the samples, while the rest of the pesticides were detected in fewer than 10% of samples. The concentrations detected can mean a risk for human consumption if groundwater is not adequately pretreated.

Resumen

La calidad del agua subterránea para consumo humano se encuentra en riesgo debido a la contaminación generada por agroquímicos, como los plaguicidas organofosforados, utilizados en actividades agrícolas, domésticas e industriales. La gestión de este problema es crucial en regiones donde el agua subterránea es la única fuente de abastecimiento. En este estudio, se evaluó la contaminación espaciotemporal generada por los plaguicidas organofosforados diazinón, dimetoato, metilparatión y sulfotep en un acuífero kárstico costero del noroeste de Yucatán, México. Se monitorearon treinta y seis pozos de observación durante las temporadas de lluvias, frentes fríos y secas de 2014 a 2015. Los plaguicidas se analizaron mediante extracción en fase sólida y cromatografía de gases. El análisis estadístico de los datos incluyó un análisis descriptivo seguido de un análisis multivariado. Se detectaron plaguicidas en pozos de observación ubicados en zonas urbanas y rurales, incluyendo la zona costera. Se identificó la presencia de plaguicidas en el 80%

de las muestras durante la temporada de lluvias y en el 50% durante la temporada de frentes fríos. Durante la estación seca, se detectó dimetoato en el 57% de las muestras, mientras que el resto de los pesticidas se detectaron en menos del 10% de las muestras. Las concentraciones detectadas pueden representar un riesgo para el consumo humano si el agua subterránea no se pretrata adecuadamente.

Palabras clave: *agua subterránea, plaguicidas organofosforados, acuífero kárstico, Yucatán.*

Introducción

El estado de Yucatán, ubicado en el sureste de México (Figura 1), tiene serios problemas de contaminación inorgánica (principalmente compuestos nitrogenados) y microbiológica de las aguas subterráneas causados por la urbanización temprana [1][2] y las actividades agrícolas. El área metropolitana de Mérida (capital del estado) tiene más de 1 millón de habitantes (alrededor del 50% de la población total del estado). Dado que las condiciones geológicas de Yucatán (terreno kárstico) con altas tasas de infiltración de agua, no permiten cursos de agua superficiales naturales; el abastecimiento de agua para la población depende completamente del agua subterránea. El abastecimiento de agua está respaldado por cuatro sistemas de campos de pozos; siendo Mérida I el más productivo (48% de la producción total de agua); la cantidad total de agua subterránea extraída es de aproximadamente 5.8 m³/s. Sin embargo, el acuífero kárstico altamente productivo que se encuentra debajo ha sido catalogado como vulnerable a la contaminación de fuentes de contaminación difusas [3]. Se estima que sólo alrededor del 25% de las aguas residuales se conduce a plantas de tratamiento y el 75% se inyecta en pozos profundos o bajo tierra y se elimina por medio de numerosos tanques sépticos. Varios estudios han documentado la aplicación de OPs en el estado de Yucatán [4]. Las condiciones locales (clima, prácticas agrícolas y ganaderas, entre otras) influyen en la utilización de OPs particulares; específicamente sulfotep, diazinón, metil paratión y dimetoato se han identificado como plaguicidas de uso frecuente para la agricultura, jardinería y uso en interiores[5]. También se aplican comúnmente al ganado para el control de varios ácaros, piojos, moscas y afecciones cutáneas con picazón causadas por pequeños parásitos. Estos OPs se consideran no persistentes; además, sus valores de solubilidad son contrastantes, por ejemplo, sulfotep tiene valores bajos (30 mg/L) mientras que dimetoato exhibe valores altos (23,800 mg/L). Son destacables la alta solubilidad y el bajo valor K_{ow} del dimetoato, ya que le confieren un comportamiento altamente móvil en el medio con alto potencial de lixiviación.

Objetivos

El objetivo de esta investigación fue evaluar el comportamiento espacio-temporal de los cuatro plaguicidas organofosforados diazinón, sulfotep, metil paratión y dimetoato en el agua subterránea del transecto Mérida-Progreso, región que incluye tanto áreas urbanas como agrícolas (Figura 1).

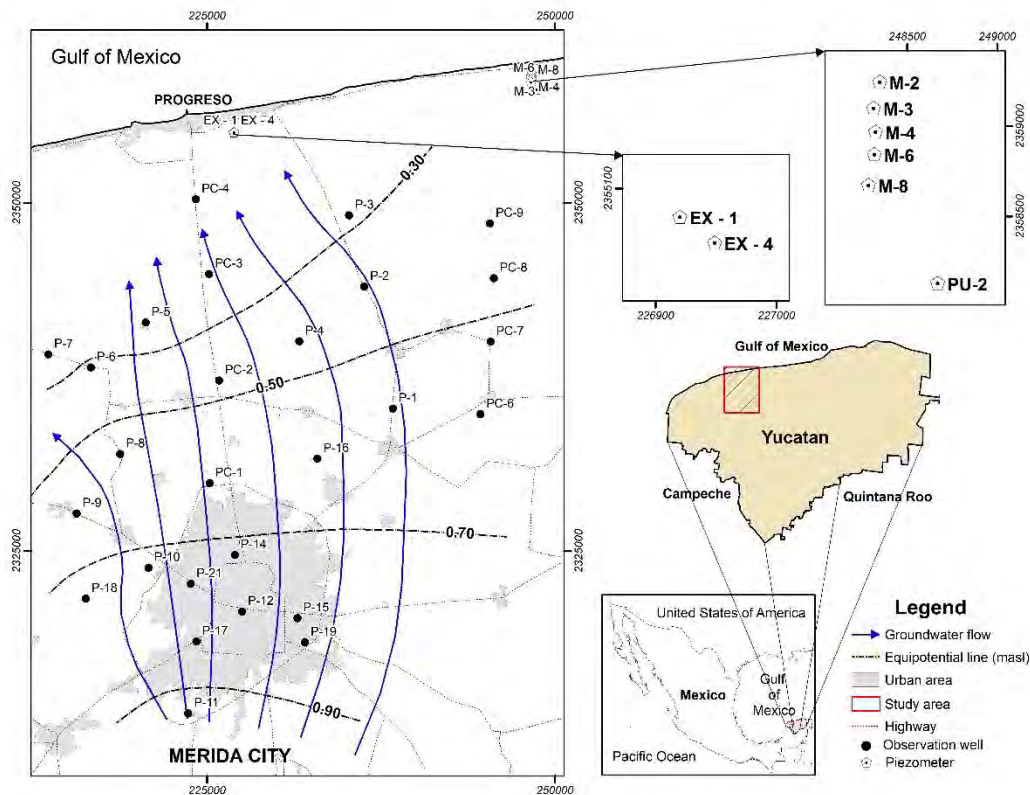


Figura 1. Área de estudio.

Metodología

El área de estudio cubre aproximadamente 1600 km² e incluye los municipios de Mérida, Progreso, Ixil, Ucú, Conkal, Chicxulub Pueblo y Mocochoá. El clima es tropical húmedo, con una temperatura promedio de 27 °C. Según Graniel et al. [1] el acuífero costero en la región es una unidad kárstica libre, heterogénea y anisotrópica. Se caracteriza por la presencia de grietas, fisuras y conductos con flujo turbulento de agua subterránea desde el continente hacia la costa, orientado de sur a norte. La interacción agua dulce-agua marina crea un problema único en términos de sostenibilidad llamado intrusión salina; este fenómeno consiste en la entrada de agua de mar en acuíferos de agua dulce, causando cambios en la cantidad y calidad de la descarga de agua subterránea a los sistemas costeros [6]. La topografía en esta región es plana, sin aguas superficiales ni ríos debido al paisaje kárstico. Debido a las altas conductividades hidráulicas de las llanuras costeras del acuífero kárstico, con elevaciones del nivel freático por debajo de 1 msnm (Figura 1). El muestreo de agua se llevó a cabo en una red de monitoreo compuesta por 28 pozos de observación y 8 piezómetros de flujo ubicados cerca de la costa. Esta red de monitoreo fue implementada como parte del proyecto de investigación titulado “Evaluación de la calidad del agua subterránea que subyace a la ciudad de Mérida y su impacto en la zona costera del estado de Yucatán”, en el que se han realizado otros estudios, como el reportado por Giacomán-Vallejos et al. [7], donde evaluaron la presencia de plaguicidas organoclorados.



Los plaguicidas se analizaron mediante extracción en fase sólida y cromatografía de gases. El análisis estadístico de los datos incluyó un análisis descriptivo seguido de un análisis multivariado.

Resultados y discusión

Uno de los indicadores más utilizados para evaluar la gravedad de la contaminación de las aguas subterráneas en los países europeos es el porcentaje de detecciones por encima del límite de 0,1 µg/L [8]. Sin embargo, para el análisis de datos y el cálculo de la tasa de detección de plaguicidas, se utilizó el porcentaje detectado en concentraciones superiores al límite de cuantificación (LOQ). Estos valores se aproximan a los niveles máximos permisibles de la EPA [9] para el metilparatión (30 µg/L) y a los Estándares y Criterios de Agua Potable de Canadá para el dimetoato y el diazinón, ambos de 20 µg/L. Para el sulfotep, se utilizaron los límites de la Directiva 98/83/CE [10].

La Tabla 1 muestra las estadísticas descriptivas por temporada de muestreo. Durante la temporada de lluvias, todos los pesticidas se detectaron por encima del LOQ en más del 80% de las muestras. El dimetoato tuvo la frecuencia más alta de concentraciones por encima del límite máximo permisible, en el 95% de las muestras, seguido por sulfotep (89%), diazinón (87%) y metil paratión (56%). Las tasas de detección de este estudio son similares a las encontradas en países desarrollados durante más de una década [11]. En la temporada de frentes fríos, el porcentaje de pozos donde se detectó la presencia de pesticidas fue menor (50%). Sin embargo, el dimetoato mostró la frecuencia más alta en muestras por encima de los niveles máximos permisibles (71%).

Tabla 1. Concentraciones en muestras de agua (n = 63, por temporada de muestreo)

Temporada de nyestreo	Plaguicidas	Muestras sobre el LOQ (%)	Muestras sobre niveles maximos permisibles (%)	Media(µg/L)	Concentración mínima (µg/L)	Concentración Máxima (µg/L)
Lluvias	Sulfotep	89	89 ^a	33.54	20	398.86
	Dimetoato	95	95 ^b	119.38	16	298.82
	Methyl parathion	81	56 ^c	32.23	19	385.35
	Diazinon	89	87 ^d	33.95	13	230.68
Frentes frios	Sulfotep	46	46 ^a	63.64	20	253.49
	Dimetoato	71	71 ^b	154.59	16	858.54
	Methyl parathion	33	33 ^c	53.32	19	375.39
	Diazinon	48	48 ^d	33.51	13	292.64
Secas	Sulfotep	5	5 ^a	113.95	20	130.8
	Dimetoato	57	57 ^b	139.91	16	398.53
	Methyl parathion	6	5 ^c	34.37	19	117.83
	Diazinon	10	5 ^d	17.41	13	52.42

LOQ=límite de cuantificación; ^ade acuerdo con el estandar de EU, ^{b, d} de acuerdo con el estandar para el agua potable de Canada, ^c de acuerdo con la regulación del a USEPA.

En la temporada seca, el porcentaje de pozos donde se detectó el plaguicida por encima de los niveles máximos permisibles fue del 57% para el dimetoato, mientras que el resto de los plaguicidas se detectaron en menos del 10% de los pozos. Las tasas de detección fueron mayores durante las temporadas de lluvias y frentes fríos, influenciadas por las condiciones climáticas de la zona, en particular la precipitación, que transporta plaguicidas desde la superficie hasta el acuífero. Esta alta permeabilidad del suelo kárstico favorece el transporte de plaguicidas a través de la zona no saturada hasta las aguas subterráneas, aumentando así el riesgo de contaminación. Las concentraciones medianas de todos los plaguicidas medidos en este estudio superaron los niveles máximos permisibles de referencia, con la excepción del diazinón en la temporada seca, que fue ligeramente inferior a los niveles máximos permisibles de las Normas y Criterios de Agua Potable de Canadá [12]. Todas las muestras con concentraciones superiores al límite de cuantificación (LOQ) superaron los límites permisibles de la Unión Europea en al menos dos órdenes de magnitud. Se registraron altas concentraciones de plaguicidas en pozos ubicados tanto dentro como fuera del área urbana, hasta la zona costera.

Conclusiones

Los resultados muestran la situación que enfrenta el acuífero kárstico costero del área de estudio debido al uso inadecuado e indiscriminado de estos plaguicidas en condiciones hidrogeológicas vulnerables. Por sus características hidrogeológicas, los acuíferos kársticos costeros están expuestos a la contaminación antrópica generada en la zona continental y al mismo tiempo a la intrusión del agua del mar. En estas condiciones, es necesaria una gestión integral que controle el vertido de contaminantes, como los plaguicidas, sobre su zona vadosa altamente permeable y la sobre explotación de pozos cerca de la costa. Los pesticidas estudiados forman parte de una amplia variedad de agroquímicos que conviven en mayor o menor grado en las aguas subterráneas de Yucatán. Por lo tanto, se requiere mayor vigilancia en la comercialización, aplicación de buenas prácticas agrícolas y la implementación de mecanismos dirigidos a la adecuada disposición de envases y productos obsoletos.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la FIUADY y al personal del laboratorio de Ingeniería Ambiental de la FIUADY por su apoyo para la realización del trabajo aquí descrito. Se agradece el apoyo financiero de CONACHYT-CONAGUA (148167) y la beca FAI-UASLP C18-FAI-05-08.08. Alfonso Lorenzo Flores agradece a CONACHYT su beca posdoctoral. También agradecemos al Dr. Sócrates Alonso Torres por su ayuda con la Figura 1.

Referencias

- [1] E. Graniel, L. Morris, J. Carrillo-Rivera, *Effects of urbanization on groundwater resources of Merida, Yucatan, Mexico*. Environmental Geology 37 (4):303-312. 1999
- [2] D. Cabañas, G. Reza, R. Sauri, R. Méndez, F. Bautista, *Inventario de fuentes potenciales de residuos peligrosos, en el estado de Yucatán, México*. Revista internacional de contaminación ambiental, 26(4):269-277. 2010.



- [3] R. Bolio, A. Cabrera, F. Bautista, J. Pacheco, *Uso de la metodología EPIK para determinar la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación en Yucatán*. Teoría y Praxis 9: 55-72. (2010)
- [4] R. Alcaraz, *Estudio hidroquímico y de contaminación en el sector "Mérida-Progreso" del acuífero kárstico de Yucatán (México)*. Masther Thesis Universidad Autónoma de Yucatán. 2013.
- [5] INECC, *Características fisicoquímicas de los Plaguicidas y su transporte en el Ambiente*. Available at <http://www2.inecc.gob.mx/sistemas/plaguicidas/>. 2015.
- [6] P. Barlow, E. Reichard, *Saltwater intrusion in coastal regions of North America*. Hydrogeol J 18:247-260. 2010.
- [7] G. Giacomán-Vallejos, I. Lizarraga-Castro, C. Ponce-Caballero, A. González-Sánchez, E. Hernández-Núñez, *Presence of DDT and Lindane in a Karstic Groundwater Aquifer in Yucatan, Mexico*. National Ground Water Association. doi: 10.1111/gwmr.12267. 2018.
- [8] C. Goncalves, J. Esteves Da Silva, M. Alpendurada, *Evaluation of the pesticide contamination of groundwater sampled over two years from a vulnerable zone in Portugal*. Journal of Agricultural and Food Chemistry 55:6227-6235. 2007.
- [9] USEPA (U.S. Environmental Protection Agency) *National pesticide survey Summary Results on EPA's National Survey of Pesticides in Drinking Water Wells*, USEPA Office of Water, Office of Pesticides and Toxic Substances. EPA N° 570990NPS5. 1990.
- [10] European Union. *Directiva 98/83/CE. Del Consejo de 3 de noviembre de 1998 relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano*. Consejo de La Unión Europea. <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=celex:31998L0083> (1998).
- [11] M. Arias-Estevez M, López, E. Martínez, J. Simal, J. Mejuto, L. García, *The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources*. Agric. Ecosyst. Environment 123:247-260. 2008.
- [12] K. Lewis, J. Tzilivakis, D. Warner, A. Green, *An international database for pesticide risk assessments and management*. Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal. 2016.



Evaluación de la toxicidad de los sedimentos de la cuenca alta del Río Grande de Santiago, Jalisco, en el goodeido *Zoogoneticus tequila* (Webb y Miller, 1998)

V.M. Navarro Rojas¹, R.C. Vanegas Pérez^{1*}, O. Domínguez Domínguez², C. Ponce de León Hill¹, S. Zuñiga Lagunes¹, M. Hernández Quiroz¹ y O. Arellano Aguilar³.

¹ Departamento de Ecología y Recursos Naturales. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional Autónoma de México. C.P. 04510, Ciudad de México, México. ² Laboratorio de Biología Acuática J. Javier Alvarado Díaz. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. C.P. 58004. Morelia, Michoacán. México. ³ Escuela Nacional de Ciencias de la Tierra. Universidad Nacional Autónoma de México. C.P. 04510, Ciudad de México, México.

* Autor de correspondencia. Dra. R.C. Vanegas Pérez

Resumen

Se evaluó la toxicidad de los sedimentos de la cuenca alta del Río Grande de Santiago en el goodeido *Zoogoneticus tequila* en exposiciones subcrónicas a diferentes diluciones de elutriados (1:200, 1:100 y 1:50). Los resultados obtenidos resaltan la complejidad del comportamiento y de las interacciones de los contaminantes analizados en los elutriados. Se determinaron 29 compuestos orgánicos agrupados en 4 familias (Productos industriales; Hidrocarburos policíclicos aromáticos, Plaguicidas organoclorados y Plaguicidas Organofosforados), de 13 metales y 1 metaloide y de compuestos nitrogenados (amonio, nitrio y nitratos). Se detectaron 11 compuestos considerados como sustancias prohibidas en el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Persistentes (COPs) y concentraciones de compuestos orgánicos y de metales en niveles mayores a los establecidos de protección a la vida acuática. Contrario a lo esperado, no se visualizó el efecto discriminatorio de las diluciones de los elutriados en la biodisponibilidad de los contaminantes asociados si bien los resultados sugieren que las diluciones de 1:100 y 1:50 pueden favorecer la solubilidad de contaminantes. Los resultados generados sugieren que la exposición a los elutriados de sedimentos en el goodeido *Z. tequila* ejerce un mayor estrés oxidante y compromete su integridad fisiológica en las diluciones de 1:100 y 1:50. En programas encaminados a la rehabilitación de ríos contaminados es recomendable realizar estudios prospectivos que consideren diversas proporciones de agua:sedimentos para profundizar en las capacidades discriminatorias de la biodisponibilidad de los contaminantes y el riesgo ecológico potencial asociado.

Palabras clave. Exposición subcrónica, toxicidad de sedimentos, biodisponibilidad, biomarcadores de exposición y de efecto, *Zoogoneticus tequila*.

Abstract

The toxicity of sediments from the upper Rio Grande de Santiago basin to the wolffish *Zoogoneticus tequila* was evaluated through subchronic exposure to different elutriation ratios (1:200, 1:100, and 1:50 sediment:water ratios). The results highlight the complexity of the behaviour and interactions of the analysed contaminants. 29 organic compounds grouped into four families (industrial products; polycyclic aromatic hydrocarbons; organochlorine pesticides; organophosphate pesticides), 13 metals and 1 metalloid, and nitrogen compounds (ammonia, nitrite and nitrate) were detected and analyzed. Eleven organic compounds considered prohibited by the Stockholm Convention on Persistent Pollutants (POPs) were registered; concentrations of some organic compounds and metals were detected at levels higher than those established for the protection of aquatic life. Contrary to expectations, the discriminatory effect of the different elutriation ratios on the bioavailability of the contaminants assessed in sediments was not observed, although the results suggest that dilutions of 1:100 and 1:50 may enhance contaminant solubility. The results suggest that exposure to sediment elutriates in the goodeid *Z. tequila* exerts greater oxidative stress and



compromises its physiological integrity at 1:100 and 1:50 elutriation ratios. In programs aimed at rehabilitating contaminated rivers, it is advisable to conduct prospective studies that consider various water:sediment ratios to further understand the discriminatory capacities of contaminant bioavailability of sediments and the associated potential ecological risk.

Keywords. Subchronic exposure, sediments toxicity, bioavailability, biomarkers of exposure and effect, Zoogoneticus tequila.

Introducción

La Cuenca alta del río Grande de Santiago (RGS), Jalisco, forma parte de una de las regiones hidrológicas más grandes e importantes de México [1]. En los últimos 25 años, es una de las zonas que ha presentado el mayor deterioro ambiental asociado al aporte de múltiples contaminantes a gran escala y ha sido reconocida como una de las 30 regiones de emergencia sanitaria y ambiental a nivel nacional (RESA), categorizadas como "infiernos ambientales" [2]. La degradación ambiental de la región obedece a múltiples factores entre los que destacan el aporte de numerosos compuestos tóxicos a los cuerpos de agua superficiales y subterráneos por las descargas de aguas residuales y lixiviados de origen urbano e industrial, los asociados a la actividad agrícola y a la industria porcina, la sobreexplotación del agua por las industrias, el desarrollo de cultivos intensivos y el crecimiento urbano no regulado, así como la construcción de presas a lo largo del curso del río que ha ocasionado la fragmentación del cuerpo de agua y el cambio de un sistema lótico a léntico, con consecuencias severas en su dinámica trófica [1], [3]. Ello ha conducido a un severo desequilibrio ecológico, destrucción del hábitat, alteración de los patrones de distribución, y el declive y extinción de distintas especies, entre las que destacan numerosas especies endémicas de peces poecílicos y goodeidos [4].

En estos sistemas acuáticos, los sedimentos constituyen una matriz de depósito, reserva y exportación de contaminantes a la columna de agua por la resuspensión de sedimentos a través de procesos naturales o antrópicos, lo cual ocasiona efectos tóxicos a la biota acuática [5], [6]. La toxicidad de los sedimentos en la biota acuática ha sido evaluada a través de bioensayos utilizando los sedimentos totales, el agua intersticial o la obtención de los elutriados. De éstos, se propone que los elutriados representan la fracción biodisponible de los contaminantes y reflejan el fenómeno de su movilización en los sedimentos, la predicción de su emisión a la columna de agua y por ende, la toxicidad que ejerce sobre los organismos, particularmente en especies móviles como los peces [7], [8]. La mayoría de los estudios sobre la toxicidad de los elutriados en animales acuáticos consideran una proporción de 1:4 (1 parte sedimentos : 4 partes agua) [5], [7], [8]. En contraste, son limitados los estudios que abordan el análisis de mayores diluciones para simular procesos naturales de fenómenos de resuspensión y cambios en la biodisponibilidad de contaminantes asociados a modificaciones en los flujos de agua de los ríos, debido a un mayor aporte de agua por cambios estacionales (i.e. mayor precipitación) e inundaciones [9] o por la apertura de presas y embalses que retienen los volúmenes hídricos naturales de los ríos.

Los efectos adversos de sedimentos contaminados han sido ampliamente documentados en peces dulceacuícolas a través de la evaluación de marcadores a diferentes niveles de organización biológica (i.e. molecular, bioquímico, conductual, fisiológico). La acción tóxica de contaminantes obedece de manera relevante a la alteración del estado redox celular y la inducción de estrés oxidativo. La acción oxidante de los contaminantes se relaciona con el incremento en la producción de especies reactivas de oxígeno y de nitrógeno (ROS y RNS por sus siglas en inglés) ocasionando la oxidación de importantes biomoléculas como lípidos, proteínas y DNA, lo cual conduce a la disfunción celular y en última instancia a la muerte celular o apoptosis, lo cual compromete el desempeño y la sobrevivencia de los organismos [9], [10]. Así, el estrés oxidante como una alteración celular subyace la alteración funcional de los organismos.

Hasta nuestro conocimiento, no se han abordado estudios del efecto crónico o subcrónico de sedimentos de la cuenca alta del río Grande de Santiago. De tal manera, el presente estudio se llevó a cabo en el goodeido



Zoogoneticus tequila, como modelo de estudio, especie endémica clasificada en riesgo debido al deterioro crítico de su hábitat [4].

Objetivos

Objetivo general

Evaluar la toxicidad de los sedimentos de la cuenca alta del Río Grande de Santiago en el goodeido *Zoogoneticus tequila*.

Objetivos específicos

1. Evaluar el efecto discriminatorio de diferentes diluciones de elutriados de sedimentos (1:200, 1:100 y 1:50) en su efecto tóxico en *Z. tequila* en bioensayos de exposición subcrónica.
2. Evaluar la toxicidad de los sedimentos en *Z. tequila* a través de marcadores bioquímicos (estrés oxidante) y fisiológicos (Índices de condición).

Metodología

Obtención de los organismos y mantenimiento

Machos adultos de *Z. tequila* provenientes de la colonia de reproductores del Laboratorio de Biología Acuática de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, se transportaron al Laboratorio de Ecotoxicología de la Facultad de Ciencias (LEFC), UNAM. Se mantuvieron por 15 días previo a las pruebas experimentales en un sistema cerrado de recirculación con agua dulce artificial (ADA) moderadamente dura (160-200 mg CaCO_3/L) y con niveles de 5.0 mg/L oxígeno disuelto, 7.6-8.0 pH, 22°C y fotoperiodo de 12:12 h. Los peces se alimentaron diariamente *ad libitum* con artemia adulta y con hojuelas comerciales al 45% de proteína.

Diseño experimental

El sitio de muestreo se localiza en el Municipio de Poncitlán, Jalisco, al inicio del origen del RGS, previo a la zona reconocida como el corredor industrial más importante sobre el río Santiago [11]. Los sedimentos se colectaron con draga Ponar y se transportaron en frío al LEFC, UNAM, donde se resguardaron a -60°C para preservar su integridad hasta la realización de los bioensayos de toxicidad.

Se obtuvieron los elutriados de los sedimentos en los volúmenes requeridos [7] y se evaluaron las diluciones experimentales de 1:50, 1:100 y 1:200 para determinar su capacidad discriminatoria en la biodisponibilidad de los contaminantes asociados [8]; se consideró un grupo control sólo con ADA. Se realizaron bioensayos subcrónicos de 21 d de exposición, por duplicado y con recambio del 50% del medio cada dos días. Se colocaron al azar 12 peces por acuario (20 L) y previamente se registró el peso húmedo (PH). A lo largo del bioensayo se mantuvieron constantes el oxígeno disuelto, el pH, la temperatura y el fotoperiodo en niveles similares a los del mantenimiento. Diariamente se evaluaron los niveles de amonio, nitrito y nitrato [12]. Los organismos se alimentaron cada dos días al 10% de su peso corporal con hojuelas comerciales (45% de proteína). Diariamente se retiraron las heces producidas y el alimento remanente.

Al término de la exposición, los organismos se extrajeron, se enjuagaron con ADA y agua destilada fría y se sacrificaron en frío por decapitación cefálica, acorde a los Lineamientos de Ética y Responsabilidad Científica de la Facultad de Ciencias, UNAM. Se registró el PH, la longitud total (LT) y la longitud patrón (LP) de cada ejemplar; se disectó el hígado y se resguardó a -80°C para su análisis posterior.

Respuestas evaluadas

Nivel Bioquímico - Estrés oxidante

En el tejido hepático de *Z. tequila* se analizaron biomarcadores del estrés oxidante. Se determinó el contenido de *Glutación oxidado (GSH)*, *reducido (GSSG)* y *total (GT)* [13], la *oxidación proteica* a través

de la evaluación del contenido de proteínas carboniladas (PC) [14] y la *peroxidación lipídica* por el método de TBARs [15]. De igual manera, se cuantificó la concentración de *proteínas solubles totales (PST)* [16].

Nivel Fisiológico – Índices de condición

La condición fisiológica de los ejemplares de *Z. tequila* se evaluó a través de la determinación del crecimiento y de los índices de condición de Foulton, del índice gonadosomático y del índice hepatosomático [17].

Concentración de contaminantes e iones mayores

La concentración de iones mayores, de metales y de contaminantes críticos orgánicos en el medio experimental se determinó a lo largo del periodo de la exposición. Al término de ésta, se determinó la concentración de metales en el tejido hepático de *Z. tequila*. La concentración de iones mayores (aniones y cationes) se determinó por HPLC. La concentración de metales se determinó por ICP-MS (Espectrometría de Masa con Plasma Acoplado Inductivamente) y la concentración de compuestos críticos orgánicos se determinó por Cromatografía de gases acoplado a cromatografía de triple cuadrupolo (QQQ) con monitoreo múltiple de reacciones. Se consideraron estándares de agua y de tejido (NRC Canada) para calcular los niveles de recuperación.

Análisis estadístico

Para evaluar el efecto de la exposición de las diferentes diluciones de los elutriados de los sedimentos (1:50, 1:100 y 1:200) se utilizaron las pruebas de estadística no paramétrica de comparación múltiple de Kruskal-Wallis seguida de la prueba de Dunn como prueba post hoc empleando el programa Xrealstats para Excel / Graphpad Prism 8. Se llevó a cabo un análisis integrativo de PCA con el programa R-Studio.

Resultados y discusión

Comportamiento de contaminantes.

Los resultados obtenidos resaltan la complejidad del comportamiento y de las interacciones de los contaminantes analizados en los elutriados de los sedimentos. Contrario a lo esperado, no se registró una mayor concentración de los contaminantes en el medio experimental al incrementarse la dilución del elutriado y se visualizaron diversas tendencias. Por un lado, los sedimentos aportaron concentraciones elevadas de amonio, niveles que superan los establecidos de protección a la vida acuática [18]; los niveles de amonio fueron, en su orden, mayores en 1:50 que en 1:100 y en 1:200 ($p < 0.05$).

Se detectó la presencia de 29 compuestos orgánicos los cuales se agruparon en cuatro familias: Productos Industriales (4 PI), Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos (7 HPA), Plaguicidas Organoclorados (13 POC) y Plaguicidas Organofosforados (5 POF). Se detectaron 11 compuestos considerados como sustancias prohibidas en el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs [19]. En los PI se detectaron 2 PCBs (2,4,5-Trichlorobiphenyl -BZ #29- y 2,2',4,4'-Tetrachlorobiphenyl -BZ #47-) y 9 compuestos en los POC (Heptachlor, β -BHC, Dieldrín, Mirex, Endrín y su metabolito Endrín Aldehído, así como el DDT y sus metabolitos DDE y DDD). Aunque la mayoría de los compuestos se encontraron dentro de los límites de no efecto adverso en peces por la exposición crónica de 21 días (NOEC por sus siglas en inglés), el Endrín superó estos valores en los elutriados en dilución 1:50 [20]. El comportamiento de los compuestos analizados denotó el incremento de los niveles de los PI en la menor dilución de 1:50 ($p < 0.05$), niveles similares de los HPAs y de los POC en las tres diluciones de los elutriados ($p > 0.05$) y la menor concentración de POF en la mayor dilución de 1:200 ($p < 0.05$).

El análisis de los metales V, Cr, Mn, Co, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Cd, Sb, Pb y Hg y, del metaloide As en el medio acuoso, denotó que los niveles de Cr y Ba fueron similares en las diferentes diluciones de elutriados; en 1:200 se registraron las concentraciones mayores de Co, Cd y Hg, en 1:100 las de Cu, Zn y Pb y en 1:50 las de Mn, Fe, Ni y Sb, mientras que los niveles mayores de V y As se registraron en las diluciones de 1:100 y 1:50. Si bien la mayoría de los metales se encontraron dentro de los límites de protección a la vida acuática [21], los niveles de Cd y Hg superaron estos valores en la menor dilución de 1:200.

El comportamiento complejo de los contaminantes analizados en las diluciones de los elutriados puede obedecer a las diferencias en los procesos de adsorción – desorción con las partículas orgánicas e inorgánicas de los sedimentos, los cuales están modulados por múltiples factores que influyen su biodisponibilidad como la mineralogía, la capacidad de intercambio iónico de las partículas sedimentarias y la materia orgánica (particularmente el carbono orgánico disuelto) así como las características específicas de cada contaminante y de sus interacciones [22] [23].

Las concentraciones hepáticas de los metales no se correlacionaron con las observadas en el medio experimental. Los niveles de los metales esenciales en el hígado denotan el mantenimiento de la regulación homeostática del Fe, Cu y Zn ($p > 0.05$) si bien el Mn se bioacumuló de manera significativa en los peces expuestos a las tres diluciones de elutriados ($p < 0.05$), sugiriendo la pérdida de su regulación homeostática. Los niveles del Cr, Ni, As y Sb no se modificaron ($p > 0.05$) a diferencia del Pb, Hg y el Cd ($p < 0.05$); éste último presentó la mayor bioacumulación hepática en la dilución de 1:100.

Efectos biológicos de la exposición a los elutriados

El análisis de componentes principales no evidenció relaciones entre la concentración de los contaminantes en el medio externo, su bioacumulación y los efectos biológicos observados en los peces expuestos en las tres diluciones de elutriados. No obstante, al incrementarse la dilución de los elutriados se registró una reducción del crecimiento relativo en los peces, de mayor magnitud en los expuestos en 1:200 y 1:100 ($p < 0.05$), reducción congruente con la disminución en el peso final de estos organismos. Contrario a lo esperado, no se observaron efectos significativos en el índice de Foulton, el Índice Hepatosomático y el Índice Gonadosomático por la exposición a los elutriados ($p > 0.05$). Sin embargo, la integridad fisiológica de los organismos se vio comprometida en mayor magnitud en los organismos expuestos en las diluciones de 1:100 y 1:50 en los que se registró una mortalidad del 8 y 4% respectivamente, si bien la mortalidad se presentó primero en la dilución de 1:50 a los 16 d de exposición.

A nivel bioquímico, en los biomarcadores de estrés oxidante no se registraron diferencias significativas en la oxidación hepática de proteínas y de lípidos en los peces expuestos en las tres diluciones de elutriados ($p < 0.05$). No obstante las concentraciones de los parámetros del sistema glutatión (GT, GSSG y GT) se redujeron significativamente a medida que la dilución del elutriado fue mayor, con los menores niveles en la dilución de 1:200.

Los resultados obtenidos sugieren que están operando mecanismos de compensación para la reducción del estrés oxidante ocasionado por la exposición a la mezcla compleja de contaminantes en los elutriados de los sedimentos, lo cual involucra costos energéticos que puede comprometer la integridad funcional de los organismos, en mayor medida en los organismos expuestos en las diluciones menores de 1:50 e intermedias de 1:100.

Conclusiones

Los resultados obtenidos denotan el riesgo ecológico que representa la mezcla compleja de contaminantes en los sedimentos del RGS. Contrario a lo esperado, no se visualizó el efecto discriminatorio de las diluciones de los elutriados en la biodisponibilidad de los contaminantes evaluados en los sedimentos



si bien los resultados sugieren que las diluciones de 1:100 y 1:50 pueden favorecer la solubilidad de contaminantes. Los resultados generados sugieren que la exposición a los elutriados de sedimentos en el goodeido *Zoogoneticus tequila* ejerce un mayor estrés oxidante y compromete su integridad fisiológica en las diluciones de 1:100 y 1:50. En programas encaminados a la rehabilitación de ríos contaminados es recomendable realizar estudios prospectivos que consideren diversas proporciones de agua:sedimentos para profundizar en las capacidades discriminatorias de la biodisponibilidad de los contaminantes y el riesgo potencial ecológico asociado.

Agradecimientos

Este proyecto se llevó a cabo con el financiamiento de CONAHCYT en el marco del proyecto de investigación "Incidencia para la regeneración ecohidrológica y la reapropiación comunitaria de la Cuenca Alta del Río Grande de Santiago" (PRONACES 318965).

Referencias

- [1] D. Flores, M. Bollo, S. Hernández, S. Montañón, M. Morales, A. Ortiz y D. Ramírez, *Situación ambiental de la cuenca del Río Santiago-Guadalajara*. Universidad Nacional Autónoma de México. Secretaria De Medio Ambiente y Recursos Naturales. (SEMARNAT). 1ra. Ed. Vol.1. pp. 75-94, 2017.
- [2] E. Castillo-Figueroa, La población en riesgo y la calidad del agua al sur de la Zona Metropolitana de Guadalajara (Jalisco, México). *Agua y Territorio Water and Landscape*, No. 17, pp. 55-76, 2021. <https://doi.org/10.17561/at.17.5469>.
- [3] C. McCulligh, *Alcantarilla del progreso: Corporaciones, corrupción institucionalizada y la lucha por el río Santiago*. Red WATERLAT-GOBACIT; Ediciones CICCUS; IELAT-Universidad de Alcalá; EDUEPB. 2020.
- [4] M. Gómez-Balandra, E. Díaz-Pardo and A. Gutiérrez A. Composición de la comunidad íctica de la Cuenca del Río Santiago, México, durante su desarrollo hidráulico. *Hidrobiológica*. 22 (1): 62-78. 2012.
- [5] E. Ortiz-Ordoñez, L. E. López, D. J. Sedeño, E. Uría, I. Morales, M. Pérez y M. Shibayama, Liver histological changes and lipid peroxidation in the amphibian *Ambystoma mexicanum* induced by sediment elutriates from the Lake Xochimilco, *J. Environm. Sci.* 46: 156-164, 2016.
- [6] X. Ke, L. Gao, H. Huang y K. Santozh, Toxicity identification of sediments in Liaohe river. *Mar. Poll. Bull.* 93: 259-265. 2015.
- [7] H. Haring, M. Smith, J. Lazorchak, Ph. Crocker, A. Euressti, M. Wratschko and M. Schaub, 2009. Comparison of bulk sediment and sediment elutriate toxicity testing methods. *Arch. Environm. Contam. Toxicol.* 58: 676-683. 2009.
- [8] A. A. Novelli, C. Losso, G. Libralato, D. Tagliapietra, C. Pantani and A. Volpi. Is the 1:4 elutriation ratio reliable? Ecotoxicological comparison of four different sediment:water proportions. *Ecotox. Environm. Safety*. 65: 306-313. 2006.
- [9] P. Saiki, F. Mello-Andrade Franciyelli, T. Gomes and Th. Lopes Rocha Sediment toxicity assessment using zebrafish (*Danio rerio*) as a model system: Historical review, research gaps and trends. *Sci. Total Environm.* 793, 148633. 2021.



- [10] V. Lushchak, 2016. Contaminant-induced oxidative stress in fish: a mechanistic approach. *Fish Physiol. Biochem.* 42 (2): 711-747. 2016.
- [11] PRONACES, CONAHCYT 318965. 2022-2025. Incidencia para la regeneración ecohidrológica y la reapropiación comunitaria de la Cuenca Alta del Río Grande de Santiago. Proyecto 318965. Informe Técnico. Responsable técnico: Dr. Arellano Aguilar O.
- [12] J. Rodier, B. Legube and N. Merlet. *Análisis del agua*. Ed. Omega, Barcelona. 1539 pp. 2010.
- [13] M. Baker, G. Cerniglia y A. Zaman, 1990. Microtiter plate assay for the measurement of glutathione and glutathione disulfide in large numbers of biological samples. *Anal. Biochem.* 190: 360-365. 1990.
- [14] R. L. Levine, D. Garland, C. N. Oliver, A. Amici, I. Climent, A.GT. Lenz, B. W. Ahn, S. Shaltiel y E. R. Stadtman. Determination of carbonyl content in oxidatively modified proteins. *Methods Enzymol.* 186: 464-478, 1990.
- [15] M. Uchiyama y M. Mihara. Determination of malonaldehyde in tissues by thiobarbituric acid test. *Anal. Biochem.* 86: 271-278. 1978.
- [16] M. Bradford. A rapid sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Anal. Biochem.* 72: 248-254. 1976.
- [17] C.B. Schreck and P. B. Moyle. *Methods for Fish Biology*. American Fisheries Society, Maryland. 684 pp. 1990.
- [18] R. Nordin and L. Pommen L. Pautas de calidad del agua para nitrógeno (nitrato, nitrito y amoníaco). Water Stewardship Division. Ministerio del Medio Ambiente. Provincia de Columbia Británica. 1-29. 2009.
- [19] Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes (COPs). Enmendado en 2009. <http://untreaty.un.org>. [Fecha de acceso febrero 23, 2025].
- [20] PPDB, UK. Pesticide Properties Database. Aquatic Ecotoxicology Data. University of Hertfordshire, UK. <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/> [Fecha de acceso febrero 23, 2025].
- [21] Water Quality Guidelines for the Protection of the Aquatic Life (WQG). Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). https://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines
- [22] J. P. Grudzien Lubel, S. Michelotto Braga and C. Borba Braga. The importance of organic carbon as a coadjutant in the transport of pollutants. *Water Sci. Tech.* 84: 7, 1557. 2021.
- [23] L. S. Miranda, G.A. Ayoko, P. Egodawatta, W.P. Hu, O. Ghidan and A. Physico-chemical properties of sediment governing the bioavailability of heavy metals in urban waterways. *Sci. Total Environ.* 763, 142984. 2021.

EVALUACIÓN ESPACIAL DE HEXACLORURO DE BENCENO EN SUELOS AGRÍCOLAS DE LA COMARCA LAGUNERA, MÉXICO

Dayana Izquierdo Guzmán^a, Germán Giacomán Vallejos^{a*}, Virgilio René Góngora Echeverría^{a*}, Carmen Ponce Caballero^a y Gonzalo García Vargas^b

^a *Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, 97203, México.*

^b *Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad Juárez del Estado de Durango, Gómez Palacio, 35050, México.*

^{*} *Doctores en Ingeniería, giacomán@correo.uady.mx/virgilio.gongora@correo.uady.mx*

Abstract

The Comarca Lagunera, located between Coahuila and Durango in Mexico, is an agricultural region with a long history of pesticide use, particularly organochlorine compounds such as benzene hexachloride (BHC). This study evaluated the presence of BHC isomers (α , β , δ , γ) in agricultural soils and their relationship with soil physicochemical properties. A total of 34 composite soil samples (0–20 cm) were collected from seven municipalities, representing diverse land uses. Samples were analyzed using gas chromatography with electron capture detection (ECD). Soil properties, including carbon (C), nitrogen (N), sulfur (S), hydrogen (H), particle size distribution, moisture, water holding capacity (WHC), and cation exchange capacity (CEC), were determined. Statistical analyses included Analysis of Variance (ANOVA), Pearson correlation, and Principal Component Analysis (PCA). Results showed that α -BHC was the most frequent isomer (94.12%), followed by β -BHC (38.24%), δ -BHC (14.70%), and γ -BHC (5.88%), with concentrations ranging from 0.42 to 5.48 ng/g. ANOVA revealed significant differences in α -BHC concentrations between municipalities, reflecting local agricultural practices. Pearson correlations were not statistically significant, indicating the multifactorial nature of BHC presence. PCA highlighted the C/N ratio as the main factor influencing degradation, while low CEC and high organic matter favored BHC accumulation due to its hydrophobic nature. Risk assessment using hazard quotients (HQ) indicated low oral exposure risk but potential dermal risk, particularly for α - and β -BHC. These findings provide insights into BHC persistence in soils and its implications for risk management in Mexican agricultural soils, where specific soil regulations are still lacking.

Resumen

La Comarca Lagunera, ubicada entre Coahuila y Durango en México, es una región agrícola con una larga historia de uso de plaguicidas, especialmente compuestos organoclorados como el hexacloruro de benceno (BHC). Este estudio evaluó la presencia de los isómeros de BHC (α , β , δ , γ) en suelos agrícolas y su relación con propiedades físicoquímicas. Se recolectaron 34 muestras compuestas de suelo superficial (0–20 cm) en siete municipios, representando distintos usos del suelo. Las muestras se analizaron mediante cromatografía de gases con detector de captura de electrones (ECD). Se caracterizaron propiedades del suelo, incluyendo carbono (C), nitrógeno (N), azufre (S), hidrógeno (H), granulometría, humedad, capacidad de retención de agua (CRA) y capacidad de intercambio catiónico (CIC). Se aplicaron Análisis de Varianza (ANOVA), correlación de Pearson y Análisis de Componentes Principales (PCA). Los resultados mostraron que α -BHC fue el isómero más frecuente (94.12%), seguido de β -BHC (38.24%), δ -BHC (14.70%) y γ -BHC (5.88%), con concentraciones de 0.42 a 5.48 ng/g. ANOVA indicó diferencias significativas en α -BHC entre municipios, reflejando prácticas agrícolas locales. Las correlaciones de Pearson no fueron significativas, lo que evidencia la naturaleza multifactorial de su presencia. PCA destacó la relación C/N como principal

factor de degradación, mientras que CIC baja y materia orgánica alta favorecen la acumulación de BHC por su carácter hidrofóbico. La evaluación de riesgos mediante cocientes de peligro (HQ) mostró bajo riesgo por exposición oral, pero riesgo potencial por vía dérmica, especialmente para α - y β -BHC. Estos hallazgos aportan información sobre la persistencia del BHC en suelos y sus implicaciones para la gestión de riesgos en suelos agrícolas en México, donde aún no existen regulaciones específicas.

Palabras clave: *suelo, agricultura, plaguicidas, Comarca Lagunera, hexacloruro de benceno.*

Introducción

La Comarca Lagunera, situada entre los estados de Coahuila y Durango, es una región agrícola de gran relevancia histórica, utilizada desde el siglo XVII para el cultivo de uva, algodón, frijol y diversas hortalizas [1]. Durante el siglo XX, el auge de la producción algodonera impulsó el uso intensivo de agroquímicos y favoreció la introducción de plaguicidas organoclorados de amplio espectro en la región, entre ellos el hexacloruro de benceno (BHC). Este plaguicida está compuesto por ocho isómeros, de los cuales los más relevantes son α , β , δ y γ , aunque solo el γ -BHC posee actividad insecticida [2], [3]. Su síntesis industrial no permite obtenerlo de manera aislada, ya que durante el proceso se generan simultáneamente los demás isómeros. Por esta razón, durante varias décadas se produjo y aplicó el denominado BHC técnico, una mezcla que contenía aproximadamente entre 60 y 70% de α -BHC, entre 5 y 12% de β -BHC, entre 6 y 10% de δ -BHC y entre 10 y 15% de γ -BHC [4]. Esta formulación se consolidó como un plaguicida de uso extendido debido a su bajo costo y eficacia. A finales de la década de 1970 se comenzó a preferir el uso de γ -BHC puro, lo que generó la acumulación de los otros isómeros como subproductos del proceso de purificación [5]. Pese a su eficacia, la alta persistencia ambiental y los efectos adversos sobre la salud motivaron su prohibición en numerosos países; en México, su producción y uso están restringidos, aunque todavía se permite bajo control en campañas sanitarias [6], [7]. El suelo actúa como la principal matriz receptora del BHC, y sus propiedades fisicoquímicas influyen en la retención, degradación y movilidad de los isómeros, determinando su persistencia y la posibilidad de que alcancen otras matrices ambientales, como el agua o la atmósfera [8]. Esta permanencia representa un riesgo para la salud humana, especialmente para los trabajadores agrícolas y quienes manipulan directamente los plaguicidas, debido a la exposición dérmica o por ingesta [9]. Por ello, resulta fundamental analizar estos compuestos considerando las características locales del suelo y estimar los riesgos potenciales.

Objetivos

El presente estudio tiene como objetivo determinar la concentración y distribución de los distintos isómeros de BHC en suelos agrícolas de la Comarca Lagunera, analizar cómo las propiedades fisicoquímicas del suelo se relacionan con las concentraciones detectadas mediante análisis estadísticos y estimar el riesgo potencial por exposición oral y dérmica.

Metodología

Se recolectaron 34 muestras compuestas de suelo superficial (0–20 cm de profundidad) conforme a lo establecido en la NOM-AA-105-1988 [10], en siete municipios representativos de la Comarca Lagunera: Francisco I. Madero, Gómez Palacio, Lerdo, Matamoros, Torreón, Tlahualilo y Viesca. Los sitios de muestreo incluyeron distintos usos de suelo, como cultivos de maíz forrajero, alfalfa

y melón, así como suelos barbechados y áreas destinadas al pastoreo. Las muestras fueron procesadas mediante extracción asistida por microondas, siguiendo el método 3546 de la U.S. EPA [11], y posteriormente analizadas por cromatografía de gases con ECD. Adicionalmente, se caracterizaron propiedades fisicoquímicas del suelo a través de análisis elemental (%C, %N, %S, %H), granulometría, contenido de humedad, CRA y CIC. Para el análisis estadístico se aplicó un ANOVA con un nivel de confianza del 95% a fin de determinar diferencias significativas en la concentración de plaguicidas entre municipios y cultivos, así como un Análisis de Correlaciones de Pearson y un PCA para explorar posibles relaciones entre dichas concentraciones y las propiedades del suelo. Todo el procesamiento estadístico se realizó en el software SAS Studio.

Para estimar el riesgo a la salud que representan las concentraciones encontradas en el suelo, se calculó el cociente de peligro (HQ), Ecuación 1. Este cociente emplea la cantidad de sustancia que una persona podría ingerir o absorber por la piel al estar en contacto con el suelo (ADD) entre un valor de referencia (RfD) que indica el nivel seguro de exposición [12].

$$HQ = \frac{ADD}{RfD} \quad (1)$$

Donde

HQ = Cociente de peligro para el constituyente de residuo c en la vía de exposición p (adimensional).

ADD = Dosis diaria promedio para el constituyente de residuo c por la vía de exposición p (mg/kg-día).

RfD = Dosis de referencia para el constituyente de residuo c (mg/kg-día).

A su vez, la dosis diaria promedio (ADD) se calculó con base en varios factores: la concentración del plaguicida en el suelo, la frecuencia y duración del contacto, el peso corporal, y parámetros específicos de cada vía de exposición. Por ejemplo, en la vía oral se consideró la cantidad de suelo ingerido, mientras que en la vía dérmica se tomó en cuenta la superficie de piel expuesta y la absorción cutánea [12], [13].

Resultados y discusión

Se detectó la presencia de los isómeros de BHC: α -BHC (5.24 ng/g), β -BHC (5.48 ng/g), δ -BHC (0.42 ng/g) y γ -BHC (5.42 ng/g). La Fig. 1 muestra la distribución espacial de estos isómeros en suelos agrícolas de la Comarca Lagunera, indicando el porcentaje relativo de cada uno: α -BHC (morado), β -BHC (azul), γ -BHC (naranja) y δ -BHC (verde). El tamaño de los círculos es proporcional a la concentración total, con valores entre 0 y 10.98 ng/g.

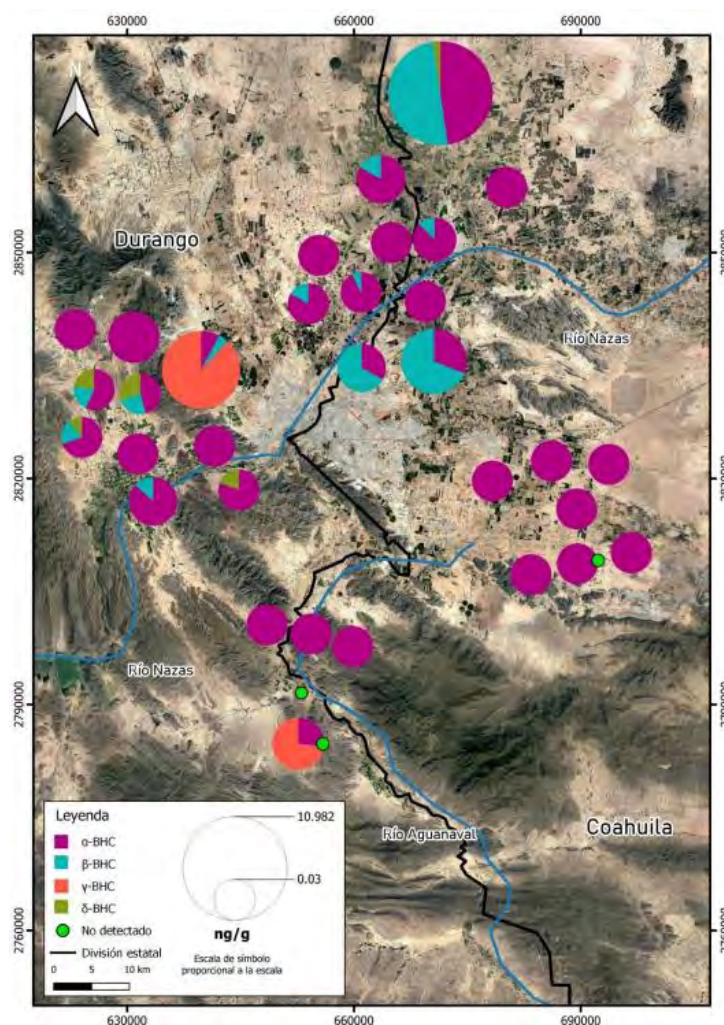


Fig. 1. Distribución espacial de α -BHC, β -BHC, δ -BHC y γ -BHC.

El α -BHC fue el isómero más frecuente, presente en el 94.12 % de las muestras y en todos los municipios y usos del suelo. La concentración máxima (5.24 ng/g) se registró en un cultivo de alfalfa en Tlahualilo, Coahuila. El β -BHC se detectó en el 38.24 % de las muestras, exclusivamente en Durango (Gómez Palacio, Lerdo y Tlahualilo), presente en todos los usos del suelo evaluados excepto en pastoreo bovino, con un máximo de 5.48 ng/g en cultivos de alfalfa en Tlahualilo. El δ -BHC apareció en el 14.70 % de las muestras, en los municipios de Lerdo, Tlahualilo y Torreón, concentrándose en cultivos de alfalfa y maíz forrajero, alcanzando un máximo de 0.42 ng/g en Lerdo. Finalmente, el γ -BHC fue el menos frecuente, presente en el 5.88 % de las muestras, todas en Lerdo, con un máximo de 5.42 ng/g en maíz forrajero y melón.

La relación α -BHC/ γ -BHC se utiliza como indicador de la antigüedad de la fuente de contaminación: razones ≥ 3 sugieren uso de BHC técnico, mientras que valores < 1 indican posible uso de γ -BHC puro [14]. Según esta relación, el 6.25 % de las muestras reflejó uso de γ -BHC, mientras que el resto corresponde a BHC técnico.

Estudios previos en la región reportaron concentraciones más altas: en 1988 se registraron 50 ng/g de γ -BHC [15] y en 2006 el β -BHC fue el isómero predominante, con hasta 14.46 ng/g, mientras que el δ -BHC alcanzó 52.42 ng/g [16]. Las concentraciones menores observadas en el presente



estudio indican que la presencia actual corresponde a residuos históricos de BHC, en los que predominan α - y β -BHC por su mayor persistencia.

El ANOVA realizado para el factor cultivo no mostró diferencias significativas. En contraste, el ANOVA por municipio indicó diferencias significativas en las concentraciones de α -BHC ($p = 0.007$). Para identificar entre qué municipios se presentaban estas diferencias, se aplicó la prueba de Tukey con un nivel de confianza del 95 %, determinándose dos grupos estadísticamente distintos: el grupo "a", integrado por Gómez Palacio y Lerdo (Durango), y el grupo "b", conformado por Matamoros (Coahuila). En ambos casos, el grupo "a" presentó las concentraciones más altas (Tabla 1), lo que sugiere que los patrones de uso agrícola difieren notablemente entre Durango y Coahuila.

TABLA 1

Prueba de Medias de Tukey entre municipios para α -BHC.

Municipio	α -BHC
Gómez Palacio, Durango	1.02 ± 0.20 a
Lerdo, Durango	0.99 ± 0.19 a
Matamoros, Coahuila	0.13 ± 0.05 b

Al realizar el Análisis de Correlaciones de Pearson entre las concentraciones en suelo y las propiedades fisicoquímicas, no se encontraron relaciones estadísticamente significativas ($p > 0.05$). Esto no significa que las características del suelo no influyan en la presencia de estos compuestos, sino que la distribución de los isómeros de BHC responde a la interacción de múltiples factores interrelacionados, más que a un único determinante. El PCA mostró que la correlación positiva más fuerte es con la relación C/N: valores bajos favorecen la degradación microbiana de los BHC, mientras que valores altos limitan la degradación y aumentan su persistencia [17]. Por otro lado, la correlación negativa con la capacidad de intercambio catiónico y positiva con la materia orgánica refleja que los BHC, al ser compuestos hidrofóbicos, se adhieren principalmente a la materia orgánica. En suelos con CIC baja y materia orgánica media a alta como en este estudio, esta afinidad limita la retención en sitios cargados y favorece la acumulación de los BHC en las partículas orgánicas, aumentando su persistencia [18], [19].

Un $HQ > 1$ indica que la exposición supera el nivel considerado seguro (RfD), por lo que podría existir riesgo para la salud. En cambio, un $HQ \leq 1$ sugiere que el riesgo es bajo o despreciable. Por ejemplo, un HQ de 1×10^{-5} significa que, en una población de 100,000 personas expuestas, solo una podría presentar efectos adversos [20]. En la Tabla 2 se presentan los valores de HQ obtenidos para α -BHC, β -BHC, δ -BHC y γ -BHC. Por vía oral, todos los valores estuvieron por debajo de 1, tanto en hombres como en mujeres, lo que representa bajo riesgo. En cambio, por vía dérmica, todos los isómeros superaron el RfD, significando un riesgo potencial.

El β -BHC mostró los HQ más altos (310 en hombres y 436 en mujeres), asociado a su mayor concentración, pero solo se detectó en el 38.23 % de las muestras, lo que limita su alcance espacial.



Por otro lado, el α -BHC, con HQ similares (297 en hombres y 417 en mujeres), estuvo presente en el 94.12 % de las muestras, lo que sugiere un riesgo más extendido a nivel poblacional. Aunque sus HQ no son los más altos, es el isómero con mayor presencia ambiental, por lo que representa el mayor riesgo general. De acuerdo con la U.S. EPA, el principal sistema afectado por exposición al BHC es el hepático y urinario [21].

TABLA 2
Rangos HQ Oral y Dérmico para α -BHC, β -BHC, δ -BHC y γ -BHC.

Plaguicida	Rangos HQ Oral		Rangos HQ Dérmico		Afectaciones
	Hombre	Mujer	Hombre	Mujer	
α -BHC	3.84×10^{-8} a 6.66×10^{-6}	4.18×10^{-8} a 7.25×10^{-6}	2 a 297	2 a 417	Tumores y cáncer en hígado.
β -BHC	2.05×10^{-8} a 6.96×10^{-6}	2.24×10^{-8} a 7.58×10^{-6}	9.2×10^{-1} a 310	1 a 436	Tumores y cáncer en hígado.
δ -BHC	1.81×10^{-7} a 5.36×10^{-7}	1.97×10^{-7} a 5.84×10^{-7}	8 a 24	11 a 34	Daño en hígado y riñones.
γ -BHC	2.53×10^{-6} a 6.89×10^{-6}	2.76×10^{-6} a 7.50×10^{-6}	113 a 307	159 a 431	Tumores y cáncer en hígado.

Conclusiones

El estudio confirmó la presencia residual de los isómeros de BHC en suelos agrícolas de la Comarca Lagunera, predominando α - y β -BHC, lo que evidencia residuos históricos del BHC técnico. Las diferencias significativas entre municipios reflejan la influencia de las prácticas agrícolas locales, mientras que la falta de correlaciones significativas con las propiedades del suelo indica que la presencia de BHC responde a múltiples factores interrelacionados más que a un solo determinante. El análisis de componentes principales resaltó la relación C/N como el principal factor que favorece la degradación, mientras que la baja capacidad de intercambio catiónico y la materia orgánica media a alta facilitan la acumulación de BHC debido a su carácter hidrofóbico. La evaluación de riesgos mostró bajo riesgo por ingestión oral, pero un riesgo potencial por vía dérmica, especialmente para los isómeros más persistentes y abundantes, α - y β -BHC. Estos hallazgos proporcionan evidencia clave sobre la persistencia de BHC en suelos agrícolas y subrayan la necesidad de considerar estrategias de gestión de riesgos en México, donde aún no existen regulaciones específicas para suelos agrícolas.

Agradecimientos

Esta investigación fue financiada por el Proyecto ProNacEs 321540 y contó con el apoyo de SECIHTI mediante la beca 4006570 para estudios de Maestría en Ingeniería.

Referencias

- [1] G. Muro-Pérez, J. Sánchez-Salas, y J. A. Alba-Ávila, “Aceptado: septiembre 14”, *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, vol. 14, pp. 1–7, 2011.
- [2] ATSDR, “Toxicological Profile for Hexachlorocyclohexane (HCH)”, 2024.
- [3] R. M. Lunn, S. S. Mehta, G. D. Jahnke, A. Wang, M. S. Wolfe, y B. R. Berridge, “Cancer Hazard Evaluations for Contemporary Needs: Highlights from New National Toxicology Program Evaluations and Methodological Advancements”, *J Natl Cancer Inst*, vol. 114, núm. 11, pp. 1441–1448, nov. 2022, doi: 10.1093/JNCI/DJAC164.
- [4] A. M. Jackovitz y R. M. Hebert, “Wildlife Toxicity Assessment for Hexachlorocyclohexane (HCH)”, *Wildlife Toxicity Assessments for Chemicals of Military Concern*, pp. 473–497, ene. 2015, doi: 10.1016/B978-0-12-800020-5.00027-2.
- [5] P. K. Miller, Me. Executive Director, y K. S. Schafer, “Submission of Information on Lindane Pursuant to Article 8 of the Stockholm Convention as specified in Annex E of the Convention Introductory information Name of the submitting Party/Observer NGO Observers: Alaska Community Action on Toxics (ACAT) and Pesticide Action Network North America (PANNA) on behalf of the International POPs Elimination Network (IPEN) Contact details”, Consultado: el 30 de agosto de 2025. [En línea]. Disponible en: http://www.unece.org/env/popsxg/docs/2004/Dossier_Lindane.pdf.
- [6] COEPRIS, “PLAGUICIDAS PROHIBIDOS Y RESTRINGIDOS EN MEXICO”. Consultado: el 30 de agosto de 2025. [En línea]. Disponible en: <https://coepris.michoacan.gob.mx/wp-content/uploads/2017/11/PLAGUICIDAS-RESTRINGIDOS.pdf>
- [7] CICOPLAFFEST, “CATALOGO OFICIAL DE PLAGUICIDAS 1991”, marzo de 1991, *México, D.F.*
- [8] M. Cycoń y Z. Piotrowska-Seget, “Transformations of pesticides in soil environment-a review”, Consultado: el 30 de agosto de 2025. [En línea]. Disponible en: <https://www.researchgate.net/publication/248393911>
- [9] M. Ye, J. Beach, J. W. Martin, y A. Senthilselvan, “Occupational Pesticide Exposures and Respiratory Health”, *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2013, Vol. 10, Pages 6442-6471, vol. 10, núm. 12, pp. 6442–6471, nov. 2013, doi: 10.3390/IJERPH10126442.
- [10] SECOFI, *NORMA Oficial Mexicana NOM-AA-105-1988 “PLAGUICIDAS DETERMINACION DE RESIDUOS EN SUELO - METODO DE TOMA DE MUESTRAS”*. 1988, pp. 1–20.



- [11] U.S. EPA, “Microwave Extraction, Method 3546.”, 2000. Consultado: el 18 de agosto de 2025. [En línea]. Disponible en: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-12/documents/3546.pdf>
- [12] U.S. EPA, “Chapter 7-Dermal Exposure Factors Exposure Factors Handbook”, en *Exposure Factors Handbook*, 2011.
- [13] J. Manring, *Evaluación del Riesgo por exposición a Plaguicidas*. Metepec, Edo. de México, 1997. Consultado: el 18 de agosto de 2025. [En línea]. Disponible en: https://iris.paho.org/bitstream/handle/10665.2/59409/9275322244_spa.pdf
- [14] K. L. Willett, E. M. Ulrich, y R. A. Hites, “Differential Toxicity and Environmental Fates of Hexachlorocyclohexane Isomers”, *Environ Sci Technol*, vol. 32, núm. 15, pp. 2197–2207, ago. 1998, doi: 10.1021/es9708530.
- [15] G. García, “Residuos de insecticidas organoclorados en suelos de la Comarca Lagunera, México.”, en *XXI congreso nacional de la ciencia del suelo*. Cd. Juárez, Chihuahua, Cd. Juárez, Chihuahua, 1988.
- [16] J. de J. Rodríguez Sahagún, J. D. López Martínez, M. García Carrillo, E. Salazar Sosa, R. Zúñiga Tarango, y C. Vázquez Vázquez, “Evaluación de plaguicidas organoclorados en suelos de la Comarca Lagunera, México”, *Agrofaz: publicación semestral de investigación científica*, ISSN 1665-8892, Vol. 6, Nº. 1, 2006, págs. 77-84, vol. 6, núm. 1, pp. 77–84, 2006, Consultado: el 30 de agosto de 2025. [En línea]. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=2303357&info=resumen&idioma=ENG>
- [17] Herviyanti *et al.*, “Approximate of C/N Ratio for Ameliorant Formulations from Local Resources in Horticultural Production Centers, Banuhampu Agam”, *IOP Conf Ser Earth Environ Sci*, vol. 1182, núm. 1, p. 012031, jun. 2023, doi: 10.1088/1755-1315/1182/1/012031.
- [18] A. Sarker, D. Kim, y W. T. Jeong, “Environmental Fate and Sustainable Management of Pesticides in Soils: A Critical Review Focusing on Sustainable Agriculture”, *Sustainability* 2024, Vol. 16, Page 10741, vol. 16, núm. 23, p. 10741, dic. 2024, doi: 10.3390/SU162310741.
- [19] S. Rasool, T. Rasool, y K. M. Gani, “A review of interactions of pesticides within various interfaces of intrinsic and organic residue amended soil environment”, *Chemical Engineering Journal Advances*, vol. 11, p. 100301, ago. 2022, doi: 10.1016/J.CEJA.2022.100301.
- [20] U.S. EPA, “Chapter 7 Characterizing Risk and Hazard”, en *The Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities*, 2005. Consultado: el 18 de agosto de 2025. [En línea]. Disponible en: <https://archive.epa.gov/epawaste/hazard/tsd/td/web/pdf/05hhrap7.pdf>
- [21] U.S. EPA, “gamma-Hexachlorocyclohexane (gamma-HCH) (CASRN 58-89-9) | IRIS | US EPA”.

IMPACTO DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LA APICULTURA DEL ESTADO DE CAMPECHE

Ileana Mercedes Canepa Pérez ^{a*}, Fernanda Inés Escamilla De la Luz ^b y María Eugenia López Ponce ^c

^a *Universidad Autónoma de Campeche: Centro de Estudios de Desarrollo Sustentable y Aprovechamiento de la Vida Silvestre (CEDESU), Campus VI, San Francisco de Campeche, Campeche, C.P. 24070, México.*

^b *Universidad Autónoma de Campeche: Facultad de Ciencias Sociales, San Francisco de Campeche, Campeche, C.P. 24039, México.*

^c *Tecnológico Nacional de México - Instituto Tecnológico Superior de Calkiní, Calkiní, Campeche, C.P. 24900, México.*

**Doctor en Análisis Estratégico y Desarrollo Sustentable, imcanepa@uacam.mx*

Abstract

Beekeeping in the Yucatán Peninsula is facing an unprecedented crisis caused by the effects of climate change, manifested through extreme events, alterations in rainfall and temperature patterns, and shifts in the phenology of honey plants. Beekeeping in the state of Campeche, in particular, has been affected, according to various studies, by environmental degradation caused by the devastation of forests in addition to climatic effects such as drought, frost, and hurricanes. This research evaluates the impact of climate change on beekeeping in the state of Campeche by adapting the Vulnerability Index (VI), integrating the three dimensions expressed by the IPCC: exposure, sensitivity, and adaptive capacity. This allowed us to identify the periods in which beekeeping showed greater vulnerability to climate effects and those in which adaptive capacity managed to offset the negative impacts. The vulnerability index analysis period covered the years 2015, 2017, 2020, and 2022, as these have historically experienced the greatest fluctuations in honey production.

Resumen

La apicultura en la península de Yucatán enfrenta una crisis sin precedentes causada por los efectos del cambio climático, que se manifiesta a través de fenómenos extremos, alteraciones en los patrones de lluvia y temperatura, y cambios en la fenología de las plantas melíferas. En particular, la actividad apícola en el estado de Campeche se ha visto afectada, según diversos estudios, por el deterioro ambiental causado por la devastación de selvas además de los efectos climatológicos como la sequía, heladas y huracanes. La presente investigación evalúa el impacto del cambio climático en la apicultura del estado de Campeche a través de la adaptación del Índice de Vulnerabilidad (IV), integrando las tres dimensiones expresadas por el IPCC: exposición, sensibilidad y capacidad adaptativa. Esto permitió identificar los periodos en los que la apicultura mostró mayor fragilidad frente a los efectos climáticos y aquellos en los que la capacidad de adaptación logró compensar los impactos negativos. El periodo de análisis del índice de vulnerabilidad comprendió los años 2015, 2017, 2020 y 2022, por ser los años que presentan históricamente las mayores fluctuaciones en producción de miel.

Palabras clave: vulnerabilidad, apicultura, impacto, cambio climático.

Introducción

El cambio climático representa uno de los desafíos más significativos para los sectores productivos rurales a nivel mundial, generando impactos económicos profundos que amenazan la seguridad alimentaria, los medios de vida rurales y el desarrollo económico sostenible (FAO, 2021).

Canepa et al. [1] expresó que, para los apicultores, el cambio climático ha sido uno de los fenómenos con mayor impacto en la actividad.

El IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático) definen que el cambio climático hace referencia a *“una variación del estado del clima en las variaciones del valor medio o en la variabilidad de sus propiedades, que persiste durante períodos prolongados, generalmente décadas o períodos más largos”*, [2].

El IPCC señala que el cambio climático puede originarse a partir de procesos internos naturales. Asimismo, la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC) establece que dicho fenómeno es resultado, tanto directa como indirectamente, de actividades humanas que provocan modificaciones en la composición de la atmósfera, [2]

La naturaleza, principalmente se encuentra vulnerable al cambio climático debido a su lenta capacidad de adaptación. Mientras que para algunas especies puede ser beneficioso, para otras, más vulnerables, supondrá un incremento del riesgo de extinción, es el caso de las abejas, [3].

Campeche experimenta cambios significativos relacionados con el clima, evidenciando la influencia del cambio climático en la región, donde se ha observado recurrentes olas de calor que están desencadenado la expansión de plagas agrícolas, [4].

[5] El incremento de las temperaturas ha manifestado un impacto negativo en la disponibilidad del néctar y el polen para las abejas. Temperaturas superiores a 32° pueden disminuir además el pecoreo de las abejas interfiriendo en el rendimiento de la producción de miel por colmena. [6] las alteraciones en el clima han impactado los periodos de floración de diversas especies, lo que incide en la disponibilidad de néctar y polen para las abejas. En Campeche, se ha identificado que la desincronización en la floración de árboles como el *jabón* repercute en la producción de miel. Ocasionando pérdidas y retraso en la cosecha. Como consecuencia, las abejas pueden enfrentar dificultades para acceder a su principal fuente de alimento en momentos críticos, lo que disminuye su capacidad de producción melífera.

En el estado de Campeche [7], alrededor de 6,226 familias se dedican a la apicultura, por lo que una disminución en la producción de miel podría vulnerar sus ingresos familiares.

Objetivo

Evaluar el impacto del cambio climático en la apicultura del estado de Campeche a través de la adaptación del Índice de Vulnerabilidad (IV), integrando las dimensiones de exposición, sensibilidad y capacidad adaptativa.

Metodología

La presente investigación se basa en la adaptación del Índice de Vulnerabilidad (IV) orientado a evaluar los impactos del cambio climático sobre la apicultura del estado de Campeche. El índice se elaboró siguiendo el enfoque de componentes, integrando las tres dimensiones expresadas por [2] las cuales son las siguientes: Exposición (E), sensibilidad (S), y Capacidad Adaptativa (A), la ecuación realizada fue:

$$IV_t = w_E E_t + w_S S_t - w_A A_t$$

Donde IV_t Corresponde a la vulnerabilidad en el año de estudio (t), y w_E, w_S, w_A son los pesos asignados a cada componente, cuya suma equivale a 1. El signo positivo de exposición y sensibilidad indica que valores altos incrementan la vulnerabilidad, mientras que el signo negativo de capacidad de adaptación implica que valores elevados contribuyen reducirla.

Respecto a los datos utilizados estos fueron obtenidos de fuentes oficiales de información como son: el Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP) [8], el servicio Meteorológico Nacional (SMN) y el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Con la finalidad de contar con datos que permitan realizar los cálculos pertinentes se determinó analizar los años 2015, 2017, 2020 y 2022, por ser los años más representativos de las fluctuaciones en la producción de miel. Las variables seleccionadas fueron producción de miel (en toneladas), número de colmenas, precio real por kilogramo de miel, rendimiento por colmena y temperatura máxima promedio anual a nivel nacional.

Dado que las variables originales se expresan en diferentes unidades, se aplicó una transformación a un rango estandarizado de 0 a 1 mediante el método de normalización min-max, según la naturaleza de las variables.

La normalización directa se aplicó a variables donde un valor alto implica un mayor impacto en el índice de vulnerabilidad.

$$N(x_t) = \frac{x_t - \min(x)}{\max(x) - \min(x)}$$

Donde x es el dato perteneciente al año estudiado mientras que min y max son las variables mínimas y máximas dentro del intervalo de los años de estudio.

La normalización inversa donde un valor alto implica un menor impacto en el índice de vulnerabilidad

$$N^{inv}(x_t) = \frac{\max(x) - x_t}{\max(x) - \min(x)}$$

Donde x es el dato perteneciente al año estudiado mientras que min y max son las variables mínimas y máximas dentro del intervalo de los años de estudio.

El índice de vulnerabilidad resultante se interpretó en una escala de 0 a 1, clasificando los valores en tres categorías:

- Baja vulnerabilidad: $0.00 \leq IV < 0.330.00$
- Vulnerabilidad media: $0.33 \leq IV < 0.660.33$
- Alta vulnerabilidad: $0.66 \leq IV \leq 1.000.66$

Esta clasificación permitió identificar los periodos en los que la apicultura mostró mayor fragilidad frente a los efectos climáticos y aquellos en los que la capacidad de adaptación logró compensar los impactos negativos.

Resultados y discusión

En la estimación del índice de vulnerabilidad, la selección del tipo de normalización depende del efecto que cada variable ejerce sobre la fragilidad del sistema. En el caso de la exposición (E), integrada por las anomalías de temperatura, se aplicó la normalización directa, dado que un incremento en estas variables implica condiciones climáticas más extremas, lo que se traduce en una mayor vulnerabilidad, quedando de la siguiente manera:

$$E_t = N(AnomTemp_t) = \frac{AnomTemp_t - \min(AnomTemp)}{\max(AnomTemp) - \min(AnomTemp)}$$

La exposición (E) es igual a la normalización de las anomalías de la temperatura donde la anomalía de la temperatura del año estudiado se resta a la anomalía mínima observada, por consiguiente, esta es dividida entre la máxima anomalía observada menos la mínima.

Para la sensibilidad (S), representada por el número de colmenas y la producción de miel, se empleó la normalización inversa. Esto se debe a que un valor bajo en estas variables refleja mayor robustez productiva y, por lo tanto, menor vulnerabilidad. De este modo, los valores bajos de producción o colmenas son los que realmente intensifican la sensibilidad del sistema. Por lo que se refleja del siguiente modo:

$$S_t = \frac{1}{2} \left[\underbrace{\frac{\max(Prod) - Prod_t}{\max(Prod) - \min(Prod)}}_{N^{inv}(Prod_t)} + \underbrace{\frac{\max(Col) - Col_t}{\max(Col) - \min(Col)}}_{N^{inv}(Col_t)} \right]$$

Donde ambos factores expresan su normalidad inversa restando las cantidades totales del año analizado a las máximas expresadas en los datos del periodo, esto dividido entre la resta de las mínimas observadas a las máximas, por último, se multiplica por ½ debido a que son dos variables representando a la sensibilidad del sector.

La capacidad de adaptación (A), construida a partir del precio de la miel y el rendimiento por colmena, fue normalizada de manera directa, ya que mayores valores en estas dimensiones fortalecen al sistema frente a perturbaciones. No obstante, en la fórmula del índice de vulnerabilidad, esta dimensión se incorpora con signo negativo, debido a que su función es contrarrestar los efectos de la exposición y la sensibilidad.

$$C_t = \frac{1}{2} \left[\underbrace{\frac{Precio_t - \min(Precio)}{\max(Precio) - \min(Precio)}}_{N(Precio_t)} + \underbrace{\frac{Rend_t - \min(Rend)}{\max(Rend) - \min(Rend)}}_{N(Rend_t)} \right]$$

Dado lo anterior, se obtuvieron los siguientes resultados de acuerdo a la Tabla 1:

TABLA 1
RESULTADOS DEL ÍNDICE DE VULNERABILIDAD

Año	Exposición (E)	Sensibilidad (S)	Capacidad de Adaptación (C)	Índice de Vulnerabilidad (IV)
2015	0.77	0.311	0.531	0.538
2017	0.4545	0.8285	0.3067	0.5299
2020	0.2727	0.8184	0.5198	0.281
2022	0.5454	0.0537	0.433	0.344

Nota Fuente: Elaboración propia, 2025.

En el año 2015, el índice de vulnerabilidad fue de 0.538, el valor más alto de los periodos analizados. La sensibilidad de 0.311 indica que la producción y el número de colmenas eran relativamente favorables (menor fragilidad productiva). Sin embargo, la alta exposición climática (0.77) fue el principal factor que incrementó la vulnerabilidad. Aunque la capacidad de adaptación (0.531) aportó cierto nivel de resiliencia, no fue suficiente para contrarrestar el fuerte efecto de la exposición, generando así una vulnerabilidad elevada.

En 2017, el índice de vulnerabilidad alcanzó 0.5299, un valor muy similar al de 2015. La sensibilidad (0.8285) fue mayor, lo que refleja una mayor fragilidad productiva debido las condiciones desfavorables en la producción y el número de colmenas. Aunado a esto, la combinación de una exposición climática moderada (0.4545) y una baja capacidad de adaptación (0.3067) impidió reducir la vulnerabilidad. Esto demuestra que, la limitada resiliencia económica condicionó la capacidad de respuesta frente al cambio climático.

En 2020, el valor del IV descendió a 0.2810, el más bajo de los años estudiados. La sensibilidad fue alta (0.8184), indicando una alta fragilidad productiva, mientras que la exposición se mantuvo en niveles bajos (0.2727). Además, la capacidad de adaptación fue relativamente alta (0.5198). En conjunto, estas condiciones favorecieron una reducción significativa de la vulnerabilidad del sistema apícola.

Finalmente, en 2022 se registró un IV de 0.3440. La exposición de 0.5454 refleja que las condiciones climáticas, particularmente las temperaturas, representaron un factor de presión importante. Sin embargo, la sensibilidad fue muy baja (0.0537), lo que indica una alta producción y abundancia de colmenas, reduciendo notablemente la fragilidad productiva. Aunque la capacidad de adaptación (0.4330) aportó un nivel intermedio de resiliencia, la combinación de una buena condición productiva y una exposición climática moderada resultó en una vulnerabilidad general moderada.

La capacidad de adaptación fue más alta en 2015 (0.531), lo que sugiere una mayor resiliencia del sistema en términos económicos y productivos frente a los riesgos. En 2020 (0.5198) también se observó un nivel relativamente elevado, mientras que en 2022 (0.433) se redujo ligeramente. El año con menor capacidad de adaptación fue 2017 (0.3067), reflejando limitaciones en el precio de la miel y el rendimiento productivo que restringieron la resiliencia de la actividad.

La sensibilidad mostró un comportamiento contrastante a lo largo de los años. Los valores más altos se registraron en 2017 (0.8285) y 2020 (0.8184), lo que indica una menor cantidad de colmenas y menor producción de miel, aumentando la fragilidad productiva. En 2015 (0.311) la sensibilidad fue intermedia, mientras que en 2022 (0.0537) alcanzó su valor más bajo, lo que refleja un incremento en la producción y en el número de colmenas, contribuyendo a reducir la vulnerabilidad.

La exposición climática fue máxima en 2015 (0.77), lo que explica en gran medida la alta vulnerabilidad de ese año. En 2017 (0.4545) y 2022 (0.5454) los valores fueron moderados, mientras que en 2020 (0.2727) se presentó la menor exposición, asociada a condiciones climáticas menos extremas.

Conclusiones

La actividad apícola se ha visto afectada por el cambio climático y de acuerdo al índice de vulnerabilidad, en el año 2015 se debió principalmente a las temperaturas extremas, aunque la actividad de adaptación aportó un cierto nivel de resiliencia, no fue suficiente para contrarrestar los efectos de las altas temperaturas, que se reflejan en los meses de abril, mayo y junio que coinciden con las temporadas de cosecha de miel en el estado de Campeche. En el año 2017 aunque se tuvo un resultado muy similar, se debió principalmente a las condiciones desfavorables en el volumen de producción y número de colmenas aunados a una exposición climática moderada. En el año 2020 el IV tuvo una sensibilidad muy alta, lo que indica una alta fragilidad productiva, cabe destacar que coincide con los inicios de la pandemia COVID-19 que tuvo repercusiones en las actividades productivas en general. En el año 2022 la exposición a las altas temperaturas fue lo que más incidió en el resultado del IV de dicho año.

En conclusión, el efecto más significativo del cambio climático en el sector apícola del estado de Campeche son las temperaturas extremas, que provocan sequías y repercuten en la floración de las plantas silvestre limitando la disposición de néctar para las abejas y en consecuencia afectan la producción de miel.

Referencias

- [1] I. J. M. Canepa Pérez, F. I. Escamilla De La Luz, M. E. López Ponce, O. G. Álvarez Juárez y R. Dzul Caamal, «JAINA Costas y Mares ante el Cambio Climático,» 05 Noviembre 2024. [En línea]. Available: <https://jainaccc.uacam.mx/index.php/jainaccc/article/view/49>. [Último acceso: 25 Agosto 2025].
- [2] I. P.C.C., «Glosario,» 2018. [En línea]. Available: https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/10/SR15_Glossary_spanish.pdf. [Último acceso: 23 Junio 2025].
- [3] F. J. Güemes Ricalde, C. Echazarreta González, R. Villanueva Gutiérrez, J. M. Pat Fernández y R. Gómez Álvarez, «La apicultura en la península de Yucatán,» *Revista Mexicana del Carime*, vol. VIII, nº 16, pp. 117-132, 2003.
- [4] Y. J. J. Peña Ramírez, «El Colegio de la Frontera Sur,» 9 Febrero 2024. [En línea]. Available: <https://www.ecosur.mx/cambio-climatico-amenaza-a-campeche/>. [Último acceso: 2 Agosto 2025].

- [5] Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) y Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (SADER), «Atlas Nacional de las Abejas y derivados apícolas» 2021. [En línea]. Available: <https://atlas-abejas.agricultura.gob.mx/cap3.html/>. [Último acceso: 28 Julio 2025].
- [6] M. J. Buzo Rodríguez, «El Colegio de la Frontera Norte,» 2022. [En línea]. Available: <https://posgrado.colef.mx/tesis/20201583/>. [Último acceso: 31 Agosto 2025].
- [7] J. R. Chan Chi, I. Caamal Cauich, V. G. Pat Fernández, D. Martínez Luis y A. Pérez Fernández, «Coordinación de Revistas Institucionales,» 20 Diciembre 2018. [En línea]. Available: <https://revistas.chapingo.mx/textual/article/view/r.textual.2017.72.007>. [Último acceso: 21 Julio 2025].
- [8] Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural, «Dirección General del Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera,» Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera , Abril 2025. [En línea]. Available: <https://www.gob.mx/agricultura/dgsiap>. [Último acceso: 20 Junio 2025].



Implementación de la Espectroscopía de Ruptura Inducida por Chispa (ERIC) para la medición continua de metales pesados en aeropartículas en México

Arón Jazcilevich ^{a,*}, Ofelia Morton Bermea ^b, Josué Arellano Hernández ^a, Omar Alejandro López Antón ^c, Eugenia González del Castillo ^c, Iván Y. Hernández Paniagua ^a, Brandon Montiel de la Cruz ^a

^a *Departamento de Ciencias Ambientales, Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, 04510, México.*

^b *Laboratorio Laboratorio ICP-MS, Instituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, 04510, México.*

^c *Red Universitaria de Observatorios Atmosféricos, Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, 04510, México.*

* Dr. Arón Jazcilevich, jazcilev@unam.mx

Abstract

Heavy metals in airborne particles are key for identifying pollution sources and assessing toxicity. These metals increase health risks, particularly affecting birth rates and child development. As part of a project with the University of California Davis and funded by PAPIIT-UNAM, semi-portable Spark-Induced Breakdown Spectroscopy sensors (SIBS, ERIC in Spanish) are assembled to monitor ambient levels of chromium (Cr), copper (Cu), manganese (Mn), iron (Fe), zinc (Zn), cobalt (Co), and nickel (Ni). This initiative aims to enable affordable technology for collecting data on the physiological impacts of heavy metal-induced oxidative stress. The ERIC system uses a 6000 V spark to generate plasma, and a miniature-spectrometer analyzes resulting photon emissions to determine metal composition in air samples. Based on a calibration process, metal level concentrations are determined. Ultimately, this project will support a network delivering spatial and temporal contamination data to identify high-risk areas and guide efforts to reduce toxic metal exposure.

Resumen

Los metales pesados presentes en las aeropartículas desempeñan un papel fundamental para la identificación de fuentes contaminantes y para establecer su toxicidad. Los metales pesados contribuyen al incremento de la incidencia de efectos adversos para la salud, especialmente en lo que respecta a la natalidad y el desarrollo infantil. Mediante un proyecto conjunto con la Universidad de California Davis, financiado por el programa PAPIIT-UNAM, se construyen sistemas semiportátiles de Espectroscopía de Ruptura Inducida por Chispa (ERIC). Éstos miden concentraciones de cromo (Cr), cobre (Cu), manganeso (Mn), hierro (Fe), zinc (Zn), cobalto (Co) y níquel (Ni) en el aire. Con este proyecto, se establecen nuevas tecnologías asequibles para recabar información que se utilizará en estudios de efectos fisiológicos por estrés oxidativo debido a metales pesados. El funcionamiento del ERIC se basa en la generación de plasma mediante una chispa de 6000 V, y se observa en un espectrómetro miniatura la energía emitida por los fotones debido a la translocación de electrones, delatando la composición de los metales contenidos en la muestra de

aire. Un proceso de calibración permite establecer los niveles de las concentraciones. Este proyecto allanará el camino para desarrollar una red que proporcione información espacial y temporal para detectar los puntos de mayor contaminación para mitigar o remediar la exposición a metales tóxicos.

Palabras clave: Metales pesados, espectroscopia de bajo costo, aeropartículas.

Introducción

La contaminación del aire causa más de 6.5 millones de muertes cada año en todo el mundo, y este número está aumentando en algunas partes del planeta [1]. Las aeropartículas que causan la contaminación atmosférica, están relacionadas con la infraestructura energética, industrial, agrícola y de transporte. Los metales contenidos en las aeropartículas juegan un papel único, tanto en la atribución de la fuente de partículas, como en su toxicidad. Ésta, aumenta la incidencia de resultados adversos para la salud, incluso en la natalidad y el desarrollo de los niños [2,3].

En algunas ciudades, la composición relativa de las emisiones de partículas del transporte que contienen metales por el desgaste de los frenos y neumáticos, ha eclipsado las emisiones del tubo de escape [4]. Es probable que esta tendencia se acelere porque los vehículos eléctricos con mayor autonomía son más pesados que los vehículos de gasolina a los que sustituyen [4]. Además, la evidencia reciente sugiere que las aeropartículas generadas por el desgaste de frenos y neumáticos, son más tóxicas por masa que la contaminación emitida por los tubos de escape.

La caracterización química continua de partículas en el aire se ha visto restringida por el costo de equipos especializados. Por ejemplo, el Coopers XACT cuesta 150,000.00 USD y el Horiba PX-375 cuesta 200,000.00 USD. Este proyecto conjunto con la Universidad de California Davis, financiado por PAPIIT-UNAM, introducirá en la Ciudad de México tecnologías nuevas y asequibles, construyendo e implementando sistemas semiportátiles de sensores de Espectroscopia de Ruptura Inducida por Chispa (ERIC) [5] Con ellos se monitoreará las concentraciones de cromo (Cr), cobre (Cu), manganeso (Mn), hierro (Fe), zinc (Zn), cobalto (Co) y níquel (Ni) en el aire. El costo de un ERIC ronda en los 3,000.00 USD.

Este proyecto allanará el camino para desarrollar una red que proporcione información espacial y temporal para detectar los puntos con mayor concentración de metales. Esto conducirá a la implementación de políticas efectivas para mitigar la contaminación por metales pesados.

Objetivos

Los objetivos principales del proyecto son:

1. Ensamblar sensores de bajo costo de Espectroscopia de Ruptura Inducida por Chispa (ERIC), para medir las concentraciones de los siguientes metales pesados en el aire: cromo (Cr), cobre (Cu), manganeso (Mn), hierro (Fe), zinc (Zn), cobalto (Co) y níquel (Ni).
2. Calibrar los ERIC para poder medir las concentraciones de metales pesados.
3. Implementar en localidades estratégicas los ERIC, para obtener en forma puntual las concentraciones de metales pesados.

Metodología

Como parte de este proyecto, el Centro de Investigación de Calidad del Aire de UC Davis proporcionó la lista y diagramas correspondientes de los componentes para ensamblar sensores ERIC de bajo costo (~ 3,000.00 USD). Estos son capaces de medir aproximadamente cada 16 minutos, el contenido elemental, de los siguientes metales pesados: cromo (Cr), cobre (Cu), manganeso (Mn), hierro (Fe), zinc (Zn), cobalto (Co) y níquel (Ni).

Principios de operación

En la Fig. 1 se muestran diagramas explicando en forma general el funcionamiento de los sistemas ERIC. Más información se encuentra en [5]. Básicamente, un voltaje de 6000 V es dirigido al flujo de entrada. Este voltaje es suficiente para desalojar un electrón de su órbita externa, emitiendo un fotón con la longitud de onda característica de metal lo cual se capta en un detector, obteniendo un espectro para determinar los metales en el flujo.

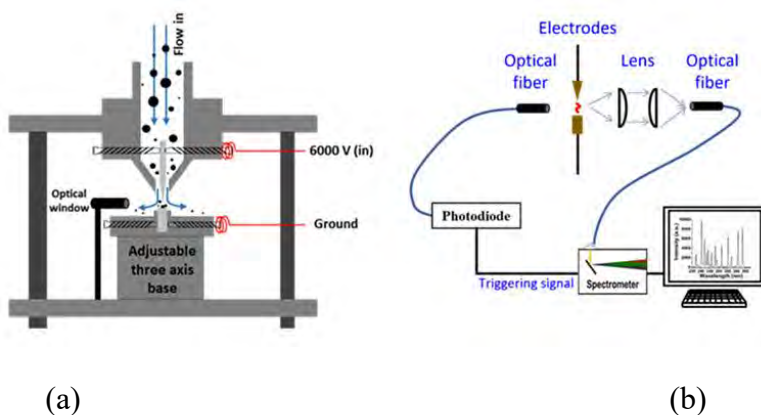


Fig. 1. Bocetos que representan el funcionamiento del ERIC. a) Proceso de muestreo de partículas. b) Detección espectral. Obtenidos de [5].

El flujo atmosférico de muestreo entra a una boquilla impulsado por una bomba. Como se muestra en la Fig. 1a, a este flujo se le hace pasar por un campo eléctrico con una diferencia de potencial de 6000V, producido por un par de electrodos. Parte fundamental de la operación del ERIC es la sincronización para permitir que el mini-espectrómetro capte la señal emitida por los fotones en cuanto desaparezca la señal producida por el plasma generado por el disparo de la chispa de 6000V. Esto se debe a que la señal del plasma al enfriarse dura menos que la señal de los fotones por la dislocación electrónica [5]. La sincronización se logra mediante una señal de disparo que permite que la señal entre al mini-espectrómetro en el instante correcto, como se muestra en la Fig. 1b. Las frecuencias de disparo de los electrodos y la sincronización de señales son gobernadas por un microprocesador.

Ensamblaje de Sensores ERIC

Cuatro sistemas ERIC serán ensamblados. Actualmente, un prototipo útil ya se encuentra en operación en el Laboratorio de Electrónica de la RUOA-UNAM, como se muestra en la Fig. 2. Se

planea que dos sistemas sean autónomos y semiportátiles. Dos más, estarán diseñados para funcionar con una toma de corriente local.

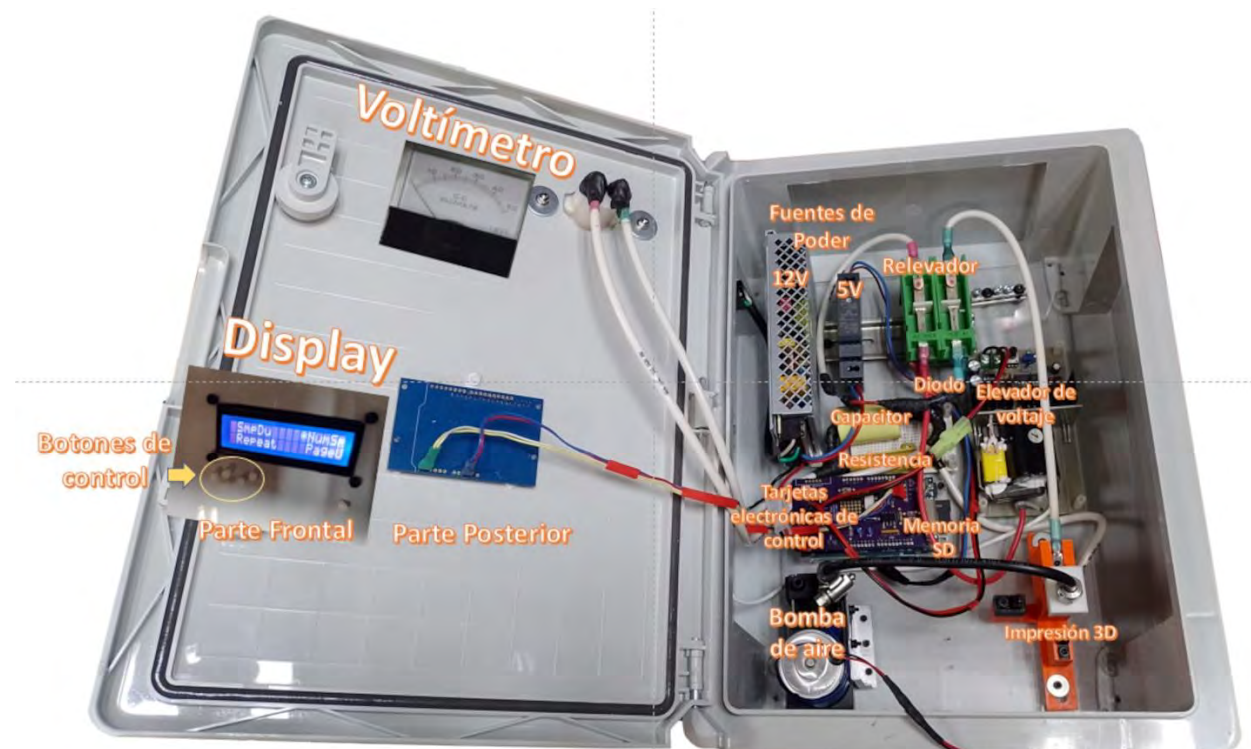


Fig. 2. Componentes principales del prototipo útil del ERIC.

Calibración de los sistemas ERIC

Soluciones conteniendo el estándar ICP multi-element standard solution VI se rociaron en una corriente de aire que ingresó al ERIC y a un filtro. Las señales se analizan para determinar las concentraciones en función de las amplitudes registradas por el espectrómetro. Además, el filtro es analizado por un Espectrómetro de Masas de Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS). Las mediciones del ERIC se comparan con las del filtro.

Resultados y discusión

En la Fig. 3, se muestra el primer espectro obtenido por el prototipo útil funcionando en el Laboratorio de Electrónica de la RUOA-UNAM. Con esto, se comprobaron que todos los sistemas del ERIC, especialmente los dedicados a la sincronización de las señales, operan correctamente.

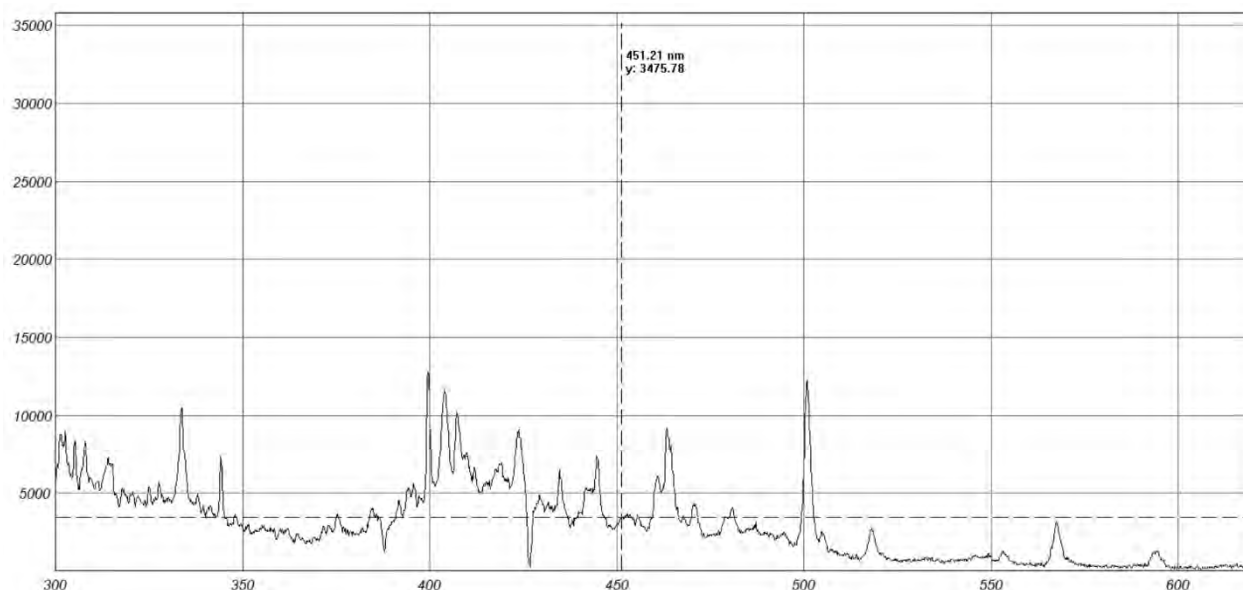


Fig. 3. Ejemplo de espectro obtenido usando el prototipo útil del ERIC en el Laboratorio de Electrónica de la RUOA-UNAM.

Conclusiones

Se ha concluido el ensamblaje de un prototipo útil de un ERIC, constatando la viabilidad de este sistema. Se obtienen las concentraciones aproximadamente cada 16 minutos de cromo (Cr), cobre (Cu), manganeso (Mn), hierro (Fe), zinc (Zn), cobalto (Co) y níquel (Ni). Dado los costos reducidos de los sensores ERIC y que estos son semiportátiles, se obtendrán en forma continua mediciones de metales pesados a nivel comunitario, en recintos privados y públicos, como en las estaciones de transporte.

Agradecimientos

Al proyecto PAPIIT-UNAM IG100624 quien financia el proyecto. Al Dr. Anthony Wexler, Director del Air Quality Research Center, Hyiang Li, Brenda E. López Reyna y Milagros Molinari de la Universidad de California en Davis, quienes colaboran en la construcción de los ERIC. A Manuel García Espinosa, José Manuel Hernández Solís, Elizabeth Hernández Álvarez, y Mariana Zavaleta Palacios por su ayuda técnica.

Referencias

- [1] M. Robertson, *Sustainability Principles and Practice*, 3 ed., New York: Routledge, 2021.
- [2] R. Fuller, P. J. Landrigan, K. Balakrishnan, G. Bathan, S. Bose-O'Reilly, M. Brauer, and C. Yan, "Pollution and health: a progress update," *The Lancet Planetary Health*, vol. 6, no. 6, pp. e535–e547, 2022.



- [3] K. Jomova and M. Valko, "Advances in metal-induced oxidative stress and human disease," *Toxicology*, vol. 283, pp. 65–87, 2011.
- [4] D. H. Gonzalez, X. M. Kuang, J. A. Scott, G. O. Rocha, and S. E. Paulson, "Terephthalate probe for hydroxyl radicals: yield of 2-hydroxyterephthalic acid and transition metal interference," *Analytical Letters*, vol. 51, no. 15, pp. 2488–2497, 2018.
- [5] F. Amato, *Non-Exhaust Emissions, an Urban Air Quality Problem for Public Health*, Elsevier, Academic Press, 2018.
- [6] H. Li, L. Mazzei, C. D. Wallis, S. A. Davari, and A. S. Wexler, "The performance of an inexpensive spark-induced breakdown spectroscopy," *Atmospheric Environment*, vol. 262, p. 118666, 2021.



MENOR EFICIENCIA EN EL USO DE AGUA DETERMINADA MEDIANTE $\delta^{13}\text{C}$ EN PLANTAS DEPENDIENTES DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN UN ECOSISTEMA ÁRIDO AUSTRALIANO

Nadia Silvana Santini González^{a,b,c}, James Cleverly^c, Rolf Faux, Catherine LeStrange^c y Derek Eamus^c

^a Departamento de Ciencias Ambientales y del Suelo, Instituto de Geología, Universidad Nacional Autónoma de México, Circuito de la Investigación Científica, Ciudad Universitaria, C.P. 04510, Ciudad de México, México.

^b Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía, Circuito de la Investigación Científica, Ciudad Universitaria, C.P. 04510, Ciudad de México, México.

^c Terrestrial Ecohydrology Research Group, University of Technology Sydney, PO Box 123, Sydney, NSW 2007, Australia.

*Doctorado, nadiasilvana@geologia.unam.mx

Abstract

Groundwater-dependent vegetation provides essential ecosystem services such as maintenance of water quality and carbon sequestration. Species coexistence across ecosystems is facilitated by hydraulic niche separation, whereby interspecific variation in rooting depth, xylem anatomy, and water-use efficiency allows differential access to groundwater and other water sources. This resource partitioning reduces competitive overlap and maintains high species diversity in water-limited environments. In this study, we examined variation in xylem anatomy and foliar carbon stable isotopes ($\delta^{13}\text{C}$) as a proxy for water-use efficiency in six co-occurring woody species in an arid savanna at the Ti Tree Basin, Northern Territory, Australia. We hypothesized that species with smaller conductive areas would exhibit higher water use efficiency values than species with larger conductive areas. Consistent with this, species such as *Psyrax latifolia*, *Hakea* sp., and *Acacia aneura* showed higher water-use efficiency, whereas species with greater conductive areas (e.g., *Eucalyptus camaldulensis*, *Corymbia opaca*, *Erythrina vespertilio*) exhibited lower efficiency and traits linked to higher water transport capacity and groundwater dependence. These findings indicate that variation in water-use efficiency and xylem traits constitutes a key axis of hydraulic niche separation in arid environments, highlighting the importance of groundwater in sustaining vegetation under water-limited conditions.

Resumen

La vegetación dependiente del agua subterránea desempeña un papel fundamental en la provisión de servicios ecosistémicos, como el mantenimiento de la calidad del agua y el secuestro de carbono. La coexistencia de especies en los ecosistemas puede estar mediada por la separación del nicho hidráulico, un mecanismo en el que diferencias interespecíficas, como la anatomía del xilema y la eficiencia en el uso del agua, facilitan el acceso a distintas fuentes hídricas, como el agua subterránea o el agua intersticial. Esta partición de recursos reduce la competencia y contribuye a mantener la diversidad de especies en ambientes con disponibilidad hídrica limitada. En este estudio se evaluó la variación en la anatomía del xilema y en los isótopos estables de carbono en hojas ($\delta^{13}\text{C}$) como indicador de la eficiencia en el uso del agua, en seis especies leñosas que cohabitan en una sabana árida de la cuenca de Ti Tree, Territorio del Norte, Australia. Se planteó que las especies con áreas de conductividad más pequeñas presentarían valores más altos de eficiencia en el uso del agua que aquellas con áreas de conductividad mayores. Los resultados coincidieron

con esta hipótesis: *Psyrax latifolia*, *Hakea* sp. y *Acacia* spp. mostraron una mayor eficiencia en el uso del agua, mientras que *Eucalyptus camaldulensis*, *Corymbia opaca* y *Erythrina vespertilio* presentaron menor eficiencia y rasgos asociados con una mayor capacidad de transporte hídrico y dependencia del agua subterránea. Estos resultados muestran que la eficiencia en el uso del agua y los rasgos del xilema constituyen un eje central de la separación del nicho hidráulico en ambientes áridos, y subrayan la importancia del agua subterránea para el mantenimiento de la vegetación bajo condiciones de escasez hídrica.

Palabras clave: isótopos estables, anatomía vegetal, nicho ecológico, agua subterránea

Introducción

La teoría de la separación de nicho hidráulico propone que distintas especies de plantas pueden coexistir al utilizar distintas estrategias para acceder a un mismo recurso, como el agua o los nutrientes [1]. Por ejemplo, [2] demostraron que, en un clima mediterráneo, las especies con raíces profundas pueden acceder de forma continua al agua subterránea, mientras que las especies con raíces someras sólo pueden aprovechar el agua de lluvia de eventos esporádicos. En ambientes áridos como la Cuenca Ti Tree, en el Territorio del Norte de Australia, el agua es un recurso limitante, y la variabilidad en los rasgos hidráulicos del xilema puede ser crucial para la coexistencia de especies en la región.

El transporte de agua en las plantas depende de manera importante del tamaño de los vasos del xilema [3]. Se espera que las plantas que acceden continuamente al agua, como aquellas que dependen del agua subterránea, presenten vasos de xilema de diámetros mayores, lo que conlleva tasas elevadas de transpiración, captación de carbono y crecimiento [4]. Sin embargo, los vasos de diámetro mayores, también aumentan el riesgo de cavitación [5]. Las plantas que habitan ambientes áridos, suelen presentar vasos de xilema pequeños, una característica que aumenta la resistencia al flujo de agua, y reduce las tasas de transpiración y crecimiento [3].

La eficiencia en el uso del agua (WUE, por sus siglas en inglés) se define como la relación entre la fotosíntesis neta y la transpiración [6]. La WUE se correlaciona con valores enriquecidos de $\delta^{13}\text{C}$ en los fotosintatos de hojas, tallos y ramas [7]. En este estudio, se midió el área de conductividad hidráulica en ramas, y se analizaron los isótopos estables de carbono en hojas ($\delta^{13}\text{C}$) como medida de la eficiencia en el uso del agua en seis especies leñosas que coexisten en la Cuenca Ti Tree. Esta cuenca, con una precipitación media anual de aproximadamente 347 mm, se clasifica como zona árida [8].

Objetivo

Se planteó como objetivo evaluar si las especies con menor área de conductividad hidráulica presentan valores más enriquecidos de $\delta^{13}\text{C}$ y, en consecuencia, una mayor eficiencia en el uso del agua (WUE) en comparación con aquellas con una mayor área de conductividad hidráulica.

Metodología

Descripción del sitio y recolección de muestras

El sitio de estudio se localiza en la cuenca de Ti Tree (22°70'48.5600"S, 133°24'57.6700"E), aproximadamente a 180 km al norte de Alice Springs, en el Territorio del Norte, Australia. Es una zona árida con una precipitación media anual de 347 mm por año [9, estación BoM 15507]. Las temperaturas mínima y máxima promedio anual son de 15 y 31 °C, respectivamente. Durante los meses de verano (diciembre a febrero), las temperaturas máximas del aire pueden superar los 40 °C. La Cuenca Ti Tree abarca una superficie de más de 5,500 km² y contiene los ríos efímeros Hanson y Woodforde, los cuales sólo fluyen después de tormentas intensas [10].

Entre julio y septiembre de 2014, se recolectaron ramas terminales del dosel superior de seis especies leñosas que coexisten en la cuenca de Ti Tree: *Acacia aneura*, *Corymbia opaca*, *Eucalyptus camaldulensis*, *Erythrina vespertilio*, *Hakea* sp. y *Psyrax latifolia*. Las ramas recolectadas presentaron diámetros variables entre especies (2–7 mm), pero se estandarizó el muestreo recolectando los 25 cm terminales de cada rama.

Área de conductividad hidráulica

Las ramas fueron recolectadas y almacenadas en viales sellados que contenían etanol al 50 %. Secciones transversales de cada rama fueron fijadas en una solución de formalina-ácido acético-etanol (FAA) durante 7 días y posteriormente colocadas en etanol al 70 % durante 2 días; este proceso de lavado se repitió dos veces. Las microsecciones de todas las especies, con excepción de *E. vespertilio*, fueron preparadas con un micrótomos de deslizamiento Leica SM2010R. Las microsecciones de *E. vespertilio* fueron tratadas con etanol (8 h), xileno (4 h) y finalmente embebidas en parafina utilizando un centro de inclusión histológica Shandon Histocentre 3 (Thermo Fisher Scientific, Australia), antes de ser cortadas con un micrótomos rotatorio Microm HM325 (Thermo Fisher Scientific, Australia). Las microsecciones se fotografiaron con un microscopio Leica DM750 y se utilizó el software ImageJ v1.48 (National Institutes of Health, E. U.A.) para medir los rasgos del xilema. Se determinaron los diámetros de los ejes menor (*a*) y mayor (*b*) de los vasos del xilema para calcular el área del vaso, y se determinó la densidad de vasos para calcular el área de conductividad hidráulica de cada especie según [11].

Isótopos estables de carbono $\delta^{13}\text{C}$

Las muestras almacenadas en bolsas de papel se secaron en un horno a 60 °C durante 5 días. Las hojas secas fueron molidas con un molino Retsch MM300 (Verder Group, Países Bajos). El material molido se colocó en cápsulas de estaño de 3.5 mm × 5 mm para el análisis de $\delta^{13}\text{C}$. Los análisis se realizaron con un analizador Picarro G2121-i (Picarro, Santa Clara, CA, E.U.A.) para CO₂ isotópico. Se utilizaron atropina y acetanilida como materiales de referencia del laboratorio. Los resultados fueron normalizados utilizando los estándares internacionales: sacarosa (IAEA-CH-6, $\delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}} = -10.45 \text{ ‰}$), celulosa (IAEA-CH-3, $\delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}} = -24.72 \text{ ‰}$) y grafito (USGS24, $\delta^{13}\text{C}_{\text{VPDB}} = -16.05 \text{ ‰}$).

Análisis de datos

Se usaron los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en hojas para calcular la eficiencia en el uso del agua (WUE) de acuerdo a la ecuación (1), donde c_a es la concentración atmosférica de CO_2 (~ 390 ppm), a corresponde a la discriminación del $^{13}\text{CO}_2$ debido al movimiento más lento del gas desde la atmósfera a través de los estomas ($\sim -4.4\%$), y b representa la discriminación contra las moléculas de $^{13}\text{CO}_2$ por parte de la enzima ribulosa bifosfato carboxilasa/oxigenasa dentro de la hoja ($\sim -27\%$).

$$WUE_{\text{hoja}} = \frac{c_a(b - \Delta)}{1.6(b - a)} \quad (1)$$

Se determinó la relación entre la eficiencia en el uso del agua y el área de conductividad hidráulica mediante un análisis de correlación de Spearman. Los análisis se realizaron utilizando Prism versión 6.0a (GraphPad Software, La Jolla, CA, EE. UU.).

Resultados y discusión

Las áreas de conductividad hidráulica por mm^2 de sección transversal de la rama variaron de $0.098 \pm 0.008 \text{ mm}^2 \text{ mm}^{-2}$ en *A. aneura* a $0.258 \pm 0.053 \text{ mm}^2 \text{ mm}^{-2}$ en *E. camaldulensis* (Tabla 1). Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ foliar fueron significativamente menores en *E. camaldulensis* que en las otras especies (Tabla 1). Se observó una correlación negativa entre la eficiencia en el uso del agua (WUE_{hoja}) y el área de conductividad hidráulica ($r^2 = 0.81$, $p < 0.05$, Figura 1).

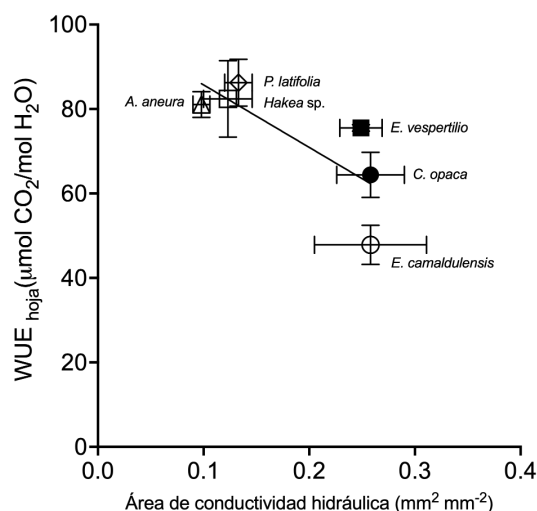


Fig. 1 Correlación entre la eficiencia en el uso del agua (WUE, obtenida a partir de $\delta^{13}\text{C}$ en hojas) y el área de conductividad hidráulica ($r^2 = 0.81$, $p < 0.05$). Tomado de Santini N.S., Cleverly J., Faux R., Lestrangle C., Rumman R., Eamus D. 2016. Xylem traits and water use efficiency of woody species co-occurring in the Ti Tree Basin arid zone. *Trees*, 30, 295-303.

La alta WUE se asocia con especies de crecimiento lento que presentan bajas tasas de transpiración [12]. Nuestros resultados indican que las especies de *Acacia*, *Hakea* sp. y *P. latifolia*, caracterizadas por bajas conductividades hidráulicas, presentan una elevada WUE. Estas especies también se distinguen por una tolerancia extrema a potenciales hídricos muy bajos en suelo y hojas (< -6 MPa). Además, las *Acacia* spp. poseen raíces superficiales que pueden extenderse

lateralmente hasta 13 m, accediendo únicamente al agua del suelo poco profundo en el sitio de estudio, observación de campo de Rolf Faux. En contraste, *E. camaldulensis* accede a aguas subterráneas someras (< 3 m) en la Cuenca Ti Tree (observación de campo de Rolf Faux). Se ha encontrado que el potencial hídrico foliar, medido al amanecer y al mediodía, es mucho más bajo en *Acacia* spp. que en varias especies arbóreas que coexisten en el sitio (especialmente *E. camaldulensis*), lo que indica una estrategia eficaz de tolerancia a la sequía. En contraste, *E. camaldulensis*, *C. opaca* y *E. vespertilio* mostraron valores bajos de WUE y utilizan aguas subterráneas como fuente principal [8]. En estas especies freatofíticas, donde el agua no representa un recurso limitante, la presencia de áreas de conductividad grandes, y elevadas tasas de transpiración no comprometen su seguridad hidráulica [8] y permiten el desarrollo arbóreo de gran tamaño.

Tabla 1. Área de conductividad hidráulica y $\delta^{13}\text{C}$ en hojas ($n = 9$) de seis especies recolectadas en la Cuenca Ti Tree. Letras distintas en las columnas indican diferencias significativas entre promedios por especie ($p < 0.05$) según una prueba de análisis de varianza de una vía. Los valores corresponden al promedio $\pm$ error estándar.

Especie	Área de conductividad hidráulica (mm ² mm ⁻²)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)
<i>E. vespertilio</i>	0.249 $\pm$ 0.020 ^{AB}	-27.45 $\pm$ 0.07 ^A
<i>C. opaca</i>	0.258 $\pm$ 0.032 ^{AB}	-28.43 $\pm$ 0.47 ^{AB}
<i>E. camaldulensis</i>	0.258 $\pm$ 0.053 ^B	-29.89 $\pm$ 0.41 ^B
<i>P. latifolia</i>	0.133 $\pm$ 0.013 ^{AC}	-26.50 $\pm$ 0.49 ^A
<i>Hakea</i> sp.	0.123 $\pm$ 0.023 ^{AC}	-26.84 $\pm$ 0.80 ^A
<i>Acacia aneura</i>	0.098 $\pm$ 0.008 ^C	-26.96 $\pm$ 0.27 ^A

Tomado de Santini N.S., Clevery J., Faux R., Lestrangle C., Rumman R., Eamus D. 2016. Xylem traits and water use efficiency of woody species co-occurring in the Ti Tree Basin arid zone. *Trees*, 30, 295-303.

Conclusiones

Este estudio muestra que los rasgos hidráulicos del xilema influyen de manera importante en la separación de nicho hidráulico y en las estrategias de uso del agua de especies leñosas. *Erythrina vespertilio*, *Corymbia opaca* y *Eucalyptus camaldulensis* mantienen un acceso constante al agua subterránea, lo que mantiene un crecimiento rápido, pero con baja eficiencia en el uso del agua



(WUE) y mayor susceptibilidad a la cavitación. En cambio, *Psydrax latifolia*, *Hakea* sp. y las especies de *Acacia* dependen de agua de lluvia de forma intermitente y presentan características que favorecen la tolerancia a la sequía y una mayor WUE, aunque con un crecimiento más lento.

Agradecimientos

Agradecemos a la Becas Endeavour de Scope Global, Australia, por el apoyo financiero (número de subvención ERF_PDR_4065_2014), al Dr. Sebastian Pfautsch de la University of Western Sydney, a Jacqueline Loyola-Echeverría, a la Dra. Rachael Nolan y a Tonantzin Tarin-Terrazas de la University of Technology Sydney, a la Dra. Nele Schmitz de la École Normale Supérieure de Lyon, y a la Dra. Kasia Ziemińska de la Macquarie University. Este trabajo también fue financiado por una subvención del ARC (DP140101150) otorgada a Derek Eamus.

Referencias

- [1] J. Silvertown, "Plant coexistence and the niche", *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 19, n° 11, pp. 605–611, Nov. 2004.
- [2] J. Terradas, J. Peñuelas y F. Lloret, *La ecología de la vegetación mediterránea*, 2009.
- [3] J. Chave *et al.*, "Towards a worldwide wood economics spectrum", *Ecology Letters*, vol. 12, pp. 351–366, Mar. 2009.
- [4] D. A. King *et al.*, "Tree growth and mortality responses to soil moisture availability in lowland tropical forest of Panama", *Journal of Ecology*, vol. 94, pp. 1190–1199, Nov. 2006.
- [5] U. G. Hacke *et al.*, "Trends in wood density and structure are linked to prevention of xylem implosion by negative pressure", *Oecologia*, vol. 126, pp. 457–461, Feb. 2001.
- [6] D. Eamus, "The interaction of rising CO₂ and temperatures with water use efficiency", *Plant, Cell & Environment*, vol. 14, pp. 843–852, Sep. 1991.
- [7] A. Gessler *et al.*, "Tracing carbon and oxygen isotope signals from newly assimilated sugars in the leaves to the tree-ring archive", *Plant, Cell & Environment*, vol. 32, pp. 780–795, May 2009.
- [8] A. P. O'Grady *et al.*, "Seasonal water use of a riparian eucalypt determined by sap flow and stable isotopes", *Oecologia*, vol. 160, pp. 495–504, Sep. 2009.
- [9] Australian Bureau of Meteorology, "Australian Bureau of Meteorology home page", 2014. [En línea]. Disponible en: <http://www.bom.gov.au> [Fecha de acceso: Sep. 23, 2025].
- [10] G. A. Harrington *et al.*, "Spatial and temporal variability of groundwater recharge in Central Australia: a tracer approach", *Groundwater*, vol. 40, pp. 518–528, Jul. 2002.
- [11] A. M. Lewis, "Measuring the hydraulic diameter of a pore or conduit", *American Journal of Botany*, vol. 79, pp. 1158–1161, Oct. 1992.
- [12] D. Craven, J. S. Hall, M. S. Ashton, and G. P. Berlyn, "Water use efficiency and whole plant performance of nine tropical tree species at two sites with contrasting water availability in Panama," *Trees*, vol. 27, pp. 639–653, 2013, doi:10.1007/s00468-012-0818-0.



Monitoreo de hidrocarburos antropogénicos y variables fisicoquímicas en aguas adyacentes al Puerto de Progreso, Yucatán

Germán Giacomán-Vallejos ^a, Virgilio Góngora-Echeverría ^a, Isidro Montes-Ávila ^a, Cinthia Gamboa-Loira ^a, Roger Méndez-Novelo ^a, Carmen Ponce-Caballero ^a, Olga Briceño-Pérez^a y Avel González-Sánchez ^{a,*}

^a Datos de la Institución (a): Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, 97000, México.

*Maestro en ciencias, avel.gonzalez@correo.uady.mx

Abstract

Coastal ecosystems in northern Yucatán are increasingly exposed to pressures from port, urban, and tourism-related activities. To evaluate these impacts, water quality was monitored at fifteen stations adjacent to the Progreso Deep-Water Port during three seasonal campaigns in 2024. Anthropogenic hydrocarbons (HAT) were quantified by gas chromatography, together with physicochemical parameters and chlorophyll-a. Results revealed pronounced seasonal variability, with maximum HAT concentrations during the rainy season and minimum values in the dry season, whereas chlorophyll-a peaked during nortes (winter storm season). Spatial patterns showed consistently higher HAT concentrations in coastal and port areas, closely associated with resuspension processes and maritime traffic. The findings indicate that hydrocarbons respond to port and urban pressures independently of nutrient dynamics. Compared with international benchmarks, measured concentrations exceeded protective thresholds, highlighting ecological risks and emphasizing the urgent need to strengthen regulatory frameworks and maintain continuous environmental monitoring in the region.

Resumen

Los ecosistemas costeros del norte de Yucatán enfrentan una presión creciente derivada de actividades portuarias, urbanas y turísticas. Con el fin de evaluar estos impactos, se monitoreó la calidad del agua en quince estaciones adyacentes al Puerto de Progreso durante tres campañas estacionales en 2024. Los hidrocarburos antropogénicos totales (HAT) se cuantificaron mediante cromatografía de gases, junto con parámetros fisicoquímicos y clorofila-a. Los resultados evidenciaron una marcada variación estacional, con máximos de HAT en lluvias y mínimos en secas, mientras que la clorofila-a se incrementó en la temporada de nortes. La distribución espacial mostró concentraciones consistentemente más altas en zonas costeras y portuarias, asociadas con procesos de resuspensión y tráfico marítimo. Estos hallazgos confirman que los hidrocarburos responden a presiones portuarias y urbanas de manera independiente a la dinámica de nutrientes. Al contrastar con estándares internacionales, los niveles registrados superan los límites de protección, lo que señala riesgos ecológicos y la urgencia de fortalecer tanto la regulación como el monitoreo ambiental en la región.

Palabras clave: hidrocarburos antropogénicos; calidad del agua; puerto de Progreso; contaminación marina; parámetros fisicoquímicos.

Introducción

La península de Yucatán es una de las regiones más vulnerables ambientalmente en México debido a su sistema cárstico altamente permeable y con limitada capacidad de atenuación



natural, lo que la hace especialmente sensible a contaminantes de origen antrópico [1]. Entre estos destacan los hidrocarburos antropogénicos (HAT), un grupo diverso de compuestos derivados principalmente de actividades portuarias, marítimas, turísticas e industriales, cuya relevancia ambiental se relaciona con su persistencia, bioacumulación y toxicidad [2], [3]. Aunque sus concentraciones en agua marina suelen ser bajas por la escasa solubilidad de fracciones alifáticas y aromáticas de alto peso molecular, se han documentado mecanismos que explican su presencia en la columna de agua, tales como la disolución selectiva de compuestos aromáticos ligeros, la adsorción a materia orgánica disuelta y microplásticos, así como el enriquecimiento en la microlámina superficial, donde pueden alcanzar concentraciones varios órdenes de magnitud superiores al agua subyacente [4]–[6]. En este contexto, el Puerto de Altura de Progreso, principal infraestructura logística de Yucatán, ha experimentado un crecimiento sostenido desde la ampliación de su muelle en 1985, lo que permitió recibir buques de mayor calado y aumentar significativamente el tráfico de mercancías y pasajeros [7]; sin embargo, este desarrollo, esencial para la economía regional, conlleva riesgos de contaminación marina vinculados al manejo de combustibles, operaciones de dragado, tráfico de cruceros y descargas urbanas, cuya evaluación se ve limitada por la ausencia de estudios continuos de largo plazo en la zona, lo que resalta la necesidad de diagnósticos integrales y programas de monitoreo ambiental que establezcan líneas base y fortalezcan la gestión costera [8], [9].

Objetivos

Evaluar la calidad del agua marina en la zona de influencia del Puerto de Altura de Progreso (Yucatán, México) mediante la determinación de hidrocarburos antropogénicos totales (HAT) y su relación con parámetros fisicoquímicos y biológicos, para establecer su dinámica ambiental y los riesgos asociados.

Metodología

El estudio se realizó en el Puerto de Altura de Progreso, Yucatán (21°10'–21°19' N, 88°34'–88°57' O), en 15 estaciones distribuidas en zonas con distinta influencia portuaria: Marina de Chelem (MCh), Marina de Progreso (MPR), Costera de Chelem (CCh), Costera de Progreso (CPr) y tres estaciones de referencia.

Las muestras de agua superficial se recolectaron a 30 cm de profundidad en frascos ámbar acondicionados, se conservaron a 4 °C y se transportaron bajo cadena de custodia al laboratorio. Los hidrocarburos se extrajeron mediante extracción líquido-líquido con diclorometano en tres repeticiones, se secaron con sulfato de sodio y se concentraron a 1 mL bajo nitrógeno. El análisis se efectuó en un GC (Trace 1300, Thermo Scientific) acoplado a MS (ISQ LT) con columna HP-5, programa de temperatura de 60–280 °C y helio como gas portador (1 mL/min), con inyección splitless a 250 °C. La cuantificación se realizó por calibración externa en GC-FID usando mezclas certificadas de alcanos (C10–C40), isoprenoides, BTEX y PAHs, confirmando resultados por espectrometría de masas. Los hidrocarburos antropogénicos totales (HAT) se calcularon a partir de los hidrocarburos totales (HT) menos la fracción biogénica (HB), determinada por la distribución de n-alcanos e isoprenoides. El análisis estadístico se realizó en Python 3.10 empleando librerías estándar para pruebas de normalidad (Shapiro–Wilk), homogeneidad (Levene) y ANOVA, con un nivel de significancia de 0.05.

Resultados y discusión

Los hidrocarburos antropogénicos totales (HAT) y la clorofila-a presentaron una marcada variación estacional (TABLA 1) en la costa de Progreso: los HAT alcanzaron sus valores más

altos en lluvias ($0.288 \pm 0.093 \text{ mg L}^{-1}$) y más bajos en secas ($0.195 \pm 0.088 \text{ mg L}^{-1}$), mientras que la clorofila-a fue máxima en nortes ($2.984 \pm 1.911 \text{ mg m}^{-3}$) y mínima en secas ($0.737 \pm 0.605 \text{ mg m}^{-3}$), reflejando el efecto del forzamiento invernal y la mezcla vertical que favorecen el ascenso de nutrientes a la zona fótica [10], [11].

TABLA 1

Concentraciones promedio ($\pm$ DE) de HAT y clorofila-a por temporada en aguas costeras de Progreso, Yucatán.

Temporada	HAT (mg/L)	Clorofila-a (mg/m ³)
Nortes	0.235 ± 0.096	2.984 ± 1.911
Secas	0.195 ± 0.088	0.737 ± 0.605
Lluvias	0.288 ± 0.093	0.961 ± 0.808

Nota. Fuente: Elaboración propia a partir de los resultados del estudio (2024).

La distribución espacial (Fig. 2) mostró un claro gradiente costa-mar, con mayores concentraciones de HAT en las zonas costeras de Progreso (CPr) y Chelem (CCh), alcanzando hasta 0.382 mg L^{-1} en lluvias, en comparación con áreas marinas y de referencia. Este patrón se asocia a aportes portuarios y urbanos, así como a la resuspensión de sedimentos, fenómeno también descrito en otros puertos del Golfo de México y el Caribe [14], [15].

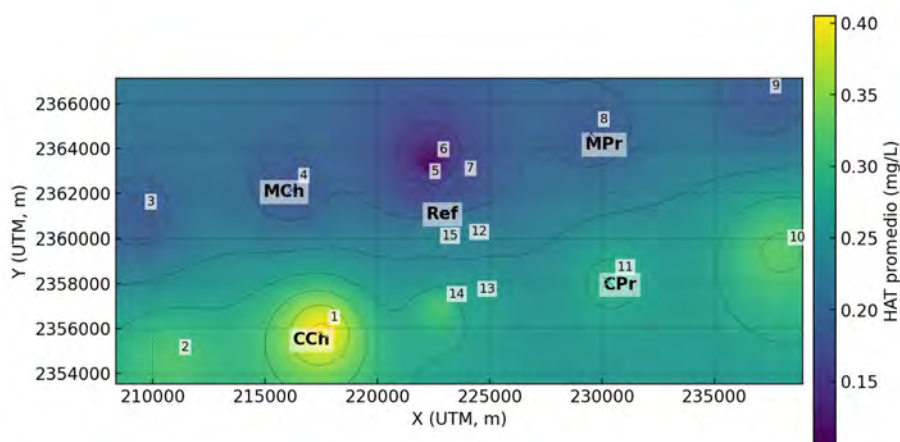


Fig. 2. Distribución espacial de las concentraciones promedio de HAT en aguas costeras de Progreso, Yucatán.

Nota. Fuente: Elaboración propia a partir de los resultados del estudio (2024).

Las correlaciones mostraron que los HAT se asociaron positivamente con la turbidez ($\rho \approx 0.37$), clorofila-a ($\rho \approx 0.27$) y amonio ($\rho \approx 0.23$), mientras que nitratos, fosfatos y sólidos suspendidos presentaron correlaciones negativas de baja magnitud. Esto sugiere que los hidrocarburos se vinculan principalmente con perturbaciones físicas y condiciones reductoras, mientras que los nutrientes disueltos responden a presiones distintas, como se ha observado en Cartagena y sistemas mediterráneos [16], [17].

Con el objetivo de identificar gradientes ambientales dominantes se realizó un análisis de componentes principales (Fig. 4). El PCA identificó dos gradientes dominantes que explican

49.2 % de la varianza ($PC1 = 26.6 \%$, $PC2 = 22.6 \%$). $PC1$ se asoció con turbidez y sólidos suspendidos (eje físico de resuspensión), mientras que $PC2$ mostró cargas positivas de HAT y amonio (eje químico vinculado a combustibles y a condiciones favorables a la formación/liberación de amonio). Esta co-ocurrencia HAT–amonio es compatible con procesos de degradación microbiana de hidrocarburos que lo generan como subproducto [18]. Los nutrientes (nitratos, fosfatos) se proyectaron en cuadrantes distintos, reforzando su origen difuso terrestre y su desacoplamiento respecto a la presión portuaria.

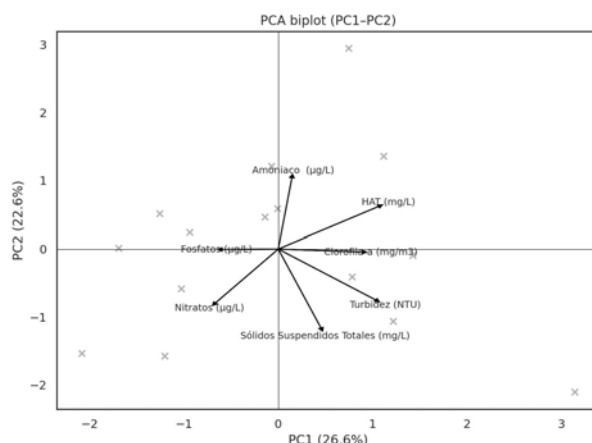


Fig. 4. Biplot del análisis de componentes principales (PCA) de variables ambientales y químicas en aguas costeras de Progreso, Yucatán.

Nota. Fuente: Elaboración propia a partir de los resultados del estudio (2024).

La presencia de compuestos hidrofóbicos en la columna de agua se explica por mecanismos como el enriquecimiento en la microlámina superficial, la adsorción a partículas en suspensión, la emulsificación de microgotas durante maniobras portuarias y la formación de derivados oxigenados más polares por degradación [19–22]. Al contrastar estos procesos con marcos normativos, se evidencia un vacío regulatorio nacional, ya que la NOM-001-SEMARNAT-2021 y la NOM-127-SSA1-2021 no contemplan criterios específicos para aguas marinas, a diferencia de estándares internacionales (p. ej., $10 \mu\text{g L}^{-1}$ para hidrocarburos aromáticos totales en Alaska; límites de ng L^{-1} para PAHs en la Unión Europea) [23]. Los valores registrados en Progreso ($0.195\text{--}0.288 \text{ mg L}^{-1}$) superan dichos referentes y representan un riesgo ecotoxicológico para distintos niveles tróficos, con efectos potenciales sobre la fotosíntesis del fitoplancton, bioacumulación en moluscos y alteraciones crónicas en peces [8]. La presencia de microbiomas sedimentarios adaptados a hidrocarburos confirma además una exposición crónica en el sistema [24]. En conjunto, estos hallazgos evidencian que la contaminación por HAT en Progreso responde a presiones múltiples y sostenidas, por lo que se recomienda reforzar el monitoreo, incorporar biomonitoreo en biota, armonizar la normativa nacional con criterios internacionales y fortalecer los controles operativos portuarios para mitigar aportes crónicos.

Conclusiones

El monitoreo realizado en Progreso confirma que la presencia de hidrocarburos antropogénicos constituye una presión ambiental constante y de magnitud moderada a alta, con picos durante la temporada de lluvias y concentraciones mayores en las zonas portuarias y costeras. Los análisis estadísticos mostraron que estas sustancias responden a fuentes y procesos distintos de los nutrientes, lo que evidencia presiones múltiples y desacopladas sobre



el ecosistema. Al superar los valores de referencia establecidos en marcos internacionales, los resultados ponen de manifiesto un vacío en la regulación mexicana y resaltan riesgos potenciales para la biota marina y la seguridad alimentaria. Estos hallazgos refuerzan la necesidad de establecer criterios nacionales de calidad ambiental marina y de fortalecer el monitoreo especializado y preventivo en el Puerto de Progreso.

Referencias

- [1] J. A. Herrera-Silveira y F. A. Comín, "An integrated approach to assess the trophic status of coastal ecosystems," *Ecological Modelling*, vol. 134, no. 2-3, pp. 131-142, 2000.
- [2] National Research Council, *Oil in the Sea III: Inputs, fates, and effects*. Washington, DC: National Academies Press, 2003.
- [3] U. H. Yim, M. Kim, S. Y. Ha, y W. J. Shim, "Oil spills in the marine environment: Fate and effects of oil," *Ocean and Coastal Management*, vol. 149, pp. 148-157, 2017.
- [4] A. A. Koelmans, A. Bakir, G. A. Burton, y C. R. Janssen, "Microplastic as a vector for chemicals in the aquatic environment," *Environmental Science & Technology*, vol. 50, no. 7, pp. 3315-3326, 2016.
- [5] W. Huang, J. Chen, Y. Wang, y F. Wu, "Microplastic pollution along the coast of China: Sources, distribution and ecological impacts," *Marine Pollution Bulletin*, vol. 158, p. 111406, 2020.
- [6] C. Guitart, N. García-Flor, J. Dachs, J. M. Bayona, y J. Albaigés, "Gas exchange and dynamics of PAHs in the sea-surface microlayer," *Marine Chemistry*, vol. 105, no. 1-2, pp. 115-132, 2007.
- [7] G. Giacomán-Vallejos, J. Herrera-Silveira, y F. Comín, "Cambio ambiental en sistemas costeros asociados al desarrollo portuario de Yucatán," *Ciencias Marinas*, vol. 35, no. 1, pp. 47-62, 2009.
- [8] A. V. Botello, J. Gutiérrez, y S. Villanueva-Fragoso, *La contaminación marina en México: Estado actual y perspectivas*. Campeche, México: Universidad Autónoma de Campeche, 2014.
- [9] United Nations Environment Programme (UNEP), *From pollution to solution: A global assessment of marine litter and plastic pollution*. Nairobi: UNEP, 2021.
- [10] I. Medina-Gómez y J. A. Herrera-Silveira, "Seasonal responses of phytoplankton productivity in a coastal karst ecosystem of the Yucatán Peninsula," *Gulf of Mexico Science*, vol. 27, no. 1, pp. 39-51, 2009.
- [11] M. Merino, "Upwelling on the Yucatan Shelf: Hydrographic evidence," *Journal of Marine Systems*, vol. 13, no. 1-4, pp. 101-121, 1997.



- [12] C. Marwood, R. E. Smith, K. R. Solomon, M. N. Charlton, y B. M. Greenberg, "Intact and photomodified PAHs inhibit photosynthesis in natural phytoplankton," *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 44, no. 3, pp. 322–327, 1999.
- [13] K. Ozhan, M. L. Parsons, y S. Bargu, "How do PAHs affect phytoplankton? A review of interactive effects, mechanisms, and implications," *Marine Pollution Bulletin*, vol. 81, no. 1, pp. 5–25, 2014.
- [14] A. V. Botello, F. Páez-Osuna, y S. Villanueva-Fragoso, "Marine pollution in Mexico: Overview and trends," *Marine Pollution Bulletin*, vol. 91, no. 1, pp. 20–27, 2015.
- [15] E. Cuevas, S. M. Morales-Ojeda, y T. L. Espinosa-Carreón, "Hydrocarbon pollution in Mexican Caribbean coastal waters," *Marine Pollution Bulletin*, vol. 100, no. 1, pp. 325–333, 2015.
- [16] G. Márquez, C. García, y M. Jiménez, "Petroleum hydrocarbons in Cartagena Bay," *Marine Pollution Bulletin*, vol. 119, no. 1, pp. 319–327, 2017.
- [17] M. Tsapakis, E. T. Apostolaki, y T. Polychronaki, "Hydrocarbons in Mediterranean coastal waters," *Marine Pollution Bulletin*, vol. 74, no. 1, pp. 391–400, 2013.
- [18] S. B. Joye, I. R. MacDonald, I. Leifer, y V. Asper, "Magnitude and oxidation potential of hydrocarbon gases released from the Deepwater Horizon spill," *Nature Geoscience*, vol. 4, no. 3, pp. 160–164, 2011.
- [19] O. Wurl y J. P. Obbard, "Organic pollutants in the sea-surface microlayer," *Marine Pollution Bulletin*, vol. 48, no. 11–12, pp. 1016–1030, 2004.
- [20] A. Sakellari, I. Karakassis, y M. Tsapakis, "Occurrence and distribution of PAHs in aquatic systems: Role of suspended particulate matter," *Science of the Total Environment*, vol. 771, p. 145384, 2021.
- [21] M. A. Rippey, P. J. S. Franks, F. Feddersen, R. T. Guza, y C. Moore, "Transport of oil-derived compounds in the sea-surface microlayer," *Water Research*, vol. 82, pp. 1–9, 2015.
- [22] Z. Liu, J. S. Arey, D. L. Woodruff, y D. L. Valentine, "Photochemical and microbial degradation of oil in marine environments," *Marine Chemistry*, vol. 240, p. 104082, 2022.
- [23] Alaska Department of Environmental Conservation, 18 AAC 70: Water quality standards. Juneau, AK, 2015.
- [24] P. Suárez-Moo, C. M. Duarte, y E. García-Robledo, "Characterization of sediment microbial communities at two sites with low hydrocarbon pollution in the southeast Gulf of Mexico," *PeerJ*, vol. 8, p. e10339, 2020.



SEMÁFOROS INTELIGENTES Y REDUCCIÓN DE EMISIONES EN CRUCEROS URBANOS

R. Marzoug ^{a,*}, B. Castillo Téllez ^b, G. A. Mejía Pérez ^c, M. Castillo Téllez ^d y C. J. Vega Gómez^e

^aCentro Universitario del Norte, Universidad de Guadalajara, Colotlán, Jalisco. CP 46200. México.

^bCentro Universitario de Tonalá, Universidad de Guadalajara, Tonalá, Jalisco. CP 45400. México.

^cFacultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Campeche. Campeche. CP. 24000. México

^dCentro Universitario de Tlajomulco, Universidad de Guadalajara, Tlajomulco, Jalisco. CP 45655. México.

*rachid.marzoug@academicos.udg.mx

Abstract

Traffic emissions are a serious problem in cities, especially at intersections where vehicles stop and accelerate. We used a cellular automata model to study how traffic lights and lane changes affect emissions of CO₂, NO_x, PM, and VOCs. Two strategies were tested: adding extra light and using self-organizing lights. Results show that adaptive lights reduce emissions and improve speed in moderate traffic, while the extra-light strategy works better in heavy traffic. Combining both strategies leads to cleaner and more efficient mobility.

Resumen

Las emisiones vehiculares son un problema grave en las ciudades, sobre todo en los cruces con semáforo. Usamos un modelo de autómatas celulares para analizar cómo influyen los semáforos y los cambios de carril en la contaminación. Probamos dos estrategias: un semáforo adicional y semáforos auto-organizados. Los resultados muestran que los auto-organizados reducen emisiones en tráfico medio, y el semáforo doble mejora el flujo en tráfico denso. La combinación de ambos ofrece una movilidad más limpia y eficiente.

Palabras clave: emisiones, tráfico, semáforos, autómatas celulares, movilidad sostenible.

Introducción

En las ciudades modernas, el tráfico de automóviles es uno de los principales responsables de la contaminación del aire. Este problema no se limita al exceso de autos en movimiento, sino que se intensifica en lugares muy específicos: las intersecciones con semáforo. Ahí, los vehículos deben frenar, esperar y volver a acelerar, lo que genera un consumo extra de combustible y un aumento de gases contaminantes. Entre los más preocupantes se encuentran el dióxido de carbono (CO₂), los óxidos de nitrógeno (NO_x), las partículas finas (PM) y los compuestos orgánicos volátiles (COV), todos ellos con impactos comprobados en la salud y en el medio ambiente [1].

El sector transporte es responsable de cerca del 25% de las emisiones globales de CO₂. Estudios médicos han demostrado que vivir cerca de avenidas con tráfico intenso aumenta el riesgo de enfermedades cardiopulmonares y cáncer de pulmón [2]. Además, conducir de manera agresiva con frenados y aceleraciones bruscas puede elevar las emisiones hasta en un 40% en el consumo de combustible, 400% en compuestos volátiles y 150% en óxidos de nitrógeno [3]. Estos datos



muestran la urgencia de buscar estrategias más inteligentes para organizar el tránsito y reducir la contaminación.

Durante décadas, se han utilizado distintos modelos matemáticos y de simulación para entender cómo se comporta el tráfico y cómo se generan las emisiones [4]. Una limitación de muchos de esos modelos es que suelen simplificar demasiado la realidad: asumen, por ejemplo, que los autos circulan a la misma velocidad o que el flujo de vehículos es constante en el tiempo. Sin embargo, en la vida real el tránsito cambia según la hora del día, el clima, el tipo de vehículos e incluso la manera en que los conductores cambian de carril.

En este contexto, los autómatas celulares han surgido como una herramienta poderosa para simular fenómenos complejos de forma sencilla. Este tipo de modelos, inspirados en la física y la computación, permiten representar cómo cada vehículo se mueve, frena, acelera o cambia de carril siguiendo reglas muy simples. A pesar de esa simplicidad, los autómatas celulares logran reproducir patrones colectivos muy similares a los que vemos en el tráfico real, incluyendo los embotellamientos y las emisiones asociadas [5].

Aunque existen múltiples estudios que usan autómatas celulares para modelar carreteras o rotondas, todavía son pocos los que se enfocan en intersecciones con semáforo, que es justamente donde las emisiones suelen ser más críticas [6]. Además, muchos de los trabajos previos se centran en un solo carril, no consideran la variedad de vehículos (autos, camiones, autobuses) o bien no proponen estrategias claras para mejorar el desempeño del tránsito.

Este estudio busca llenar ese vacío. Nuestro objetivo es analizar cómo diferentes factores como la duración de las luces verdes, la densidad de vehículos y las reglas de cambio de carril afectan tanto la velocidad promedio como las emisiones en una intersección señalizada. Para ello se diseñó un modelo de autómatas celulares que incorpora la diversidad de vehículos, sus aceleraciones y la interacción al cambiar de carril.

Además, se plantearon dos estrategias de control de semáforos para mejorar tanto el flujo vehicular como la calidad del aire. La primera consiste en colocar un semáforo adicional antes de la intersección, con el fin de dosificar la llegada de autos. La segunda es un sistema de semáforos auto-organizados, capaces de adaptarse al número de vehículos en espera en cada dirección. La combinación de ambas podría representar una solución práctica para ciudades que enfrentan congestionamientos y altos niveles de contaminación en sus avenidas principales.

Con este trabajo no solo se pretende comprender mejor cómo se generan las emisiones en los cruceros urbanos, sino también aportar ideas para diseñar políticas públicas y tecnologías que hagan más sostenibles nuestras ciudades. En un contexto donde los objetivos de desarrollo sostenible de la ONU insisten en reducir las emisiones netas de gases de efecto invernadero, avanzar hacia sistemas de transporte más limpios y eficientes es un paso necesario.

Objetivos

El objetivo de este trabajo es entender cómo se generan las emisiones en los cruceros con semáforo y proponer formas de reducirlas sin afectar la movilidad. Para ello se busca:

- Simular el tráfico en una intersección usando un modelo de autómatas celulares.
- Analizar cómo influyen los semáforos en la velocidad y en las emisiones contaminantes.
- Comparar dos estrategias de control: un semáforo adicional y semáforos auto-organizados.
- Identificar la mejor opción, o combinación de ellas, según el nivel de tráfico.

Metodología

Para estudiar cómo se producen las emisiones en los cruceros con semáforo, se diseñó un modelo computacional de autómatas celulares. Este tipo de modelo representa la calle como una serie de celdas, donde cada vehículo ocupa un espacio y sigue reglas sencillas para avanzar, frenar o cambiar de carril. A partir de esas reglas simples se pueden reproducir situaciones muy parecidas al tráfico real [5].

El modelo incluyó tres elementos principales:

-Movimiento de los vehículos:

Se usaron reglas que describen cómo los autos aceleran, frenan o cambian de carril para evitar choques. Se consideraron dos tipos de vehículos: rápidos (autos particulares) y lentos (camiones o autobuses).

-Emisiones contaminantes:

Con base en estudios previos, se calcularon las emisiones de cada vehículo en cada instante, tomando en cuenta su velocidad y aceleración. Se evaluaron cuatro contaminantes: dióxido de carbono (CO₂), óxidos de nitrógeno (NO_x), partículas finas (PM) y compuestos orgánicos volátiles (COV) [7].

-Control del semáforo:

El cruce simulado tiene dos avenidas que se cruzan con semáforos. Se probó el sistema convencional y dos estrategias nuevas:

- ✓ Semáforo doble: colocar un semáforo adicional antes del cruce para regular la llegada de vehículos.
- ✓ Semáforo auto-organizado: los semáforos cambian según el número de autos esperando, en lugar de seguir un tiempo fijo.

Las simulaciones se realizaron con diferentes condiciones de tráfico: desde flujo ligero hasta congestionamientos. Para asegurar resultados confiables, se repitieron varias veces cada escenario y se midieron tanto la velocidad promedio de los autos como las emisiones contaminantes generadas en cada caso.

Resultados y discusión

Las simulaciones realizadas mostraron que las emisiones de contaminantes y la velocidad de los vehículos dependen mucho de la cantidad de autos en circulación y del tipo de control de los semáforos.

En el caso de un semáforo convencional, cuando el tráfico es ligero los autos pueden circular casi sin detenerse, por lo que las emisiones son relativamente bajas. Sin embargo, a medida que aumenta el número de vehículos, las paradas y arranques constantes provocan más contaminación, sobre todo de CO₂ y NO_x. Cuando se probó la estrategia del semáforo doble, es decir, colocar un semáforo adicional antes del cruce, los resultados fueron mixtos. En condiciones de tráfico denso, esta medida ayudó a ordenar el flujo de autos: aumentó la velocidad promedio hasta un 28.8% y redujo las emisiones en un 3.6%. Sin embargo, en tráfico ligero la estrategia resultó contraproducente, ya que obligó a los conductores a detenerse más veces y, por lo tanto, a emitir más contaminantes.

Por otro lado, la estrategia de los semáforos auto-organizados, que se adaptan al número de vehículos en espera, mostró grandes ventajas en condiciones de tráfico intermedio o moderado. Con este sistema se logró una reducción de emisiones de hasta 13.6% y un aumento de casi 10% en la velocidad promedio. Es decir, no solo se mejora la movilidad, sino que también se contribuye a la reducción de la contaminación.

Un aspecto interesante fue la comparación entre las reglas de cambio de carril. Cuando los conductores seguían reglas más "simétricas", es decir, sin preferencias exageradas por un carril sobre otro, las emisiones eran menores. En cambio, las reglas "asimétricas", que imitan un comportamiento más agresivo de los conductores, generaban más frenadas, aceleraciones y, en consecuencia, más contaminación.

En conjunto, los resultados sugieren que no existe una sola solución universal. Más bien, lo recomendable es combinar ambas estrategias: los semáforos auto-organizados para condiciones de tráfico ligero o moderado, y el semáforo doble para tráfico pesado. Esta combinación permite mantener el flujo de vehículos en movimiento y, al mismo tiempo, reducir las emisiones contaminantes.

De manera general, el estudio confirma que las decisiones sobre el tiempo de los semáforos, la forma en que se organizan y hasta los hábitos de manejo de los conductores influyen directamente en la calidad del aire en las ciudades.

Conclusiones

El estudio mostró que las emisiones en los cruces con semáforo dependen de la densidad del tráfico y del tipo de control.



Con tráfico ligero o intermedio, los semáforos auto-organizados reducen emisiones hasta en 13.6% y aumentan la velocidad en casi 10%.

Con tráfico denso, el semáforo doble mejora la movilidad hasta en 28.8% y reduce emisiones en 3.6%.

No hay una sola solución para todas las condiciones: lo ideal es combinar ambas estrategias y así lograr una movilidad más limpia y eficiente.

Referencias

- [1] G. Hoek, B. Brunekreef, S. Goldbohm, P. Fischer, and P. A. Van Den Brandt, “Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: A cohort study,” *Lancet*, vol. 360, no. 9341, pp. 1203–1209, 2002, doi: 10.1016/S0140-6736(02)11280-3.
- [2] C. A. Pope III, R. T. Burnett, M. J. Thun, E. E. Calle, D. Krewski, and G. D. Thurston, “to Fine Particulate Air Pollution,” *J. Am. Med. Assoc.*, vol. 287, no. 9, pp. 1132–1141, 2002, [Online]. Available: <http://jama.jamanetwork.com/article.aspx?doi=10.1001/jama.287.9.1132>.
- [3] J. G. De Vlieger, I., De Keukeleere, D., & Kretzschmar, “Environmental effects of driving behaviour and congestion related to passenger cars,” *Atmos. Environ.*, vol. 34, no. 27, pp. 4649–4655, 2000.
- [4] M. J. Lighthill and G. B. Whitham, “On kinematic waves II. A theory of traffic flow on long crowded roads,” *Proc. R. Soc. London. Ser. A. Math. Phys. Sci.*, vol. 229, no. 1178, pp. 317–345, 1955, doi: 10.1098/rspa.1955.0089.
- [5] K. Nagel and M. Schreckenberg, “A cellular automaton model for freeway traffic,” *J. Phys. I*, vol. 2, no. 12, pp. 2221–2229, 1992, doi: 10.1051/jp1:1992277.
- [6] H. X. Zhao, R. C. He, and N. Yin, “Modeling of vehicle CO₂ emissions and signal timing analysis at a signalized intersection considering fuel vehicles and electric vehicles,” *Eur. Transp. Res. Rev.*, vol. 13, no. 1, 2021, doi: 10.1186/s12544-020-00466-y.
- [7] L. Int Panis, S. Broekx, and R. Liu, “Modelling instantaneous traffic emission and the influence of traffic speed limits,” *Sci. Total Environ.*, vol. 371, no. 1–3, pp. 270–285, 2006, doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.08.017.

EJE TEMÁTICO 2

Energía y tecnología: eficiencia energética, renovables y secado solar

Este apartado reúne investigaciones sobre optimización del consumo energético, fuentes de energía renovable y tecnología solar.



ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA DE UN BIOÁNODO FABRICADO CON CARBONIZADO DE HUESO DE PEZ DIABLO Y SU APLICACIÓN EN LA PRODUCCIÓN DE BIOENERGÍA

Miguel Mauricio Aguilera Flores^{a,*}, Verónica Ávila Vázquez^a, Nahum Andrés Medellín Castillo^b

^a Unidad Profesional Interdisciplinaria de Ingeniería Campus Zacatecas, Instituto Politécnico Nacional, Zacatecas, 98160, México

^b Centro de Investigación y Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, 78290, México

*Doctor en Ciencias Ambientales, maguileraf@ipn.mx

Abstract

This study performed a life cycle assessment (LCA) of fabricating a devilfish bone char bioanode and producing bioenergy from ibuprofen biodegradation in microbial fuel cells (MFC). Devilfish bone char was obtained by calcination using air as a purge gas. This material was applied in MFC to produce bioenergy from the biodegradation of ibuprofen. LCA was performed using the ISO-14040 methodology. 1 kg of fabricated bioanode and 1 W/m² of produced bioenergy were established as functional units. A detailed inventory of the materials' fabrication and application in MFC was integrated. The environmental impacts were estimated using OpenLCA software, the Ecoinvent database, and 18 impact categories. Results showed that the bioanode fabricated contributes to the categories of water depletion and human toxicity with values of 26.44 m³ and 2.13 kg 1,4-DCB, respectively. These results were associated with the water consumed in the energy production used in devilfish bone calcination and the Nafion® used in the bioanode. The devilfish bioanode application in MFC generated environmental impacts in the water consumption category, with 0.03 m³, a value associated with the water consumed for producing the energy used during inoculum activation. Therefore, the results of this study provide information on the environmental impacts generated in both processes, which could be significant if they were transferred on a large scale.

Resumen

Este estudio realizó un análisis de ciclo de vida (ACV) de la fabricación de un bioánodo de carbonizado de hueso de pez diablo y la producción de bioenergía a partir de la biodegradación de ibuprofeno en celdas de combustible microbianas (CCM). El carbonizado de hueso de pez diablo se obtuvo por calcinación utilizando aire como gas de purga. Este material se aplicó en CCM para producir bioenergía a partir de la biodegradación de ibuprofeno. El ACV se efectuó utilizando la metodología ISO-14040. 1 kg de bioánodo fabricado y 1 W/m² de bioenergía producida se establecieron como unidades funcionales. Se integró un inventario detallado de la fabricación y aplicación de los materiales en CCM. Los impactos ambientales se estimaron utilizando el software OpenLCA, la base de datos Ecoinvent y 18 categorías de impacto. Los resultados mostraron que el bioánodo fabricado contribuye a las categorías de agotamiento de agua y toxicidad humana con 26.44 m³ y 2.13 kg 1,4-DCB, respectivamente. Estos resultados se asociaron con el agua consumida en la producción de energía utilizada en la calcinación de huesos y el Nafion® utilizado en el bioánodo. La aplicación del bioánodo en la CCM generó impactos ambientales en la categoría de agotamiento de agua con 0.03 m³, un valor asociado con el agua consumida para producir la energía utilizada durante la activación del inóculo. Por lo tanto, los resultados de este estudio proveen información sobre los impactos generados en ambos procesos, que podrían ser significativos si se transfirieran a gran escala.

Palabras clave: agotamiento de agua, categorías de impacto, ibuprofeno, pez diablo, toxicidad humana.

Introducción

El Análisis del Ciclo de Vida (ACV) es una herramienta de gestión que evalúa los impactos ambientales asociados con un producto, proceso o servicio a lo largo de todo su ciclo de vida, desde la extracción de materias primas hasta su disposición final. En la esfera ambiental, el ACV se aplica para identificar y cuantificar estos impactos con el propósito de tomar decisiones encaminadas para reducir la huella ambiental y promover la sustentabilidad [1]. Por lo tanto, este estudio propuso llevar a cabo un ACV de un bioánodo fabricado a partir de carbonizado de hueso de pez diablo y su aplicación en la producción de bioenergía a partir de la biodegradación de ibuprofeno empleando la tecnología de celdas de combustible microbianas (CCM).

Las CCM son sistemas bioelectroquímicos que destacan como una tecnología prometedora debido a su doble función como: sistemas para la producción de bioenergía y tecnologías de tratamiento de agua contaminada. Esta dualidad implica que las CCM pueden generar electricidad a partir de la biodegradación de sustratos o contaminantes en agua [2]. Las CCM se componen de un ánodo, cátodo y membrana de intercambio protónico, y requieren de un inóculo con bacterias electroquímicamente activas y un sustrato (contaminante) utilizado como fuente carbono por los microorganismos. La bioenergía se produce a partir de la colonización microbiana en el ánodo, formando una biopelícula donde los microorganismos oxidan el contaminante y liberan electrones. Estos electrones se transfieren del ánodo al cátodo a través de una membrana de intercambio protónico. La diferencia de potencial entre el ánodo y el cátodo se recupera en forma de electricidad. No obstante, uno de los grandes desafíos para la aplicación de las CCM a gran escala es el costo y el tipo de material del ánodo utilizado [3].

Se han estudiado materiales naturales (bioánodos) para reducir el costo y mejorar el rendimiento de las CCM [4]. Incluso, el carbonizado de hueso de pez diablo ha sido utilizado para este fin y aplicado en CCM para la biodegradación de fármacos en agua [5]. Asimismo, se han reportado algunos estudios que utilizan la herramienta ACV para evaluar los impactos ambientales en procesos relacionados con este trabajo [5,6]. La fabricación de un bioánodo con carbonizado de hueso de pez diablo mostró los mayores impactos ambientales en las categorías de toxicidad carcinogénica humana (1.04 kg de 1,4-DCB) y toxicidad no carcinogénica humana (13.60 kg de 1,4-DCB). Asimismo, su aplicación en CCM para la biodegradación de ibuprofeno en agua presentó los mayores impactos en las mismas categorías con 12.76 kg de 1,4-DCB y 168.34 kg de 1,4-DCB, respectivamente. Estos resultados fueron obtenidos utilizando el software SimaPro 9.2 y el método ReCiPe 2016 [5]. No obstante, la base de datos Ecoinvent destaca sobre ReCiPe (o cualquier otra base de datos de ciclo de vida) por su mayor detalle y transparencia en los datos del ACV y el cálculo de inventarios de gases de efecto invernadero, lo que permite un análisis más preciso de los impactos ambientales. Asimismo, el software OpenLCA ofrece varias ventajas sobre SimaPro, principalmente por ser de código abierto, flexible y menor costo [7].

Por lo tanto, este estudio tuvo como objetivo realizar un ACV de la fabricación de un bioánodo de carbonizado de hueso de pez diablo y la producción de bioenergía a partir de la biodegradación de ibuprofeno en CCM. A pesar de que hay datos reportados sobre estos impactos usando el método de punto medio ReCiPe 2016 y el software SimaPro 9.2, este estudio realiza el ACV empleando la base de datos de Ecoinvent y el software OpenLCA con el propósito de comparar los impactos ambientales identificados.

Objetivo

Realizar un ACV de la fabricación de un bioánodo de carbonizado de hueso de pez diablo y la producción de bioenergía a partir de la biodegradación de ibuprofeno en CCM usando el software OpenLCA y el método Ecoinvent con 18 categorías de impacto ambiental.

Metodología

La metodología de este estudio consistió en las cuatro etapas establecidas en el marco de la norma ISO-14040: 1) definición del objetivo y alcance, 2) análisis del inventario del ciclo de vida, 3) evaluación del impacto del ciclo de vida, y 4) interpretación del ciclo de vida. [8]. Se tomaron como referencia los datos obtenidos a nivel de laboratorio reportados por Aguilera-Flores et al. [9].

1) Definición del objetivo y alcance

El objetivo del ACV fue mencionado en el apartado de “Objetivo”. El alcance del tipo de estudio fue *"de la cuna a la puerta"*, que considera desde la extracción del recurso (cuna) hasta la puerta de la fábrica (antes de su transporte al consumidor). Las unidades funcionales establecidas fueron 1 kg de bioánodo de pez diablo fabricado y 1 W/m² de bioenergía producida en la CCM.

Las etapas de proceso para la fabricación del bioánodo consisten en hervir 1.64 kg de hueso de pez diablo durante una hora en 8.2 L de una solución de agua desionizada y peróxido de hidrógeno concentrado con una relación de volumen de 6:1, respectivamente, para eliminar la materia orgánica adherida a los huesos. Enseguida, los huesos de pez diablo se someten a calcinación usando aire como gas de purga con un caudal de 15 mL/min a 600 °C y una velocidad de calentamiento de 10 °C/min durante dos horas. Finalmente, 1 kg de carbonizado de hueso de pez diablo se mezcla con 0.32 kg de etanol y 1.40 kg de Nafión® para formar una tinta. Esta tinta se adhiere a ambos lados de una malla de acero inoxidable para fabricar el bioánodo [5,9].

Las etapas de proceso para la aplicación del bioánodo en CCM para producir bioenergía a partir de la biodegradación de ibuprofeno en agua consisten en activar el inóculo utilizado en la CCM por calentamiento a 38 °C, en la que 0.282 kg de suelo se mezcla con 0.282 kg de hidróxido de sodio, 2 kg de fosfato de potasio monobásico y 1.18 kg de agua. Enseguida, se ensambla y opera la CCM en la que 50 mg/L de ibuprofeno es utilizado como sustrato para producir 1 W/m² de bioenergía. Finalmente, el suelo o lodos generados durante la operación de CCM se separan del agua tratada por sedimentación mediante un separador de sólidos [5,9].

2) Análisis del inventario del ciclo de vida

Las Tablas 1 y 2 muestran el análisis de inventario realizado para ambos procesos.

3) Evaluación del impacto del ciclo de vida

La evaluación del impacto ambiental consideró las entradas y salidas obtenidas en la etapa 2. La estimación de impactos ambientales se llevó a cabo mediante el software de acceso libre OpenLCA 8.3 y la base de datos Ecoinvent [7]. Las 18 categorías de impacto analizadas fueron: acidificación terrestre, agotamiento de agua, agotamiento de combustibles fósiles, agotamiento de la capa de



ozono, agotamiento de metales, cambio climático, ecotoxicidad de agua dulce, ecotoxicidad marina, ecotoxicidad terrestre, eutrofización de agua dulce, eutrofización marina, formación de material particulado, formación de oxidantes fotoquímicos, ocupación de suelo agrícola, ocupación de suelo urbano, radiación ionizante, toxicidad humana, y transformación del suelo natural. Los resultados se interpretaron como un indicador de contribución a los efectos o impactos ambientales.

TABLA 1

INVENTARIO PARA FABRICAR 1 KG DE BIOÁNODO CON CARBONIZADO DE PEZ DIABLO

Entrada/Etapa	Eliminación de materia orgánica	Calcinación	Elaboración y fijación de la tinta	Proceso Total	Unidad
Peróxido de hidrógeno	1.904			1.904	Kg
Agua	8.2			8.2	L
Materia orgánica	0.08			0.08	Kg
Aire		0.06037		0.06037	Kg
Nafión®			1.3984	1.3984	Kg
Etanol			0.3156	0.3156	Kg
Agua para producir energía	547.8	25,896		26,443.8	Kg

TABLA 2

INVENTARIO PARA LA PRODUCCIÓN DE 1 W/m² DE BIOENERGÍA A PARTIR DE LA BIODEGRADACIÓN DE IBUPROFENO USANDO EL BIOÁNODO FABRICADO CON PEZ DIABLO

Entrada/Etapa	Activación del inóculo	Operación de la CCM y separador de sólidos	Proceso Total	Unidad
Suelo	0.282		0.282	Kg
Hidróxido de sodio	0.282		0.282	Kg
Fosfato de potasio monobásico	2		2	Kg
Agua	1.18		1.18	L
DQO		0.0014	0.0014	Kg
Agua para producir energía	33.2		33.2	Kg

4) Interpretación del ciclo de vida

En esta última etapa se analizaron los resultados para identificar los elementos que más contribuyen a impactos ambientales, obtener conclusiones y formular recomendaciones para mitigarlos.

Resultados y discusión

La Fig. 1 muestra los impactos ambientales estimados en la fabricación de 1 kg de bioánodo fabricado con carbonizado de hueso de pez diablo (color azul) y en la producción de 1 W/m² de bioenergía a partir de la biodegradación de ibuprofeno en agua empleando el bioánodo fabricado con carbonizado de hueso de pez diablo en CCM (color verde).

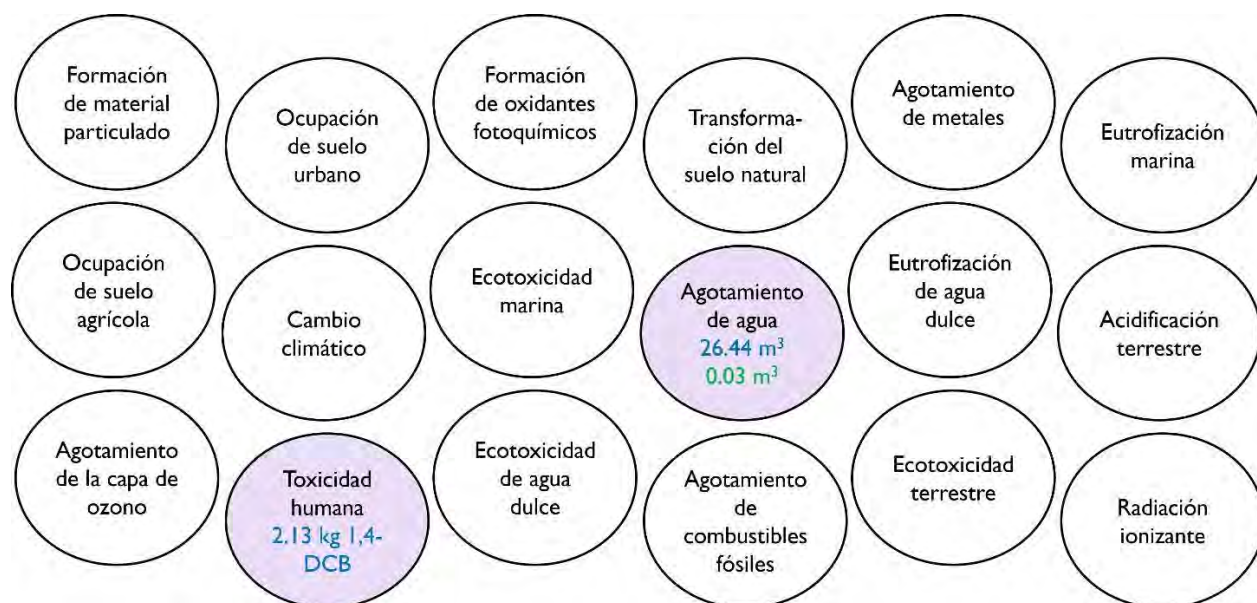


Fig. 1. Impactos ambientales estimados en la fabricación de 1 kg de bioánodo fabricado con carbonizado de hueso de pez diablo y producción de 1 W/m² de bioenergía producida en CCM

Se puede observar en la Tabla 3 que la fabricación del bioánodo genera impactos ambientales en las categorías de agotamiento de agua y toxicidad humana. El primer impacto se asocia al agua consumida para producir la energía utilizada en el proceso de calcinación del hueso de pez diablo. El segundo al uso del Nafión®, el cual está compuesto por tetrafluoroetileno, lo que obliga que al término de la vida útil del bioánodo debe disponerse como residuo peligroso para evitar afectaciones al ambiente o salud humana. Estos resultados coinciden con lo reportado por otros autores [5], donde ellos identificaron el mayor impacto en la categoría de toxicidad humana cancerígena y no cancerígena con 1.04 kg 1,4-DCB y 13.60 kg 1,4-DCB, respectivamente. Por otro lado, el impacto ambiental identificado en la producción de bioenergía fue en el agotamiento de agua, el cual es asociado al agua consumida en la energía utilizada para la activación del inóculo.

Sin embargo, este valor es 881 veces más bajo que el de la calcinación (Tabla 3). Por lo tanto, las oportunidades de mejora se encuentran en la etapa de calcinación del hueso. Los impactos podrían mitigarse teniendo un control de las emisiones generadas, y optimizar el proceso de calcinación para llevarlo a cabo a la temperatura y tiempo óptimos para lograr un mejor rendimiento de conversión de hueso a carbonizado.

Conclusiones

Este estudio llevó a cabo un ACV de la fabricación de un bioánodo de carbonizado de hueso de pez diablo y su aplicación en la producción de bioenergía a partir de la biodegradación de ibuprofeno en CCM, estimando los impactos ambientales generados. Los resultados mostraron que 1 kg de bioánodo fabricado contribuye a las categorías de agotamiento de agua con 26.44 m³ y toxicidad humana con 2.13 kg 1,4-DCB. Por otro lado, 1 W/m² de bioenergía producida en la CCM contribuye en la categoría de agotamiento agua con 0.03 m³. Estos resultados fueron asociados al agua consumida en la producción de energía utilizada en la calcinación de huesos de pez diablo y preparación del inóculo. Asimismo, al Nafión® utilizado en el bioánodo ya que cuando termina su vida útil se convierte en un residuo peligroso que debe disponerse adecuadamente. Por lo tanto, los resultados de este estudio proporcionan información sobre los impactos ambientales generados en ambos procesos, que podrían ser significativos si se transfirieran a gran escala.

Referencias

- [1] I. V. Muralikrishna y V. Manickam, "Life cycle assessment", en *Environmental management*, I. V. Muralikrishna y V. Manickam (Eds), Oxford, UK: Butterworth-Heinemann Publishing, 2017, 57-75.
- [2] Y. Liu, X. Song, J. Wei, Y. Pan, X. Long y F. Yang, "Dual-function microbial fuel cells: Bioenergy harvesting and microcystin detoxification through molecular docking insights," *Journal of Water Process Engineering*, vol. 75, p. 107921, May 2025, doi: 10.1016/j.jwpe.2025.107921.
- [3] S. K. F. Marashi y H.-R. Kariminia, "Performance of a single chamber microbial fuel cell at different organic loads and pH values using purified terephthalic acid wastewater," *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, vol. 13, no. 1, Apr. 2015, doi: 10.1186/s40201-015-0179-x.
- [4] Y. X. Wang, W. Q. Li, C. S. He, G. N. Zhou, H. Y. Yang, J. C. Han, S. Q. Huang y Y. Mu, "Efficient bioanode from poultry feather wastes-derived N-doped activated carbon: Performance and mechanisms," *Journal of Cleaner Production*, vol. 271, p. 122012, Jun. 2020, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.122012.
- [5] M. M. A. Flores, N. A. M. Castillo, V. Á. Vázquez, I. H. Orozco, O. S. Mata y L. A. P. Torres, "Environmental impacts estimation by life cycle assessment of bioanodes fabricated from devilfish bone chars and their application in microbial fuel cells to produce bioenergy," *Energy Sources Part a Recovery Utilization and Environmental*



Effects, vol. 46, no. 1, pp. 4123–4136, Mar. 2024, doi:
10.1080/15567036.2024.2329812.

- [6] M. Y. Chin, Z. X. Phuang, K. S. Woon, M. M. Hanafiah, Z. Zhang y X. Liu, “Life cycle assessment of bioelectrochemical and integrated microbial fuel cell systems for sustainable wastewater treatment and resource recovery,” *Journal of Environmental Management*, vol. 320, p. 115778, Aug. 2022, doi: 10.1016/j.jenvman.2022.115778.
- [7] Ecoinvent support, “Ecoinvent version 3.8”, [En línea]. Disponible en: <https://support.ecoinvent.org/ecoinvent-version-3.8> [Fecha de acceso Julio 24, 2025].
- [8] International Organization for Standardization, “ISO 14040:2006 Gestión ambiental - Evaluación del ciclo de vida - Principios y marco de referencia”, [En línea]. Disponible en: <https://www.iso.org/obp/ui#iso:std:iso:14040:ed-2:v1:es> [Fecha de acceso Julio 24, 2025].
- [9] M. M. A. Flores V. Á. Vázquez, N. A. M. Castillo, C. C. Álvarez, A. C. Benavides, R. O. Pérez, G. J. L. Delgado y S. M. Durón-Torres et al., “Ibuprofen degradation and energy generation in a microbial fuel cell using a bioanode fabricated from devil fish bone char,” *Journal of Environmental Science and Health Part A*, vol. 56, no. 8, pp. 874–885, Jun. 2021, doi: 10.1080/10934529.2021.1934357.



ANÁLISIS DE IMPACTO SOCIAL, ECONÓMICO Y AMBIENTAL DE LA IMPLEMENTACIÓN DE LA PLANTA DE SECADO SOLAR PARA PRODUCTOS PESQUEROS EN CAMPECHE

Percino-Picazo J. C. ^a, Castillo-Téllez M. ^a, Castillo-Téllez B. ^b, Hernández-Estrella C. J. ^b,
Lorenzo-Flores A. ^a

^a Universidad Autónoma de Campeche, Campeche, 24039, México

^b Universidad de Guadalajara, Guadalajara, 45425, México

*Dr., jcperein@uacam.mx

Abstract

Social, Economic and Environmental Impact Analysis of the Implementation of the Solar Drying Plant for Fishery Products in Campeche. The purpose of this study is to evaluate the integral impact of the implementation and operation of a solar drying plant for fishery products in Campeche, considering social, economic, environmental, and organizational aspects. The research is framed within the National Strategic Programs, which aim to generate sustainable solutions with strong community participation. The methodology was based on an integrated multi-criteria assessment approach, combining social, economic, and environmental balance with life cycle assessment tools and participatory methods. This strategy allowed the integration of technical and social indicators, incorporating both objective measurements and perceptions from local stakeholders. The most significant results include the formation and consolidation of the LERMAR Cooperative, strengthened through awareness and training workshops in legal, economic, business management, and group organization skills. On the technical side, training was provided for the operation of the plant, covering processes such as reception, solar drying, milling, and formulation of balanced fish feed. This facilitated the transfer of knowledge and technology to the fishing community. Socially, the project promoted community organization and actively included women, youth, and older adults. Economically, it generated employment and additional income, diversifying productive activity. Environmentally, it contributed to the reduction of fish residues in the harbor area, lowering coastal pollution and sanitary risks. In conclusion, the solar drying plant is consolidated as a sustainable and replicable model, articulating technological innovation, community organization, and environmental protection for the benefit of coastal communities.

Resumen

El presente estudio tiene como propósito evaluar el impacto integral de la implementación y puesta en marcha de una planta de secado solar para productos pesqueros en Campeche, considerando los aspectos sociales, económicos, ambientales y organizativos. La investigación se enmarca en los Programas Nacionales Estratégicos, orientados a generar soluciones sostenibles con participación comunitaria. La metodología utilizada se basó en un enfoque de evaluación integral multicriterio, que combinó el análisis del triple balance social, económico y ambiental con herramientas de evaluación de ciclo de vida y metodologías participativas. Esta estrategia permitió integrar indicadores técnicos y sociales, incorporando tanto mediciones objetivas como percepciones de los

actores locales. Entre los resultados más destacados se encuentra la formación y consolidación de la Cooperativa LERMAR, fortalecida mediante talleres de sensibilización y capacitación en temas legales, económicos, de gestión de negocios y desarrollo de habilidades de organización grupal. En el aspecto técnico, se impulsó la capacitación para la operación de la planta, abarcando procesos de recepción, secado solar, molienda y formulación de alimentos balanceados, lo que favoreció la transferencia de conocimientos y tecnología hacia la comunidad pesquera. En el ámbito social, el proyecto fomentó la organización comunitaria e incluyó de manera activa a mujeres, jóvenes y adultos mayores. En el aspecto económico, generó empleos e ingresos complementarios, diversificando la actividad productiva. En el aspecto ambiental, contribuyó a la disminución de residuos pesqueros en el puerto de abrigo, reduciendo la contaminación costera y los riesgos sanitarios. En conclusión, la planta de secado solar se consolida como un modelo sostenible y replicable, que articula innovación tecnológica, organización comunitaria y protección ambiental en beneficio de las comunidades costeras.

Palabras clave: *Secado solar, residuos pesqueros, planta comunitaria, alimentos balanceados, biofertilizante.*

Introducción

La transformación de productos pesqueros mediante tecnologías de secado es una estrategia clave para mejorar la competitividad, reducir pérdidas postcosecha y avanzar hacia modelos de producción sustentable en zonas costeras. En particular, la aplicación de sistemas de secado solar ofrece ventajas tecnológicas relevantes frente al secado tradicional, mayor control de calidad, mejores condiciones de inocuidad y menor consumo de energía convencional. Estudios internacionales reportan que plantas de secado solar pueden disminuir las mermas postcosecha en hasta un 60 % y aumentar el ingreso neto de productores en un rango del 20 al 30 % (Barisik Marasli et al., 2022; Natarajan et al., 2022).

En el caso internacional, la implementación de secadores solares, en algunos casos híbridos con otras fuentes de energía, se ha evaluado no solo por desempeño técnico sino por impactos en la cadena de valor, reducciones significativas de pérdidas postcosecha frente al secado a cielo abierto, mejoras en inocuidad y calidad sensorial, e incrementos de ingreso para pescadores artesanales. Revisiones y guías sectoriales reportan que los secadores solares disminuyen las pérdidas y mejoran la calidad de forma consistente en contextos rurales, lo que se traduce en beneficios económicos y de seguridad alimentaria (Udomkun et al., 2020). En Sagar Island (India), la instalación de un secador de 600 kg en una cooperativa se asoció con mayor producción y mejores ingresos para las familias pesqueras respecto al secado abierto, documentándose además mejoras en atributos sensoriales (Andharia et al., 2022). En términos de viabilidad financiera, evaluaciones de secadores para pescado han mostrado VPN positivos y atractividad económica bajo supuestos realistas de precios y acceso a mercado, reforzando el caso de adopción a escala comunitaria (Chiwaula et al., 2018). Adicionalmente, enfoques recientes destacan beneficios socioeconómicos comunitarios como empleo, ingresos, resiliencia y co-beneficios ambientales al sustituir energía fósil y valorizar residuos (Kimaro et al., 2024).

En México, la dinámica del sector pesquero y la variabilidad climática costera demandan soluciones que integren tecnología, innovación social y gobernanza. Las aplicaciones del secado solar en Yucatán demuestran que el aprovechamiento del secado solar permite secados controlados

de productos marinos, con mejoras en calidad final, trazabilidad del proceso e inclusión de residuos en cadenas de valor (Cabrera-Ramírez et al., 2025).

El proyecto Pronaii 319524, desarrolló una planta comunitaria de secado solar para productos pesqueros, integrando aspectos de diseño técnico, apropiación social y minimización del impacto ambiental. Estos aspectos se evalúan desde las perspectivas: i) la planta de secado como instrumento de economía circular, ii) la evaluación del modelo de cooperación bajo el enfoque Pentahélice. y iii) la replicabilidad y escalabilidad del modelo a otras comunidades costeras. Bajo el marco de economía circular, la planta transforma productos de bajo valor y residuos en insumos comercializables como la harina de pescado y el biofertilizante, reduciendo pérdidas y generando valor agregado a los desechos. Finalmente, la escala del modelo implica que la solución no solo sea viable para una comunidad, sino replicable bajo variables técnico-económicas y socioambientales adaptadas a otras zonas costeras. Este estudio ubica la planta de Campeche como caso punta de lanza para definir rutas de escalado y/o replicabilidad de plantas de secado solar en comunidades costeras.

Este artículo se organiza de la siguiente manera, el marco conceptual y metodología se exponen en la Metodología del estudio; en los resultados se detallan la evaluación de impacto social, económico y ambiental mediante una matriz de indicadores cuantitativos; posteriormente en la discusión de resultados se analizan los resultados obtenidos, y se discute la replicabilidad y escalabilidad del modelo en otras comunidades costeras, con propuestas de mejora y líneas futuras de investigación.

Metodología

La evaluación de impacto de la planta de secado solar en Campeche se enmarca en una metodología mixta de análisis de beneficios, centrada en tres dimensiones: económica, social y ambiental. El estudio adoptó un diseño de caso único con enfoque participativo, considerando la planta como unidad de análisis dentro del sistema productivo pesquero de Lerma, Campeche. La recolección de información se basó en tres fuentes:

1. Registros económicos y productivos de la planta (volumen procesado, personal ocupado, tiempo de operación, ingresos por venta).
2. Entrevistas y talleres participativos con miembros de la cooperativa, técnicos, instituciones de apoyo y actores locales (UACAM, INPESCA, Comité Pesquero).
3. Datos secundarios del Repositorio Pronaii 319524 (CONAHCyT, 2025).

Dimensión Social

La metodología de evaluación social considera diferentes aspectos, en primer lugar, se consideró la capacitación efectuada en horas. Se cuantificó el número de empleos directos e indirectos, considerando la capacidad de procesamiento de la planta de secado, es decir, aunque hay algunos procesos que requieren 2 o 3 personas, se consideró solo un responsable por actividad principal, y en cada actividad se emplean las personas requeridas mientras que el resto hace otras actividades, en la contabilización de empleos generados, solo se consideró a las personas responsables, que son las que efectivamente laboran en la planta.

Se empleó una metodología de participación-acción para registrar el grado de involucramiento de mujeres, jóvenes y adultos mayores en cada etapa del proceso de capacitación, operación y

administración. En el caso de las mujeres que reciben apoyo o participan en acciones económicas del proyecto se determinó el porcentaje de participación de mujeres.

Dimensión Económica

Para el análisis de rentabilidad y valor agregado, se aplicó un análisis de costos y beneficios por la cantidad de alimento y biofertilizante, estimando, el Valor Presente Neto (VPN) Se calculó mediante la expresión (1)

$$VPN = \sum_{k=0}^T \frac{F_k}{(1+i)^k} \quad (1)$$

Donde F_k representan los flujos de efectivo anuales, i es la tasa de interés de evaluación, y k es el tiempo en años. La Tasa Interna de Retorno (TIR) se calculó como aquel valor para el cual el VPN se hace cero.

$$0 = \sum_{k=0}^T \frac{F_k}{(1+TIR)^k} \quad (2)$$

Para calcular el Payback, se considera el flujo de efectivo actualizado acumulado del proyecto durante el tiempo de vida de este. El Payback será aquel año para el cual el flujo acumulado de efectivo sea positivo. Cuando el flujo acumulado de efectivo no cambia de signo, es decir no se vuelve positivo, entonces se dice que el proyecto no recuperó la inversión inicial. Para la corrida financiera se consideraron los parámetros mostrados en la Tabla 1.

Tabla 1. Datos de evaluación del proyecto.

Concepto	Valor
Inversión Inicial	\$11,377,986.99
Periodo de evaluación	10 años
Tasa de interés	10%
Precio de venta alimento par tilapia	30 pesos/kg
Precio de venta de biofertilizante	70 pesos/litro
Producción mensual de alimento para tilapia	12,800 kg
Producción mensual de biofertilizante	10,046 l
Aumento de producción anual	10%

Dimensión Ambiental

Se calcularon las emisiones de CO₂ equivalente evitadas por sustitución de energía térmica fósil, considerando la energía solar como fuente primaria. El consumo energético específico CES se calculó como

$$CES_{hum} = \frac{E_{lot}}{M_{in}} \quad (3)$$

Donde E_{lot} es la energía consumida por lote de pescado, y M_{in} es el peso del lote inicial. La energía por kilogramo requerida para el secado se calculó como

$$e_{cons} = CES_{hum} \frac{1 - w_f}{1 - w_i} \quad (4)$$

Donde w_f y w_i es la humedad final e inicial, respectivamente. De esta forma las emisiones de CO_2 por kilogramo se calculan como

$$ECO_2 = 0.44 e_{cons} \quad (5)$$

Donde el factor de emisiones 0.44 $kgCO_2e/kWh$ es el factor de emisiones del sistema eléctrico nacional (SEMARNAT, 2025)

Resultados Aspecto Sociales

En la sección social, uno de los principales resultados fue la conformación formal de la cooperativa LERMAR, con 18 socios, cabe destacar que, 9 de ellos son mujeres, y el consejo directivo se integró solo por mujeres. La Figura 1 muestra la inclusión de adultos jóvenes y adultos mayores, así como la inclusión de género. Esto evidencia gobernanza local y equidad de género.

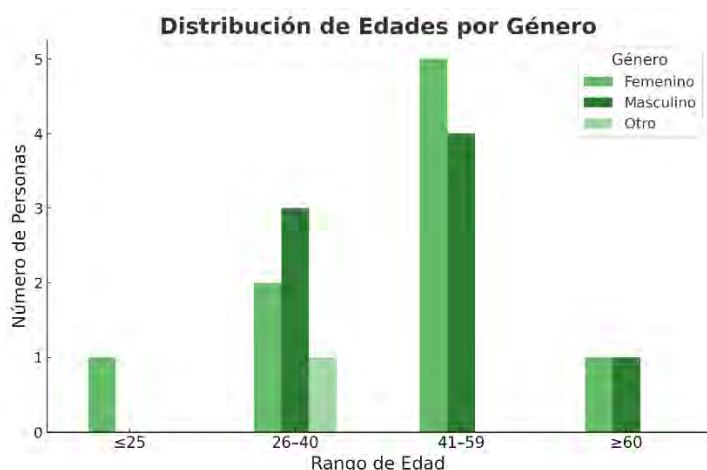


Figura 1. Distribución de integrantes de la cooperativa por edad y género.

La Tabla 2 y Tabla 3 muestran con detalle la generación de empleos directos e indirectos, respectivamente. Se observa que, la planta de secado genera actualmente 9 empleos directos, con posibilidad de incrementar los empleos a 26 si se considera un suministro de materia continuo. Por su parte, la generación de empleos indirectos contempla una componente significativa de 86% de pescadores responsables de la captura de la materia prima.

Tabla 2. Generación de empleos directos.

Categoría	Función principal	No. P. ¹	No. Resp.	Observación
Dirección	Coordinación general, metas, seguridad	1	1	Presidencia cooperativa
Administración y finanzas	Compras, pagos, reportes, nómina	1	1	Presidencia cooperativa

¹ No. P. representa el número de personas requeridas en cada actividad, sin embargo, por la cantidad de pescado procesado, el personal se rota y solo se considera el número de responsables (No. Resp.) en las áreas principales.

Control de calidad	Muestreo, registro BPM, trazabilidad	1	0	Presidencia con apoyo externo
Recepción, pesado, preselección y lavado	Manejo de materia prima	3	1	Rotación a otras funciones
Cocción/autoclave	Operación y control de lotes	1	1	Rotación a otras funciones
Centrifugado	Operación del equipo	1	0	Rotación a otras funciones
Secador solar	Carga/descarga, monitoreo	3	1	Rotación a otras funciones
Molienda	Molino y tamizado	2	0	Rotación a otras funciones
Mezclado y formulación	Dosificación y mezcla	1	1	Rotación a otras funciones
Pelletizado	Extrusor/pelletizadora	2	1	Responsable de operación
Enfriado y secado del pellet	Bandejas/torres, humedad final	2	0	Se apoya del personal de pelletizado
Empaque y etiquetado	Sellado, codificado, trazabilidad	2	0	Se apoya del personal de pelletizado
Mantenimiento	Preventivo y correctivo	1	0	Apoyo externo
Almacén	Almacén y control de inventarios	1	0	Se apoya con administración
Limpieza y sanitización	Aseo general	2	1	Refuerzo en fin de jornada entre diferentes áreas
Biofertilizante	Fabricación de biofertilizante	2	1	Temporal solo para monitorear y preparación de biofertilizante
Subtotal Directos		26	9	

Es importante mencionar que, los empleos indirectos para pescadores tienen un efecto importante en el aseguramiento de los ingresos económicos para estos, ya que, en condiciones de precios bajos de la materia prima o poca demanda, se tiene un ingreso mínimo de garantía. El resto de los empleos indirectos son asociados a la proveeduría de insumos y servicios necesarios para la operación de la planta, en particular, el mantenimiento, los servicios de contaduría y los servicios de control de calidad.

Tabla 3. Generación de empleos indirectos.

Categoría	Función en la cadena	No. P.	Observación
Pescadores proveedores de materia prima	Suministro de residuos/pescado	60	Sin pescadores no hay insumo
Acopio y transporte de pescado	Recolección puerto de abrigo	0	Los propios operadores de la planta
Proveedores de granos e insumos secos	Abasto de maíz, soya, salvado, etc.	2	Proveedores participación no exclusiva
Proveedor de envases/empaque	Saco, bolsa, etiqueta	1	Compartido con otros clientes
Servicios técnicos externos	Correctivos mayores, calibraciones	1	Por eventos
Capacitación y asistencia técnica	Talleres, seguridad	3	Programas puntuales, UACAM, INPESCA
Servicios administrativos externos	Contabilidad, fiscal, legal	1	Honorarios
Seguridad externa (si aplica)	Turnos nocturnos o fines de semana	1	Proporciona UACAM temporalmente
Subtotal Indirectos		69	

Las capacitaciones fueron un componente clave para fortalecer las capacidades técnicas, organizativas y económicas de los participantes, permitiendo su apropiación efectiva del proyecto. En la Figura 2 se muestra un resumen de las horas de capacitación en los principales rubros del

proyecto, cabe destacar que el grupo de capacitación no fue constante a lo largo de las capacitaciones, sin embargo, al final se logró consolidar un grupo comprometido con el proyecto con el que se culminó la conformación de la cooperativa LERMAR.

Los contenidos se estructuraron en rubros estratégicos que abarcan las principales dimensiones del desarrollo comunitario, como habilidades blandas que incluyeron el fortalecimiento de capacidades organizativas individuales y grupales, liderazgo, comunicación y trabajo colaborativo, esenciales para la cohesión y la toma de decisiones colectivas.

Las capacitaciones de negocios abordaron corridas financieras, modelos de negocio y análisis CANVAS, orientados a mejorar la comprensión de la rentabilidad y la gestión económica del emprendimiento. El aspecto administrativo se enfocó en el manejo básico de herramientas informáticas como uso de correo electrónico, hojas de cálculo y manejo de edición de documentos sencillos.

La capacitación más robusta se llevó a cabo en la capacitación técnica del proceso de secado, obtención de harina de pescado, formulación de alimentos balanceados y fabricación de biofertilizante. Se brindaron conocimientos técnicos sobre operación, control de humedad, eficiencia energética e inocuidad, mejorando la calidad del producto y la autonomía tecnológica.

En el aspecto ambiental se promovió la valoración de residuos, el uso eficiente de recursos y la producción circular, alineando el proyecto con principios de sustentabilidad. En conjunto, estos rubros propiciaron una formación integral que fortaleció las habilidades técnicas y sociales de los participantes, consolidando su participación activa y la apropiación comunitaria del proyecto productivo.

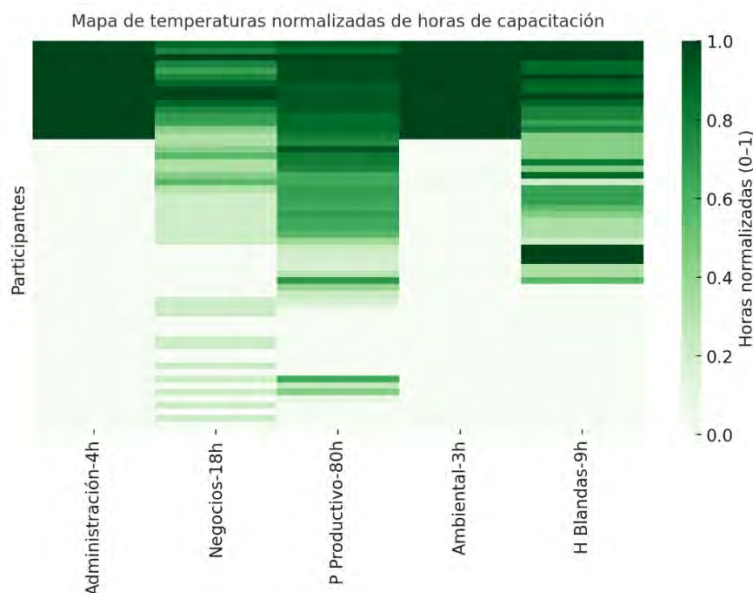


Figura 2. Mapa de temperaturas de las horas capacitadas del grupo de trabajo en los principales temas de capacitación.

Resultados Aspecto Económico

En la Figura 3 se muestran los resultados del flujo de efectivo de la corrida financiera. Se aprecia que, la inversión inicial se realiza en varias etapas, de tal forma que se pueden obtener ingresos desde el momento que se comience a producir y se realizan adecuaciones y mejoras productivas durante los años subsecuentes.

En la Tabla 4 se muestran los resultados de la evaluación económica con dos tasas de evaluación $i = 0\%$ y 10% . Los resultados con $i = 0\%$ son los resultados obtenidos en los talleres de plan de negocios realizados con los pescadores. Es importante mencionar que, todo el contenido de la corrida financiera se desarrolló en conjunto con el grupo de pescadores que tomó las capacitaciones para quedar como responsables de la planta de secado, y debido a la complejidad de los temas abordados y el tiempo disponible, se decidió excluir el tema de valor de dinero en el tiempo, sin embargo, se explicó de forma conceptual y se mostraron los resultados obtenidos en la Tabla 4 con $i = 10\%$.

Tabla 4. Resultados de la evaluación económica con diferentes tasas de evaluación.

	Tasa de evaluación $i = 0\%$	Tasa de evaluación $i = 10\%$
VPN	\$37,700,662.37	\$17,290,278.45
TIR	48%	48%
PAYBACK(años)	2.95	3.35

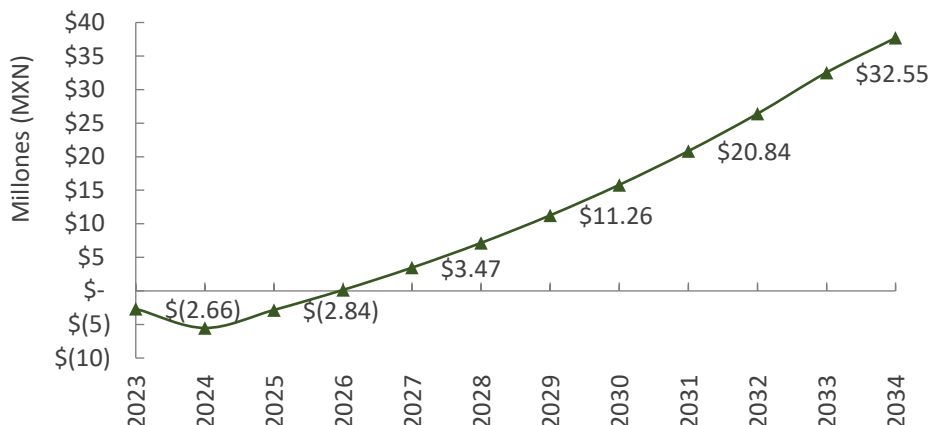


Figura 3. Flujo de efectivo acumulado de la corrida financiera.

En la Figura 4 se muestra como un precio base puede garantizar los ingresos cuando el precio es bajo. La zona sombreada en verde representa los ingresos garantizados por el volumen de pescado que no pueda ser puesto en el mercado a un precio mayor de \$5/kg. El precio de garantía se estableció de acuerdo con la propuesta de el propio grupo de pescadores, considerando precio de pescado de bajo valor comercial y recuperación de gastos operativos incurrido en el proceso de pesca.



Figura 4. Mecanismo de garantía de ingresos para pescadores mediante precio base.

Resultados Aspecto Ambiental

Para el cálculo de las emisiones de CO₂ se consideró una humedad inicial promedio del pescado de 75 % y una humedad final de 12 %, lo que implica una reducción significativa de agua durante el secado. En la tabla comparativa se presentan los valores típicos de energía consumida por kilogramo de producto y las emisiones asociadas en dos escenarios: uno sin el uso de energía solar (horno eléctrico convencional) y otro con la planta de secado solar equipada con respaldo fotovoltaico para los equipos periféricos. Los resultados muestran que el secado solar elimina prácticamente el consumo eléctrico de red en la producción de harina, mientras que en la elaboración de alimento balanceado reduce las emisiones en aproximadamente un 45 %, evidenciando el impacto ambiental positivo de la sustitución energética por fuentes renovables (ver Tabla 5).

Tabla 5. Factor de consumo energético y factor de emisiones de CO₂ para la fabricación de harina de pescado y alimentos balanceados.

	Harina de pescado		Alimento balanceado	
	Consumo convencional	Con secador y respaldo SFV	Consumo convencional	Con secador y respaldo SFV
Energía de red (kWh/kg)	4.50	0.00	0.220	0.12
Emisiones de CO ₂ (kgCO ₂ e/kg)	2.00	0.00	0.098	0.053
Emisiones evitadas (kgCO ₂ e/kg)	0.00	2.00	0.000	0.044

Conclusiones

Los resultados obtenidos demuestran que la planta de secado solar comunitaria implementada en Lerma, Campeche, constituye una solución integral para el aprovechamiento sustentable de los recursos pesqueros. Su operación ha permitido validar un modelo económico rentable, ambientalmente responsable y socialmente inclusivo. La evidencia empírica muestra que la integración de energía solar en procesos de valorización de residuos genera beneficios tangibles en tres niveles: económico, mediante la diversificación de productos y reducción de costos energéticos; social, al fortalecer las capacidades técnicas y organizativas locales; y ambiental, al

reducir la carga contaminante de los desechos pesqueros y las emisiones asociadas al uso de combustibles fósiles.

En términos de replicabilidad, el modelo presenta una alta viabilidad para ser transferido a otras comunidades costeras del país. La simplicidad tecnológica del secador solar mixto, su modularidad y bajo requerimiento energético lo hacen adaptable a contextos con distintas capacidades operativas. Para su escalabilidad, es fundamental articular redes regionales de producción bajo esquemas de economía circular comunitaria, donde la agregación de valor a los residuos pesqueros se vincule con el desarrollo agrícola y acuícola. Con acompañamiento técnico de universidades y programas públicos como PRONACES, el modelo puede transformarse en un referente nacional para la descarbonización en zonas costeras.

Agradecimientos

Este trabajo se desarrolló en el marco del Proyecto PRONACE 319524 – Planta de Secado Solar Comunitaria en Lerma, Campeche, con el apoyo del Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT), la Universidad Autónoma de Campeche (UACAM) y el Instituto Nacional de Pesca y Acuicultura (INPESCA). Se agradece especialmente la colaboración de la Cooperativa LERMAR, cuya participación activa hizo posible la implementación y evaluación del modelo.

Referencias

- Andharia, J. K., Haldar, S., Samaddar, S., & Maiti, S. (2022). Case study of augmenting livelihood of fishing community at Sagar Island, India, through solar thermal dryer technology. *Environment, Development and Sustainability*, 24(9), 11449–11469. <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01895-y>
- Barisik Marasli, D., Colak Gunes, N., & Tavman, S. (2022). A comprehensive review of solar photovoltaic hybrid food drying systems. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 62(15), 4152–4168. <https://doi.org/10.1080/10408398.2021.1873728>
- Cabrera-Ramírez, A. H., Cuevas-Bernardino, J. C., Pacheco López, N., Ayora Talavera, T. del R., & Valdivia-Rivera, S. (2025). *Los residuos pesqueros, acuícolas y biomasa de algas: posibilidades de su aprovechamiento en la península de Yucatán*. . https://ciatej.mx/files/divulgacion/divulgacion_67aa482b7c8ec.pdf
- Chiwaula, L. S., Chirwa, G. C., Binauli, L. S., Banda, J., & Nagoli, J. (2018). Gender differences in willingness to pay for capital-intensive agricultural technologies: the case of fish solar tent dryers in Malawi. *Agricultural and Food Economics*, 6(1), 1. <https://doi.org/10.1186/s40100-018-0096-2>
- Kimaro, D., Nyangarika, A., & Kivevele, T. (2024). Uncovering socioeconomic insights of solar dryers for sustainable agricultural product preservation: A systematic review. *Heliyon*, 10(23), e40726. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e40726>



7º Congreso Nacional y 3er Internacional
AMICA 2025
29-31 de octubre
Guadalajara, Jalisco, México



"Innovación y gestión
para afrontar
los retos ambientales
del país"

- Natarajan, S. K., Elangovan, E., Elavarasan, R. M., Balaraman, A., & Sundaram, S. (2022). Review on solar dryers for drying fish, fruits, and vegetables. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(27), 40478–40506. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19714-w>
- CONAHCyT. (2025). *Repositorio ENI Ecosistema Nacional Informático de Energía: Buscando en ENI Energía*. <https://repositorio-energia.conahcyt.mx/jspui/handle/1000/35/browse?type=title>
- SEMARNAT. (2025). *FACTOR DE EMISIÓN DEL SISTEMA ELÉCTRICO NACIONAL 2024*. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/981194/aviso_fesen_2024.pdf
- Udomkun, P., Romuli, S., Schock, S., Mahayothee, B., Sartas, M., Wossen, T., Njukwe, E., Vanlauwe, B., & Müller, J. (2020). Review of solar dryers for agricultural products in Asia and Africa: An innovation landscape approach. *Journal of Environmental Management*, 268, 110730. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110730>



APLICACIÓN DE LAS REDES NEURONALES ARTIFICIALES EN UN SECADOR SOLAR PARA PREDECIR SU COMPORTAMIENTO DINÁMICO

Ángel Tlatelpa Becerro^{a*}, Ramiro Rico Martínez^b, Miriam Navarrete Procopio^c, Víctor Manuel Zezatti Flores^d, Erick Omar Castañeda Magadán^c, Salvador Israel Avilés López^a, Samuel Portillo Contreras^a, José Ernesto Pliego Sánchez^a

^a*Departamento de Ingeniería en Robótica y Manufactura Industrial, Escuela de Estudios Superiores de Yecapixtla, Yecapixtla, 62824, México.*

^b*Departamento de Ingeniería Química, Tecnológico Nacional de México/Instituto Tecnológico de Celaya, Celaya, 38010, México.*

^c*Facultad de Ciencias Químicas e Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, 62209, México.*

^d*Centro de Investigación en Ingeniería y Ciencias Aplicadas, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuernavaca, 62209, México.*

^{*}*Doctor en Ingeniería y Ciencias Aplicadas, angel.tlatelpa@uaem.mx*

Abstract

This research paper presents a predictive model for the interior chamber temperature of a solar dryer using Artificial Neural Networks (ANNs). The ideal configuration of the network architecture for the verification and validation of the model is available for nine neurons in the input layer, one neuron in the output layer, and two hidden layers of thirteen and twelve neurons each (9-13-12-1), with an error below 1%, considering a feed-forward neural network. The predictive model has been successfully tested, achieving a predictor with sound capabilities. Furthermore, this model could serve as the basis for developing a real-time operation optimization tool and an optimal design for indirect solar dryers.

Resumen

Este trabajo de investigación presenta un modelo predictivo para la temperatura de la cámara interior de un secador solar mediante Redes Neuronales Artificiales (RNA). La configuración ideal de la arquitectura de red para la verificación y validación del modelo está disponible para nueve neuronas en la capa de entrada, una neurona en la capa de salida y dos capas ocultas de trece y doce neuronas cada una (9-13-12-1), con un error inferior al 1%, considerando una red neuronal de propagación hacia adelante. El modelo predictivo se ha probado con éxito, obteniendo un predictor con sólidas capacidades. Además, este modelo podría servir de base para el desarrollo de una herramienta de optimización de la operación en tiempo real y un diseño óptimo para secadores solares indirectos.

Palabras clave: solar dryer; thermal analysis; electronic instrumentation; artificial neural networks; feedforward propagation algorithm.

Introducción

La producción de productos vegetales y cárnicos deshidratados ha tenido un auge bastante importante en la parte económica a nivel mundial como un mecanismo para la conservación de alimentos [1]. La deshidratación, es una técnica que reduce el contenido de agua que contiene los productos, el cual inhibe la proliferación de microorganismos y dificulta la putrefacción. Sin embargo, la globalización ha despertado el interés por aumentar la producción, controlar la calidad de los productos y ampliar la oferta acelerando los procesos de secado, buscando así un mayor valor agregado a estos productos [2]. Desde esta perspectiva, el secado solar mediante secadores solares es un proceso atractivo para aplicaciones de deshidratación de alimentos [3], aunque se consideran complejos, debido a que la energía depende de las condiciones del clima y de su geometría interna del secador solar.

Objetivos

Para este caso de estudio, se usa un secador solar indirecto experimental, que cuenta con un colector solar y la cámara de secado. El colector recibe la radiación solar para aumentar la temperatura del flujo de aire que atraviesa, y la cámara es donde circula el aire para eliminar la humedad del producto. Este modelo de secador se hace atractivo, puesto que, no requieren altas temperaturas, presentan una mayor eficiencia de secado y no requieren almacenamiento de energía. Por otro lado, se utilizan las redes neuronales artificiales para conocer el comportamiento del secador experimental. El objetivo es construir un modelo predictivo de la temperatura de la cámara de secado a partir del número de bandejas en su interior. Para ello, se instaló, instrumentó y probó electrónicamente un secador solar. Una estación meteorológica midió y registró los datos climáticos, la temperatura y la velocidad del flujo de aire de las tuberías del secador y del interior de la cámara mediante un microcontrolador tipo Arduino y el software LabVIEW. Se utiliza una red neuronal artificial para modelar el sistema, validándose con datos experimentales. El modelo predictivo puede ayudar en el diseño del secador solar, así como en la optimización de su funcionamiento.

Metodología

Esta sección describe en detalle el secador solar experimental, seguida de la comunicación electrónica entre un microcontrolador y el software LabVIEW para la instrumentación electrónica aplicada y la adquisición práctica de datos. Finalmente, se presentan redes neuronales artificiales para predecir el estado del secador solar.

Secador solar

El experimento se llevó a cabo en Yecapixtla, Morelos, México, a $18^{\circ}51'09.6''$ de latitud norte y $98^{\circ}52'11.0''$ de longitud oeste. El secador solar se encuentra a la intemperie y orientado al sur con un ángulo de inclinación de 24° . Este sistema consta de un colector de energía solar y una cámara de secado. Las dimensiones del colector son longitud (L_1) 2,145 m, ancho (W_1) 0,95 m y altura (D_1) 0,13 m. Para la cámara, las siguientes: altura (L_2) 1,27 m, ancho (W_2) 1,0 m y profundidad (D_2) 0,455 m (Fig. 1a). El colector solar consta de tres partes: una carcasa de acero inoxidable de calibre 20, un arreglo de dieciséis ductos de cobre con dimensiones de 1,5 m de longitud, un diámetro

externo de 0,0266 m para el paso del flujo de aire; y una cubierta de acrílico transparente. El componente principal del colector son las tuberías de absorción de energía que estas están pintadas de negro mate para absorber y aprovechar la mayor cantidad de radiación solar disponible durante el día. La entrada de aire al colector se encuentra en la parte inferior, y la salida de aire en la parte superior se conecta a la cámara de secado (Fig. 1b). El flujo de aire que ingresa al colector pasa por los conductos, eleva la temperatura y se transporta a la cámara de secado. La cámara de secado está construida de acero inoxidable y pintada de negro mate para absorber la energía radiante y aumentar la temperatura del aire interior. El flujo de aire que entra en la cámara se encuentra en la parte inferior, y la salida está en la parte superior (Fig. 1c). La cámara de secado contiene espacios para un máximo de quince bandejas móviles que se utilizan para deshidratar o secar un producto. Para este estudio, la cámara se dispuso para quince, doce, diez, ocho y cinco bandejas equidistantes entre sí. Las bandejas se construyeron con un marco de aluminio anodizado y malla de nailon. Están dispuestas horizontalmente con una longitud (L) de 0,88 m y un ancho (W) de 0,41 m (Fig. 1d).

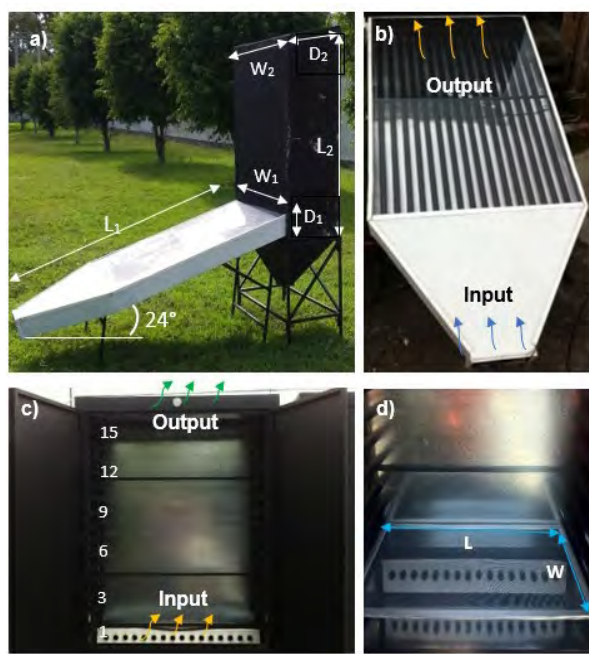


Fig. 1. Secador solar experimental con orientación sur. a) Vista exterior. b) Ductos de flujo de aire del colector solar. c) Cámara de secado. d) Bandejas para secado.

Adquisición de datos

El secador solar tiene instalado en cuatro tuberías del colector, sensores para la medición de temperatura tipo K con sus módulos Max 6675 ubicados y representados con S1, S2, S3 y S4 (Fig. 2a). Así mismo, dos ventiladores tipo NMB y un anemómetro tipo UT363 para medir la velocidad del flujo de aire instalados en la entrada del colector (Fig. 2a). También, la cámara de secado con un sensor de temperatura y humedad DHT22 (S5) en su centro (Fig. 2 b). Para la adquisición de datos, se usó el software LabVIEW y un microcontrolador tipo Arduino-Mega para interconectar los sensores de temperatura y humedad. Por otro lado, se utilizó una estación meteorológica

(Ambient Weather WIFI OSPREY WS-2902A) para medir las condiciones meteorológicas de la radiación solar y la temperatura ambiente (Fig. 3 c). La estación se instaló a una altura de 3,5 m, próxima al secador solar, para proporcionar datos más precisos (Fig. 3 d).

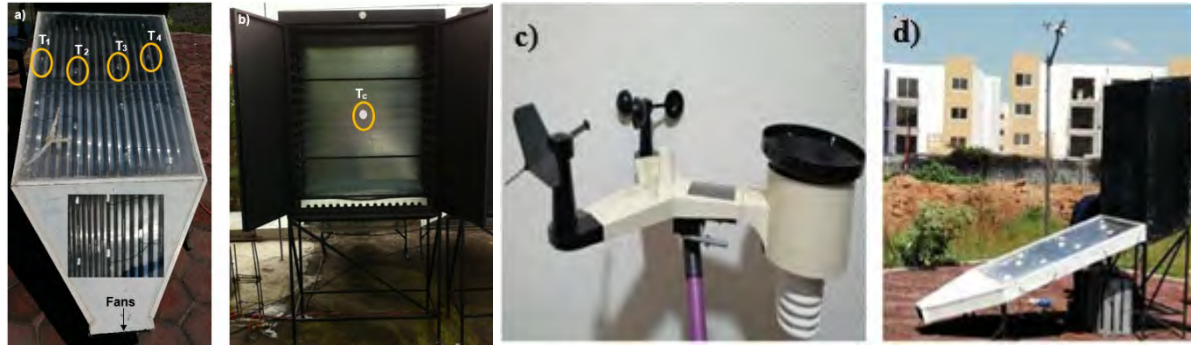


Fig. 2. Disposición del secador solar. a) Ubicación de ventiladores, termopares tipo K y anemómetros en el colector solar. b) Los sensores de temperatura y humedad DHT22 se encuentran dentro de la cámara de secado. Estación meteorológica. c) Estación meteorológica para medir la radiación solar y la temperatura ambiente. d) Una estación meteorológica de 3,5 m de altura ubicada junto al secador solar.

Modelo de Redes Neuronales Artificiales

El modelo de red de este estudio es una red neuronal multicapa de propagación hacia adelante con un algoritmo de entrenamiento conocido como retropropagación. Para construir el modelo de predicción, nueve parámetros de entrada y uno de salida definen el sistema. Las entradas de la red neuronal son los siguientes parámetros: radiación solar (R_a), velocidad del flujo de aire (V_a), temperatura ambiente (T_a), temperaturas de las tuberías del colector solar (T_{i1} , T_{i2} , T_{i3} , T_{i4}), número de bandejas (N_{tray}), separación entre cada bandeja (D_i) y temperatura de la cámara de secado (T_c). El 75% del conjunto de datos disponible (188) se utiliza para el proceso de entrenamiento. Al mismo tiempo, se separa el 25% para validar el entrenamiento.

El método aplicado es la retropropagación, empleada en el proceso de entrenamiento en redes de conexión de reenvío. Este es un método de aprendizaje supervisado con un gradiente descendente: un patrón de entrada se propaga a través de diferentes capas de la red hasta producir un objetivo de salida. El objetivo se compara con la salida deseada y las neuronas de salida calculan el error. El error estimado se transmite de vuelta desde la capa de salida a las demás neuronas de las capas ocultas. Es proporcional a su contribución al error total de la red neuronal artificial. De esta forma, se ajustan los errores de los pesos sinápticos de cada neurona utilizada. Las neuronas de entrada corresponden a la primera capa, mientras que la capa intermedia se considera dos capas ocultas. Esta capa, para redes multicapa, puede utilizar la función de transferencia tangente-sigmoidea (*tansig*). Para la última capa, se utilizan neuronas de salida con funciones de transferencia lineales (*purelin*). Por lo tanto, las salidas de la red pueden tomar cualquier valor sin limitaciones. Los vectores de entrada se normalizan entre 0,1 y 0,9 debido a las restricciones de las funciones de transferencia *tangente-sigmoidea* y *purelin* para las capas oculta y de salida. La función de transferencia [4] y la ecuación de normalización [5] se dan mediante las ecuaciones 1 y 2, respectivamente.

$$g(x) = \frac{[1+\tanh(x)]}{2} \quad (1)$$

$$X_i = 0.8 \left(\frac{X_i - X_{min}}{X_{max} - X_{min}} \right) + 0.1 \quad (2)$$

X_i es el valor para normalizar, X_{max} es el valor máximo, X_{min} el valor mínimo del conjunto de datos

La arquitectura se organiza en cuatro capas. La primera capa corresponde a las neuronas de entrada y una neurona en la capa de salida. Sin embargo, debido a la complejidad y la no linealidad del sistema, solo se consideran dos capas ocultas. Dado que no existe una forma rigurosa de determinar el número óptimo de neuronas en la capa oculta, la selección resulta de un equilibrio entre el esfuerzo computacional requerido para el entrenamiento de la RNA y una estimación del número mínimo de neuronas necesario para capturar el comportamiento dinámico. Por lo que, se aplica el error cuadrático medio (MSE) como indicador del rendimiento del proceso de entrenamiento (Ecuación 3 [5]). De esta manera, es posible obtener la arquitectura ideal para el proceso de verificación y validación del modelo predictivo.

$$SE = \frac{\sum_{i=1}^{i=N} (y_{i,pred} - y_{i,exp})^2}{N} \quad (3)$$

donde N es el número total de puntos de datos, $y_{i,pred}$ es la predicción de la red, $y_{i,exp}$ es la respuesta experimental e i es un índice de datos.

Resultados y discusión

En esta sección se presentan las variables de temperatura, velocidad del aire y datos climatológicos. El registro de datos meteorológicos se realizó cada 10 minutos, correspondientes a un día nublado el 7 de agosto y a un día despejado y sin nubes el 18 de agosto de 2020. El tiempo de registro del día 7 corresponde aproximadamente a entre las 12:10 a. m. y las 2:00 p. m. del día (hora del centro de México). Mientras que para el día 18, se ajusta a un horario aproximadamente entre las 11:30 a. m. y las 2:30 p. m. Estos horarios establecidos se han considerado para capturar la radiación solar en la medida de lo posible por el secador solar. Por lo tanto, la siguiente figura 3 presenta la serie de tiempo experimental. Sin embargo, las temperaturas de la tubería y del aire dentro de la cámara de secado se registran cada 1 min durante el tiempo especificado. La Figura 3a muestra las temperaturas de las tuberías: T_{1l} , T_{12} , T_{1lv} y T_{12v} , y de la cámara de secado: T_c y T_{cv} . Además, la Figura 3b presenta las temperaturas de las tuberías: T_{13} , T_{14} , T_{13v} y T_{14v} . Donde S_{R1} , T_{a1} , V_{a1} , T_{1l} , T_{12} , T_{13} , T_{14} , y T_c corresponden a los datos registrados el 18 de agosto S_{R2} , T_{a2} , V_{a2} , T_{1lv} , T_{12v} , T_{13v} , T_{14v} , y T_{cv} corresponden a los datos del 7 de agosto. Cada una de las variables muestra perturbaciones a lo largo de la trayectoria. Estas perturbaciones están asociadas con la presencia de ruido experimental. Las Fig. 6 a 7 también muestran el curso suave de cada serie temporal. El suavizado permite revelar patrones significativos en nuestros datos mientras se omite la contribución del ruido. Aquí se ha aplicado un filtro de media móvil.

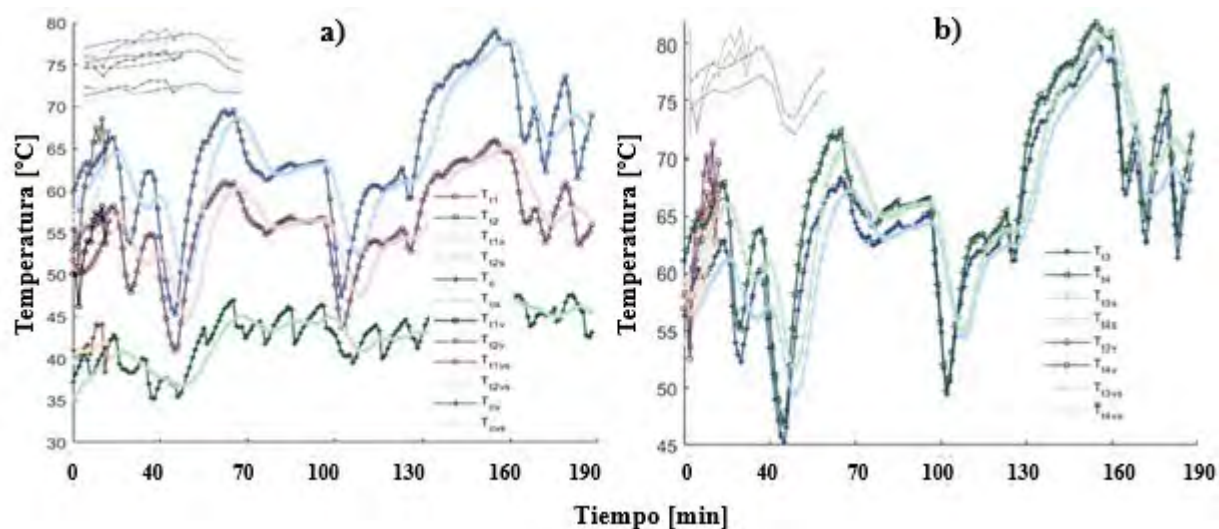


Fig. 3. a) Serie de tiempo de la temperatura de las tuberías: experimental T_{t1} , T_{t2} , T_{t1v} , T_{t2v} , T_c , y T_{cv} versus suavizadas T_{t1s} , T_{t2s} , T_{t1vs} , T_{t2vs} , T_{cs} , y T_{cvs} . b) Series temporales de temperaturas de la tubería. Series experimentales: T_{t3} , T_{t4} , T_{t3v} , y T_{t4v} versus suavizadas: T_{t3s} , T_{t4s} , T_{t3vs} , and T_{t4vs} .

Por otro lado, la Tabla 1 muestra los parámetros esenciales de la geometría del secador solar para construir el modelo de red neuronal que predice la temperatura dentro de la cámara de secado. El modelo predictivo se considera capaz de proporcionar la temperatura de la cámara para diferentes números de bandejas simétricamente separadas. Para ello, se utilizan tres matrices con el número de bandejas (N_{tray}) y sus respectivas distancias de separación (D_t) durante el entrenamiento y la verificación del modelo. Para la validación, se consideran cinco configuraciones de bandejas (véase la Tabla 1).

TABLA 1. CONFIGURACIÓN DE LA CÁMARA DE SECADO

Entrenamiento-verificación		Validación	
(N_{tray})	D_t (m)	(N_{tray})	D_t (m)
15	0.07	15	0.07
10	0.105	12	0.087
5	0.21	10 0.	105
		8	0.131
		5	0.21

Los algoritmos de retropropagación se evaluaron utilizando los criterios de coeficientes de determinación múltiple (R^2) y error cuadrático medio (EMM) según la técnica de modelado estadístico de regresión lineal. La ecuación obtenida con la regresión lineal minimizó la distancia

entre una línea de ajuste para los puntos de datos experimentales y predichos en el proceso de entrenamiento. Esta técnica describe una variable de respuesta continua en función de una o más variables predictoras [6-8]. El algoritmo con el mejor rendimiento fue Levenberg-Marquardt (trainlm), con un R^2 de 0,94162 y un ECM de 0,9725. Este último algoritmo se utiliza para llevar a cabo el proceso de entrenamiento y predicción, y para seleccionar el número de neuronas dentro de cada capa oculta. En este proceso de entrenamiento se utilizó el 75 % del conjunto de datos, mientras que el resto se utilizó para la verificación del modelo. En este trabajo, se utilizó el algoritmo Levenberg-Marquardt (trainlm) de retropropagación multicapa para evaluar el rendimiento de diferentes configuraciones de la arquitectura de la red neuronal para determinar el ideal. El criterio para obtener el número de neuronas en las capas ocultas se basó en las desviaciones utilizadas para obtener la configuración de la arquitectura (MSE). Según el análisis de rendimiento y la estimación del MSE durante el entrenamiento de la ANN, la mejor configuración de red fue 9-13-12-1, con un MSE inferior al 1 %. Por lo tanto, la configuración de la ANN verifica y valida el modelo (véase la figura 8).

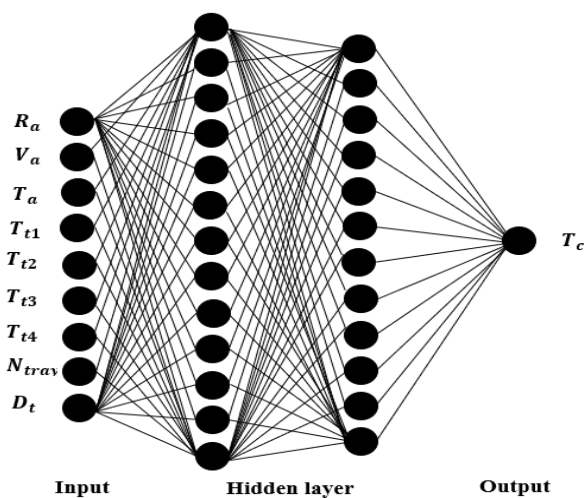


Fig. 4. Arquitectura de la red neuronal artificial. La configuración consta de nueve neuronas en la capa de entrada, dos capas ocultas con trece y doce neuronas, y una en la capa de salida (9-13-12-1). Solo se muestran algunas conexiones de neuronas completamente interconectadas. Los parámetros son la radiación solar (R_a), la velocidad del flujo de aire (V_a), la temperatura ambiente (T_a), las temperaturas en el tubo 1 (T_{t1}), en el tubo 2 (T_{t2}), en el tubo 3 (T_{t3}), en el tubo 4 (T_{t4}), el número de bandejas (N_{tray}), la separación entre bandejas (D_t) y la temperatura en la cámara de secado (T_c).

A continuación, se muestra la verificación y validación del modelo de red neuronal artificial para predecir la temperatura en la cámara de secado. Asimismo, se muestra el error relativo entre los datos experimentales y los predichos.

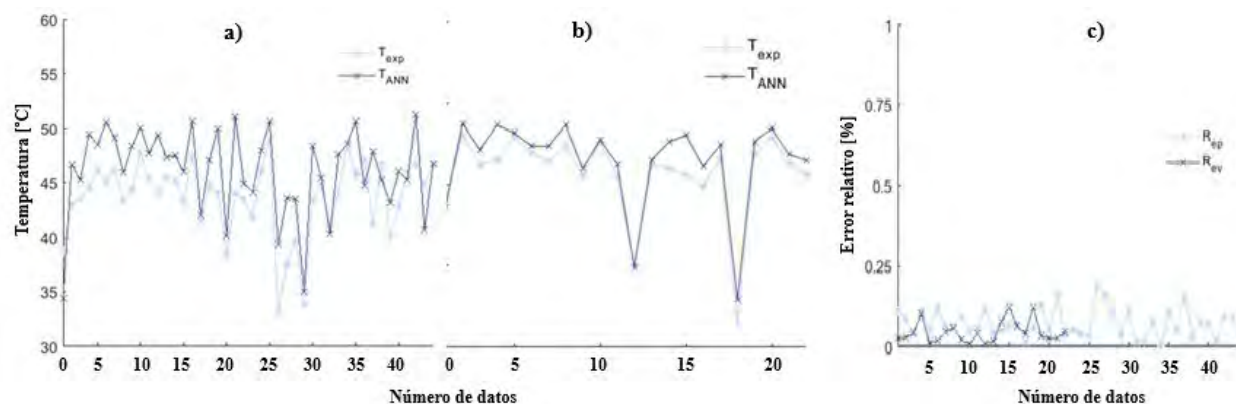


Fig. 5. a) Temperaturas predichas (T_{ANN}) vs temperaturas experimentales (T_{exp}): a) verificación del modelo y b) validación. c) Error relativo entre datos predichos y experimentales.

El modelo predictivo de la red neuronal ha demostrado una vez más su viabilidad. Se han aplicado otras condiciones similares para otra época del año. Este modelo podría servir de base para el desarrollo de una herramienta de optimización en tiempo real para el funcionamiento y el diseño óptimo de secadores solares indirectos, considerando el tipo, la cantidad y el contenido de humedad del producto a secar. El diseño del secador solar para este caso de estudio aprovecha la energía radiante para elevar la temperatura del flujo de aire a través del colector y transportarlo mediante un medio forzado hacia la cámara. La temperatura alcanzada en el interior de la cámara oscila entre 40 y 50 °C para diferentes cantidades de bandejas.

Conclusiones

Una red neuronal de propagación hacia adelante entrenada con el algoritmo Levenberg-Marquardt (trainlm) mostró una buena capacidad predictiva. Este algoritmo se utilizó para determinar la configuración ideal de la arquitectura de red con la configuración 9-13-12-1, con un error MSE de 0,9725. Esta configuración redujo el tiempo del proceso de aprendizaje de la red. El modelo predictivo se probó con éxito, obteniendo un buen predictor para pronosticar la temperatura del aire dentro de la cámara de secado. Esto se refleja al obtener el error relativo entre las temperaturas predichas y las experimentales debajo del 0.25% para la verificación y validación del modelo.

Además, este modelo podría servir de base para el desarrollo de una herramienta de optimización en tiempo real para el funcionamiento y el diseño óptimo de secadores solares indirectos. Sin embargo, deben considerarse otros factores, como las condiciones climáticas extremas, las temperaturas bajas o altas, y el tipo, la cantidad y el contenido de humedad del producto a secar.

Referencias

- [1] Tlatelpa-Becerro A. Rico-Martínez R. Urquiza G. Calderón-Ramírez M, "Obtaining of Crataegus mexicana leaflets using an indirect solar dryer" en Revista Mexicana de Ingeniería Química, vol. 2, pp. 669-676, 2020. <https://doi.org/10.24275/rmiq/Alim896>



- [2] Marwan B. Chawki L. Mirna F. L. Christy L, "Solar drying simulation of different products: Lebanese case", Energy reports, vol. 6, pp. 548 – 564, 2020.
<https://doi.org/10.1016/j.egy.2020.09.032>
- [3] Nabnean S. Nimnuan P, "Experimental performance of direct forced convection household solar dryer for drying banana" Case Studies in Thermal Engineering, vol. 22, pp. 1-11, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.csite.2020.100787>
- [4] Krischer K. Rico M.R. Kevrekidis I.G. Rotermund H.H. Ertl G. Hudson J.L, "Model identification of a spatiotemporally varying catalytic reaction" AIChE Journal, vol. 1, pp. 89 – 98, 1993. <https://doi.org/10.1002/aic.690390110>
- [5] Khataee A.R. Kasiri M.B, "Artificial neural networks modeling of contaminated water treatment processes by homogeneous and heterogeneous nanocatalysis", Journal of Molecular Catalysis A: Chemical, vol. 331, pp. 86 – 100, 2010.
<https://doi.org/10.1016/j.molcata.2010.07.016>
- [6] Arzu S.S, "Performance analysis of single-stage refrigeration system with internal heat exchanger using neural network and neuro-fuzzy", Renewable Energy, vol. 36, pp. 2747 – 2752, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.03.009>
- [7] Jian Z. Fariborz H, "Development of Artificial Neural Network based heat convection algorithm for thermal simulation of large rectangular cross-sectional area Earth-to-Air Heat Exchangers", Energy and Buildings, vol. 42, pp. 435 – 440, 2010.
<https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2009.10.011>
- [8] Reza B. Masoud R, "Prediction of heat transfer and flow characteristics in helically coiled tubes using artificial neural networks" International Communications in Heat and Mass Transfer, vol. 39, pp. 1279 – 1285, 2012.
<https://doi.org/10.1016/j.icheatmasstransfer.2012.06.008>



DESALACIÓN POR CONGELACIÓN ASISTIDA CON ENERGÍA SOLAR: UNA REVISIÓN BREVE

Beatriz Castillo Téllez¹, Margarita Castillo Téllez², Gerardo Alberto Mejía Pérez¹, Rachid Marzoug⁴, Charlotte M. Yanes Chiquini²

¹ Centro Universitario de Tonalá, Universidad de Guadalajara

² Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Campeche

³ Consultor independiente en sistemas de inocuidad, calidad y gestión de riesgos (FORSUA)

⁴ Centro Universitario de Tonalá, Universidad de Guadalajara

*Autor de correspondencia: mcastill@uacam.mx

RESUMEN

El suministro de agua potable en regiones áridas y costeras es cada vez más crítico debido al crecimiento poblacional, la sobreexplotación de acuíferos y los efectos del cambio climático. Las tecnologías convencionales de desalación, como la ósmosis inversa o la destilación multietapa, han permitido cubrir parte de la demanda, pero presentan limitaciones asociadas a elevados consumos energéticos, uso de combustibles fósiles, altos costos operativos y problemas de incrustación y ensuciamiento. La desalación por congelación se presenta como una alternativa emergente, basada en el principio de que los cristales de hielo formados a partir del agua de mar son prácticamente libres de sales. Al separar y fundir este hielo se obtiene agua dulce de buena calidad, reduciendo el consumo energético comparado con procesos térmicos y evitando la necesidad de presiones extremas como en la ósmosis inversa. En los últimos años, diversos grupos de investigación han evaluado la viabilidad de integrar energía solar para alimentar los ciclos de frío necesarios en la desalación por congelación. Los sistemas fotovoltaicos permiten operar compresores de refrigeración por compresión de vapor, mientras que los sistemas solares térmicos pueden acoplarse a ciclos de absorción que producen frío a partir de calor solar. Esta combinación ofrece un esquema descentralizado, sostenible y de bajo impacto ambiental, con potencial aplicación en comunidades costeras sin acceso a redes eléctricas convencionales. A pesar de que la tecnología aún se encuentra en fase experimental, los prototipos reportados alcanzan producciones de varios litros diarios de agua por metro cuadrado de captador solar y muestran una reducción importante en la formación de incrustaciones, lo que facilita el mantenimiento y alarga la vida útil del sistema. Los principales retos incluyen mejorar la eficiencia de separación de hielo y salmuera, reducir costos de inversión, optimizar el acoplamiento entre captadores solares y ciclos de refrigeración, e implementar pruebas piloto de mayor escala. Con base en la revisión de literatura y experiencias iniciales, la desalación por congelación asistida con energía solar se perfila como una opción tecnológica con gran potencial para diversificar el portafolio de soluciones de abastecimiento de agua en zonas vulnerables, contribuyendo al cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible relacionados con agua limpia y energía asequible.

Palabras clave: desalación por congelación, energía solar, agua potable, sostenibilidad, tecnologías renovables, comunidades costeras.

1. INTRODUCCIÓN

El suministro de agua potable en regiones áridas y costeras es cada vez más crítico debido al crecimiento poblacional, la sobreexplotación de acuíferos y los efectos del cambio climático. Se estima que más de 2 mil millones de personas viven en condiciones de estrés hídrico severo y que la demanda global de agua podría superar la oferta sostenible en un 40% hacia 2030 (WWAP, 2020). Frente a este panorama, la desalación se ha consolidado como una herramienta estratégica para garantizar la seguridad hídrica.

Las tecnologías convencionales, como la ósmosis inversa (RO), la destilación multietapa (MSF) y la destilación de múltiple efecto (MED), han demostrado eficacia, pero presentan limitaciones importantes: altos consumos energéticos, dependencia de combustibles fósiles, costos operativos elevados y problemas de incrustación y ensuciamiento de membranas (Shahzad et al., 2021). Además, la descarga de salmueras concentradas plantea riesgos ambientales en ecosistemas marinos (Jones et al., 2019).

En este contexto, la desalación por congelación (Freeze Desalination, FD) surge como una alternativa emergente. Su principio fundamental radica en que los cristales de hielo formados a partir de agua de mar son prácticamente libres de sales; al separar y fundir este hielo se obtiene agua dulce de alta calidad (Janajreh et al., 2023). A

diferencia de los procesos térmicos, la FD requiere una fracción menor de energía, ya que el calor latente de fusión (≈ 334 kJ/kg) es mucho más bajo que el de vaporización (≈ 2256 kJ/kg) (Williams et al., 2015). Asimismo, evita la necesidad de operar a presiones extremas como en la RO, reduciendo el riesgo de incrustaciones y prolongando la vida útil de los equipos (Najim & Krishnan, 2022).

En los últimos años, diversos grupos de investigación han avanzado en la integración de energías renovables en FD. Por ejemplo, se han desarrollado sistemas fotovoltaicos para alimentar compresores de refrigeración y colectores solares térmicos acoplados a ciclos de absorción para generar frío (Castillo-Téllez et al., 2025). Estos prototipos han reportado producciones de varios litros diarios de agua por metro cuadrado de captador solar y una notable reducción en la formación de incrustaciones.

A pesar de su promesa, la FD enfrenta retos tecnológicos: mejorar la eficiencia de separación de hielo y salmuera, reducir costos de inversión, optimizar el acoplamiento solar-frío e implementar pruebas piloto a mayor escala. Sin embargo, estudios recientes han demostrado costos competitivos de hasta 3 USD/m³, acercándose a la viabilidad económica frente a tecnologías maduras como MED (Najim & Krishnan, 2022; Janajreh et al., 2023). De este modo, la FD se perfila como una tecnología con alto potencial para diversificar el portafolio de soluciones sostenibles de agua, en línea con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS 6 y 7).

2. METODOLOGÍA

Este trabajo se desarrolló como una revisión bibliográfica enfocada en la desalación por congelación acoplada con energía solar. La búsqueda de información se realizó en bases de datos científicas de alto impacto (Scopus, Web of Science y ScienceDirect) utilizando combinaciones de palabras clave en inglés y español: freeze desalination, solar energy, renewable desalination, solar cooling y ice crystallization.

Se incluyeron artículos publicados entre 2014 y 2024, con énfasis en revisiones, reportes de prototipos experimentales y propuestas de integración tecnológica. Los criterios de inclusión consideraron:

- Estudios que analizan el principio de separación de sal mediante congelación.
- Experiencias de integración de energía solar térmica o fotovoltaica.
- Reportes de desempeño a nivel experimental o piloto.

Se excluyeron artículos de patentes sin validación experimental, reportes de tecnologías híbridas sin componente solar y literatura de baja visibilidad académica. En total se revisaron 56 documentos, de los cuales 28 se seleccionaron como base para la discusión crítica.

3. FUNDAMENTOS Y MODELADO DE LA DESALACIÓN POR CONGELACIÓN

La desalación por congelación (Freeze Desalination, FD) se basa en el principio de que, al enfriar el agua salada por debajo de su punto de congelación, los cristales de hielo formados son prácticamente libres de sales y contaminantes. Al separar y fundir estos cristales se obtiene agua dulce, lo que convierte al proceso en una alternativa de bajo consumo energético en comparación con métodos térmicos como la destilación multietapa, debido a que el calor latente de fusión (~ 334 kJ/kg) es mucho menor que el de vaporización (~ 2256 kJ/kg) (Williams et al., 2015).

Existen distintas configuraciones: congelación directa, en la que el refrigerante entra en contacto con el agua de mar; congelación indirecta, que utiliza intercambiadores de calor; y cristalización eutéctica, que permite la recuperación simultánea de agua y sales (Janajreh et al., 2023). Cada variante presenta ventajas y retos: la congelación directa promueve una rápida nucleación pero con riesgo de contaminación, mientras que la indirecta mejora la pureza del agua pero con menor eficiencia de transferencia térmica.

El modelado termodinámico ha sido fundamental para optimizar el diseño de FD. Por ejemplo, Najim y Krishnan (2022) acoplaron un modelo de transferencia de calor con la ecuación de Scheil para predecir la redistribución de solutos en sistemas de congelación progresiva, logrando alta concordancia con datos experimentales. Más recientemente, Liu et al. (2025) aplicaron modelado de campo de fases y tomografía computarizada para estudiar

el crecimiento anisotrópico de cristales de hielo, revelando cómo la morfología afecta directamente la eficiencia de rechazo salino.

Finalmente, los análisis exergéticos han mostrado que la FD puede alcanzar eficiencias de hasta 44% en configuraciones híbridas con fuentes de frío residual, como el gas natural licuado (Yi et al., 2025). Estos avances en modelado y simulación no solo permiten mejorar la predicción del rendimiento energético, sino también guiar el desarrollo de prototipos más eficientes y adaptados a condiciones reales de operación.

4. AVANCES EXPERIMENTALES Y PROTOTIPOS

Los desarrollos experimentales en desalación por congelación (FD) han permitido validar modelos teóricos y explorar configuraciones prácticas con mayor eficiencia energética y calidad del agua.

Uno de los avances más destacados proviene de la congelación progresiva (Progressive Freeze Concentration, PFC). Najim y Krishnan (2022) diseñaron un prototipo vertical con recirculación líquida y un precoolero, lo que eliminó la necesidad de agitadores mecánicos. Su sistema logró una reducción del 30.1% en el consumo energético en comparación con aparatos tradicionales, y produjo agua potable con salinidades ≤ 0.05 wt%, cumpliendo con los estándares de la OMS.

En paralelo, Janajreh et al. (2023) realizaron una revisión de más de 60 estudios experimentales, identificando los principales retos técnicos: la separación eficiente de hielo y salmuera, la operación continua y la dificultad para escalar los sistemas hacia plantas piloto o industriales.

Más recientemente, se han reportado prototipos híbridos alimentados con energías renovables. Castillo-Téllez et al. (2025) desarrollaron un sistema solar de freeze–melt desalination que combina producción de agua y refrigeración, alcanzando consumos energéticos inferiores a 3 kWh/m³ y recuperaciones de agua superiores al 80%, lo que demuestra la viabilidad de la FD en contextos descentralizados y de baja infraestructura.

Otras innovaciones incluyen el uso de agitación inducida y control de morfología cristalina, que han mejorado la eficiencia de rechazo salino y reducido la formación de canales de salmuera en el hielo (Zhang et al., 2025). Asimismo, Xu et al. (2025) exploraron rutas de fusión–congelación interfacial, obteniendo agua de mar purificada con menor necesidad de pretratamiento.

Estos avances consolidan a la FD como una tecnología prometedora para aplicaciones en comunidades costeras, islas y regiones áridas. Sin embargo, persisten vacíos relacionados con la automatización del proceso, la reducción de costos de inversión y la validación en plantas piloto de mayor escala.

5. EVALUACIONES ENERGÉTICAS Y ECONÓMICAS

La eficiencia energética es uno de los principales atractivos de la desalación por congelación (FD). Al operar a bajas temperaturas, se reduce la probabilidad de incrustaciones y ensuciamiento, lo que disminuye la necesidad de tratamientos químicos y costos de mantenimiento. Esto representa una ventaja frente a tecnologías como MSF o MED, que requieren aportes de calor muy superiores y sufren problemas de corrosión en condiciones extremas (Janajreh et al., 2023).

Diversos análisis exergéticos han mostrado que la FD puede alcanzar eficiencias de hasta 44% en configuraciones híbridas que aprovechan fuentes de frío residual o ciclos de absorción, lo que la posiciona como una opción viable dentro de esquemas de multigeneración energética (Yi et al., 2025). Estos estudios sugieren que, al integrarse con energías renovables o con el frío del gas natural licuado, la FD no solo reduce su consumo energético, sino que también aporta a la disminución de emisiones de CO₂ asociadas a procesos térmicos convencionales.

En el ámbito experimental, Najim y Krishnan (2022) reportaron un sistema de congelación progresiva capaz de reducir en un 30.1% el consumo energético respecto a diseños convencionales. Su evaluación económica estimó un costo de producción de agua potable cercano a 3.0 USD/m³, frente a los 4.3 USD/m³ típicos de aparatos de congelación vertical, acercándose así a la competitividad de procesos como MED en escenarios descentralizados.

La integración con energías renovables también ha mostrado resultados alentadores. Castillo-Téllez et al. (2025) desarrollaron un sistema solar de freeze–melt desalination con consumos inferiores a 3 kWh/m³ y recuperaciones de agua mayores al 80%. Este tipo de configuraciones, orientadas a comunidades fuera de red, refuerzan la viabilidad de la FD como opción descentralizada y de bajo impacto ambiental. En paralelo, Wang et al. (2025)

exploraron materiales avanzados como los *covalent organic frameworks* (COFs) para optimizar la captación solar en ciclos de frío acoplados, mostrando que es posible reducir la demanda energética y con ello los costos operativos a futuro.

En términos comparativos, aunque la ósmosis inversa sigue siendo la opción más eficiente en consumo energético directo (3–4 kWh/m³), la FD ofrece ventajas en condiciones donde el ensuciamiento o la calidad del agua de entrada dificultan el uso de membranas. Frente a MSF y MED, la FD se perfila como una alternativa menos intensiva en energía térmica y más adaptable a fuentes renovables, con un potencial claro en aplicaciones específicas como islas, regiones polares o plantas LNG.

En conjunto, la evidencia sugiere que la FD avanza hacia un escenario de competitividad económica y energética, donde su principal valor agregado reside en la flexibilidad para integrarse en esquemas híbridos y sostenibles de desalación.

6. PERSPECTIVAS Y CONCLUSIONES

La desalación por congelación se encuentra en una etapa de consolidación como alternativa sostenible dentro del portafolio de tecnologías de tratamiento de agua. Los avances recientes en modelado termodinámico y de campo de fases han permitido entender mejor la dinámica de formación de cristales y la redistribución de solutos, lo que facilita la optimización de las condiciones de operación. Los estudios experimentales, desde prototipos de congelación progresiva hasta sistemas híbridos con integración solar, confirman que es posible alcanzar consumos energéticos competitivos y obtener agua de calidad apta para consumo humano e incluso para aplicaciones agrícolas.

En términos energéticos, la desalación por congelación presenta ventajas frente a tecnologías térmicas convencionales al operar a bajas temperaturas y con menor riesgo de incrustaciones. Además, la posibilidad de aprovechar fuentes de frío residual, como el gas natural licuado, o energías renovables como la solar, abre un escenario favorable para su aplicación descentralizada en comunidades costeras, islas y regiones áridas con acceso limitado a redes eléctricas. Estas configuraciones híbridas también ofrecen oportunidades para sistemas de cogeneración, combinando producción de agua dulce, frío útil y recuperación de sales.

Desde el punto de vista económico, los resultados de prototipos recientes muestran costos de producción en el rango de 3 USD/m³, lo que acerca la desalación por congelación a la competitividad con procesos como MED, especialmente cuando se consideran contextos fuera de red donde la ósmosis inversa enfrenta limitaciones técnicas y de infraestructura. Sin embargo, los principales retos se mantienen en la eficiencia de separación de hielo y salmuera, la reducción de los costos de inversión y la transición hacia pruebas piloto a mayor escala que validen la tecnología en condiciones reales de operación.

De cara al futuro, es necesario avanzar en la automatización del proceso, la estandarización de métricas de desempeño y el desarrollo de materiales y diseños de cristalizadores que permitan operaciones continuas y más robustas. Asimismo, la combinación de desalación por congelación con energías renovables y estrategias de economía circular podría contribuir de manera significativa al cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible relacionados con agua limpia y energía asequible. En este sentido, la desalación por congelación se perfila como una opción con alto potencial para diversificar las soluciones de abastecimiento de agua en zonas vulnerables, al mismo tiempo que reduce impactos ambientales y promueve sistemas más resilientes y sostenibles.

REFERENCIAS

- Castillo-Téllez, M., López, A., & Rivera, P. (2025). Solar-powered freeze-melting desalination: A hybrid approach for water and cooling co-production. *Desalination*, 614, 119207. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2025.119207>
- Janajreh, I., Adeyemi, I., & Ghenai, C. (2023). Freeze desalination: Current research development and future prospects. *Water Research*, 228, 119384. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119384>
- Najim, M., & Krishnan, S. (2022). Progressive freeze concentration for seawater desalination: Experimental validation and thermodynamic modeling. *Desalination*, 539, 115926. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2022.115926>
- Wang, F., Wang, B., Wang, Y., et al. (2025). Regulating solar desalination of the covalent organic frameworks. *Journal of Colloid and Interface Science*, 698, 138104. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2025.138104>



7° Congreso Nacional y 3er Internacional
AMICA 2025
29–31 de octubre
Guadalajara, Jalisco, México



“Innovación y gestión
para afrontar
los retos ambientales
del país”

- Xu, Y., Yuan, H., Song, J., et al. (2025). Interfacial freezing and melting ascent of seawater for efficient desalination. *Desalination*, 613, 119104. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2025.119104>
- Yi, S., Yuan, H., Zhou, P., et al. (2025). Theoretical analysis and optimization of ocean-thermal integrated freeze desalination cycles. *Desalination*, 613, 119036. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2025.119036>
- Zhang, H., Kadi, K. E., Ibrahim, I., et al. (2025). Enhancing freeze desalination via stirring-induced crystallization. *Separation and Purification Technology*, 376, 134059. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2025.134059>
- Williams, P., Ahmad, M., & Connolly, D. (2015). Freeze desalination: An assessment of an alternative approach for water treatment. *Desalination*, 355, 94–100. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.09.024>
- Jayakody, H., & Williams, P. (2018). Exergy analysis of freeze desalination systems: Efficiency comparison with RO and MED. *Desalination*, 445, 120–128. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2018.07.015>
- Jones, E., Qadir, M., van Vliet, M. T. H., Smakhtin, V., & Kang, S. M. (2019). The state of desalination and brine production: A global outlook. *Science of the Total Environment*, 657, 1343–1356. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.076>
- Shahzad, M. W., Burhan, M., Ang, L., & Ng, K. C. (2021). Energy-water-environment nexus underpinning future desalination sustainability. *Desalination*, 502, 114922. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114922>
- WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). (2020). The United Nations World Water Development Report 2020: Water and Climate Change. UNESCO. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf00000372985>



DESHIDRATADO DE PRODUCTOS AGRÍCOLAS CON TECNOLOGÍAS SOLARES DIRECTAS E INDIRECTAS: COMPARACIÓN DE ESPESORES EN SECADORES PARA EVALUAR EFICIENCIA.

Perla Santiago Arroyo ^a, Noé de la Cruz Santiago ^a, Erika Miranda Mandujano ^b,
Omar Sarracino Martínez ^a

^a Universidad Popular de la Chontalpa, Cárdenas, Tabasco, 85597, México

^b Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Villahermosa, Tabasco, México

Emails: 004ya22@upch.mx, Noe_air@hotmail.com, Erika.miranda@ujat.mx, omar.sarracino@upch.mx

Abstract

Traditional solar drying in the Chontalpa region, Tabasco, is conducted outdoors on concrete patios. Simultaneously, local processing plants utilize artificial drying powered primarily by natural gas. Both methods present significant challenges: artificial drying increases production costs and the product's ecological footprint. Furthermore, the inefficient dehydration associated with traditional drying promotes microbial growth and triggers biochemical processes that compromise quality standards and the post-harvest shelf life of the fruits. To address these issues, direct and indirect solar drying technologies were implemented to evaluate the drying kinetics and physicochemical stability of pineapple (*Ananas comosus*) and banana (*Musa paradisiaca* L.) under the hot and humid climate conditions of Tabasco. The methodology included the use of sample thicknesses of 3 and 5 mm and the monitoring of pH throughout the dehydration process. The results showed drying times of 11 hours (direct method) and 16 hours (indirect method). At the optimal dehydration point, physicochemical analyses indicated an increase in pH (ranging from 5.10 to 5.15) and a moisture content consistently below 10% for all samples. These findings confirm that the evaluated solar technologies are efficient for the preservation of the products in the state and represent a viable alternative for use in this type of climate.

Resumen

El secado solar tradicional en la región de la Chontalpa, Tabasco, se realiza al aire libre en patios de cemento. Así mismo, las beneficiadoras locales emplean el secado artificial con gas como insumo principal. Ambos métodos presentan desafíos: el secado artificial incrementa los costos y la huella ecológica del producto. Por otro lado, la deshidratación de secado tradicional favorece el crecimiento microbiano y desencadena procesos bioquímicos que comprometen los estándares de calidad y la vida útil de almacenamiento de las frutas. Con el objetivo de evaluar la cinética de secado y la estabilidad fisicoquímica de piña (*Ananas comosus*) y plátano (*Musa paradisiaca* L.) bajo las condiciones de clima cálido-húmedo de Tabasco, se implementaron tecnologías de secado solar directo e indirecto. La metodología incluyó el uso de espesores de 3 y 5 mm y la monitorización del pH durante el proceso de deshidratación. Los resultados mostraron tiempos de secado de 11 horas (directo) y 16 horas (indirecto). En el punto de deshidratación óptima, los análisis fisicoquímicos indicaron un aumento en el pH (5.10-5.15) y un contenido de humedad

inferior al 10% para todas las muestras. Estos hallazgos confirman que las tecnologías solares evaluadas son eficientes para la conservación de los productos en el estado y representan una alternativa viable para su uso en este tipo de clima.

Palabras clave: Secado solar, tecnologías solares, cinética de secado, secado directo, secado indirecto.

Introducción

El secado solar es una técnica que se aplica con frecuencia para preservar alimentos y prolongar la su vida útil, bajo la extracción de humedad de una masa sólida cuando se aplica calor [1]. Hay secadores solares directos, indirectos e invernaderos; por ejemplo, una caja aislada con absorción negra, entrada y salida de aire y vidrio de acristalamiento simple o doble así como la eliminación de los rayos UV y azul, es una característica de los secadores solares indirectos. Los secadores solares directos permiten que el sol incida directamente sobre los productos, pero tienden a perder color y calidad más rápidamente que los secadores indirectos, donde la radiación solar es más controlada [2] y los secadores solares de tipo invernadero funcionan al capturar la radiación solar a través de paneles transparentes, creando un efecto invernadero que eleva la temperatura interna [3]. Por otro lado, el secado de capa fina es el más adecuado para el proceso del producto en los secadores, así como la evaluación de análisis fisicoquímico incluyendo la colorimetría en la fruta, actividad del agua, pH, Brix, humedad y determinando la inocuidad del producto final mediante pruebas microbiológicas [1].

La Asociación de Fruticultores del Soconusco del estado de Chiapas, México reveló que en la región de Chiapas se pierde hasta un 15% del fruto de mango por sobreproducción. Entonces, una de las formas de aprovechar al menos un por ciento de fruta es dándole un oportuno tratamiento postcosecha para poderlo comercializar. El tratamiento más apropiado por sus bajos costos y eficiencia es el secado solar [4]. En Tabasco en el año 2024 de acuerdo con el informe Anuario Estadístico de la Producción Agrícola se estimó una producción de 61,022.85 ton de cultivo de piña, 1,112.55 ton de mango y 624,468.81 ton de plátano lo que genera pérdidas y desperdicio de alimentos en el lugar, siendo Huimanguillo uno de los productores líderes y de acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) la pérdida y el desperdicio de alimentos (PDA) constituye un desafío apremiante en el diseño de sistemas alimentarios sostenibles. La PDA repercute negativamente en la seguridad alimentaria y la nutrición y contribuye de forma significativa a las emisiones de gases de efecto invernadero, la contaminación del medio ambiente, la degradación de los ecosistemas naturales y la pérdida de biodiversidad y un factor problemático es el proceso de secado de cualquier producto agrícola, el cual, en el estado de Tabasco y en la mayoría de lugares es deshidratado a cielo abierto provocando problemas físicos y químicos. Ad, Kumar, Subbiah, Singh & Priya, (2025) nos menciona que un proceso de secado deficiente reduce la cantidad y la calidad de los alimentos. El secado solar en la región de la Chontalpa, Tabasco, México realizado por los campesinos es principalmente al aire libre en patio de cemento o bien, en secadores contruidos con madera. Con este tipo de secado puede haber contaminación con polvo, hongos y animales que afectan la inocuidad del grano seco, esto debido a la alta incidencia de lluvias en la región con una humedad de entre 80 y 86%, provocando el crecimiento acelerado de hongos y otros microorganismos [5].

Por lo tanto, una alternativa viable para mitigar las pérdidas postcosecha de frutas como piña, mango y plátano es la implementación del secado solar a través de deshidratadores. Este estudio se enfoca en la evaluación de análisis fisicoquímicos funcionales para determinar las condiciones

óptimas de conservación de los productos deshidratados, evaluando las condiciones de secado de piña y plátano comparando espesores de 3 y 5 mm para seleccionar cual es el producto de mejor calidad verificando dos tipos de secadores solares; de tipo directo e indirecto y evaluando la calidad del producto mediante mediciones sobre el contenido de humedad, pH y colorimetría.

Objetivos

Objetivo general

Evaluar la eficiencia de dos tipos de secadores solares (directo e indirecto) en el proceso de deshidratación de piña y plátano, con espesores de 3 y 5 mm, para determinar las condiciones óptimas que maximicen la calidad fisicoquímica del producto final, contribuyendo a la reducción de pérdidas postcosecha en el estado de Tabasco.

Objetivo específico

- Evaluar el desempeño durante el secado de rodajas de piña y plátano con dos espesores (3 y 5 mm), para determinar la cinética de secado.
- Analizar y comparar la calidad de los frutos deshidratados mediante la evaluación de propiedades fisicoquímicas (contenido de humedad final, pH y colorimetría) para identificar la combinación de secador y espesor que preserve en mayor medida las características óptimas de cada fruta.

Metodología

La preparación de la muestra, esquematizada en la Figura 1, se inició con la selección y desinfección de las frutas (piña y plátano) en una solución de Microdyn (8 gotas/L). Una vez peladas, se realizaron cortes transversales para obtener rodajas con espesores de 3 mm y 5 mm. La elección de estos espesores se fundamenta en la necesidad de asegurar la uniformidad de las rodajas, ya que espesores inferiores dificultaron la obtención de muestras homogéneas en ensayos previos. El proceso de secado se llevó a cabo utilizando rodajas como muestras. Para el seguimiento de la cinética, se empleó una muestra de control cuyo peso fue registrado cada hora. Los parámetros de calidad (humedad, color y pH) se monitorearon en las etapas inicial, intermedia y final del secado. Una vez obtenidos los datos iniciales de peso, humedad, pH y color, las muestras se distribuyeron en las bandejas de los secadores y estos fueron orientados con su cara viendo hacia el sur. Además, al final del proceso se realiza un estudio basándonos en las normas sobre pruebas microbiológicas, la inocuidad de las muestras que garantizan que los alimentos deshidratados no causan daños a la salud.



Fig. 1. Metodología para el proceso de deshidratado de productos agrícolas.

Nota Fuente: Resultados obtenidos en el laboratorio de energías renovables de la UPCH en cuanto a la humedad y pH.

Resultados y discusión

Para el estudio se usaron espesores de 3 y 5 mm y se evaluó el pH durante el proceso de deshidratación. Los resultados indicaron tiempos de secado de entre 11 y 16 horas de secado para las tecnologías directas e indirectas. Los estudios fisicoquímicos revelaron un aumento de pH al alcanzar su punto óptimo de deshidratación con valores de pH de 5.10 y 5.15.

En relación con el porcentaje de humedad se obtuvieron valores por debajo del 10% para las frutas de 3 y 5 mm en el secador directo e indirecto. En la tabla siguiente se observa un resumen de los resultados más relevantes.

TABLA 1

TABLA EXPLICATIVA SOBRE LOS RESULTADOS OBTENIDOS EN EL DESHIDRATADO DE PIÑA Y PLÁTANO.

Fruta/Espesores	Secador	Tiempo/Secado	Humedad Final	pH inicial	pH final
Piña 3 mm	Directo	11 Hrs	3.468 %	3.89	4.97
Piña 3 mm	Indirecto	15 Hrs	3.669 %	3.89	4.97
Piña 5 mm	Directo	12 Hrs	5.894 %	3.89	4.77
Piña 5 mm	Indirecto	16 Hrs	6.650 %	4.01	4.88
Plátano 3 mm	Directo	11 Hrs	0.570 %	4.70	5.06
Plátano 3mm	Indirecto	15 Hrs	2.428 %	4.70	5.15
Plátano 5 mm	Directo	12 Hrs	0.631 %	4.70	5.10
Plátano 5 mm	Indirecto	16 Hrs	3.824 %	4.61	5.15

Nota Fuente: Los resultados obtenidos en el laboratorio de energías renovables de la UPCH en cuanto a la humedad y pH.

Conclusiones

La evaluación de las tecnologías de secado solar reveló que el secador directo fue significativamente más rápido, logrando la deshidratación de las muestras de 3 mm en aproximadamente 11 horas, mientras que el secador indirecto requirió entre 15 y 16 horas debido a su cinética más lenta. En términos de calidad, el secado en la tecnología indirecta resultó en un pH final más alto (menor acidez). Lo más relevante es que ambas tecnologías produjeron frutas deshidratadas que cumplen con los requisitos de inocuidad de las normas NOM-110-SSA1-1994 y NOM-111-SSA1-1994, evidenciado por un índice de UFC por debajo del límite reglamentario.

Agradecimientos

Agradecemos al laboratorio de Energías Renovables de la UPCH, al proyecto PRODECTI-2023-1/132 por las facilidades brindadas por el uso de sus equipos en las pruebas realizadas y a nuestros asesores por su dedicación y su apoyo en la realización de este proyecto. Su apoyo fue crucial para lograr nuestros objetivos.

Referencias

- [1] Biswas, R., Hossain, M. A., & Zzaman, W. (2022). Thin layer modeling of drying kinetics, rehydration kinetics and color changes of osmotic pre-treated pineapple (*Ananas comosus*) slices during drying: Development of a mechanistic model for mass transfer. *Innovative Food Science & Emerging Technologies: IFSET: The Official Scientific Journal of the European Federation of Food Science and Technology*, 80(103094), 103094. <https://doi.org/10.1016/j.ifset.2022.103094>
- [2] García, J., López, M., & Fernández, R. (2022). Efectos de la radiación solar en secadores solares directos e indirectos. *Revista de Energía Renovable*, 15(3), 245-256. <https://doi.org/10.1016/j.reer.2022.03.004>
- [3] Kumar, P., & Singh, R. (2022). Design and performance evaluation of greenhouse solar dryers for food preservation. *International Journal of Energy Research*, 46(7), 1023-1035. <https://doi.org/10.1002/er.6610>
- [4] Iglesias Díaz, R., José Gómez, R. A., Lastres Danguillecourt, O., López de Paz, P., Farrera Vázquez, N., & Ibáñez Duharte, G. R. (2017). Diseño, construcción y evaluación de un secador solar para mango Ataulfo. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 8(8), 1719–1732. <https://doi.org/10.29312/remexca.v8i8.697>
- [5] López Cerino, I., & Chávez García, E. (2018). Eficacia de secador solar tipo túnel con cacao (*Theobroma Cacao* L.) en Tabasco. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 9(21), 4395–4405. <https://doi.org/10.29312/remexca.v0i21.1528>

ESTUDIO DE VIABILIDAD TECNO-ECONÓMICA Y AMBIENTAL DE LA PRODUCCIÓN DE BIOHYTHANE EN EL ÁREA METROPOLITANA DE MONTERREY

Alisson Dalai Villarreal-Hurtado^a, Daniel Alejandro De la Garza-Gutiérrez^a, Eleazar Rodríguez-Vargas^a, María Guadalupe Paredes-Figueroa^a, Carlos Escamilla-Alvarado^b, Nancy del Pilar Medina-Herrera^c, Santiago Rodríguez-Valderrama^{a,*}

^a Escuela de Ingeniería y Tecnologías, Universidad de Monterrey, San Pedro Garza García C.P. 66238.

^b Universidad Autónoma de Nuevo León, Grupo de ingeniería y Bioprocesos Sustentables, Centro de Investigación en Biotecnología y Nanotecnología, Parque de Investigación e Innovación Tecnológica, km 10 Autopista al Aero-puerto Internacional Mariano Escobedo, Apodaca, 66629, Nuevo León, México.

^c Facultad de Agronomía, Universidad Autónoma de Nuevo León, Francisco I. Madero s/n, Hacienda el Canada, Cd General Escobedo, Nuevo León, C.P. 66050.

**Doctor en Ciencias con Orientación en Procesos Sustentables,
santiago.rodriiguezvalderrama@udem.edu*

Abstract

This study evaluated the technical, economic, and environmental feasibility of producing biohythane from vegetable and fruit waste (VFW) generated in the Monterrey Metropolitan Area (MMA), considering its potential as a sustainable alternative to fossil fuels. The research was structured in four stages: assessment of VFW availability, experimental evaluation through dark fermentation and anaerobic digestion, economic analysis, and environmental assessment of greenhouse gas emissions. A total of 1557 fruit shops were identified in the MMA using the DENU database, and a sample of 43 businesses was surveyed to estimate daily organic waste generation, yielding an approximate total of 80 t/d. Using the distribution of stores and average VFW production, an optimal center of gravity was determined for the location of the biohythane plant between Monterrey and San Nicolás.

The collected VFW was characterized and used as a substrate in a two-stage anaerobic fermentation process, producing biohythane with an approximate composition of 30% H₂ and 70% CH₄. Economic analysis indicated that larger reactors (60 m³) achieved the highest Net Present Value (NPV), exceeding \$12 million USD over 15 years, highlighting the importance of plant scaling for profitability. The environmental assessment revealed that emissions from the process were largely offset by the renewable energy produced, with combined heat and power (CHP) systems achieving the greatest reductions in carbon footprint. In conclusion, biohythane production from VFW is an efficient, sustainable, and economically viable solution that mitigates greenhouse gas emissions, promotes the valorization of urban organic waste, and supports the transition to renewable energy in Monterrey.

Key Words: *Anaerobic digestion, Electricity, Negative emissions, Dark fermentation, Solid waste.*

Resumen

El presente trabajo evaluó la viabilidad tecno-económica y ambiental de la producción de biohythane a partir de residuos de vegetales y frutas (RVF) generados en el Área Metropolitana de Monterrey (AMM), considerando su potencial como alternativa energética sustentable frente a los combustibles fósiles. La investigación se estructuró en cuatro etapas: análisis de disponibilidad de RVF, evaluación experimental mediante fermentación oscura y digestión anaerobia, análisis económico y evaluación ambiental de

emisiones de gases de efecto invernadero. Se identificaron 1557 fruterías en el AMM utilizando la base de datos DENUE del INEGI, seleccionando una muestra de 43 comercios para estimar la generación diaria de residuos orgánicos, calculando un total aproximado de 80 t/d. Con base en la distribución de los comercios y la producción promedio de RVF, se determinó un centro de gravedad óptimo para la ubicación de la planta de biohythane entre Monterrey y San Nicolás.

Los RVF recolectados fueron caracterizados y utilizados como sustrato en un proceso de fermentación anaerobia de dos etapas, logrando una composición de biohythane cercana al 30% H₂ y 70% CH₄. La evaluación económica mostró que los reactores de mayor volumen (60 m³) presentaron el Valor Presente Neto más alto, superando los \$12 millones USD a 15 años, destacando la importancia del escalamiento de la planta para la rentabilidad. Mientras que el análisis ambiental evidenció que las emisiones generadas en el proceso fueron ampliamente compensadas por la energía renovable producida, con la cogeneración de electricidad y calor (CHP) mostrando la mayor reducción en huella de carbono. En conclusión, la producción de biohythane a partir de RVF es una alternativa eficiente, sostenible y económicamente viable, que contribuye a la mitigación de emisiones, promueve la valorización de residuos urbanos y apoya la transición hacia energías renovables en Monterrey.

Palabras clave: Digestión anaerobia, Electricidad, Emisiones negativas, Fermentación oscura, Residuos sólidos.

Introducción

De acuerdo con datos de la Agencia Internacional de Energía [1], más del 80 % de la demanda energética mundial continúa siendo cubierta por combustibles fósiles, principalmente gas natural, petróleo y carbón. Esta fuerte dependencia ha generado un desgaste progresivo de los recursos y, al mismo tiempo, ha provocado impactos significativos que se reflejan en distintas esferas: sociales, ambientales y económicas.

El uso intensivo de combustibles fósiles ha contribuido al aumento de la temperatura global, la contaminación del aire, agua y suelos, así como a la pérdida de especies endémicas en diversas regiones [2]. La liberación de contaminantes como dióxido de carbono, dióxido de azufre y óxidos de nitrógeno intensifica el efecto invernadero y agrava el cambio climático [3]. En México, la creciente demanda energética asociada al incremento poblacional y al modelo de consumo orientado a mejorar la calidad de vida ha derivado, además, en un notable aumento de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU), los cuales alcanzan aproximadamente 43.8 millones de toneladas anuales, según datos oficiales [4].

La Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos (LGPGIR) asigna a los municipios la responsabilidad del manejo integral de los residuos sólidos urbanos, que incluye su recolección, traslado, tratamiento y disposición final [5]. Sin embargo, la gestión deficiente de los RSU en rellenos y vertederos sin sistemas de captura adecuados provoca emisiones de gases de efecto invernadero, principalmente metano y dióxido de carbono, además de generar problemas sanitarios asociados a vectores que transmiten enfermedades [6]. En este contexto, los residuos orgánicos representan un área de oportunidad, pues su aprovechamiento energético puede contribuir tanto a la reducción de impactos ambientales como al incremento de la oferta de energías renovables necesarias para satisfacer la creciente demanda energética.

La biomasa, en particular los residuos orgánicos provenientes de frutas y vegetales que en su mayoría terminan en vertederos municipales, posee un alto potencial energético desaprovechado [7]. Una alternativa destacada es la producción de biohythane, mezcla de metano e hidrógeno obtenida mediante procesos fermentativos como la digestión anaerobia y la fermentación oscura.

Este biogás no solo aprovecha de manera sostenible los residuos orgánicos, sino que además reduce significativamente las emisiones de gases de efecto invernadero en comparación con los combustibles fósiles, convirtiéndose en una opción estratégica para avanzar hacia una matriz energética más limpia [3].

Objetivos

Evaluar la viabilidad tecno-económica y ambiental de la producción de biohythane a partir de residuos orgánicos (residuos de vegetales y frutas, RVF) generados en el Área Metropolitana de Monterrey (AMM), considerando su potencial como alternativa energética sustentable frente a los combustibles fósiles.

Metodología

Se analizó la disponibilidad y el aprovechamiento de residuos sólidos urbanos orgánicos (Etapa 1), la evaluación experimental con los procesos tecnológicos de conversión mediante digestión anaerobia y fermentación oscura (Etapa 2), así como los costos asociados (Etapa 3) y los beneficios ambientales en términos de reducción de emisiones de gases de efecto invernadero (Etapa 4).

Etapa 1. Definición de Segmento Poblacional

Se identificó el número de negocios con venta de frutas y verduras en el AMM utilizando la base de datos DENUÉ del INEGI. Posteriormente, se aplicó una prueba estadística para determinar la muestra a evaluar y se realizaron encuestas para conocer la gestión semanal de residuos orgánicos y estimar la cantidad de desechos generados en este sector. Con las ubicaciones de todas las fruterías en el área metropolitana de Monterrey y la producción promedio de RVF, se dispuso a definir un centro de gravedad, que es el punto más céntrico a todas las ubicaciones, utilizando su producción como factor para determinar su importancia en el cálculo.

Etapa 2. Recolección, Caracterización de RVF y producción de biohythane

Una vez definida la muestra poblacional, se recolectaron RVF de fruterías. Se llevaron al Laboratorio de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental de la Universidad de Monterrey en bolsas herméticas para su caracterización. Los residuos recolectados tienen la siguiente composición: Aguacate (5.87%), Plátano (21.95%), Melón (20.02%), Calabaza (15.07%), Tomate (11.75%), Manzana (1.29%), Zanahoria (6.83%), Mango (1.45%), Cereza (6.77%).

La producción de biohythane se realizó mediante la fermentación anaeróbica en serie de dos etapas. Inicialmente los residuos se usaron como fuente de carbono en la Fermentación Oscura y los efluentes de esta fermentación se usaron como fuente de carbono para la producción de biometano mediante el proceso de digestión anaerobia (Fig 1).

Etapa 3. Evaluación Económica

En esta fase del estudio se analizaron los factores económicos y tecnológicos determinantes para la viabilidad financiera del proyecto, elaborando un inventario de costos operativos, insumos, energía y ganancias en distintos escenarios, así como proyecciones a 15 años que incorporaron inflación y depreciación. Se calcularon los costos de materias primas, servicios, mano de obra,



mantenimiento, maquinaria e inversiones, además de salarios, prestaciones e impuestos, evaluando la factibilidad mediante el Valor Presente Neto (VPN). Con estos resultados se proyectó la producción de biogás en reactores de 10 a 60 m³, determinando los rendimientos energéticos bajo esquemas de cogeneración (CHP) o celdas de combustible, con el fin de establecer si la producción de **biohythane** constituye la alternativa más eficiente en términos tecno-económicos para satisfacer la demanda energética.

Etapas 4. Evaluación Ambiental

Esta evaluación se llevó a cabo bajo una metodología con enfoque en el impacto a la huella de carbono, basado en la metodología de Análisis de Ciclo de Vida. El escenario fue estudiado con ayuda del programa SimaPro. La evaluación ambiental se realizó con base en la metodología del IPCC (International Panel for Climate Change), considerando los factores de emisión de los procesos y el inventario elaborado. Se calcularon las emisiones netas de CO₂ ajustando las emisiones al aire con las compensaciones por generación de energía renovable.

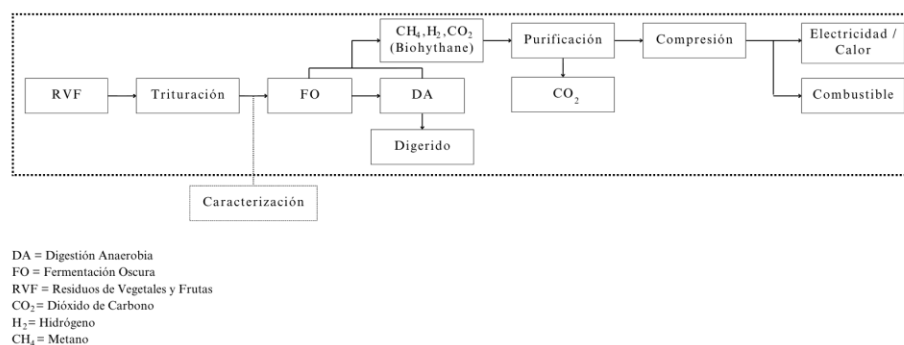


Fig 1. Fermentación Anaerobia de Dos Etapas

Resultados y discusión

Etapas 1. Análisis del segmento poblacional

De acuerdo a la base de datos recolectada del DENU se obtuvo una población de comercios, tanto al por mayor y por menor, que venden frutas y vegetales en el AMM. Este compendio de comercios contabiliza 1557, los cuales se distribuyen a lo largo de los 7 municipios que conforman el área. El tamaño de la muestra fue de 43 unidades económicas a las cuales se les realizó la encuesta. Con la información recopilada a partir de esta encuesta, es posible obtener un total de volumen aproximado de la generación de residuos de frutas y vegetales en el AMM: 80 t/d.

El análisis de los centros de gravedad por municipio permitió determinar un centro de gravedad global (μ), considerado como la ubicación óptima para instalar la planta de generación de biogás. Los mayores volúmenes de residuos de frutas y verduras (RVF) se concentran en Monterrey y San Nicolás, debido a la alta cantidad de fruterías, por lo que se estima que la localización más adecuada de la planta se sitúe entre ambas ciudades, siendo estas sus coordenadas geográficas: Latitud: 25.719316 y Longitud: -100.295042.



Etapas 2. Evaluación Experimental

Tanto para la Fermentación Oscura como para la Digestión Anaerobia se midieron los volúmenes de gas producidos y los rendimientos máximos para las etapas por separado, tal como se muestra en la Tabla 1. Con estos volúmenes acumulados de los gases, se obtuvo una concentración de biohythane cercana al 30% H_2 -70% CH_4 , siendo estos valores representativos de la literatura (De el biohythane se compone en 10-30% por H_2 , y 70-90% por CH_4).

Tabla 1. Rendimientos Máximos de biogás para cada etapa

Experimento	Rendimiento máximo de biogás ($mL_{biogás}/g_{sv}$)	
	Biometano	Biohidrógeno
Fermentación anaerobia de dos etapas	741.5	229.2

Etapas 3. Evaluación Económica.

La Fig 2. muestra la evolución del Valor Presente Neto (VPN) en un horizonte a 15 años para diferentes volúmenes de reactor ($10\text{--}60\text{ m}^3$) en una planta de producción de biohythane. Se observa que, a medida que aumenta la capacidad del reactor, el VPN crece de manera significativa, destacando el reactor de 60 m^3 con el mayor rendimiento económico, seguido de los de 50 m^3 y 40 m^3 . En contraste, los volúmenes más bajos (10 y 20 m^3) presentan un crecimiento limitado e incluso cercano a la inviabilidad económica, al mostrar valores negativos o marginales en los primeros años. Estos resultados evidencian que la rentabilidad del proyecto depende directamente del escalamiento de la planta, siendo los reactores de mayor volumen los que ofrecen una viabilidad tecno-económica más sólida para la producción de biohythane.

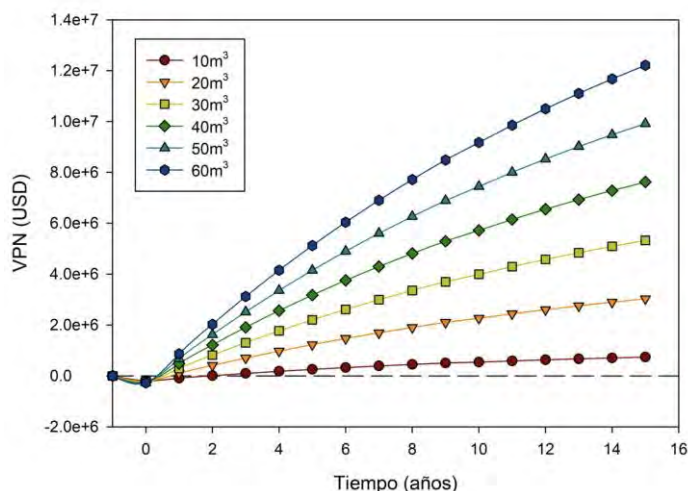


Fig 2. Proyección VPN a 15 años con la transformación del biohythane en Electricidad y Calor



Etapas 4. Evaluación ambiental.

La Fig 3. muestra el análisis de la huella de carbono asociada a la producción de biohythane considerando diferentes volúmenes de biorreactor (10–60 m³). Los resultados reflejan que, aunque existen emisiones derivadas de etapas como trituración, purificación, compresión y consumo energético para la maquinaria, estas son ampliamente contrarrestadas por los impactos evitados al sustituir la electricidad de la red por la electricidad generada al quemar el biohythane. En particular, la cogeneración de calor y electricidad (CHP) aporta la mayor reducción en emisiones, alcanzando emisiones negativas superiores a las 20,000 toneladas de CO₂ equivalentes en los biorreactores de mayor escala. Esto evidencia que el aprovechamiento de residuos orgánicos para producir biohythane no solo contribuye a la diversificación energética, sino que también representa una estrategia efectiva de mitigación climática, donde los beneficios ambientales crecen proporcionalmente al incremento del volumen de operación.

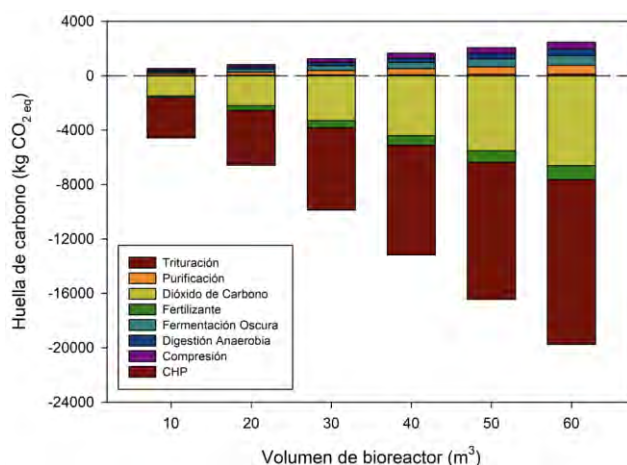


Fig 3. Análisis de Impacto Ambiental Electricidad y Calor

Conclusiones

La Fermentación Anaerobia de Dos Etapas para producir Biohythane muestra ventajas económicas y ambientales frente a otros procesos, con un VPN proyectado a 15 años superior a \$12,000,000 USD. El uso de residuos de frutas y vegetales permite generar energía limpia, reducir la huella de carbono y revalorizar el digestato como fertilizante, mientras que tecnologías como Fuel Cell o CHP aumentan los beneficios energéticos y ambientales. En conjunto, la producción de Biohythane combina eficiencia, sostenibilidad y viabilidad económica, ofreciendo una alternativa más limpia a los combustibles convencionales y promoviendo la gestión integral de residuos orgánicos en Monterrey.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Dr. Carlos Escamilla por su apoyo en el desarrollo experimental de este proyecto. Igualmente, a la Dra. Guadalupe Paredes por su asesoría y retroalimentación en el análisis ambiental. A la Escuela de Ingeniería y Tecnologías de la Universidad de Monterrey, por su apoyo logístico en el desarrollo experimental de esta investigación.

Referencias

- [1] IEA, World Energy Outlook 2022, Paris, France: International Energy Agency, 2022.
Available: <https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2022?language=es>
- [2] Morote y J. R. Moreno, "La percepción del futuro profesorado sobre los efectos del cambio climático en la biodiversidad y la bioculturalidad," Revista Internacional de Comunicación y Desarrollo (RICD), vol. 4, no. 17, 2022. Available: <https://doi.org/10.15304/ricd.4.17.8671>
- [3] M. G. Romero, "Biocombustibles y producción de biohidrógeno," Moleqlla: Revista de Ciencias de la Universidad Pablo de Olavide, vol. 38, no. 8, 2020.
- [4] Gobierno de Monterrey, Reglamento de limpia municipal de Monterrey, 2024.
Available: https://www.monterrey.gob.mx/pdf/reglamentos/1/reglamento_de_limpia_municipal_de_monterrey.pdf
- [5] Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión, Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, 2023.
Available: <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGPGIR.pdf>.
- [6] Organización Panamericana de la Salud, "Calidad del aire," 2025. Available: <https://www.paho.org/es/temas/calidad-aire>
- [7] Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural, "Biomasa: creación ecológica de energía," 2025. Available: <https://www.gob.mx/agricultura/articulos/biomasa-creacion-ecologica-de-energia>

Evaluación ambiental y geoinformática del acopio de residuos agroindustriales para la producción de biometano

Carolina Álvarez Pérez ^{a*}, Luis Ricardo Ávila Martínez ^a, Dra. María Guadalupe Paredes Figueroa ^a, Dr. Santiago Rodríguez Valderrama ^a, Dr. Carlos Escamilla Alvarado ^b

^a Escuela de Ingeniería y Tecnologías, Universidad de Monterrey, San Pedro Garza García, C.P. 66238, México.

^b Centro de Investigación en Biotecnología y Nanotecnología (CIByN), Universidad Autónoma de Nuevo León, Ciudad Apodaca, C.P. 66629, México; Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, San Nicolás de los Garza, C.P. 66455, México.

*Licenciatura, carolina.alvarez@udem.edu

Abstract

The objective of this study was to design a comprehensive strategy for the production and use of biomethane as an alternative fuel for light-duty transport vehicles in the Monterrey metropolitan area. This was achieved through a geostatistical analysis of agro-industrial residues (sorghum straw, wheat straw, and corn stover), logistics optimization using Geographic Information Systems, and an environmental assessment based on the Life Cycle Assessment methodology. The study began with an analysis of agricultural production data by municipality in the northeastern region of the country (Coahuila, Nuevo León, and Tamaulipas). Using the center-of-gravity method, preliminary locations for biomass collection centers and a biomethane production plant were identified and later refined using GIS tools. A total of 12 collection centers were determined, with an annual biomass collection of 211,332 tons. Three proposals were developed for the construction of one, two, or three biomethane plants, including circular and radial alternatives for collection routes. The estimated biomethane production was calculated at 45,129,186 m³/year, with a supply capacity for 9,658 taxis from the proposed plants. Finally, the environmental impact of implementing biomethane in the taxi fleet and the optimized collection system was assessed. The use of biomethane resulted in a 56.45% reduction in the Climate Change impact category, while CO₂ emissions from biomass collection were minimal compared to the amount mitigated.

Resumen

El objetivo del presente trabajo fue diseñar una estrategia integral para la producción y uso de biometano como combustible alternativo en vehículos de transporte ligero del área metropolitana de Monterrey (AMM), mediante el análisis geoestadístico de residuos agroindustriales STM (paja de sorgo, paja de trigo, y rastrojo de maíz), la optimización logística con Sistemas de Información Geográfica (SIG), y la evaluación ambiental, bajo la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV). Se inició con un análisis de datos de producción agrícola por municipios de la región noreste del país (Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas). Después, a través del método de centros de gravedad, se identificaron ubicaciones preliminares para centros de acopio de residuos y una planta de producción de biometano; que fueron refinadas con SIG. Se determinaron 12 centros de acopio, con un acopio anual de 211,332 toneladas de residuos y se desarrollaron tres propuestas para la construcción de una, dos y tres plantas de biometano, con alternativas de rutas de recolección circulares y radiales. La producción estimada de biometano de las plantas propuestas se calculó en 45,129,186 m³/año, con capacidad de abastecimiento para 9,658 taxis. Finalmente, se evaluó el impacto ambiental de la implementación de biometano en la flota de taxis y del sistema de acopio óptimo. El uso

de biometano representó una reducción en la categoría de Cambio Climático del 56.45%, mientras que las emisiones de CO₂ del acopio de residuos fueron mínimas en comparación con las mitigadas.

Palabras clave: biometano, transporte ligero, residuos agroindustriales, sistemas de información geográfica, análisis de ciclo de vida.

Introducción

Desde el siglo XIX el cambio climático ha sido impulsado por la emisión de gases de efecto invernadero antropogénicos [1]. De los cinco principales sectores que contribuyen al cambio climático, la agricultura ocasiona el 18% de las emisiones anuales [2]. Gran parte del impacto del sector agrícola se debe a los residuos agroalimentarios que representan entre el 8 y el 10% de las emisiones anuales de gases de efecto invernadero [3]. Por otra parte, el sector con mayor dependencia en combustibles fósiles es el de transporte, responsable de 7.6 gigatoneladas de emisiones en 2020, que representan el 14% de las emisiones globales [2]. Ante esta situación, los biocombustibles representan una solución, al ser una alternativa renovable a los combustibles fósiles elaborada a partir de diferentes tipos de biomasa, por ejemplo, residuos agroalimentarios [4]. Un tipo de biocombustible es el biometano, obtenido de la purificación de biogás, que es una mezcla de metano, dióxido de carbono y otros gases producida por digestión anaeróbica [5]. La transición hacia biometano como combustible ofrece una estrategia para el aprovechamiento de los residuos del sector agrícola y puede reducir las emisiones de gases de efecto invernadero del sector transporte entre 60% y 80% en comparación con combustibles fósiles convencionales [6].

Objetivo

El objetivo del estudio fue diseñar una estrategia integral para la producción y uso de biometano como combustible alternativo en vehículos de transporte ligero del AMM, mediante el análisis geoestadístico de residuos agroindustriales, la optimización logística con SIG y la evaluación ambiental bajo la metodología de ACV.

Metodología

Propuesta inicial de ubicación

En esta etapa se elaboró una propuesta inicial para ubicar centros de acopio de residuos agroindustriales y una planta de producción de biometano mediante el método de centros de gravedad, utilizando Google Sheets, datos de producción agrícola del SIAP y coordenadas de GeoHack. Se realizaron siete actividades: recopilación de datos de producción anual de STM por municipio (2020–2023); estimación de residuos STM; selección de municipios con alta generación; identificación de cabeceras municipales como sitios de generación; presentación visual de sitios de generación para agrupación inicial; cálculo de centros de gravedad como ubicación para los centros de acopio de residuos; y finalmente, la ubicación de la planta de biometano considerando como base los centros de acopio propuestos.



Propuesta optimizada de ubicación

En esta etapa se refinaron las ubicaciones propuestas para centros de acopio y la planta de biometano, y se identificaron rutas de transporte utilizando QGIS y datos geoestadísticos del INEGI. Se realizaron ocho actividades: recopilación de capas vectoriales y base de datos; análisis de agrupaciones de sitios de generación con “*k-means*” e isócronas de 50 km para definir agrupaciones finales; cálculo de centros de gravedad y centroides para ubicar centros de acopio, priorizando distancias menores a 50 km; incorporación de sitios de generación adicionales mediante isócronas a 50, 55 y 60 km de las ubicaciones de los centros de acopio; estimación de acopio anual por centro en tres escenarios (50, 55 y 60 km); agrupación de centros de acopio para el desarrollo de tres propuestas (1, 2 y 3 plantas); determinación de ubicación óptima de plantas mediante centros de gravedad; y análisis de rutas (radial y circular) con el plugin QNEAT3, identificando la alternativa con menor distancia total de transporte.

Estimación de producción de biometano

Una vez estimada la cantidad de residuos disponibles, se realizó un cálculo para determinar la capacidad de abastecimiento de las plantas de biometano. Se comenzó por determinar datos primarios sobre los vehículos utilizados y las jornadas laborales de los taxistas del AMM a través de una encuesta, para posteriormente complementar la información con los datos de rendimiento de combustible por vehículo de la Comisión Nacional para el Uso Eficiente de la Energía y ajustados al uso en ciudad [7]. Después, se determinó la distancia recorrida en una jornada laboral con la inversión en combustible y el precio de la gasolina magna durante el tiempo de la investigación [8], Con un valor de rendimiento de 213.55 m³ de biometano por tonelada de residuos [10], y el acopio total de residuos, se calculó la producción anual de biometano, así como la cantidad de vehículos posibles de suministrar utilizando su consumo de combustible.

Evaluación ambiental

En esta etapa se evaluó el desempeño ambiental del uso de biometano en taxis del AMM y el impacto ambiental del sistema de acopio de residuos. Para ello, se emplearon SimaPro 9.6 y Google Sheets, así como datos del Greenhouse Gas Protocol. Referente al uso del biometano, se aplicó la metodología de ACV conforme a la norma ISO 14044, comparando las emisiones diarias de CO₂ eq del uso de biometano y gasolina como combustible para la flota de taxis del AMM. En paralelo, se cuantificaron las emisiones de CO₂ por transporte de residuos STM a través de siete actividades: recopilación de datos de producción mensual de residuos STM; cálculo de proporción mensual de acopio por centro; cálculo de acopio mensual por centro, investigación de tipos de transporte; cálculo de cantidad requerida de viajes por tipo de transporte; cálculo de consumo total mensual de combustible por recorrido y tipo de transporte; y cálculo de emisiones por tipo de vehículo, con el fin de identificar el medio de transporte óptimo.

Resultados y discusión

Propuesta inicial de ubicación

De 60 municipios productores de sorgo, 34 de trigo y 102 de maíz, obtenidos del SIAP, se seleccionaron aquellos con un aporte igual o superior al $2 \pm 0.5\%$ del total de generación de residuos. Se identificaron 22 sitios de generación y se recopilieron sus coordenadas. Tras una agrupación preliminar con base en cercanía, se aplicó el método de centros de gravedad para proponer 11 ubicaciones iniciales de centros de acopio, priorizando reducir distancias de traslado (de máximo 60 km). Posteriormente, se estimó la ubicación inicial de una planta de biometano con el mismo método, abastecida por los centros propuestos, alcanzando un volumen total de acopio de 209,258 ton/año. Este volumen supera el umbral de 165,000 ton/año [11] para operación competitiva, aunque a una escala significativamente menor respecto a su propuesta nacional. En la Figura 1 se ilustra el resultado de la Etapa 1: la propuesta inicial de ubicación para los centros de acopio y la planta de producción de biometano.

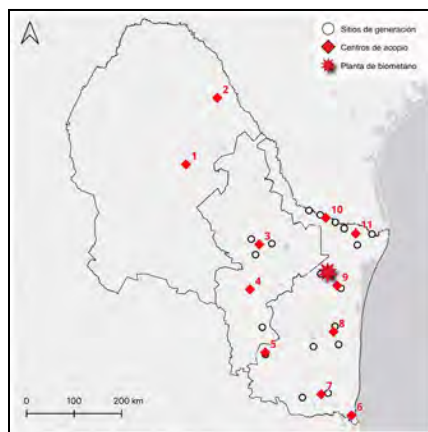


Fig. 1. Propuesta inicial de ubicación de centros de acopio y planta de producción de biometano.

Propuesta optimizada de ubicación

Se ajustaron las agrupaciones de los 22 sitios de generación mediante el análisis de isócronas y la función de “*k-means clustering*”, definiendo 12 grupos. Las ubicaciones refinadas para los centros de acopio se determinaron con la función de “*mean coordinates*”, que permitió obtener centros de gravedad y centroides. Se identificaron 26 sitios adicionales cerca del área de alcance. Dado su aporte marginal, no se ajustaron las ubicaciones originales de los centros, por lo que se incorporaron únicamente los 23 sitios ubicados dentro de sus áreas de alcance, incrementando el volumen de acopio de 209,257 a 211,332 ton/año. Posteriormente, se desarrollaron tres propuestas: A) la construcción de una, B) dos y C) tres plantas de biometano, a partir de la agrupación de centros de acopio con “*k-means clustering*” y la identificación de sus centros de gravedad con “*mean coordinates*”. Se desarrollaron rutas radiales y circulares para el transporte desde los centros de acopio a las plantas. Aunque la Propuesta C con rutas circulares representó la menor distancia total (2,010 km), su volumen por planta no cumple con el mínimo sugerido [11]. La Propuesta A con

una planta y ruta circular representa el mejor equilibrio, al garantizar el acopio mínimo requerido ($\geq 165,000$ ton/año) [11] y la segunda menor distancia (2,130 km).

Estimación de producción de biometano

Como resultado, se obtuvo que una jornada laboral promedio se recorren 245.7 km, un rendimiento promedio de 13.72 km/l ajustado con un 12% de pérdida por conducir en ciudad [7], y un consumo de 19.91 litros de gasolina, equivalentes a 12.8 m³ de biometano. Anualmente una unidad consumiría 4,673 m³ de este. Utilizando el acopio de residuos y un valor de rendimiento de 213.55 m³ de biometano por tonelada de sustrato [10], en conjunto con los datos anteriores, se determinó que se podrían abastecer 9658 unidades, equivalente la 56.81% de la flotilla de taxis del AMM.

Evaluación ambiental

El estudio, con una unidad funcional de 245.7 km diarios por taxi, comparó las emisiones de gasolina y biometano, mostrando una reducción del 56.45% en el impacto por Cambio Climático al sustituir gasolina por biometano en el 56.81% de la flotilla (capacidad de abastecimiento calculada). Individualmente, el biometano genera solo 0.08 kg de CO₂ eq diarios por taxi frente a los 41.20 kg de la gasolina, una reducción del 99.81%. Se cuantificó también el impacto del acopio de residuos STM para producir biometano, concluyendo que las rutas radiales con camiones de 3 ejes (3C) son la opción más eficiente, generando un impacto ambiental mínimo (0.91% respecto a la reducción total lograda con el biometano). Se determinó que la opción óptima es la Propuesta C (fig. 2) con tres plantas de biometano. Aunque esta estrategia disminuye el volumen por planta por debajo del criterio de 165,000 toneladas al año [11], su viabilidad económica queda sujeta a futuros estudios.

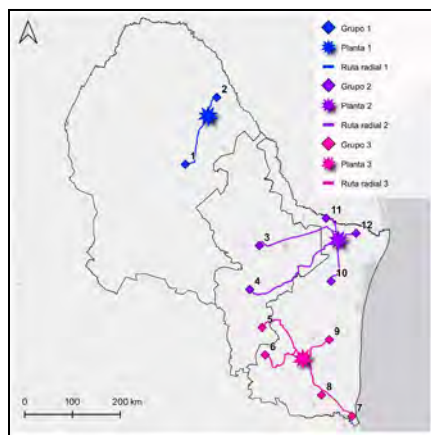


Fig. 2. Propuesta C: Rutas de transporte radial de centros de acopio a tres plantas de biometano.

Conclusiones

- Con los municipios seleccionados de aporte igual o superior al 2% ($\pm 0.5\%$) de los residuos STM, se pueden recolectar más de 209,000 toneladas.

- Diariamente, un taxi del AMM recorre 245.7 km, que equivale a 4,672.96 m³ de biometano al año.
- Asumir un aprovechamiento total de residuos evita la generación de residuos sobrantes e incrementa el abastecimiento de taxis: a 9,658 unidades (56.81% de la flotilla del AMM).
- El desempeño ambiental del uso de biometano como combustible de vehículos de transporte ligero en 9,658 taxis, reduce el impacto en Cambio Climático en un 56.45%.
- Reemplazar el uso de gasolina como combustible por biometano tiene el potencial de reducir el 99.81% de las emisiones.

Agradecimientos

Agradecemos al Departamento de Ingeniería Civil y Gestión de la Universidad de Monterrey por su respaldo en nuestra investigación, así como al Dr. Carlos Escamilla de la Universidad Autónoma de Nuevo León, por su acompañamiento y asesoría a lo largo de la investigación.

Referencias

- [1] Organización de las Naciones Unidas, *What Is Climate Change?*, 2025. [En línea]. Disponible en: <https://www.un.org/en/climatechange/what-is-climate-change>
- [2] Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, *Emissions Gap Report 2022*, 2022. [En línea]. Disponible en: <https://www.unep.org/resources/emissions-gap-report-2022>
- [3] Organización de las Naciones Unidas, *Food loss and waste account for 8–10% of annual global greenhouse gas emissions; cost USD 1 trillion annually*, 2024. [En línea]. Disponible en: <https://unfccc.int/news/food-loss-and-waste-account-for-8-10-of-annual-global-greenhouse-gas-emissions-cost-usd-1-trillion>
- [4] Comisión Europea, *Biofuels*, 2025. [En línea]. Disponible en: https://energy.ec.europa.eu/topics/renewable-energy/bioenergy/biofuels_en
- [5] Agencia Internacional de la Energía, *An introduction to biogas and biomethane*, [s.f.]. [En línea]. Disponible en: <https://www.iea.org/reports/outlook-for-biogas-and-biomethane-prospects-for-organic-gro>
- [6] Agencia Internacional de las Energías Renovables, *Biogas for road vehicles: Technology brief*, 2017. [En línea]. Disponible en: <https://www.irena.org/Publications/2017/Mar/Biogas-for-road-vehicles-Technology-brief>
- [7] D. L. Greene, R. Goeltz, J. Hopson y E. Tworek, “Analysis of In-Use Fuel Economy Shortfall by Means of Voluntarily Reported Fuel Economy Estimates,” 2006. [En línea]. Disponible en: <https://doi.org/10.1177/0361198106198300114>



7º Congreso Nacional y 3er Internacional
AMICA 2025
29-31 de octubre
Guadalajara, Jalisco, México



"Innovación y gestión
para afrontar
los retos ambientales
del país"

- [8] Comisión Reguladora de Energía, *Precios de gasolinas y diésel reportados por los permisionarios*, 2025. [En línea]. Disponible en: <https://www.cre.gob.mx/consultaprecios/GasolinasyDiesel/GasolinasyDiesel.html>
- [9] G. B. Gerutu, K. A. Greyson y P. V. Chombo, "Compressed Natural Gas as an Alternative Vehicular Fuel in Tanzania: Implementation, Barriers, and Prospects," *Methane*, vol. 2, no. 1, 2023. [En línea]. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/methane2010006>
- [10] C. Álvarez y L. Ávila, *Aprovechamiento de residuos sólidos orgánicos para la producción de biometano: Reevaluación de Producción Experimental*, Prácticas Profesionales Dirigidas, Universidad de Monterrey, 2024.
- [11] C. Hernández, C. Escamilla, A. Sánchez, E. Alarcón, F. Ziarelli, R. Musule y I. Valdez, "Wheat straw, corn stover, sugarcane, and Agave biomasses: chemical properties, availability, and cellulosic-bioethanol production potential in Mexico," 2019. [En línea]. Disponible en: <http://www.biblioteca.juriquilla.unam.mx:8080/jspui/bitstream/123456789/3888/1/HERNANDEZ-CHRISTIAN%202019.pdf>

PELÍCULAS DELGADAS DE Sb_2S_3 OBTENIDAS POR SUBLIMACIÓN A ESPACIO CERCANO CON CRECIMIENTO VERTICAL HACIA EL SUSTRATO Y MORFOLOGÍA COMPACTA

Rubí Gisel Sotelo Marquina¹, Omar Sarracino Martinez¹, Nini Rose Mathews², Xavier Mathew^{2*}

² *Universidad Popular de la Chontalpa, Cárdenas, Tabasco, 85597, Mexico*

¹ *Instituto de Energías Renovables, Universidad Nacional Autónoma de México, Temixco, Morelos 62580, México*

Emails: rubigsotelo@gmail.com, omar.sarracino@upch.mx, nrmm@ier.unam.mx, xm@ier.unam.mx.

Abstract

Antimony sulfide (Sb_2S_3) is a semiconductor material with highly promising optical and electronic properties for applications in solar cells or photodetector devices. One of the main limitations to achieving high efficiencies in these devices is obtaining thin films with a compact, uniform morphology and a crystallographic orientation favorable for charge transport. In this project, the fabrication of Sb_2S_3 thin films using the close-spaced sublimation (CSS) technique is proposed, with the specific aim of promoting vertical growth towards the substrate, resulting in a compact morphology. This growth configuration is highly desirable for photovoltaic applications, as it facilitates charge carrier transport by minimizing recombinations. The critical parameters of the CSS process (source and substrate temperature, and deposition time) will be studied to control growth and crystal orientation. The deposited films will be characterized using scanning electron microscopy (SEM), X-ray diffraction (XRD), and UV-Vis spectroscopy techniques to correlate the synthesis conditions with the morphology, crystal structure, and optical properties. It is expected that this work will demonstrate that the CSS technique is a viable and effective route for producing high-quality Sb_2S_3 films for high-performance optoelectronic devices

Resumen

El sulfuro de antimonio (Sb_2S_3) es un material semiconductor con propiedades ópticas y electrónicas muy prometedoras para aplicaciones en celdas solares o dispositivos fotodetectores. Una de las limitaciones principales para lograr altas eficiencias en estos dispositivos es la obtención de películas delgadas con una morfología compacta, uniforme y con una orientación cristalográfica favorable para el transporte de carga. En este proyecto, se propone la fabricación de películas delgadas de Sb_2S_3 mediante la técnica de sublimación en espacio cercano (CSS), con el objetivo específico de promover un crecimiento vertical hacia el sustrato, resultando en una morfología compacta. Esta configuración de crecimiento es altamente deseable para aplicaciones fotovoltaicas, ya que facilita el transporte de portadores de carga minimizando las recombinaciones. Se estudiarán los parámetros críticos del proceso CSS (temperatura de fuente y sustrato y tiempo de depósito) para controlar el crecimiento y la orientación cristalina. Las películas depositadas serán caracterizadas mediante técnicas de microscopía electrónica de barrido (SEM), difracción de rayos X (XRD) y espectroscopía UV-Vis para correlacionar las condiciones de síntesis con la morfología, estructura cristalina y propiedades ópticas. Se espera que este trabajo demuestre que la técnica CSS es una ruta viable y efectiva para producir películas de Sb_2S_3 de alta calidad para dispositivos optoelectrónicos de alto rendimiento.

Palabras clave: Sb_2S_3 , dirección $[hk1]$, vertical al sustrato, transporte de carga, celda solar.

Introducción

El sulfuro de antimonio (Sb_2S_3) ha emergido como un candidato excepcional para ser estudiado como material absorbedor, debido a su alto coeficiente de absorción óptica ($> 10^5 \text{ cm}^{-1}$ en la región visible), su bandgap óptico ($\sim 1.7 \text{ eV}$) que se ajusta bien al espectro solar, y su composición a base de elementos abundantes y de baja toxicidad. Sb_2S_3 cristaliza en una estructura ortorrómbica (estibnita) formando cadenas unidimensionales $(\text{Sb}_4\text{S}_6)_n$, donde el enlace covalente es fuerte a lo largo de la cadena, pero las interacciones entre cadenas son débiles (van der Waals). Esta anisotropía estructural tiene una consecuencia directa en las propiedades del material: la conductividad eléctrica es significativamente mayor a lo largo del eje $[hk1]$ (dirección de las cadenas) que en las direcciones perpendiculares. Por lo tanto, para aplicaciones en dispositivos de película delgada donde el transporte de carga debe ocurrir perpendicularmente al sustrato, es crucial que los cristales de Sb_2S_3 estén orientados hacia la dirección $[hk1]$ es decir perpendicular al plano del sustrato. Este tipo de crecimiento se denomina "crecimiento vertical". Muchos métodos de depósito como el baño químico (CBD), tienden a producir películas con cristales orientados aleatoriamente lo que

dificulta el transporte de carga y limita la eficiencia del dispositivo. Este proyecto busca, por tanto, aportar una exploración sistemática de la técnica CSS para la fabricación de películas delgadas de Sb_2S_3 con las características estructurales y morfológicas óptimas para su integración en dispositivos optoelectrónicos de alta eficiencia.

Objetivos

Objetivo General

Sintetizar y caracterizar películas delgadas de Sb_2S_3 mediante la técnica de sublimación en espacio cercano (CSS), con el fin de obtener una morfología compacta y un crecimiento con respecto al sustrato.

Objetivos Específicos

- Caracterizar la morfología de las películas depositadas utilizando Microscopía Electrónica de Barrido (SEM) para observar el crecimiento del grano a lo largo de la película.
- Determinar la estructura cristalina y la orientación preferencial de las películas mediante la técnica de Difracción de Rayos X (XRD), calculando principalmente coeficiente de textura.
- Evaluar las propiedades ópticas de las películas, midiendo su transmitancia y reflectancia por espectroscopía UV-Vis-NIR para calcular el espesor óptico, el coeficiente de absorción y el ancho de banda prohibida (band gap).
- Correlacionar los parámetros de síntesis (CSS) con las propiedades estructurales, morfológicas y ópticas obtenidas, identificando las condiciones óptimas para lograr el crecimiento vertical con morfología compacta.

Metodología

Síntesis de películas delgadas de Sb_2S_3

Las películas de Sb_2S_3 se depositaron por el método de sublimación a espacio cercano con polvo comercial de Sb_2S_3 de la marca sigma aldrich, se utilizó una temperatura de sustrato de 315°C y una temperatura de fuente de 415°C durante 15 minutos

Caracterización de películas delgadas de Sb_2S_3

La espectroscopia raman se llevó a cabo con un láser 633 nm usando un espectrofotómetro iHR 550 de HORIBA JOVIMYVON. La transmitancia se midió en un espectrofotómetro de marca Shimadzu 3100 PC en el rango 250 a 2500 nm. La composición elemental y SEM se obtuvo con un microscopio Hitachi SUI 510, Energy Dispersive X-ray spectroscopy (EDXS).

Resultados y discusión

Se obtuvieron películas de buena calidad sin huecos que se observen a simple vista. El espectro raman mostro fase pura de material Sb_2S_3 con los picos característicos pertenecientes al material en la posición 156, 191, 238, 282, 300 y 310 cm^{-1} .

En la siguiente figura se puede observar dos espectros, que corresponden a la película como fue depositada línea negra y con tratamiento térmico pos- deposito, concluyendo que el tratamiento térmico no modifica la composición de la película, mantiene todos los modos vibracionales correspondientes a estibinita.

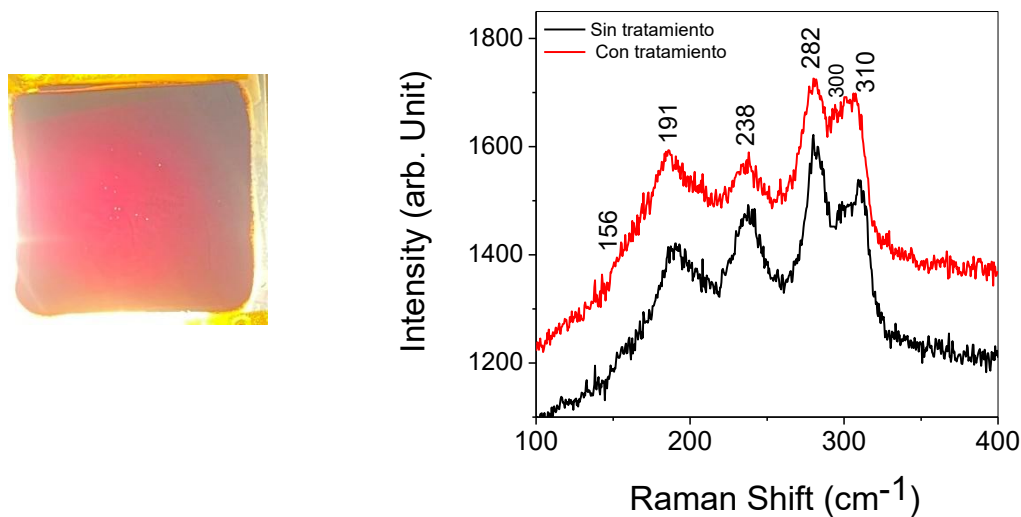


Fig. 1. A la derecha, película delgada obtenida por la técnica d sublimación. A la izquierda espectros de raman de las películas de Sb_2S_3 como fue depositada línea negra con tratamiento térmico pos- deposito, línea roja.

A comparación entre las películas con o sin tratamiento no fue significativa, se observó que el material es cristalino desde el depósito por sublimación. Por ello se determinó el uso de la película sin tratamiento térmico pos-deposito. Por medio de una medición de UV- Vis mostro que la brecha de energía del material era de aproximadamente 1.59 eV, que es lo reportado para la estibinita o Sb_2S_3 .

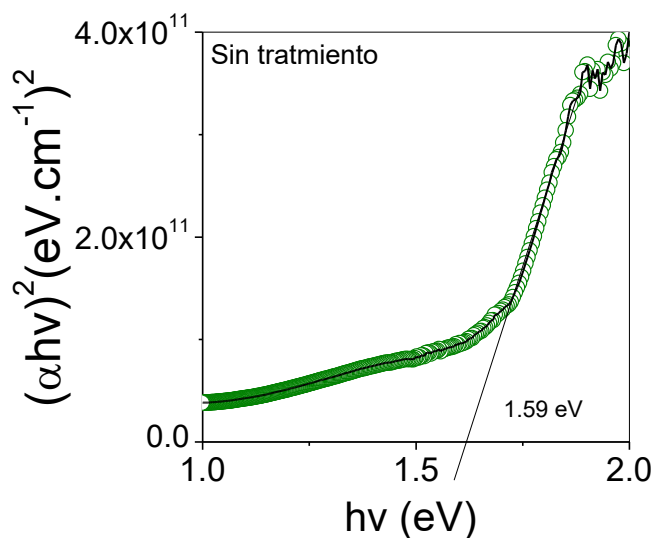


Fig. 2. Brecha de energía de la película delgada de Sb_2S_3 obtenida por la técnica de sublimación a espacio cercano.

Las imágenes SEM nos muestran que el crecimiento de los granos es de manera perpendicular hacia el sustrato, el objetivo es tener mejor transporte de carga y a su vez dispositivos más eficientes.

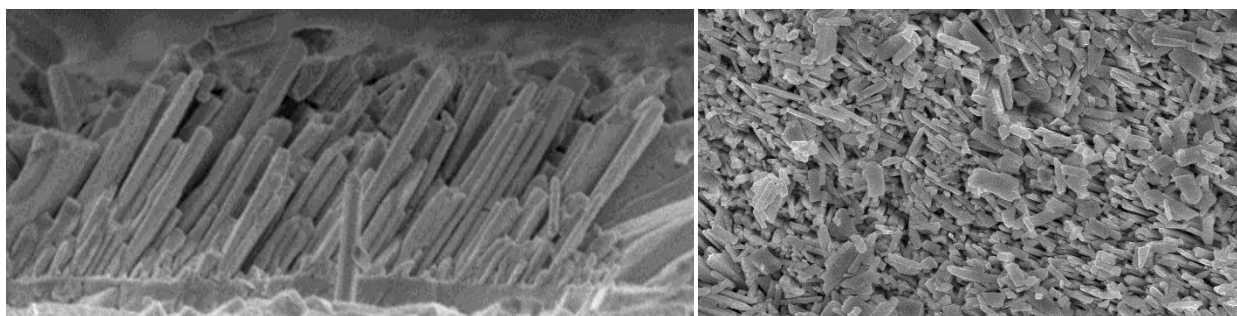


Fig. 3. Primeras imágenes SEM de la película delgada de Sb_2S_3 obtenida por la técnica de sublimación a espacio cercano.

Conclusiones

La investigación obtenida hasta ahora nos mostró un material que ha cristalizado desde el depósito, en él se obtuvo una brecha de energía de 1.59 eV. Además, Raman exhibe modos vibracionales correspondientes a la fase pura de Sb_2S_3 , SEM confirma que estamos obteniendo varillas perpendiculares al sustrato como se esperaba. El siguiente paso será hacer un análisis de coeficiente de textura y determinar la inclinación de las cadenas hacia la dirección $[\text{hk}1]$, que es la propiedad que favorece al transporte de carga.

Agradecimientos

R. G Sotelo Marquina con numero de CVU: 814951 agradece a la beca de posdoc en la Universidad Popular de la Chontalpa, también, agradece al CONAHCyT por la beca de asistente de investigación SNI III C-814951/2024. Este trabajo en el IER-UNAM fue apoyado parcialmente por los proyectos PAPIIT 109324, IN 111824 y LYFICS-LN321194. Los autores expresan su gratitud a Ma Luisa R. García y Patricia Altuzar Coello por los estudios de XRD, a Rogelio M. Elvira por las imágenes de MEB, a José Campos Álvarez.

Referencias

- [1] H. Deng, et al., “Efficient and stable $\text{TiO}_2/\text{Sb}_2\text{S}_3$ planar solar cells from absorber crystallization and Se-atmosphere annealing,” *Mater, Today Energy* 3 (2017) 15–23, <https://doi.org/10.1016/j.mtener.2017.02.001>.
- [2] S. Rijal, et al., “Post-Annealing Treatment on Hydrothermally Grown Antimony Sulfoselenide Thin Films for Efficient Solar Cells,” *Sol, RRL* 7 (4) (Feb. 2023) 1–7, <https://doi.org/10.1002/solr.202201009>.
- [3] H.J. Cortina-Marrero, P.K. Nair, H. Hu, “Conductive carbon paint as an anode buffer layer in inverted $\text{CdS}/\text{Poly}(3\text{-hexylthiophene})$ solar cells,” *Sol, Energy* vol. 98, no. PC (2013) 196–202, <https://doi.org/10.1016/j.solener.2013.09.034>.
- [4] I. Sharma, et al., LDQUO]Vapor-transport-deposited Sb_2S_3 thin-film solar cells: Tailoring photovoltaic properties through deposition temperature,[RDQUO, *J. Power Sources Adv.* 26 (March) (2024) 8, <https://doi.org/10.1016/j.powera.2024.100143>.



[5] P. Abraham, S. Shaji, D. A. Avellaneda, J. A. Aguilar-Martínez, and B. Krishnan, “Sb₂S₃ thin films: From first principles to in situ crystalline thin film growth by ultrasonic spray pyrolysis,” *Mater. Sci. Semicond. Process.*, vol. 156, no. October 2022, p. 107269, 2023, doi: 10.1016/j.mssp.2022.107269.

[6] Z. Peng, et al., “Controllable (h k l) preferred orientation of Sb₂S₃ thin films fabricated by pulse electrodeposition,” *Sol. Energy Mater. Sol. Cells* vol. 253, no. February (2023) 112208, <https://doi.org/10.1016/j.solmat.2023.112208>.

RESULTADOS PRELIMINARES DE LA DETERMINACIÓN DEL GRADO API EN ACEITES OBTENIDOS POR PIRÓLISIS DE POLIESTIRENO

Danna Paola Correa García ^a, José Ramón Laines Canepa ^b, José Aurelio Sosa Olivier ^c,
Carlos Mario Morales Bautista ^d, José Roberto Hernández Barajas ^e, Leonardo García
Hernández ^f y Sergio Ramos Herrera ^g.

^{a,b,c} *Universidad Juárez Autónoma de Tabasco: División Académica de Ciencias Biológicas, Villahermosa, Tabasco, C.P. 86150, México.*

^a Estudiante de Ingeniería Ambiental, dannapaolacorrea6@gmail.com

Abstract

This study presents an experimental analysis of the pyrolysis process applied to expanded polystyrene (EPS), aiming to obtain oils with energy potential. The influence of different temperatures and residence times on the quality of the produced oil was evaluated, with a focus on determining the API gravity as a key indicator of its viability as an alternative fuel. EPS, one of the most persistent plastic wastes, was subjected to a controlled thermal treatment for its decomposition and energy recovery. The resulting oils were physicochemically characterized, showing variations in density and behavior depending on the process conditions. Preliminary results indicate that specific combinations of temperature and time favor the production of lighter oils with improved energy properties. This work contributes to the search for sustainable solutions through the valorization of plastic waste, promoting the transition toward circular economy models and the reduction of environmental impact.

Resumen

Este estudio presenta un análisis experimental del proceso de pirólisis aplicado al poliestireno expandido (EPS), con el objetivo de obtener aceites con potencial energético. Se evaluó la influencia de distintas temperaturas y tiempos de residencia en la calidad del aceite producido, enfocándose en la determinación del grado API como indicador clave de su viabilidad como combustible alternativo. El EPS, uno de los residuos plásticos más persistentes, fue sometido a un tratamiento térmico controlado para su descomposición y valorización energética. Los aceites obtenidos fueron caracterizados fisicoquímicamente, mostrando variaciones en su densidad y comportamiento según las condiciones del proceso. Los resultados preliminares evidencian que ciertas combinaciones de temperatura y tiempo favorecen la obtención de aceites más ligeros y con mejores propiedades energéticas. Este trabajo contribuye a la búsqueda de soluciones sostenibles mediante la valorización de residuos plásticos, promoviendo la transición hacia modelos de economía circular y reducción del impacto ambiental.

Palabras clave: Grado API, poliestireno expandido, pirólisis, economía circular, residuos plásticos.

Introducción

La pirólisis se presenta como una alternativa eficaz para el tratamiento del poliestireno expandido (EPS), permitiendo su conversión en aceites pirolíticos con valor energético. Este proceso

contribuye significativamente a la economía circular al transformar residuos plásticos en insumos reutilizables, favoreciendo la disminución del uso de recursos fósiles y promoviendo la sostenibilidad de los ciclos productivos. Además, al aprovechar residuos como fuente energética, se reduce la emisión de gases de efecto invernadero, lo que fortalece la transición hacia una matriz energética más limpia. En este contexto, la pirólisis impulsa modelos industriales circulares al generar productos que pueden reintegrarse como materia prima en otras cadenas productivas. Hoy en día, se reconoce como una de las principales estrategias del reciclaje químico, complementando las técnicas mecánicas existentes para la recuperación de compuestos de alto valor (Instituto Tecnológico del Plástico, 2023).

Desde un punto de vista técnico, la pirólisis es un proceso termoquímico que se lleva a cabo sin presencia de oxígeno externo o con una cantidad muy limitada, utilizando únicamente el oxígeno contenido en los materiales tratados (Instituto Tecnológico del Plástico, 2023). Opera generalmente entre los 300 °C y 800 °C, lo que la diferencia de la gasificación por requerir temperaturas más bajas (Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, s.f.). Los productos generados se dividen en tres fracciones: una sólida (char), una líquida (aceites o alquitranes), y otra gaseosa (vapores pirolíticos) (Centro Europeo de Postgrado, s.f.).

El EPS, elaborado a partir del poliestireno como polímero base, es un plástico celular rígido (RCPS) ampliamente utilizado. En ingeniería geotécnica, se distingue del poliestireno extruido (XPS), ya que el EPS se obtiene mediante la fusión térmica de partículas, usualmente en color blanco, aunque puede modificarse con colorantes por razones comerciales. En contraste, el XPS se produce por extrusión continua, resultando en una estructura celular uniforme con coloración integrada desde su fabricación (García et al., 2023).

Objetivos

1. Llevar a cabo el proceso de pirólisis del poliestireno expandido (EPS) bajo diferentes condiciones de temperatura y tiempos de residencia, con el fin de obtener fracciones líquidas (aceites pirolíticos).
2. Determinar el grado API de los aceites obtenidos mediante el cálculo a partir de la densidad experimental, siguiendo los lineamientos establecidos para la caracterización de hidrocarburos.
3. Clasificar los aceites pirolíticos en función de su gravedad API, identificando su correspondencia con los tipos de crudo establecidos (liviano, medio o pesado).

Metodología

Este proyecto inició con la preparación de un reactor batch de acero inoxidable con capacidad de 6.7 litros, acondicionado para realizar la pirólisis de manera controlada. En la tapa se instaló una válvula para la inyección de gas nitrógeno como atmósfera inerte, y un sistema de condensación conectado a la salida de gases para enfriar y recolectar los productos líquidos.

Las muestras de poliestireno expandido (EPS) fueron trituradas manualmente para obtener fragmentos pequeños y facilitar una distribución homogénea del calor. El material se introdujo cuidadosamente a través de la tapa roscable, evitando vacíos significativos.

El calentamiento del reactor se realizó con una parrilla conectada a un tanque de gas LP, manteniendo una fuente de calor constante. La temperatura se monitoreó con una termocámara infrarroja MAKKA, con lecturas cada 5 minutos. Se evaluaron tres tiempos de residencia: 20, 30 y 40 minutos, con tres repeticiones para cada condición, procesando un total de 12 muestras.

Al finalizar cada prueba, los aceites pirolíticos se recolectaron del sistema de condensación en frascos de vidrio rotulados y se almacenaron para su análisis. La determinación del grado API se llevó a cabo en el laboratorio de la Red de Investigación Multidisciplinaria en Materia Ambiental de la UJAT, siguiendo el método indirecto propuesto por Rueda – Beauregard et al. (2023).

Resultados y discusión

En la Tabla 1 se presentan las temperaturas registradas durante el proceso de pirólisis de la muestra 1, la cual tuvo un tiempo de residencia de 20 minutos dentro del reactor pirolítico. Se observa que la temperatura inicial fue de 95.8 °C, mientras que la temperatura final alcanzó los 472.5 °C.

TABLA 1
TEMPERATURAS DEL PROCESO DE PIROLISIS PARA LA OBTENCIÓN DE ACEITE DURANTE 20 MINUTOS.

INTERVALOS	TEMPERATURAS
1	95.8°C
2	170.8°C
3	288.9°C
4	374.3°C
5	472.5°C

En la Tabla 2 se presentan los valores del grado API obtenidos para la muestra número 1, correspondiente a un tiempo de permanencia de 20 minutos, así como para cada una de sus repeticiones. El procedimiento se efectuó siguiendo el método indirecto propuesto por Rueda-Beauregard et al. (2023) para la determinación de la gravedad API en líquidos derivados del petróleo, mediante la medición de densidad y temperatura. Dicha normativa establece la fórmula necesaria para calcular el grado API, permitiendo clasificar los aceites según su gravedad relativa.

La fórmula utilizada para obtener el grado API es la siguiente:

$$^{\circ}API = \left(\frac{141.5}{\rho} \right) - 131.5 \quad (1)$$

Donde ρ corresponde a la densidad del aceite.

La tabla incluye la temperatura real medida durante el ensayo, la temperatura corregida conforme a la norma, y el valor resultante del grado API para la muestra y cada repetición.

TABLA 2
VALORES DEL GRADO API OBTENIDOS PARA LA MUESTRA 1 (20 MINUTOS DE RESIDENCIA) Y SUS REPETICIONES

TEMPERATURA (°C)	TEMPERATURA PROMEDIO (°C)	GRADO API
22°C	6.5°C	21.8044
25°C	9.5°C	21.82105
28°C	12.5°C	21.85429
34°C	18.5°C	21.98730
39°C	23.5°C	22.08732

Conclusiones

A partir del análisis experimental del proceso de pirólisis aplicado al poliestireno expandido (EPS), se obtuvo un aceite con propiedades hidrocarbonadas. Para su caracterización, se determinó el grado API conforme al método aplicado. En la prueba 1, el aceite presentó un valor de 21.342 grados API, lo que lo clasifica como un hidrocarburo pesado según la escala establecida por el American Petroleum Institute.

Este resultado representa un primer indicio del potencial energético del aceite obtenido, al mostrar similitud con fracciones pesadas del petróleo. Por tanto, se plantea como una alternativa viable para su uso como combustible o como materia prima en procesos industriales específicos. Además, este tipo de valorización térmica permite transformar un residuo plástico de difícil manejo en un recurso útil, contribuyendo tanto a la mitigación del impacto ambiental como al impulso de modelos de economía circular.

Agradecimientos

Agradecimiento al personal a cargo del Centro de Acopio y Tratamiento de Residuos (CATRE) de la División Académica de Ciencias Biológicas (DACBIol) de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT), así como al equipo del laboratorio de la Red de Investigación Multidisciplinaria en Materia Ambiental, adscrita a la División Académica de Ciencias Básicas (DACB) de la misma universidad, por proporcionar los espacios, herramientas y el apoyo técnico necesarios para llevar a cabo las actividades experimentales y analíticas de este proyecto.

Referencias

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (s.f.). Valorización energética / tratamientos térmicos. Consultado el 31 de marzo de 2025. <https://www.miteco.gob.es/es/calidadyevaluacionambiental/temas/prevencion-y-gestionresiduos/flujos/domesticos/gestion/sistema-tratamiento/pirolisis.html>

Centro europeo de postgrado. (s.f.). ¿Qué es la pirólisis? Consultado el 31 de marzo de 2025. <https://www.ceupe.com/blog/que-es-la-pirolisis.html>

Instituto Americano del Petróleo. (s.f.). Estándares. <https://www.api.org/products-and-services/es/standards>

Plastics Technology México. (2024). ¿Qué es el poliestireno (PS)? tipos y aplicaciones desglosadas. Consultado el 31 de marzo de 2025. <https://www.pt-mexico.com/articulos/que-es-el-poliestireno-ps-tipos-y-aplicaciones>

Rueda-Beaurregard, J., Alegría-Hernández, B., Vázquez-Vázquez, L., Vargas-González, R., López-Martínez, S., Fuentes-Domínguez, I., Lobato-García, C., & Morales-Bautista, C. (2023). Determinación de la gravedad API por los métodos directo e indirecto (picnometría). Revista de Ciencias Básicas, 9(1), 45–52. <https://revistas.ujat.mx/index.php/jobs/article/view/6134>



TRANSFORMANDO EL ORÉGANO MEXICANO: INNOVACIÓN Y SUSTENTABILIDAD PARA SU EXTRACCIÓN CON ENERGÍAS LIMPIAS

Andrea Ramírez Álvarez^{a*}, Delia Cecilia Álvarez Haro^b, Alma Lizbeth Mora Mares^c, Martha Fabiola Martín del Campo Solís^d y María Olga Concha Gúzman^{e*}

^aMaestría en Estudios Transdisciplinarios en Ciencia y Tecnología, Centro Universitario del Norte - Universidad de Guadalajara, Carretera Federal No. 23, Km. 191, Colotlán, Jal., 46200, México.

^bDepartamento de Productividad y Desarrollo Tecnológico, Centro Universitario del Norte - Universidad de Guadalajara, Carretera Federal No. 23, Km. 191, Colotlán, Jal., 46200, México.

^{c*}Departamento de Fundamentos del Conocimiento, Centro Universitario del Norte - Universidad de Guadalajara, Carretera Federal No. 23, Km. 191, Colotlán, Jal., 46200, México.

^{a*}Licenciada en Contaduría Pública, andrea.ramirez7343@alumnos.udg.mx
ORCID: 0009-0000-1774-9040

^{e*}Doctora en Tecnología de Materiales, mocg@cunorte.udg.mx
ORCID: 0000-0002-4146-4974

Abstract

Mexican oregano (*Lippia ssp.*) is a non-timber forest resource of great economic and social importance to rural communities in northern Jalisco. Its essential oil, rich in compounds such as carvacrol and thymol, possesses antimicrobial, antioxidant, and anti-inflammatory properties that allow it to have a wide variety of applications in diverse areas such as food, pharmaceuticals, cosmetics, industrial, and agro-industrial. The main objective of this study was to standardize the extraction of oregano oil and evaluate its quality and profitability. Extraction was carried out using steam distillation using electrical energy. The results obtained in the study show that wild oregano offers higher yields in less time compared to cultivated oregano, and that the use of renewable technologies is viable to reduce energy costs and promote sustainability. It is concluded that innovation in extraction processes using clean energy represents a profitable and sustainable alternative for rural oregano-producing communities.

Resumen

El orégano mexicano (*Lippia ssp.*) es un recurso forestal no maderable de gran importancia económica y social para las comunidades rurales del norte de Jalisco. Su aceite esencial, es rico en compuestos como carvacrol y timol, posee propiedades antimicrobianas, antioxidantes y antiinflamatorias que le permiten tener una amplia variedad de aplicaciones en la industria de alimentos, farmacéutica, cosmética, industrial y agroindustrial. Por otro lado, el uso de tecnologías renovables es viable para reducir costos energéticos y promover la sustentabilidad. Por lo anterior, en este trabajo se estudia la extracción del aceite de orégano mediante la destilación del orégano seco por arrastre de vapor utilizando energía eléctrica con el objetivo de evaluar su calidad y rentabilidad para posteriormente, proponer una transformación orégano seco en aceite. Los resultados del estudio muestran que, el orégano silvestre ofrece mayor rendimiento en menor tiempo comparado con el cultivado. Se concluye que la innovación en procesos de extracción



mediante el aprovechamiento de energías limpias representa una alternativa rentable y sostenible para las comunidades rurales productoras de orégano.

Palabras clave: Orégano *Lippia ssp*, aceite esencial, energías limpias, sustentabilidad, innovación.

Introducción

México está clasificado en los primeros lugares a nivel internacional en producción de orégano destacando por poseer una mejor composición química en relación a su competencia. México genera cerca de 4,000 toneladas anualmente, las cuales en su mayoría son obtenidas de manera silvestre, principalmente en zonas áridas y semiáridas [1], el mayor porcentaje de obtención se encuentra en los estados de Zacatecas, Jalisco, Durango y Chihuahua. Sin embargo, paradójicamente solo el 10% de la colecta de orégano es consumido a nivel local [1] y el resto se destina a exportación [2]. Su aceite esencial contiene compuestos bioactivos con aplicaciones en diversas industrias. Pero aun así, la extracción tradicional conlleva altos costos energéticos [3]. Por otro lado, se ha investigado que, el uso de la cocina solar-eléctrica alcanzó temperaturas de 94–97 °C con ahorro energético del 100% en la evaporación de agua [5]. Adoptar energías limpias en la práctica como una alternativa sostenible impacta en el cumplimiento de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS 8, 12, 13 y 15) de la Agenda 2030 [3]. Por lo anterior, el presente estudio tiene el objetivo de determinar la viabilidad y rentabilidad del sistema de extracción del aceite a nivel laboratorio en el que se emplea energía eléctrica. Con los resultados obtenidos, se va a proponer, alimentar el proceso de extracción con energía limpia para transformar el orégano mexicano: innovación y sustentabilidad para su extracción que será de fácil acceso en la región norte de Jalisco.

Objetivo

Estandarizar la extracción del aceite de orégano para evaluar su calidad y rentabilidad para proponer la alimentación de energía limpia al sistema de producción de aceite.

Metodología

El estudio se desarrolló en el Laboratorio de Biotecnología del Centro Universitario del Norte (Universidad de Guadalajara) ubicado en el municipio de Colotlán, Jalisco. Para la extracción del aceite de orégano se utilizaron dos tipos de materia prima, orégano silvestre y cultivado. El proceso fue el siguiente:

1. Medio de secado: Tradicional que consiste dejar secar al aire libre y mediante un secador solar [4].
2. Método de extracción: Destilación por arrastre de vapor con energía eléctrica. Se utilizaron 100 g de orégano seco por corrida, con 0.9 L de agua purificada, durante 4 horas. Consistió en colocar en un matraz (reservorio) la muestra de orégano seco, el cual se colocó sobre la boca de un matraz (previamente se le agregaron 0.9 L de agua purificada) y fue calentado a una temperatura de 95 °C. El vapor generado pasa por el orégano seco del matraz reservorio para arrastrar sus aceites volátiles, posteriormente se enfría a una temperatura de

5 °C para condensar el vapor de agua y el aceite. Finalmente, se recolecta el aceite por la diferencia de densidad.

3. Caracterización: Se midió el porcentaje de humedad y se calculó rendimiento de aceite.

Resultados y discusión

El orégano silvestre ofrece mayores ventajas en rendimiento y tiempo frente al cultivado, aunque factores como la humedad influyen significativamente. La implementación de tecnologías que hagan uso de las energías limpias reduce costos operativos y disminuye el impacto ambiental, favoreciendo la sustentabilidad de la cadena productiva.

- El orégano silvestre presentó un contenido de humedad del 7.0% y un rendimiento de 3.5 mL de aceite por 100 g de follaje seco en 4 h, mientras que el orégano cultivado con 6.1% de humedad produjo 3.1 mL en las mismas 4 h.
- La eficiencia de extracción mostró que el orégano cultivado requiere 4.17% más materia prima y 28.14 minutos adicionales para obtener 1 mL de aceite en comparación con el silvestre.
- El secado solar permitió reducir humedad sin afectar la calidad, cumpliendo con la norma internacional (<12%) [5].
- Innovación: Propuesta de esquema del aprovechamiento de la radiación solar como fuente de energía renovable para el método de extracción del aceite por ser accesible y barata para para alimentar un sistema de destilación ver Figura 1.

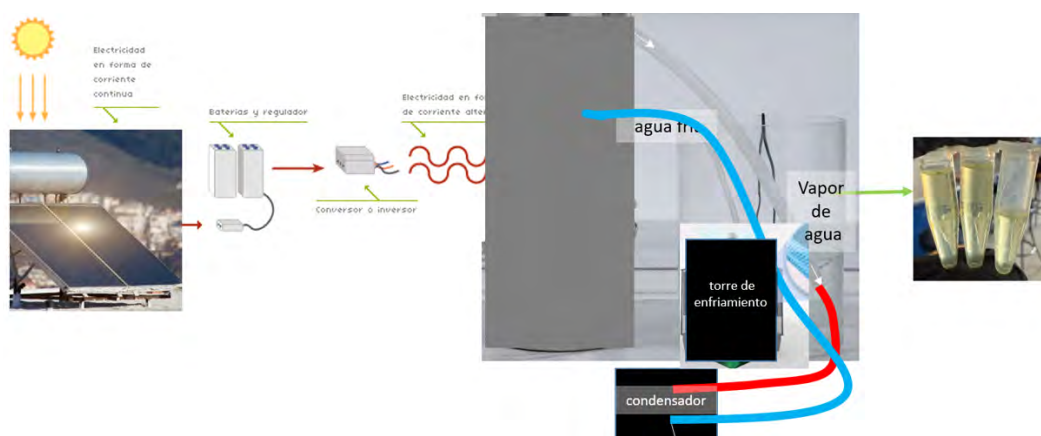


Fig. 1. Esquema de propuesta de energía limpia para transformar el orégano mexicano: innovación y sustentabilidad para su extracción.

Además, el desarrollo de modelos de negocio basados en estas prácticas podría fortalecer la economía regional, diversificar los ingresos de los productores y reducir la dependencia de intermediarios.

Conclusiones

El orégano mexicano es una fuente de compuestos bioactivos con una amplia variedad de aplicaciones.

- La extracción con energías limpias mediante destilación solar-eléctrica es viable y rentable.
- El orégano silvestre presenta un mejor rendimiento que el cultivado en condiciones experimentales.
- La innovación tecnológica en los procesos de extracción puede generar beneficios económicos y ambientales, alineados con los ODS.

Agradecimientos

En este trabajo quiero agradecer primeramente a mi casa de estudios el Centro Universitario del Norte perteneciente a la Benemerita Universidad de Guadalajara, a su vez agradezco a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por la beca otorgada, la Maestría en Estudios Transdisciplinarios en Ciencia y Tecnología, al cuerpo académico al que pertenece mi equipo de trabajo "Tecnología y Aprovechamiento de los Recursos" (UDG-CA-1117), a la comunidad recolectora de orégano de Colotlán, Jal.

Referencias

- [1] Orona Castillo I, Salvador Almazan AJ, Espinoza Arellano JJ y Vazquez C, «Recolección y comercialización del oregano (*Lippia* spp.) en el semi-desierto mexicano, un caso de estudio: reserva ecologica municipal sierra y cañon de Jimulco, México.,» *Revista Mexicana de Agronegocios*, vol. 41, pp. 684-695, 2017.
- [2] Loeza Concha H, Salgado Moreno S, Avila Ramos F, Gutierrez Leyva R, Dominguez Rebolledo A y Ayala Martinez M, «Revisión del aceite de orégano spp. en salud y producción animal,» *Abanico Agroforestal*, Vols. %1 de %2Enero-Diciembre, nº 2, pp. 1-22, 2020.
- [3] «Organización de las Naciones Unidas,» UNDP, octubre 2016. [En línea]. Available: <https://www.undp.org/es/mexico/objetivos-de-desarrollo-sostenible/produccion-consumo-responsables..>



7° Congreso Nacional y 3er Internacional
AMICA 2025
29-31 de octubre
Guadalajara, Jalisco, México



"Innovación y gestión
para afrontar
los retos ambientales
del país"

- [4] Campos Alvarez J, Bugarin Garcia FA, Marquez Marquez JE y Martin del Campo Solis MF, «Constucción de un sistema de destilación por arrastre de vapor con cocina solar.,» vol. Noviembre, 2023.
- [5] Comisión del Codex Alimentarius, «Normas para el orégano seco CXS 342-2021,» vol. Diciembre, p. 45, 2022.
- [6] G. M. MI y V. H. JG, «Estrategia de desarrollo de la Zona Norte del Estado de Jalisco desde la perspectiva institucional.,» *Estudios de la administración Local y Atonómica*, Vols. %1 de %2Enero-Junio, nº 1, 2014.
- [7] Llana Ruiz-Cabello M, Gutierrez Praena D, Pichardo Sanchez S, Jos Gallego AM, Bermudez JM y Aucejo S, «Estudio de la citotoxicidad basal de compuestos antioxidantes presentes en el aceite esencial de orégano: CARVACOL y TIMOL,» *Revista de toxicología*, vol. 30, nº 1, 2013.
- [8] Galvan Calamaco Z, Ramos Clamont Montfor G, E. Marszalek y Vargas Gonzalez, «Revisión sobre el orégano mexicano *Lippia graveolens* HBK. (Sinonimia *Lippia berlandieri* Schauer) y su aceite esencial.,» *Investigación y Desarrollo en Ciencia y Tecnología de Alimentos*, vol. 1, nº 8, pp. 86-87, 2023.



UN ENFOQUE HÍBRIDO USANDO LA TÉCNICA DE AGRUPAMIENTO K-MEANS Y OPTIMIZACIÓN BIO-INSPIRADA: ALGORITMO DE PLANIFICACIÓN ROUND ROBIN EFICIENTE

Cesar Jesús Aceves-Jiménez ^{a *}, Jesús Águila-León ^b, Beatriz Castillo-Téllez ^b, Gerardo A. Mejía-Pérez ^c

^aDepartamento de ciencias de la información y desarrollos tecnológicos, Universidad de Guadalajara: Centro Universitario de Tonalá, Tonalá, C.P. 45425, México.

^bDepartamento de estudios del agua y la energía, Universidad de Guadalajara: Centro Universitario de Tonalá, Tonalá, C.P. 45425, México.

^c Departamento de Ciencias Básicas y Aplicadas, Centro Universitario de Tonalá, Universidad de Guadalajara, Av. Nuevo Periférico No. 555, Tonalá, Jalisco, México.

* Cesar J. Aceves-Jiménez cesar.aceves2085@alumnos.udg.mx

Abstract

In operating systems, scheduling algorithms are essential for managing CPU allocation to processes. However, Modern systems would benefit from dynamic algorithms that adapt to workload, improving performance without using significantly more computational resources. Round Robin (RR) is a common preemptive algorithm that assigns equal time slices to all processes in turn. This study proposes a dynamic RR that adjusts its quantum based on process features, grouped using K-means clustering. Each cluster receives an optimal quantum determined by three bio-inspired optimization methods: Particle Swarm Optimizer (PSO), Genetic Algorithm (GA), and Grey Wolf Optimizer (GWO). Performance is evaluated through number of context switches, waiting time, turnaround time and response time, showing significant efficiency gains compared to classic RR.

Resumen

En sistemas operativos, los algoritmos de planificación son esenciales para gestionar la asignación de CPU a los procesos. Sin embargo, los sistemas modernos se beneficiarían de algoritmos dinámicos que se adapten a la carga de trabajo, mejorando el rendimiento sin usar significativamente más recursos computacionales. Round Robin (RR) es un algoritmo apropiativo comúnmente utilizado, el cual se basa en asignar una porción de tiempo idéntica a todos los procesos en turno. Este estudio propone un RR dinámico que ajusta su quantum según las características de los procesos, agrupados mediante K-means. A cada grupo se le asigna un quantum óptimo usando tres métodos bio-inspirados: Particle Swarm Optimizer, Genetic Algorithm y Grey Wolf Optimizer. El rendimiento se evalúa en número de cambios de contexto, tiempo de espera, tiempo de retorno y tiempo de respuesta, mostrando mejoras significativas frente al RR clásico.

Palabras clave: sistemas operativos, Round Robin, optimización bio-inspirada, técnicas de agrupamiento.

Introducción

La planificación de CPU consiste en asignar la CPU a los procesos en la cola de listos, y elegir una política adecuada es crucial para el rendimiento del sistema. Entre los algoritmos existentes, Round Robin (RR) destaca por su justicia y simplicidad, al asignar una porción de tiempo fija (llamada quantum) a cada proceso antes de interrumpirlo y devolverlo a la cola [1]. No obstante, su eficiencia

depende del tamaño del quantum: si es muy largo, RR se asemeja a FIFO y reduce la sensibilidad del sistema; si es muy corto, provoca excesivos cambios de contexto y sobrecarga.

Diversos investigadores han propuesto enfoques para superar esta desventaja. En [2], [3] el quantum se calcula utilizando el promedio de los tiempos de ráfaga, mientras que en [4] se ordenan los procesos y el quantum se asigna como el tiempo de rafaga menor. Otros trabajos han implementado técnicas de agrupamiento: en [5] se utiliza K-means para formar grupos y asignar un quantum según el peso del grupo, y en [6] se aplica DBSCAN junto con algoritmos de machine learning y deep learning. Además, en [7] se implementa un algoritmo genético (GA) para reducir el tiempo de respuesta. La Tabla 1 resume las métricas de mejora abordadas en estos estudios.

TABLA 1
MÉTRICAS DE EVALUACIÓN MEJORADAS EN DIVERSOS ESTUDIOS

Referencia	Tiempo de retorno	Tiempo de espera	Tiempo de Respuesta	Numero de cambios de contexto
[2]	X	X		X
[3]	X	X		X
[4]	X	X		X
[5]	X	X		X
[6]		X		X
[7]		X		

Este estudio propone una variante dinámica del algoritmo RR, que combina la técnica de agrupamiento *k-means* con tres algoritmos bio-inspirados. Su desempeño se evalúa mediante seis métricas: número de cambios de contexto (NCC), tiempo de espera promedio (Tesp), tiempo de retorno promedio (Tret), tiempo de respuesta promedio (Tresp) y tiempo promedio de optimización (TPO).

Objetivos

El objetivo de este estudio es agrupar procesos con características similares y aprovechar la capacidad de los algoritmos bio-inspirados para encontrar soluciones óptimas en problemas complejos con múltiples variables involucradas. De esta forma, se busca determinar un quantum óptimo para cada grupo de procesos según sus características particulares.

Metodología

Técnica de agrupamiento K-means y método de la silueta

El agrupamiento (clustering) es un proceso de clasificación no supervisada que agrupa elementos según sus similitudes, de modo que los puntos dentro de un mismo clúster son más parecidos entre sí que con los de otros clústeres [8]. Los métodos más comunes son particionales y jerárquicos; entre los particionales, *k-means* destaca por su simplicidad y bajo costo computacional. Este método asigna cada punto al centroide más cercano y actualiza los centroides hasta alcanzar convergencia [9]. Como *k-means* requiere especificar el número de grupos para crear, se utilizan técnicas como la puntuación de la silueta para evaluar la calidad del agrupamiento. Este coeficiente se calcula para cada punto, combinando la distancia promedio a su propio grupo y al grupo vecino más cercano, y la puntuación general se obtiene como promedio de estos valores, produciendo un valor entre -1 y 1, donde valores cercanos a 1 indican un buen agrupamiento [10].

Algoritmos bio-inspirados implementados

Los algoritmos bio-inspirados se basan en procesos naturales, como la evolución, el comportamiento de enjambres o la búsqueda de alimentos, y han mostrado mejores resultados en problemas no lineales complejos donde los métodos tradicionales fallan [11]. Han sido aplicados en diversas áreas de ingeniería, por ejemplo, en [12], con meta-optimización para sistemas de energía renovable. Su capacidad de explorar amplios espacios de búsqueda y adaptarse dinámicamente los hace ideales para tareas de planificación. En este estudio se implementaron tres algoritmos bio-inspirados para optimizar el quantum en la variante propuesta del RR, los cuales se describen a continuación: *Particle Swarm Optimizer* (PSO) se inspira en el comportamiento de bandadas de aves y optimiza soluciones candidatas (partículas) combinando la experiencia individual y la del grupo. Aunque converge rápidamente y es efectivo en diversos problemas [13], puede quedar atrapado en óptimos locales y es sensible a los parámetros iniciales. *Genetic Algorithm* (GA) se basa en la selección natural y evolución de especies, optimizando una función objetivo mediante generaciones de soluciones llamadas cromosomas, usando operadores de selección, cruce y mutación según su fitness. *Grey Wolf Optimizer* (GWO) se inspira en la inteligencia social de manadas de lobos grises, organizadas jerárquicamente en Alpha, Beta, Delta y Omega. Cada lobo representa una solución candidata que se actualiza durante la optimización. GWO requiere menos memoria que PSO, usando solo un vector de posición y las tres mejores soluciones [14], y es valorado por su efectividad y bajo costo computacional.

El algoritmo Round Robin dinámico propuesto

Para implementar la variable propuesta del algoritmo RR se siguieron 3 etapas: preparación de datos, agrupamiento de procesos e implementación del quantum dinámico.

Preparación de datos y proceso de agrupamiento

El primer paso consiste en recolectar información sobre los procesos con el fin de agruparlos, utilizando criterios empleados en estudios previos [5] y [6], los cuales se describen a continuación: 1) tiempo de ráfaga del proceso TR_i : representa la cantidad de tiempo que la CPU requiere para ejecutar completamente un proceso. 2) peso del proceso $Peso_i$: definido como la proporción entre el tiempo de ráfaga individual y la suma total de los tiempos de ráfaga, como se muestra en la Ec. (1). 3) número de cambios de contexto NCC_i : la cantidad de turnos que un proceso necesita cuando se ejecuta con un quantum fijo QF , calculado mediante la Ec. (2). Con estos criterios, el algoritmo *k-means* se aplicó considerando un número de grupos entre 2 y 10. La calidad de los grupos se evaluó mediante el método de la silueta para determinar el número óptimo de k , el cual se utilizó posteriormente para asignar cada proceso a su grupo correspondiente.

$$Peso_i = \frac{TR_i}{\sum_{j=0}^n TR_j} \quad (1)$$

$$NCC_i = \frac{TR_i}{QF} \quad (2)$$

Implementación del quantum dinámico

Una vez que los procesos fueron divididos en grupos, se calculó un quantum óptimo para cada uno de ellos usando los tres algoritmos bio-inspirados. Cada algoritmo genera varios valores candidatos para el quantum, los cuales son evaluados mediante una función objetivo que estima su rendimiento



en cuatro métricas normalizadas entre 0 y 1, evitando que una sola métrica domine el resultado. Las fórmulas de normalización se muestran en las Ec. (3-6). En donde NCC es el número de cambios de contexto, $Tesp$ significa tiempo de espera, $Tret$ representa el tiempo de retorno y $Tresp$ es el tiempo de respuesta. Además los valores min , max y promedios usados en estas fórmulas fueron obtenidos a través de ejecutar el algoritmo estándar RR con valores predefinidos para el quantum, en un conjunto de procesos completo, sin ninguna optimización.

$$NCC = \frac{NCC - NCC_{min}}{NCC_{max} - NCC_{min}} \quad (3)$$

$$Tesp = \frac{\overline{Tesp} - Tesp_{min}}{Tesp_{max} - Tesp_{min}} \quad (4)$$

$$Tret = \frac{\overline{Tret} - Tret_{min}}{Tret_{max} - Tret_{min}} \quad (5)$$

$$Tresp = \frac{\overline{Tresp} - Tresp_{min}}{Tresp_{max} - Tresp_{min}} \quad (6)$$

Los pesos de cada métrica se eligieron mediante un proceso empírico para evitar que los algoritmos se sesgaran hacia una sola métrica. Experimentos previos mostraron que asignar pesos muy altos a NCC , $Tesp$ o $Tret$ hacía que los algoritmos optimizaran únicamente estas métricas, mientras que priorizar $Tresp$ enfocaba la mejora solo en ella. Por ello, se seleccionó una configuración de pesos que promueve una optimización equilibrada entre todas las métricas, detallada en la Ec. (7).

$$Costo = 0.38 * NCC + 0.19 * Tesp + 0.19 * Tret + 0.24 * Tresp + P \quad (7)$$

Además, se aplicó una penalización P para evitar que los algoritmos convergieran hacia valores de quantum excesivamente grandes, preservando la naturaleza apropiativa y justa del RR. Los detalles de esta penalización se muestran en la Ec. (8). Donde los valores de penalización se ajustan cuando el quantum propuesto supera el quantum máximo, definido como el tiempo de ráfaga más alto de los procesos menos 15.

$$P = \begin{cases} 0.01 \cdot (q - q_{max}), & \text{if } q > q_{max} \\ 0, & \text{otherwise} \end{cases} \quad (8)$$

Resultados y discusión

En la fase experimental se utilizaron 10 conjuntos de procesos, con tamaños de 10 a 100 procesos (incrementos de 10), para evaluar el rendimiento de cada modelo bajo distintas cargas de trabajo. Los tiempos de ráfaga se generaron aleatoriamente entre 10 y 100, y los tiempos de llegada entre 0 y 30. Dado que los algoritmos metaheurísticos pueden variar incluso bajo las mismas condiciones, cada conjunto se ejecutó 10 veces para garantizar resultados confiables. Además, cada algoritmo se configuró con parámetros específicos basados en pruebas empíricas y valores comunes. Para PSO, la población fue de 200, el peso de inercia 1.8, y los componentes cognitivo y social 1.5 y 4.7, respectivamente. GA usó población 200, con tasas de cruce y mutación de 0.5 y 0.15, y GWO tuvo población 36. Todos los algoritmos ejecutaron 25 iteraciones. Por último, el quantum del RR estándar fue 60. El rendimiento se evaluó con cuatro métricas clásicas (ver Tabla 1) y una adicional: el tiempo de promedio de optimización (TPO), definido como el tiempo desde la recolección de datos hasta el cálculo del quantum óptimo por grupo.



Bajo la carga de trabajo ligera, los modelos de optimización mostraron mejoras moderadas frente al RR estándar en Tesp, Tret y Tresp, sin impacto negativo en el tiempo total de ejecución pese al ligero aumento en NCC. GWO destacó con el mejor rendimiento general, combinando bajos valores de Tesp y Tret con un tiempo de optimización reducido. En carga media, los modelos continuaron superando al RR, alcanzando menores Tesp y Tret, con reducciones leves en NCC, siendo GWO nuevamente el más eficiente. Finalmente, bajo carga pesada, los algoritmos bioinspirados alcanzaron su máximo rendimiento, con PSO logrando el Tesp más bajo (2496.22), superando al RR en más del 17%, y GA obteniendo el menor NCC. Aunque el Tresp aumentó ligeramente en todos los modelos, un efecto esperado al ponderar métricas, las mejoras globales compensan este incremento. GWO mantuvo un desempeño competitivo con un tiempo de optimización consistentemente bajo. La tabla 2 resume los resultados de los modelos optimizados contra el RR estándar bajo distintas cargas de trabajo.

TABLA 2
RESULTADOS PROMEDIO DE LOS MODELOS BAJO DISTINTAS CARGAS DE TRABAJO

Modelo	NCC		Tesp		Tret		Tresp		TPO
	Prom	% mejora	Prom	% mejora	Prom	% mejora	Prom	% mejora	
Carga ligera: promedio de los conjuntos de procesos 1, 2 y 3									
RR	28.33	-	642.06	-	696.06	-	424.23	-	0
PSO	30.8	-8.72	617.26	3.86%	638.64	8.39%	418.02	1.46%	1.63
GA	32.93	-16.24	589.96	8.12%	629.74	9.53%	398.88	5.98%	1.70
GWO	32.03	-13.06	567.89	11.69%	616.14	11.47%	397.3	6.47%	0.35
Carga media: promedio de los conjuntos de procesos 4, 5 y 6									
RR	70.97	-	1600.7	-	1600.3	-	1113.86	-	0
PSO	65.7	7.42	1422.3	11.14	1476.6	7.60	1104.99	0.80	2.81
GA	66.47	6.34	1433.8	10.43	1487.6	7.04	1109.95	0.35	2.73
GWO	63.67	10.29	1434.7	10.37	1490.9	6.84	1128	-1.27	0.59
Carga pesada: promedio de los conjuntos de procesos 7, 8, 9 y 10									
RR	123.25	-	3010.5	-	3069.9	-	1970.09	-	0
PSO	108.25	12.17	2496.2	17.08	2570.6	16.39	2139.73	-8.61	3.82
GA	105.4	14.48	2567.8	14.63	2596.1	15.42	2125.76	-7.90	4.14
GWO	106.75	13.39	2548.8	15.20	2594.7	15.48	2115.11	-7.36	0.95

Conclusiones

Este estudio propuso una variante dinámica del algoritmo de planificación RR que combina el agrupamiento k-means con técnicas de optimización bioinspiradas. Este enfoque metaheurístico permitió determinar un quantum óptimo adaptado a las características de los procesos. Los modelos híbridos superaron al RR clásico en la mayoría de las métricas y bajo distintas cargas de trabajo, mostrando que métricas con preferencias opuestas respecto al tamaño del quantum pueden equilibrarse mediante esta estrategia. En particular, el modelo híbrido GWO destacó por ofrecer un rendimiento consistente en todas las métricas, manteniendo un bajo tiempo de optimización, lo que sugiere su potencial aplicación en sistemas reales que buscan mejorar el rendimiento sin comprometer la eficiencia. Sin embargo, se necesitan realizar pruebas en sistemas operativos reales para demostrar que el enfoque propuesto y las mejoras presentadas son posibles.

Agradecimientos

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Universidad de Guadalajara, en especial al Programa de Estímulos Económicos a Estudiantes Sobresalientes (PEEES), por el apoyo y financiamiento brindado para la realización de este trabajo.

Referencias

- [1] A. Silberschatz, P. B. Galvin, and G. Gagne. 2006. *Operating System Concepts* (7th ed.). Wiley Publishing.
- [2] A. Abdelkader, N. Ghazy, M. S. Zaki, and K. A. ElDahshan, “MMRR: a Modified Median Mean Round Robin Algorithm for Task Scheduling,” *International Journal of Intelligent Engineering and Systems*, vol. 15, no. 6, pp. 599–608, Dec. 2022, doi: 10.22266/ijies2022.1231.53.
- [3] Sakshi *et al.*, “A new median-average round Robin scheduling algorithm: An optimal approach for reducing turnaround and waiting time,” *Alexandria Engineering Journal*, vol. 61, no. 12, pp. 10527–10538, Dec. 2022, doi: 10.1016/J.AEJ.2022.04.006.
- [4] U. Shafi *et al.*, “A novel amended dynamic round robin scheduling algorithm for timeshared systems,” *International Arab Journal of Information Technology*, vol. 17, no. 1, pp. 90–98, 2020, doi: 10.34028/iajit/17/1/11.
- [5] S. M. Mostafa and H. Amano, “Dynamic round robin CPU scheduling algorithm based on K-means clustering technique,” *Applied Sciences (Switzerland)*, vol. 10, no. 15, Aug. 2020, doi: 10.3390/app10155134.
- [6] M. M. Hossain, N. K. Biva, N. Nahid, A. I. Rifat, and A. Islam, “Optimizing Round Robin Scheduling with DBSCAN Clustering and Machine Learning,” in *IEEE International Conference on Signal Processing, Information, Communication and Systems, SPICSCON 2024 - Proceedings*, Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc., 2024. doi: 10.1109/SPICSCON64195.2024.10941280.
- [7] M. U. Siregar, “A New Approach to CPU Scheduling Algorithm: Genetic Round Robin,” *International Journal of Computer Applications. Volume 47– No.19, June 2012*
- [8] A. K. Jain, M. N. Murty, and P. J. Flynn, “Data Clustering: A Review,” *ACM Computing Surveys (CSUR)*, Vol. 31, Issue 3, pp. 264–323, Sep 1999, <https://doi.org/10.1145/331499.331504>
- [9] M. G. H. Omran, A. P. Engelbrecht, and A. Salman, “An overview of clustering methods,” *IOSR Journal of Engineering*, Vol. 2, Issue 4, pp. 719–725, Apr 2012, <https://doi.org/10.48550/arXiv.1205.1117>
- [10] K. R. Shahapure and C. Nicholas, “Cluster quality analysis using silhouette score,” in *Proceedings - 2020 IEEE 7th International Conference on Data Science and Advanced Analytics, DSAA 2020*, Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc., pp. 747–74, Oct. 2020. doi: 10.1109/DSAA49011.2020.00096.
- [11] S. Somvanshi *et al.*, “A Comprehensive Survey on Bio-Inspired Algorithms: Taxonomy, Applications, and Future Directions,” May 2025, [Online]. Available: <http://arxiv.org/abs/2506.04238>
- [12] J. Águila-León, C. Vargas-Salgado, D. Díaz-Bello, and C. Montagud-Montalvá, “Optimizing photovoltaic systems: A meta-optimization approach with GWO-Enhanced PSO algorithm for improving MPPT controllers,” *Renew Energy*, vol. 230, p. 120892, Sep. 2024, doi: 10.1016/J.RENENE.2024.120892.
- [13] D. Chauhan, Shivani, and P. N. Suganthan, “Learning Strategies in Particle Swarm Optimizer: A Critical Review and Performance Analysis,” Apr. 2025, [Online]. Available: <http://arxiv.org/abs/2504.11812>
- [14] H. Faris, I. Aljarah, M. A. Al-Betar, and S. Mirjalili, “Grey wolf optimizer: a review of recent variants and applications,” *Neural Computing and Applications*, Vol. 30, Issue 2, pp. 413–435, Jul. 2018, doi: 10.1007/s00521-017-3272-5.



USO DEL BIOGÁS COMO FUENTE ENERGÉTICA EN LA FABRICACIÓN DE MADERAS PLÁSTICAS

Mairé Paulina Torres García ^a, José Ramón Laines Canepa ^b, y José Aurelio Sosa Olivier ^c

^{a,b,c} *Universidad Juárez Autónoma de Tabasco: División Académica de Ciencias Biológicas, Villahermosa, Tabasco, C.P. 86150, México.*

^a *Estudiante de Ingeniería Ambiental, mairep18@hotmail.com*

Abstract

This study presents the adaptation of a furnace powered by biogas to reduce methane and greenhouse gas emissions. The system utilizes the energy generated from the decomposition of organic waste to melt recycled polypropylene and produce plastic lumber. This lumber is a sustainable alternative. The project promotes a circular economy approach, optimizing both energy recovery and plastic waste transformation. The furnace prototype was adapted using materials such as steel and industrial burners, and its efficiency in reducing emissions was evaluated. The polypropylene boards manufactured were tested for mechanical resistance to ensure their viability as replacements. The preliminary results demonstrate a reduction in environmental impact, validating the use of biogas as a renewable energy source in plastic recycling. The study concludes that integrating biogas in plastic processing provides a viable strategy to reduce both methane emissions and plastic pollution.

Resumen

Este estudio presenta la adaptación de un horno alimentado por biogás, para reducir las emisiones de metano y gases de efecto invernadero. El sistema aprovecha la energía del biogás generado a partir de la descomposición de residuos orgánicos para fundir polipropileno reciclado y fabricar maderas plásticas, como alternativa sustentable. El proyecto se enmarca en un modelo de economía circular, optimizando la recuperación de energía y la transformación de residuos plásticos. Se adaptó un prototipo del horno con acero y quemadores industriales, evaluando su eficiencia en la reducción de emisiones. Las maderas obtenidas fueron sometidas a pruebas de resistencia mecánica, confirmando su viabilidad como sustitutos duraderos. Los resultados preliminares demuestran una disminución del impacto ambiental y validan el uso del biogás como fuente de energía renovable en procesos de reciclaje. Se concluye que integrar biogás en el procesamiento de plásticos ofrece una estrategia viable para reducir tanto las emisiones de metano como la contaminación plástica.

Palabras clave: *biogás, polipropileno, madera plástica, economía circular, residuos plásticos.*

Introducción

El biogás es una mezcla gaseosa compuesta principalmente de metano (CH₄) y dióxido de carbono (CO₂), con trazas de vapor de agua, sulfuro de hidrógeno (H₂S) y amoníaco (NH₃). Se produce mediante un proceso biológico conocido como digestión anaeróbica, en el cual microorganismos descomponen materia orgánica como residuos agrícolas, estiércol o residuos urbanos en ausencia de oxígeno. Este proceso no solo permite el tratamiento eficiente de residuos, sino que también genera un biocombustible renovable que aporta a la economía circular y a la sostenibilidad energética (Ventura, 2023). En términos energéticos, más del 90% de la energía contenida en los

residuos se convierte en metano a través de la digestión anaerobia. Este gas adquiere propiedades inflamables cuando su concentración supera el 45% (FAO, 2011), lo que lo convierte en una fuente potencial de energía. El biogás suele contener entre un 55% y 77% de metano y entre un 19% y 50% de dióxido de carbono. Sin embargo, el metano es también un gas de efecto invernadero con un poder contaminante 80 veces mayor que el dióxido de carbono, lo que lo convierte en un factor relevante en el cambio climático (UN Environment Programme, s. f.). Las aplicaciones del biogás son múltiples. Su uso más común es la generación de calor para calefacción en viviendas, invernaderos o procesos industriales. También se utiliza para producir electricidad mediante motores de combustión interna o turbinas. Adicionalmente, gracias a su alto contenido de metano, puede refinarse y purificarse para alcanzar una calidad comparable al gas natural, permitiendo su uso como combustible vehicular (Ventura, 2023). Estas características posicionan al biogás como una fuente energética versátil, renovable y estratégica para la transición hacia modelos energéticos más limpios y sostenibles.

En este contexto, el presente proyecto tiene como objetivo desarrollar un horno que utilice biogás como fuente de energía, para reducir las emisiones de metano y otros gases de efecto invernadero. La energía generada se utilizará para la fundición de polipropileno reciclado en la fabricación de madera plástica. Este sistema no solo representa un beneficio ambiental, sino también una oportunidad para instituciones interesadas en adoptar prácticas sostenibles e incorporar productos reciclados en sus iniciativas ecológicas.

Objetivos

- (1) Adaptar un horno escala piloto para su funcionamiento con biogás, incorporando un sistema de oxidación térmica con el propósito de reducir la emisión de metano y otros gases de efecto invernadero.
- (2) Optimizar el proceso de fundición de polipropileno reciclado utilizando la energía térmica proveniente de la combustión de biogás.
- (3) Evaluar la funcionalidad y sostenibilidad de las maderas de polipropileno, mediante pruebas de resistencia a la flexión y compresión.

Metodología

La metodología de este proyecto inició con la modificación de un horno preexistente, el cual se incorporó un quemador industrial para funcionar con biogás, asegurando un calentamiento uniforme. Posteriormente, los pellets de polipropileno reciclado fueron tamizados mediante una malla de 4.76 mm, con el fin de obtener una granulometría homogénea que favoreciera una fusión uniforme durante el horneado. Para la preparación de los moldes, se procedió a limpiarlos eliminando residuos de ciclos anteriores y se aplicó aceite en sus superficies internas para evitar la adherencia del material y facilitar el desmoldeado. El horneado se realizó colocando los pellets en los moldes, sometiéndolos a 270 °C durante 1 hora hasta lograr la fundición completa del polipropileno. Durante este proceso, se efectuó la medición de flujo y volumen de biogás consumido mediante dispositivos instalados en la línea, con el objetivo de evaluar el rendimiento energético del horno. Una vez concluido el horneado, se procedió al prensado de las maderas y

cilindros hasta que se enfriaron completamente, lo que permitió mejorar su compactación y propiedades mecánicas. Tras el enfriamiento, se llevó a cabo el desmoldeado de las maderas y cilindros plásticos, las cuales pudieron retirarse sin dificultades gracias al aceite aplicado, preservando su forma y evitando daños. Finalmente, las maderas y cilindros plásticos fueron sometidos a pruebas de compresión y flexión, a fin de evaluar su resistencia mecánica y determinar su viabilidad como sustituto de mobiliario convencional.

Resultados y discusión

En las Tablas 1 y 2 se presentan los datos correspondientes al volumen (L) y al flujo (kg/cm²) del biogás utilizado durante la fundición de las maderas y cilindros plásticos. Se observó que para la fabricación de las tablas se requirió un volumen promedio mayor, de 622 litros, en comparación con los cilindros, que consumieron 486 litros. Esta diferencia puede atribuirse al mayor volumen de material y superficie de contacto que implican las maderas, lo que demanda un tiempo de exposición térmica más prolongado.

A pesar de esta variación en el volumen, el flujo del caudal se mantuvo constante en ambos casos, con un valor de 7 litros por minuto (L/min). Esto indica que, aunque la cantidad total de biogás consumido varió según la pieza fabricada, la estabilidad del flujo fue clave para asegurar una fusión homogénea del polipropileno.

TABLA 1
VOLUMEN Y FLUJO DE CAUDAL DEL BIOGÁS UTILIZADO EN LA ELABORACIÓN DE LAS MADERAS PLÁSTICAS

Tabla	Volumen de biogás utilizado (L)	Flujo de caudal (L/min)
1	765	7
2	661	7
3	585	7
4	530	7
5	681	7
6	510	7
Promedio	622	7



TABLA 2
VOLUMEN Y FLUJO DE CAUDAL DEL BIOGÁS UTILIZADO EN LA ELABORACIÓN DE LOS
CILINDROS PLÁSTICOS

Cilindro	Volumen de biogás utilizado (L)	Flujo de caudal (L/min)
1	476	7
2	491	7
3	458	7
4	389	7
5	554	7
6	548	7
Promedio	486	7

En las tablas 3 y 4 se presentan los cálculos de las pruebas de resistencia a la flexión y compresión, Al comparar los resultados obtenidos con los reportados en la literatura y las propiedades del polipropileno virgen, se observa que la resistencia a la flexión de las maderas y cilindros plásticos (98 kg/cm²) es inferior a la esperada para el polipropileno virgen 300–450 kg/cm² (Plasticbages, s. f.). Sin embargo, estos valores se encuentran en concordancia con lo descrito por Caicedo et al. (2017), quienes reportaron reducciones del 6 % en flexión y del 8.4 % en tracción en polipropileno reprocesado mediante inyección, como consecuencia de la degradación térmica y mecánica tras varios ciclos de procesamiento.

En el caso de la compresión, se alcanzó un promedio de 163.4 kg/cm², lo cual constituye un aporte novedoso respecto a la literatura, ya que estudios como el de Caicedo et al. (2017) no reportan esta propiedad y la fuente consultada de polipropileno virgen (Plasticbages, s. f.) tampoco la especifica. Estos resultados confirman que, aunque el reciclaje y el proceso de fundición pueden reducir parcialmente las propiedades mecánicas, las piezas elaboradas mantienen una resistencia adecuada para aplicaciones donde predominan cargas compresivas, lo que las hace viables para su uso en mobiliario alternativo y proyectos sustentables.

Las fórmulas empleadas fueron las siguientes:

$$\text{Resistencia a la flexión} = \frac{3FL}{2wh^2}$$

$$\text{Resistencia a la compresión} = \frac{F}{\pi r^2}$$



TABLA 3
CÁLCULO DE RESISTENCIA A LA FLEXIÓN

TABLA	CARGA APLICADA (kg)	SEPARACION ENTRE LOS PUNTOS DE APOYO (cm)	ANCHO DE LA TABLA (cm)	ESPESOR DE LA TABLA (cm)	RESISTENCIA A LA FLEXION (Kg/cm ²)
	F	L	w	h	R
1	540	5	17.1	1.5	105.26
2	520	5	17.2	1.5	100.78
3	440	5	17.1	1.5	85.77
4	570	5	17.3	1.5	109.83
5	500	5	17.2	1.5	96.90
6	470	5	17.4	1.5	90.04
Promedio					98.10

TABLA 4
CÁLCULO DE RESISTENCIA A LA COMPRESIÓN

CILINDRO	CARGA APLICADA (kg)	$\pi = 3.1416$	RADIO DE LA BASE R (cm)	RESISTENCIA A LA COMPRESION (Kg/cm ²)
	F		w	R
1	3510		2.5	178.76
2	3440		2.45	182.42
3	3310		2.4	182.92
4	2360		2.5	120.19
5	3250		2.5	165.52
6	2840		2.45	150.60
Promedio				163.40

Conclusiones

En cuanto a las propiedades mecánicas, los resultados muestran una resistencia significativamente mayor a la compresión en los cilindros plásticos (163.4 kg/cm^2) en comparación con la flexión de las maderas plásticas (98 kg/cm^2), lo que es coherente con el comportamiento típico del polipropileno reciclado y confirma la capacidad del material para soportar cargas estructurales verticales más intensas. La diferencia en resistencia sugiere que, aunque el material es más fuerte bajo compresión, su resistencia a la flexión también es lo suficientemente relevante para aplicaciones que requieren cierta flexibilidad, como muebles o elementos arquitectónicos.

Estos resultados demuestran que el uso de biogás como fuente energética en el proceso de fundición es viable desde una perspectiva técnica y ambiental, además de que el producto final cumple con los requerimientos mecánicos necesarios para su uso práctico. Así, el proyecto no solo promueve una gestión eficiente y sostenible de recursos energéticos renovables, sino que también contribuye a la economía circular al valorizar plásticos reciclados en productos funcionales con propiedades mecánicas adecuadas.

Agradecimientos

Agradecimiento a los responsables del Centro de Acopio y Tratamiento de Residuos (CATRE) de la División Académica de Ciencias Biológicas (DACBiología) de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT) por brindar las herramientas y espacios necesarios para llevar a cabo este proyecto.

Referencias

- [1] FAO, Manual de biogás, 2011. [En línea]. Disponible en: <https://www.fao.org/4/as400s/as400s.pdf>.
- [2] United Nations Environment Programme, "Las emisiones de metano están acelerando el cambio climático. ¿Cómo podemos reducirlas?", UNEP. [En línea]. Disponible en: <https://www.unep.org/es/noticias-y-reportajes/reportajes/las-emisiones-de-metano-estan-acelerando-el-cambio-climatico-como>.
- [3] A. Ventura, "III Foro Biogás México 2023: México tiene potencial en producción de biometano y biogás," 2023. [En línea]. Disponible en: <https://www.reporteindigo.com/iii-foro-biogas-mexico-2023-mexico-potencial-produccion-biometano-biogas/>.
- [4] Plasticbages. "Características del Polipropileno," Plasticbages.com. [En línea]. Disponible en: <https://www.plasticbages.com/caracteristicaspolipropileno.html>
- [5] J. Caicedo, M. Martínez y C. León, "Evaluación de las propiedades termo-mecánicas del polipropileno reprocesado por inyección," Ingeniería Investigación y Tecnología, vol. 18, no. 3, pp. 245-254, 2017.

EJE TEMÁTICO 3

Gestión ambiental: residuos, economía circular, impacto y sostenibilidad

Esta sección presenta aborda estrategias de gestión integral de residuos sólidos, reciclaje, valorización de subproductos y modelos de economía circular.





¿RESIDUO O RECURSO? USO DE AGUAS RESIDUALES PORCÍCOLAS EN PLANTAS DE CHILE HABANERO

Carlos David Hernández Pinto ^{a*}, Marisela Vega de Lille ^a, Germán Giacomán Vallejos ^a,
Emanuel Hernández Núñez ^b

^aFacultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán. Av. Industrias No Contaminantes por
Periférico Norte S/N. Mérida, Yucatán. México

^bDepartamento de Posgrado e Investigación, Instituto Tecnológico Superior de Calkiní. Av. Ah Canul S/N
por carretera Federal, 24930, Calkiní, Campeche, México.

*Dr. Carlos David Hernández Pinto, email: carlos.hernandez@correo.uady.mx

Abstract

In Mexico, pork is among the most widely consumed foods, which has led to a considerable increase in the swine industry. This growth in pig farming has resulted in a substantial rise in waste generation, causing greater environmental pollution. Swine wastewater contains large amounts of organic matter and mineral elements that can be utilized for plant growth and development. Therefore, the objective of this study was to evaluate the effect of swine wastewater on habanero pepper cultivation. Habanero pepper plants were irrigated with tap water (control), swine wastewater, and different dilutions of wastewater. Morphological parameters and growth indices were evaluated. The wastewater dilutions showed results similar to the control in plant height and stem diameter, whereas the 100% wastewater treatment recorded the lowest growth and plant development. In terms of growth indices, the wastewater dilutions showed the best values. Thus, 100% wastewater reduces plant growth and development, while diluted swine wastewater may serve as a sustainable alternative for habanero pepper cultivation.

Resumen

En México la carne de cerdo se encuentra entre los alimentos más consumidos, por lo cual la industria porcícola se ha incrementado considerablemente. El auge en la porcicultura ocasiono un aumento sustancial en la generación de residuos provocando una mayor contaminación ambiental. El agua residual contiene una gran cantidad de materia orgánica y elementos minerales que pueden ser aprovechados en el crecimiento y desarrollo de plantas. Po lo cual, el objetivo fue evaluar el efecto del agua residual porcícola en el cultivo de chile habanero. Se sembraron plantas de chile habanero que fueron regadas con agua de grifo (testigo), agua residual porcícola y diluciones de agua residual. Se evaluó parámetros morfológicos e índices de crecimiento. Las diluciones de agua residual obtuvieron resultados similares al control en la altura y diámetro del tallo, mientras que el tratamiento de agua residual al 100% registró el menor crecimiento y desarrollo vegetal. En los índices la dilución de agua residual obtuvo mejor valor. El agua residual al 100% disminuye el crecimiento y desarrollo de las plantas. Por el contrario, la dilución de agua residual puede ser empleado como una alternativa sustentable en el cultivo de plantas de chile habanero.

Palabras clave: Agua residual, *Capsicum chinense*, crecimiento, desarrollo.

Introducción

Con base a la demanda alimenticia se han expandido e intensificado los sectores pecuarios y agrícolas con la finalidad de abastecer la demanda del mercado. El auge en la porcicultura ocasionó un aumento sustancial en la generación de residuos. Debido a los grandes volúmenes de residuos que se generan en muchas ocasiones son vertidos sin un control, estas descargas de efluentes tienen un impacto negativo en el ambiente, como resultado de un ineficiente manejo de los residuos, generando una gran cantidad de estiércol y aguas residuales que sobrepasa la capacidad de absorción de los suelos (Bautista *et al.*, 2022; Valdez-Vázquez *et al.*, 2022). Por lo cual, se compromete la calidad del agua, suelo y aire, originando eutrofización, acidificación y modificación de las propiedades del suelo y cambio climático (Bautista *et al.*, 2022). Así mismo, en el sector agrícola el uso desmedido de agroquímicos, fertilizantes inorgánicos, entre otros, ha provocado una mayor demanda y uso de los recursos naturales, esto a su vez ha conllevado una mayor contaminación ambiental (Rodríguez de Souza *et al.*, 2023).

En Yucatán por las características edafológicas de la península se tiene un mayor riesgo de contaminación del manto freático por lo cual es imprescindible tener un control y uso adecuado del manejo y disposición de residuos para limitar y disminuir la contaminación ambiental. Bajo este contexto, es importante encontrar alternativas de producción que disminuyan el impacto ambiental, Entre las estrategias se encuentran el reúso de efluentes en los sistemas de producción convencional, la aplicación de fertilizantes biológicos, vermicompostas, excretas líquidas, entre otros, que contienen una gran cantidad de materia orgánica y minerales que le proporcionan los requerimientos necesarios a las plantas para su crecimiento (Jia *et al.*, 2018; Luna-Fletes *et al.*, 2022). Los residuos generalmente contienen nutrientes y elementos minerales como nitrógeno, fosforo, potasio, calcio, entre otros, que pueden ser utilizados por las plantas durante su crecimiento y desarrollo (Mergen *et al.*, 2019)

Objetivos

Reutilizar un residuo altamente contaminante y evaluar el efecto del agua residual porcícola en el cultivo de chile habanero.

Metodología

Se obtuvo y recolectó agua residual porcícola tratada de una granja con base a su dimensión, localización, funcionalidad de la planta de tratamiento de agua residual (PTAR), cumplimiento de normativas, entre otros. La granja porcícola cuenta con una PTAR con las siguientes características: cárcamo, separador de sólidos, biodigestor anaerobio, lagunas facultativas (con aeración y zonificación). El agua empleada en los tratamientos fue obtenida al final del proceso de la PTAR donde se obtuvo el agua de riego de uso agrícola (ARUA).

Con base al agua residual recolectada se obtuvieron los siguientes tratamientos: T1 = testigo (100% agua); T2 = 20% agua residual + 80% agua; T3 = 60% agua residual + 40% agua y T4 = 100% agua residual.



Se produjeron plántulas de chile habanero en charolas de poliestireno con sustrato germinador. Cuando emergieron se trasladaron a una estructura para su crecimiento, a los 40 días después de la siembra se trasplantaron en bolsas con suelo inerte a partir de ahí las plántulas se irrigaron con los tratamientos previamente descritos. El experimento se estableció en un diseño completamente al azar con cinco repeticiones. Se evaluó variables morfológicas e índices de crecimiento de las plantas. En todas las variables evaluadas se realizó un análisis de varianza (ANOVA, $p \leq 0.05$), donde se encontraron diferencias estadísticas significativas entre tratamientos, se realizó una comparación de medias (Tukey, $\alpha = 0.05$).

Resultados y discusión

En el crecimiento morfológico de las plantas se encontraron diferencias estadísticas significativas, los tratamientos T1 y T2 obtuvieron la mayor altura (19 y 18 cm respectivamente) con respecto al tratamiento T4 que registro la menor altura 13 cm. En el diámetro del tallo la tendencia fue similar la dilución de ARUA al 20% (3.45 mm) fue estadísticamente similar al testigo (3.81 mm) mientras que el tratamiento con 100% de ARUA fue el menor con 2.50 mm (Tabla 1). La dilución de ARUA fue fundamental durante el crecimiento de las plantas esto puede deberse a la cantidad de nutrientes que tiene el residuo y a la disponibilidad de estos elementos al emplearse de manera diluida. Resultados similares fueron obtenidos por Julca-Otiniano *et al.* (2015) en plantas de café irrigadas con fertilizantes orgánicos. Del mismo modo, Preciado-Rangel *et al.* (2014) obtuvieron una mayor altura y peso fresco en plantas de maíz empleando lixiviado de estiércol bovino.

Tabla 1. Variables morfológicas de plantas de chile habanero irrigadas con agua residual porcícola.

Tratamientos	Altura (cm)	Diámetro (mm)
T1: 100% agua	19 ± 0.02 a	3.81 ± 0.05 a
T2: 20 % ARUA + 80 % de agua	18 ± 0.06 a	3.60 ± 0.05 a
T3: 60 % ARUA + 40 % de agua	14 ± 0.12 b	2.89 ± 0.10 b
T4: 100% de ARUA	13 ± 0.15 b	2.50 ± 0.13 b

Los datos son medias ± EE. Literales diferentes en la misma columna indican diferencias estadísticas significativas entre tratamientos (Tukey, $p = 0.05$).

Con respecto al índice de esbeltez los tratamientos T1 y T2 presentaron el mayor índice 4.98 y 5.2 en comparación con los demás tratamientos. En el índice de robustez los tratamientos fueron similares entre sí a excepción del tratamiento con 100% ARUA que obtuvo el menor valor (Figura 1). Estos parámetros son fundamentales para evaluar el crecimiento y desarrollo de las plantas en su etapa productiva. En este sentido, las plantas del testigo (100% agua) y el tratamiento T1 (20% ARUA) tuvieron una mejor adaptación a las condiciones ambientales y nutricionales, reflejado en

una mayor estabilidad y proporción de las plantas, lo que potencializó su crecimiento y desarrollo (Figura 1). El uso de biofertilizantes o lixiviados líquidos orgánicos es una opción viable y alternativa en los sistemas de producción para incrementar el desarrollo de las plantas por su alto contenido nutrimental (N, P, K, entre otros) los cuales contribuyen en la sustitución del uso de fertilizantes químicos en la producción (Preciado-Rangel *et al.*, 2014; Moncayo-Luján *et al.*, 2015). Al respecto Torres-García *et al.* (2019) mencionan que elementos como el N, P, entre otros, participan en diversas actividades metabólicas y fotosintéticas. Como consecuencia, se incrementan atributos morfológicos de las plantas como la altura, el diámetro del tallo, la longitud de raíz, el rendimiento, entre otros.

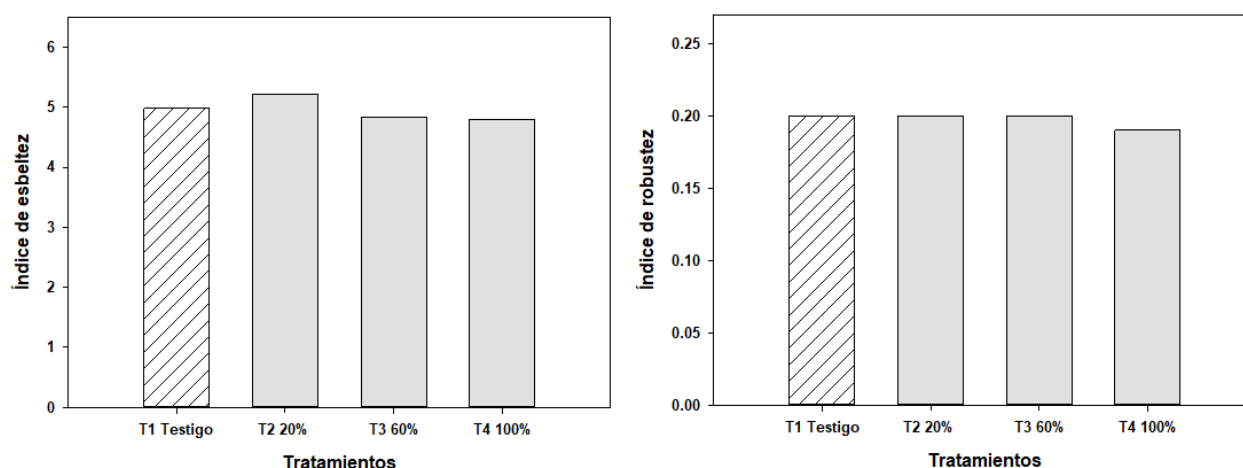


Figura 1. Índices de crecimiento de plantas de chile habanero irrigadas con agua residual porcícola. T1 = testigo (100% agua); T2 = 20% ARUA + 80% agua; T3 = 60% ARUA + 40% agua y T4 = 100% ARUA.

Conclusiones

El ARUA al 100% disminuyó el crecimiento y desarrollo de las plantas. Por otro lado, la dilución de ARUA al 20 % incrementa los índices y atributos morfológicos. La dilución de ARUA es una fuente nutricional alterna en los sistemas de producción agrícola. El ARUA diluida permite una mejor adaptabilidad ambiental y nutricional de las plantas de forma similar a las producidas de manera convencional. Por lo tanto, la dilución de ARUA es una alternativa viable en el crecimiento de plantas de chile habanero.

Agradecimientos

Al SECIHTI por la beca otorgada y a la Facultad de Ingeniería de la UADY.

Referencias

- Bautista, F., Aguilar, Y., Gijón-Yescas, N. (2022). Las granjas porcinas en zonas de karst: ¿Cómo pasamos de la contaminación a la sustentabilidad? *Tropical and Subtropical Agroecosystems* 25 (2022): #093.
- Jia, W., Qin, W., Zhang, Q., Wang, X., Ma, Y. and Chen, Q. (2018). Evaluation of crop residues and manure production and their geographical distribution in China. *Journal of Cleaner Production*, 188: 954– 965
- Julca-Otiniano, A., Borjas-Ventura, R., Bello-Amez, S., Ladera-Manyari, Y., & Rebaza-Fernández, D. (2015). El crecimiento del café var. Caturra roja y su relación con la aplicación de abonos orgánicos. *Revista de la Facultad de Ingeniería de la USIL*, 2(2), 75-89.
- Luna-Fletes, J. A., Cruz-Crespo, E., Can-Chulim, A., Chan-Cupul, W., Luna-Esquivel, G., García-Paredes, J. D., & Mancilla-Villa, O. R. (2022). Producción de plántulas de chile habanero con fertilización orgánica y biológica. *Terra Latinoamericana*, 39, e988.
- Mergen Junior, C. A., Loss, A., Dos Santos Junior, E., Dupont Giumbelli, L., De Pinho, D., De Abreu, L., Rogério Lourenzini, C., Comín, J. J., Brunetto, G. (2019). Caracterización física de agregados de suelo sometido a 10 años de aplicación de efluentes porcinos. Artículo de investigación: ciencias del suelo. *Revista de Ciencias Agrícolas*. e-ISSN 2256-2273, vol 36, núm 1. Pp 79-92.
- Moncayo-Luján, M. R., Álvarez R., V. P., González C., G., Salas P., L., & Chávez S., J. A. (2015). Producción orgánica de albahaca en invernadero en Comarca Lagunera. *Terra Latinoamericana*, 33(1), 69-77.
- Preciado-Rangel, P., García-Hernández, J. L., Segura-Castruita, M. Á., Salas-Pérez, L., Ayala-Garay, A. V., Esparza-Rivera, J. R., & Troyo-Diéguez, E. (2014). Efecto del lixiviado de vermicomposta en la producción hidropónica de maíz forrajero. *Terra Latinoamericana*, 32(4), 333-338
- Rodrigues de Souza, J. A., Astoni-Moreira, D., Lemes-Silva, E., Rodio, E., Veloso-Rezende, D. C., Silva-Pereira, E., Novaes-Thomazini, S. C., Donizete-Ferreira, N. (2023). Alteration of physical attributes and production in fertigated soil with swine effluent. *Revista de Gestão Social e Ambiental*. Miami. v.17.n.2, pp.1-15.
- Torres-García, A., Héctor-Ardisana, E. F., Fosado-Téllez, O., Cué-García, J. L., Mero-Muñoz, J. A., León-Aguilar, R., & Peñarrieta-Bravo, S. (2019). Respuesta del pimiento (*Capsicum annum* L.) ante aplicaciones foliares de diferentes dosis y fuentes de lixiviados de vermicompost. *Bioagro*, 31(3), 213-220.
- Valdez-Vázquez, M., Bobadilla-Vidrio, Y. G., García-Reyes, R. B., Martínez-Rodríguez. C. M., Alvarez-Valencia, L. H. (2022). Influencia de la separación de agua residual porcina en fracciones sólida y líquida, en la producción de metano con lodo anaerobio granular y disperso. *Biocencia*, vol. 24, núm. 1, pp. 107-115, 2022.

Aislamiento y caracterización química de la lignina de rastrojo de maíz

Jorge Reyes-Rivera ^a Anahí Arreaga Cancino ^b y Belkis Sulbarán Rangel ^{a*}

^a *Departamento de Estudios del Agua y la Energía. Centro Universitario de Tonalá. Universidad de Guadalajara*

^b *Instituto de Investigación e Innovación en Energías Renovables, Universidad de Ciencias y Artes de Chiapas.*

* *Belkis Sulbarán Rangel: belkis.sulbaran@academicos.udg.mx*

Resumen

Los residuos lignocelulósicos son un recurso estratégico por su abundancia y bajo costo, especialmente en países agrícolas. En este trabajo se aisló y caracterizó la lignina organosolv del rastrojo de maíz. Se aplicaron técnicas de espectrometría FTIR, difracción de rayos X y análisis termogravimétrico para evaluar su estructura y estabilidad térmica. Los resultados de XRD evidenciaron un predominio de regiones amorfas. El análisis TGA mostró una pérdida principal de peso entre 200–400 °C, asociada a la ruptura de enlaces éter y degradación de grupos fenólicos, seguida de mayor estabilidad a temperaturas superiores, lo cual sugiere una lignina más condensada que la de otras gramíneas. Los espectros FTIR confirmaron señales características de unidades guayacilo, siringilo y *p*-hidroxifenilo, además de grupos alifáticos terminales. Estas propiedades revelan aplicaciones diferenciadas: ligninas con mayor contenido fenólico pueden emplearse como antioxidantes, mientras que las más aromáticas y estables térmicamente son aptas para biocarbón y polímeros. La caracterización confirma la relevancia de la lignina de rastrojo de maíz como recurso clave para bioenergía y materiales avanzados en el marco de la economía circular.

Abstract

Lignocellulosic residues are a strategic resource due to their abundance and low cost, particularly in agricultural countries. In this study, lignin from corn stubble was isolated and characterized using an organosolv process. FTIR spectroscopy, X-ray diffraction, and thermogravimetric analysis were applied to assess its structure and thermal stability. XRD revealed predominantly amorphous regions. TGA analysis showed a major weight loss between 200–400 °C, related to ether bond cleavage and phenolic group degradation, followed by enhanced stability at higher temperatures, suggesting a more condensed lignin compared to other grasses. FTIR confirmed characteristic signals of guaiacyl, syringyl, and *p*-hydroxyphenyl units, as well as terminal aliphatic groups. These findings highlight potential applications: lignins with higher phenolic content may serve as antioxidants, while those with stronger aromatic signals and thermal stability are suitable for biochar and polymer development. Overall, the structural and thermal characterization emphasizes corn stubble lignin as a valuable feedstock for bioenergy and advanced materials within the framework of the circular economy.

Palabras clave: Lignina organosolv, Biomasa lignocelulósica, Aislamiento, Caracterización química, Economía circular

Introducción

Los residuos lignocelulósicos son un recurso estratégico debido a su abundancia, bajo costo y capacidad de regeneración. Están constituidos principalmente por celulosa, hemicelulosa y lignina,

componentes que le confieren rigidez estructural pero que también imponen desafíos técnicos para su aprovechamiento sustentable. Los residuos lignocelulósicos pueden tener distintas aplicaciones: como refuerzo en biopolímeros, biomateriales médicos (andamios, liberación controlada de fármacos), empaques biodegradables y biopelículas [1, 2], en el ámbito de la sustitución de combustibles fósiles y en la obtención de productos aromáticos con valor agregado. A diferencia de las fuentes fósiles concentradas en regiones geopolíticamente limitadas, la biomasa lignocelulósica se distribuye de manera más equitativa y responde a ciclos agrícolas anuales. Esto implica que, en países agrícolas, la valorización de residuos lignocelulósicos tiene beneficios ambientales, genera oportunidades de empleo local, mejora los ingresos de comunidades rurales y contribuye a la sustentabilidad ambiental. La caracterización química de estos residuos constituye un paso fundamental en la determinación de sus aplicaciones. A través de análisis composicionales es posible determinar la proporción relativa de sus componentes [3, 4]. Esta información permite diseñar estrategias de conversión más eficientes y seleccionar tecnologías de pretratamiento adecuadas. En cualquier caso, la selección del proceso de conversión óptimo depende de factores tales como la naturaleza del residuo, su composición estructural y la aplicación química final. Por lo anterior, en este trabajo se aisló y se caracterizó químicamente la lignina proveniente del rastrojo de maíz, uno de los residuos lignocelulósicos agroindustriales más abundantes en el país.

Objetivo

Aislar la lignina del rastrojo de maíz y analizar su composición química y ofrecer una aplicación potencial en el ámbito de la economía circular de México.

Metodología

Materia prima

Los residuos lignocelulósicos utilizados correspondieron al rastrojo de Maíz. Estos materiales fueron seleccionados por su abundancia y disponibilidad local. El material fue secado, molido y tamizado; se usó la fracción retenida entre las mallas 40 y 60. Todo el material fue extraído con solventes orgánicos en un equipo Soxhlet (mezcla tolueno/etanol 2:1) y secado a 80 °C durante 24 h [5].

Tratamiento organosolv

El aislamiento de las fracciones lignocelulósicas se efectuó mediante digestión organosolv bajo condiciones controladas de temperatura y presión. 400 g de material seco se colocaron en un reactor de acero inoxidable de 5 L, con una solución de etanol/agua (1:1, v/v) y ácido acético glacial (0.3% v/v). El sistema se calentó a 175 °C durante 2.5 h, manteniendo agitación constante [2]. Tras el enfriamiento, las fibras fueron filtradas y lavadas con agua destilada.

Caracterización química

Con el fin de evaluar la eficacia de los tratamientos de aislamiento y determinar la pureza de las fracciones obtenidas y sus aplicaciones potenciales, se emplearon diversas técnicas instrumentales de caracterización estructural y térmica.

Espectroscopía infrarroja con transformada de Fourier (FTIR)

Los espectros infrarrojos se obtuvieron mediante en el intervalo de $4000\text{--}600\text{ cm}^{-1}$, promediando 64 barridos por muestra.

Análisis termogravimétrico (TGA)

El comportamiento térmico se estudió en un analizador TGA-DTG 50 (Shimadzu), bajo atmósfera de nitrógeno (20 mL/min). Las muestras (10 mg) fueron calentadas de 25 a 700 °C a una tasa de 10 °C/min.

Difracción de rayos X (DRX)

La cristalinidad de las muestras se evaluó en un difractómetro Siemens D5000 con radiación $\text{Cu K}\alpha$ ($\lambda = 1.54\text{ \AA}$). Los difractogramas se registraron en un rango de 2θ de 5–90°.

Resultados y discusión

El aislamiento y la caracterización la lignina en los residuos lignocelulósicos reveló patrones estructurales y térmicos que son consistentes con otros residuos de monocotiledóneas como el *Agave tequilana* y fibras de especies relacionadas [6, 2].

Análisis estructural por DRX

Los difractogramas (Fig. 1) muestran, en general, un comportamiento análogo al descrito en ligninas aisladas de otras monocotiledóneas, como el bagazo de agave o fibras de sisal, en las que predominan regiones amorfas con picos de difracción de baja intensidad asociados a una escasa cristalinidad [5]. Este resultado era esperado, dado que la lignina, a diferencia de la celulosa, carece de un orden cristalino bien definido debido a su naturaleza heterogénea y altamente ramificada [7]. La muestra de Maíz exhibió un pico singular alrededor de 72° que sugiere la presencia de una fase minoritaria con organización más definida, posiblemente atribuible a residuos inorgánicos o a un subproducto de la extracción organosolv que no fue completamente removido. Investigaciones previas en ligninas organosolv de trigo y otras gramíneas han reportado picos residuales en altos ángulos, que se asocian a trazas de compuestos minerales arrastrados durante el proceso de aislamiento [8]. La aparición de este pico exclusivo de la muestra de Maíz podría, por tanto, vincularse a condiciones específicas de la extracción, tales como variaciones en el pH o en la concentración del solvente. Los resultados de XRD muestran que, aunque las muestras comparten un patrón estructural semejante al de otras monocotiledóneas, existen diferencias finas que reflejan tanto las condiciones de aislamiento como la composición intrínseca de las ligninas. La presencia

del pico en 72° en la muestra de Maíz representa evidencias de la variabilidad estructural que debe considerarse al seleccionar estas ligninas para aplicaciones específicas en materiales avanzados o bioenergía.

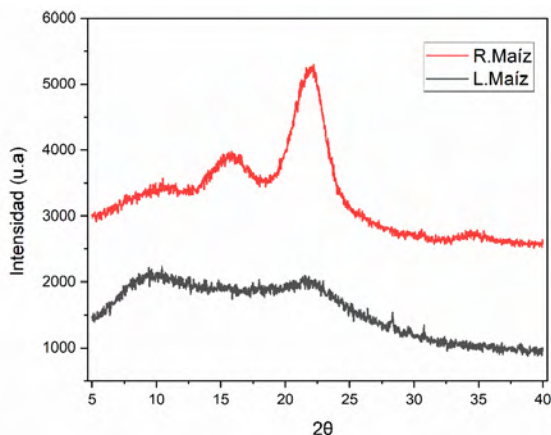


Figura 1. Difractograma de la lignina del rastrojo de maíz.

Análisis termogravimétrico (TGA)

El análisis de estabilidad térmica mediante TGA (Fig. 2) para las muestras de lignina mostró tendencias comunes y diferencias específicas que complementan lo observado en XRD. Las muestras presentaron una pérdida de peso significativa en el intervalo de 200°C a 400°C , atribuible a la descomposición de componentes estructurales como enlaces éter y a la degradación de unidades fenólicas menos estables [2]. Esta etapa de descomposición primaria es consistente con lo descrito en la literatura para ligninas de diferentes orígenes, en las que la mayor liberación de volátiles ocurre en dicho rango. Sin embargo, la lignina de maíz exhibe una pérdida de peso relativamente menor a partir de los 400°C hasta los 700°C , lo que indica una mayor estabilidad térmica en esa franja de temperaturas. Este comportamiento sugiere que las muestras contienen una fracción más condensada de lignina, con un alto grado de enlaces carbono-carbono que confieren mayor resistencia a la descomposición térmica [8].

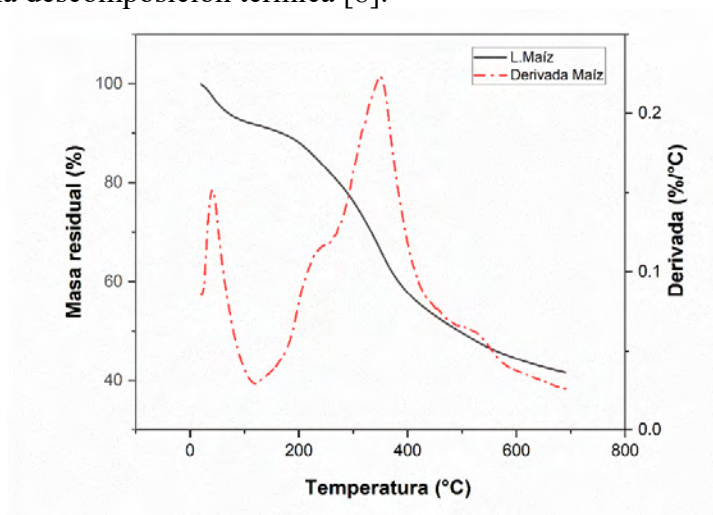


Figura 2. Análisis TGA de la lignina de maíz.

En términos comparativos, este patrón contrasta con el descrito en ligninas de bagazo de agave tratadas con procesos menos selectivos, donde la heterogeneidad química promueve una degradación continua más que un perfil de estabilidad definido [2]. Un aspecto relevante es que la mayor pérdida de peso en las muestras se concentra en la etapa intermedia (200–400 °C), lo cual coincide con los valores reportados para ligninas industriales utilizadas en estudios de pirólisis y gasificación. Esta característica tiene implicaciones importantes para su valorización, ya que las fracciones volátiles liberadas en ese intervalo son útiles en la generación de bioenergía y compuestos aromáticos de alto valor agregado [1].

Análisis por espectroscopia FTIR

El análisis de las muestras de lignina mediante FTIR (Fig. 3) confirma su pertenencia a biopolímeros derivados de monocotiledóneas, con un patrón espectral similar al reportado para ligninas extraídas de *Agave tequilana*, bagazo de caña y otros residuos lignocelulósicos de gramíneas [2, 6]. En la región de 2930 cm^{-1} se observan vibraciones asimétricas correspondientes a los grupos $-\text{CH}_2$ de las unidades guayacilo y siringilo [9]; la intensidad de esta señal indica que la composición relativa de cadenas alifáticas no presenta diferencias significativas, como en otras ligninas aisladas por procesos organosolv [8]. Se observan picos notables en la zona aromática: el pico en 1510 cm^{-1} , asignado a las vibraciones de estiramiento $\text{C}=\text{C}$ en anillos aromáticos guayacilo y siringilo. Además, la banda cercana a 1320 cm^{-1} , característica de las unidades siringilo [9]. La señal en 1270 cm^{-1} se percibe como un hombro y es atribuida al estiramiento $\text{C}-\text{O}$ en grupos metoxilo aromáticos de las unidades guayacilo. Por otra parte, la presencia de un pico conspicuo a 1030 cm^{-1} , correspondiente a la deformación de $\text{C}-\text{O}$ en alcoholes primarios, indica que la lignina conserva un número apreciable de grupos alifáticos terminales. Esto es relevante en el contexto de la modificación química, ya que estos grupos constituyen sitios reactivos para reacciones de esterificación o acoplamiento con nanopartículas [1].

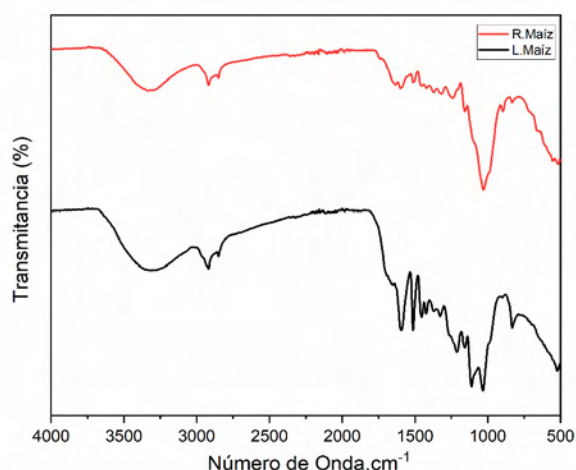


Figura 3. Espectro FTIR para la lignina del rastrojo de maíz.

Asimismo, el pico conspicuo cercano a 820 cm^{-1} es asignado a las vibraciones de deformación fuera del plano de los enlaces $\text{C}-\text{H}$ en anillos aromáticos de las unidades *p*-hidroxifenilo (H); en ligninas de monocotiledóneas, las unidades H suelen encontrarse en menor proporción que las G y

S, pero cumplen un papel estructural importante, al conferir sitios reactivos adicionales y contribuir a la heterogeneidad química del polímero [7]. Con base en los resultados de FTIR, se interpreta una proporción de unidades G ligeramente mayor que las unidades S, lo que confiere a la lignina un carácter más condensado y menos susceptible a la hidrólisis enzimática [10], así como mayor estabilidad térmica y resistencia a la degradación.

Conclusiones

Los análisis estructurales y térmicos confirman que la lignina estudiada comparte características generales con otras ligninas de monocotiledóneas, como *Agave tequilana*, aunque presenta diferencias específicas derivadas del método de aislamiento y su composición química intrínseca. Las técnicas empleadas, particularmente XRD y TGA, resultan complementarias para comprender la complejidad de este biopolímero y son esenciales en su valorización dentro de la economía circular. Los espectros FTIR evidencian variaciones en la intensidad relativa de ciertas bandas, reflejando diferencias composicionales y estructurales vinculadas al origen botánico y al pretratamiento organosolv.

Referencias

1. Espino, E., et al. (2014). Isolation and characterization of cellulose nanocrystals from industrial by-products of *Agave tequilana* and barley. *Industrial Crops and Products*, 62, 552–559. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2014.09.017>
2. Hernández, J., et al. (2018). *Agave tequilana* bagasse as source of cellulose nanocrystals via organosolv treatment. *BioResources*, 13(2), 3603–3614.
3. Kumar, A. K., & Sharma, S. (2017). Recent updates on different methods of pretreatment of lignocellulosic feedstocks: a review. *Bioresources and bioprocessing*, 4(1), 7.
4. Council, G. W. E. (2021). GWEC| global wind report 2021. Brussels, Belgium, 80.
5. Moran, J. I., et al. (2008). Extraction of cellulose and preparation of nanocellulose from sisal fibers. *Cellulose*, 15(2), 149–159. <https://doi.org/10.1007/s10570-007-9145-9>
6. Íñiguez-Covarrubias, G., et al. (2001). Utilization of by-products from the tequila industry. *Biomass and Bioenergy*, 21(6), 515–522. [https://doi.org/10.1016/S0961-9534\(01\)00052-1](https://doi.org/10.1016/S0961-9534(01)00052-1)
7. Hon, D. N. S. (1996). Chemical modification of lignocellulosic materials. Marcel Dekker.
8. Robles, E., et al. (2015). Isolation and characterization of organosolv lignin from wheat straw: Influence of the precipitation method on molecular properties. *International Journal of Biological Macromolecules*, 72, 134–140. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2014.07.054>
9. Reyes-Rivera, J., & Terrazas, T. (2023). Lignin Analysis by HPLC and FTIR: Spectra Deconvolution and S/G Ratio Determination. In *Xylem: Methods and Protocols* (pp. 149–169). New York, NY: Springer US.
10. Lin, N., & Dufresne, A. (2014a). Nanocellulose in biomedicine: Current status and future prospect. *European Polymer Journal*, 59, 302–325. <https://doi.org/10.1016/j.eurpolymj.2014.07.025>

ANÁLISIS COMPARATIVO DE LA BIODEGRADACIÓN AMBIENTAL DE BIOPLÁSTICOS DERIVADOS DE ALMIDÓN DE PAPA Y MAÍZ

Camila Alejandra Vega-Sánchez^a, María del Pilar López-Alaniz^a, Gabriela Montserrat Guerra-Aguilar^a, María Guadalupe Paredes-Figueroa^a, Santiago Rodríguez-Valderrama^{a,*}

^a Escuela de Ingeniería y Tecnologías, Universidad de Monterrey, San Pedro Garza García C.P. 66238.

*Doctor en Ciencias con Orientación en Procesos Sustentables, santiago.rodriguezvalderrama@udem.edu

Abstract

The increasing accumulation of plastic waste and its low biodegradability have created a global environmental crisis, prompting the search for sustainable alternatives. One promising solution is the production of bioplastics from renewable organic compounds. This study developed bioplastics synthesized from potato and corn starch to compare their biodegradability and functional performance as substitutes for conventional plastics.

Starch was extracted from potato and corn using a 1:3 substrate-to-water ratio for 24 h. The biopolymers were synthesized with starch (5.4%), glycerin (4.3%), acetic acid (4.3%), and distilled water (86%). The resulting bioplastics were characterized for moisture content, total and volatile solids, ash, water absorption, solubility, and thermal degradation.

Gravimetric analysis showed approximately 97% volatile solids, representing the biodegradable fraction. After 30 days of soil exposure, the potato-based bioplastic lost 36.33% of its mass, while the corn-based one lost 33.63%. Under aqueous conditions, the corn-based bioplastic degraded more (31.63%) than the potato-based (-15.43%), which absorbed water without decomposing effectively. Thermal analysis indicated mass losses between 40% and 44%, with the corn-based sample showing higher stability at moderate temperatures.

These findings demonstrate that starch-based bioplastics are viable, eco-friendly alternatives for single-use materials. Their biodegradability and acceptable thermal resistance highlight their potential for circular economy applications, contributing to reducing plastic pollution and advancing sustainable material development.

Keywords: Bio-based polymer, Circular economy applications, Low environmental impact, Sustainable materials.

Resumen

El aumento en la acumulación de residuos plásticos y su baja biodegradabilidad han generado una crisis ambiental global, lo que ha impulsado la búsqueda de alternativas sostenibles. Una solución prometedora es la producción de bioplásticos a partir de compuestos orgánicos renovables. Este estudio desarrolló bioplásticos sintetizados a partir de almidón de papa y maíz con el objetivo de comparar su potencial de biodegradabilidad y desempeño funcional como sustitutos de los plásticos convencionales.

El almidón fue extraído de papa y maíz utilizando una proporción sustrato-agua de 1:3 durante 24 horas. Los biopolímeros se sintetizaron con almidón (5.4%), glicerina (4.3%), ácido acético (4.3%) y agua destilada (86%). Los bioplásticos resultantes se caracterizaron mediante contenido de humedad, sólidos totales y volátiles, cenizas, absorción de agua, solubilidad y degradación térmica.

El análisis gravimétrico mostró aproximadamente un 97% de sólidos volátiles, representando la fracción biodegradable. Después de 30 días de exposición en suelo, el bioplástico a base de papa presentó una pérdida de masa del 36.33%, mientras que el de maíz alcanzó el 33.63%. En condiciones acuosas, el bioplástico de maíz mostró una mayor degradabilidad (31.63%) que el de papa (-15.43%), el cual absorbió agua sin

descomponerse de manera efectiva. El análisis térmico indicó pérdidas de masa entre 40% y 44%, siendo el bioplástico de maíz más estable a temperaturas moderadas.

Estos resultados demuestran que los bioplásticos a base de almidón constituyen una alternativa viable y ecológica para productos de un solo uso, con potencial para aplicaciones en economía circular y la reducción de la contaminación plástica.

Palabras clave: *Aplicaciones en economía circular, Bajo impacto ambiental, Biopolímero, Materiales sostenibles.*

Introducción

Desde mediados del siglo XX, la producción mundial de plásticos ha crecido de manera exponencial, pasando de 2 millones a más de 400 millones de toneladas métricas anuales. Esta dependencia se debe a la versatilidad, bajo costo y durabilidad de los polímeros sintéticos derivados del petróleo. Sin embargo, su éxito ha generado crisis ambiental, ya que la mayor parte de estos residuos terminan en vertederos o directamente en el medio ambiente, donde su naturaleza no biodegradable les permite persistir por periodos de hasta 500 años, acumulándose y generando impactos severos y a largo plazo [1].

La contaminación por plásticos representa una de las mayores amenazas para los ecosistemas terrestres y marinos, poniendo en riesgo la biodiversidad y la salud de los seres vivos. En México, el consumo anual es de aproximadamente 6.7 millones de toneladas, donde el sector de envases y empaques representa el 45.4% de la demanda [2]. A pesar de ser un productor importante, el país enfrenta un déficit comercial significativo, ubicándose como el cuarto mayor importador de plásticos a nivel mundial, lo que subraya una creciente dependencia externa para satisfacer su mercado interno [3].

En este contexto, surge la necesidad de desarrollar alternativas que reduzcan el impacto ambiental de los plásticos convencionales. Los bioplásticos, definidos como materiales plásticos obtenidos total o parcialmente de fuentes biológicas renovables, se presentan como una respuesta a este desafío [4]. Estos materiales no solo provienen de recursos sostenibles, como el almidón, la celulosa o los aceites vegetales, sino que también pueden ser diseñados para ser biodegradables, descomponiéndose mediante la acción de microorganismos y reduciendo así su persistencia en el ambiente.

Entre las diversas materias primas disponibles, el almidón de papa y maíz destaca por su abundancia, bajo costo y alto potencial para formar películas biodegradables [5]. La transformación del almidón extraído permite producir materiales con propiedades mecánicas y térmicas adecuadas para aplicaciones como: empaques, películas y utensilios desechables. Este enfoque ofrece una alternativa viable para sustituir los plásticos de un solo uso, y también promueve una economía circular al valorizar recursos agrícolas renovables.

Objetivos

El presente trabajo tiene como objetivo desarrollar y caracterizar bioplásticos a partir de almidón de papa y maíz como una alternativa sostenible a los plásticos convencionales.

Metodología

La investigación se estructuró en cuatro etapas principales: *i)* la extracción del almidón de las materias primas, *ii)* la síntesis de los bioplásticos, *iii)* la caracterización fisicoquímica de los

materiales obtenidos y iv) la evaluación de su degradabilidad en diferentes condiciones ambientales.

Etapas 1. Extracción del almidón

En la primera etapa, se seleccionaron papas y maíz como fuentes de almidón. Los tubérculos y granos fueron sometidos a un proceso de trituración en húmedo para liberar el almidón. Posteriormente, la suspensión resultante se filtró para separar las fibras y otros componentes sólidos. El almidón se purificó mediante decantación y lavados sucesivos con agua destilada, para finalmente ser secado en un horno a 50°C durante 24 h. Finalmente, el almidón se tamizó para obtener un polvo fino.

Etapas 2. Síntesis de bioplásticos

Para la producción de las películas de bioplástico, se utilizó la siguiente formulación: 8 g de almidón (de papa o maíz), 80 mL de agua destilada, 4 mL de glicerina (99%) como plastificante y 4 mL de ácido acético (3%) como agente modificador. La mezcla se calentó en una plancha a 220°C con agitación constante durante 10 min hasta alcanzar una consistencia gelatinosa y homogénea. Finalmente, la mezcla se vertió sobre una superficie plana de vidrio y se dejó secar a temperatura ambiente por 48 h para formar una lámina uniforme (Fig 1).

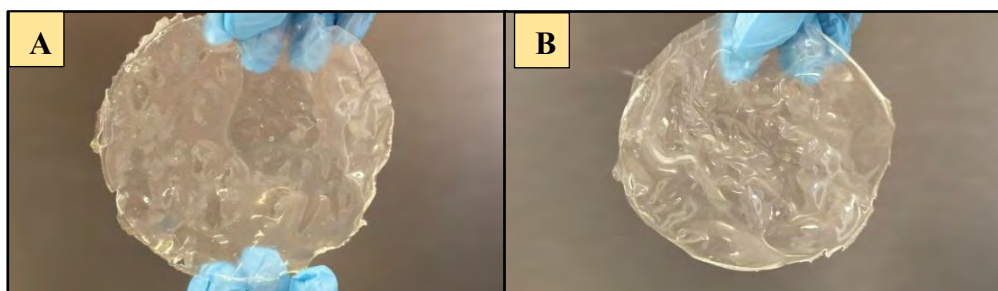


Fig 1. Bioplásticos sintetizados a partir de: A) almidón de papa, B) almidón de maíz.

Etapas 3. Caracterización fisicoquímica

Se determinó el perfil de sólidos de los bioplásticos para evaluar su composición y potencial de biodegradación. Se midieron los porcentajes de humedad (secado a 105°C, 24 h), sólidos totales (por diferencia), sólidos volátiles y cenizas (incineración a 550°C por 1 h). Estos análisis permiten cuantificar la materia orgánica biodegradable y el contenido mineral residual.

Etapas 4. Evaluación de degradabilidad

Se realizaron pruebas para evaluar la degradación de los bioplásticos en tres ambientes distintos:

- Suelo: Muestras de 2 cm² se enterraron a 3 cm de profundidad en suelo dentro de condiciones de laboratorio, y se midió la pérdida de masa a los 15 y 30 días.
- Agua: Las muestras se sumergieron en agua destilada con agitación constante (180 rpm) durante 6 h, determinando la materia soluble. Adicionalmente, se realizó una prueba de

absorción de agua, sumergiendo las muestras y midiendo el cambio de peso periódicamente durante 30 días.

- c) Térmica: La estabilidad térmica se evaluó sometiendo las muestras a incrementos de temperatura desde 35°C hasta 145°C en un horno, registrando la pérdida de masa en cada intervalo.

Resultados y discusión

Etapa 1. Rendimiento de Almidón

La eficiencia del proceso de extracción varió según la materia prima. Se obtuvo un rendimiento de almidón del 11.57% para el maíz, mientras que para la papa fue del 3.52%. Estos resultados confirman que el maíz es una fuente significativamente más eficiente para la obtención de almidón en las condiciones de laboratorio empleadas.

Etapa 2 y 3. Producción y Perfil Fisicoquímico

Las películas de bioplástico obtenidas a partir de ambas fuentes fueron flexibles y manejables. El análisis fisicoquímico (Tabla 1) reveló que ambos bioplásticos tienen un alto contenido de materia orgánica, con un porcentaje de sólidos volátiles cercano al 98%. Esto indica que son casi completamente biodegradables y no dejarán residuos minerales significativos en el ecosistema.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos determinados en el bioplástico

Parámetros	Papa	Maíz
Humedad (g_{H_2O}/g_{bh})	0.3489 ± 0.0237	0.3815 ± 0.0291
Sólidos Totales (g_{ST}/g_{bh})	0.6511 ± 0.0238	0.6149 ± 0.0291
Sólidos Volátiles (g_{SV}/g_{ST})	0.9787 ± 0.0094	0.9765 ± 0.0122
Cenizas (g_C/g_{ST})	0.0213 ± 0.0094	0.0234 ± 0.0122

Nota: bh, base húmeda; ST, sólidos totales; SV, sólidos volátiles; C, cenizas.

Etapa 4. Evaluación de degradabilidad

En la prueba de degradación en suelo, ambos materiales mostraron una descomposición efectiva. Después de 30 días, el bioplástico de papa perdió un 36.33% de su masa, mientras que el de maíz perdió un 33.63%, confirmando su biodegradabilidad en entornos terrestres (Figura 2A).

En agua, los comportamientos fueron notablemente diferentes. El bioplástico de maíz demostró ser soluble, con una pérdida de masa del 31.63%. En contraste, el de papa no se disolvió, sino que absorbió agua e incrementó su masa aparente (-15.43%), lo que sugiere una alta hidrofiliidad pero baja solubilidad. La evaluación térmica (Figura 2B) mostró que ambos materiales son sensibles al calor. La degradación significativa comenzó a partir de los 80°C para ambos, aunque el bioplástico de papa mostró una pérdida de masa más abrupta a temperaturas más bajas (45°C). El bioplástico de maíz presentó una estabilidad térmica ligeramente superior en el rango de temperaturas medias. Finalmente, en la prueba de absorción de agua, el bioplástico de papa retuvo una gran cantidad de humedad de manera constante (hasta un 41.72%), mientras que el de maíz mostró una absorción

inicial moderada que disminuyó drásticamente con el tiempo (hasta 7.36%), sugiriendo una desintegración estructural a largo plazo.

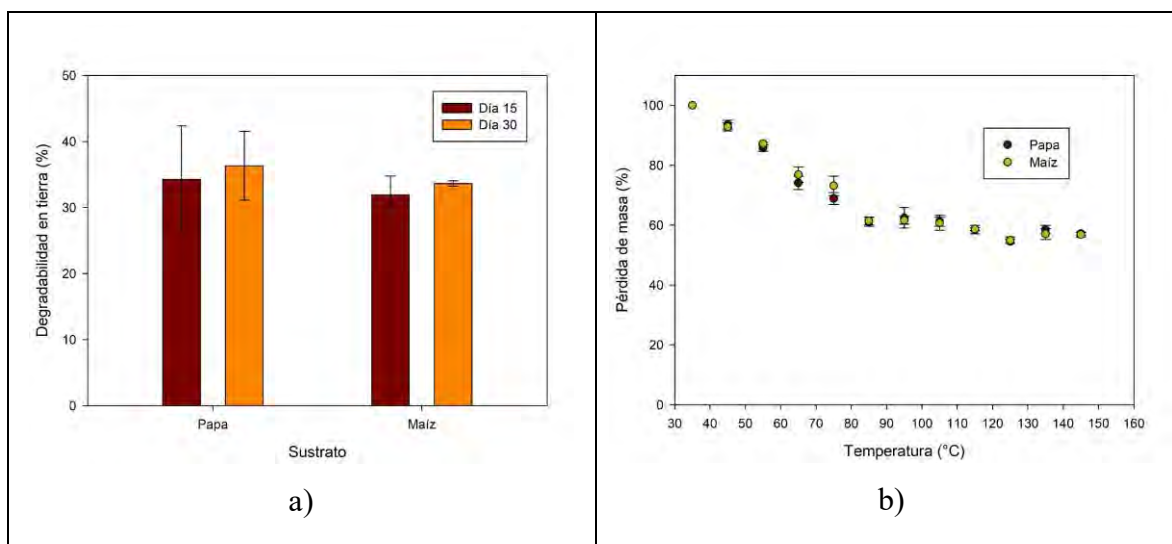


Fig 2. (A) degradabilidad de los bioplásticos en tierra; (B) pérdida de masa de los bioplásticos a temperatura controlada

Conclusiones

La producción de bioplásticos a partir de almidón de papa y maíz es una alternativa viable y sostenible a los plásticos convencionales, generando materiales con más de un 97% de materia orgánica biodegradable. Aunque ambos bioplásticos son aptos para la biodegradación en suelo, sus propiedades difieren en ambientes acuosos y térmicos: el bioplástico de papa es altamente absorbente pero poco soluble, mientras que el de maíz se disuelve en agua y presenta una estabilidad térmica ligeramente mayor. Estas características los posicionan como excelentes candidatos para aplicaciones de un solo uso, como envases y embalajes, donde su bajo impacto ambiental y su origen renovable contribuyen a la transición hacia una economía circular y a la reducción de la contaminación plástica.

Agradecimientos

Se extiende un especial agradecimiento a la Dra. Guadalupe Paredes por sus acertadas observaciones y asesoría en la redacción y análisis metodológico de este trabajo. Finalmente, se agradece a la Escuela de Ingeniería y Tecnologías de la Universidad de Monterrey por las facilidades y el apoyo logístico brindados, los cuales fueron indispensables para la conclusión de esta investigación.

Referencias

- [1] Chaudhary, M., & Garg, A. P. (2024). Global impact of plastic pollution and its management for sustainable development. En *Quality of Life and Climate Change: Impacts, Sustainable Adaptation, and Social-Ecological Resilience*.



- [2] ANIPAC. (2023). Informe sobre el acuerdo nacional plásticos. Asociación Nacional de Industriales del Plástico. <https://anipac.org.mx/wp-content/uploads/2023/12/3er-informe-Acuerdo-Nacional-plasticos.pdf>
- [3] Mexico Industry. (2022, junio 6). México, cuarto importador de plástico a nivel global. Mexico Industry. <https://mexicoindustry.com/noticia/-mexico-cuarto-importador-de-plastico-a-nivel-global>
- [4] Chaisu, K. (2016). Bioplastic industry from agricultural waste in Thailand. Journal of Advanced Agricultural Technologies, 3(4), 310-313.
- [5] Holguín Cardona, J. S. (2019). Obtención de un bioplástico a partir de almidón de papa [Proyecto de grado, Fundación Universidad de América]. Repositorio Institucional Fundación Universidad de América. <https://repository.uamerica.edu.co/handle/20.500.11839/7388>

CRECIMIENTO DE *Klebsiella pneumoniae* BAJO DIFERENTES CONCENTRACIONES DE MERCURIO

Karen Yesenia Rojas Carrillo^a, Diola Marina Núñez Ramírez^b, Melissa Bocanegra Salazar^a, Manuel Armando Salazar Borunda^c, Rocío Margarita Morales Victoria^a y María Angélica Martell Nevárez^{a*}

^a Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales, Universidad Juárez del Estado de Durango, Durango, C.P. 34120, México

^b Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Juárez del Estado de Durango, Durango, C.P. 34120, México

^c Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad Juárez del Estado de Durango, Carretera Durango-Mezquital km 11.5, México

*D.C. en I.B.Q., amartell@ujed.mx

Abstract

Mercury is a highly toxic heavy metal that occurs naturally in the environment, where it causes serious problems such as soil, water, and air pollution depending on its state. It has been reported that microorganisms are capable of modifying the concentration of heavy metals in the environment, as they have enzymatic and non-enzymatic mechanisms to remove metals in solution. Based on this, there is a need to evaluate the growth of *K. pneumoniae* under different concentrations of Hg. The bacterial growth curve was determined in nutrient broth, then its minimum inhibitory concentration was determined in solid medium using different concentrations of mercury, and finally, the growth kinetics in liquid medium with the highest concentrations of mercury were evaluated. Growth was measured by spectrophotometry in a Neubauer chamber and plate count. Samples were taken every 2 hours during the first 12 hours, and every 6 hours thereafter. The bacteria were found to have a logarithmic phase from 2 to 14 hours, but growth remained constant until 24 hours. On the other hand, *K. pneumoniae* presented an MIC up to a concentration of 200 mg/L. For this reason, in the next stage, concentrations of 50, 100, and 150 mg/L were evaluated, finding that the presence of HgCl₂ at these concentrations in liquid medium inhibits the growth of the microorganism.

Resumen

El mercurio es un metal pesado altamente tóxico que se encuentra de forma natural en el medio ambiente, en él, provoca serios problemas como contaminación de suelo, agua y aire según su estado. Se ha reportado que los microorganismos son capaces de modificar la concentración de metales pesados en el ambiente, pues estos cuentan con mecanismos enzimáticos y no enzimáticos para remover metales en solución. A partir de eso, nace la necesidad de evaluar el crecimiento de *K. pneumoniae* bajo diferentes concentraciones de Hg. Se determinó la curva de crecimiento bacteriano en caldo nutritivo, posteriormente, se determinó su Concentración Mínima Inhibitoria en medio sólido empleando diferentes concentraciones de mercurio y, finalmente, se evaluó la cinética de crecimiento en medio líquido con las concentraciones más elevadas de mercurio. El crecimiento se midió por espectrofotometría, en cámara de Neubauer y cuenta en placa, se tomó muestra cada 2 h durante las primeras 12 h, a partir de este tiempo la muestra se tomó cada 6 h. Se encontró que la bacteria presenta una fase logarítmica de las 2 a las 14 horas, sin embargo, el crecimiento permanece constante hasta las 24 h. Por otra parte, *K. pneumoniae* presentó una CMI hasta una concentración de 200 mg/L, por este motivo, en la siguiente etapa se evaluaron las concentraciones de 50,

100 y 150 mg/L, encontrando que la presencia de HgCl_2 a estas concentraciones en medio líquido inhibe el crecimiento del microorganismo.

Palabras clave: Mercurio, Remoción, *Klebsiella pneumoniae*, Crecimiento microbiano.

Introducción

El mercurio es uno de los contaminantes de gran importancia a nivel mundial, dado a que provoca grandes daños en la salud y daños irreversibles en el medio ambiente, como contaminación de aire, suelo y agua, que logra filtrarse en los ecosistemas y así a los organismos vivos, conociéndose como bioacumulación. El aumento de las concentraciones del mercurio incita a que se busquen nuevas alternativas de solución para su reducción. Una de las alternativas fue el empleo de biomasa como material adsorbente que de forma pasiva y sin procesos metabólicos. "El mercurio ocurre naturalmente en el ambiente y existe en varias formas. Estas formas se pueden clasificar en tres tipos: mercurio metálico (llamado también mercurio elemental), mercurio inorgánico y mercurio orgánico" así lo señala la Agencia para Sustancias Tóxicas y Registro de Enfermedades [1] Este elemento es de gran importancia a nivel global por el volumen de producción en varios insumos y elementos que lo contienen. La mayor preocupación es por los accidentes graves que se han este elemento y por su participación en todos los procesos industriales como la extractiva, manufacturera, agrícola, servicios, alimentaria, bienes de consumo, artística y sanitaria. Este interés ha sido recogido por la Agencia de Protección Ambiental [2], Programa para las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) y algunos países de la unión europea que desde hace vario tiempo planean estrategias para la prohibición de Hg.

Objetivos

Evaluar la cinética de crecimiento de *K. pneumoniae* en medio sintético con diferentes concentraciones de mercurio.

Metodología

Activación de la cepa y tinción de Gram

Se utilizó una cepa pura liofilizada de *K. pneumoniae* conservada a -70°C . Esta se inoculó en 100 ml de caldo nutritivo estéril, se incubó a 37°C y 120 rpm por 24 horas. Tras observar crecimiento (turbidez), se sembró en agar sangre (método de extensión en superficie). Luego, se realizó una resiembra en agar sangre con técnica de estría cruzada. Se repitió el proceso hasta obtener colonias aisladas. Las placas con colonias aisladas se conservaron a 4°C , realizando resiembras periódicas.

Posteriormente, se llevó a cabo la tinción de Gram para confirmar la pureza del cultivo y verificar las características morfológicas de la cepa. Se preparó un frotis con una colonia aislada, extendida sobre un portaobjetos con una gota de agua destilada, se fijó la muestra al calor y se dejó enfriar. Se aplicaron los reactivos de la tinción de Gram: cristal violeta, lugol, alcohol-acetona (decolorante) y safranina. Entre cada paso se enjuagó con agua destilada. Finalmente, se dejó secar el portaobjetos en posición inclinada y se observó al microscopio.

Cinética de crecimiento de *K. pneumoniae*

Se estudió la cinética de crecimiento de *K. pneumoniae* en medio líquido mediante espectrofotometría, realizando los ensayos por triplicado. Primeramente, se preparó un cultivo de 24 h en agar nutritivo usando el método de estría cruzada. A partir de una colonia, se preparó un preinóculo en 100 ml de caldo nutritivo, incubado por 12 h a 37 °C y 120 rpm. Luego, se transfirieron 10 ml del preinóculo a 90 ml de caldo fresco (10% v/v) en un nuevo matraz de 200 ml. Este inóculo se incubó bajo las mismas condiciones durante 24 h, repitiendo el procedimiento en los otros dos matraces. Por otra parte, se prepararon dos matraces con caldo nutritivo sin inocular, uno llevado a incubación (testigo) y el otro refrigerado a 4 °C. El muestreo se realizó cada 2 horas durante las primeras 12 h, y uno final a las 24 h. Para cada muestreo primero se homogenizó el cultivo, enseguida se extrajeron 2 ml, colocados en celdillas de cuarzo y midiendo la absorbancia a 490 nm en espectrofotómetro UV-VIS.

Determinación de la Concentración Mínima Inhibitoria

Se utilizó el método de Kirby-Bauer para determinar la CMI de *K. pneumoniae* frente al cloruro de mercurio. Se sembraron cultivos de 24 h en agar nutritivo mediante siembra masiva y se aplicaron discos (5 mm) impregnados con diferentes concentraciones de HgCl₂ (12, 16, 18, 20, 100, 150, 200 y 200 mg/L, las concentraciones se fueron probando gradualmente). Las placas se incubaron a 37 °C durante 24 horas para observar posibles halos de inhibición del crecimiento bacteriano.

Cinética de crecimiento de *K. pneumoniae* bajo diferentes concentraciones de Hg

Se estudió el efecto de distintas concentraciones de HgCl₂ en el crecimiento de *K. pneumoniae* utilizando tres métodos: espectrofotometría, cámara de Neubauer y cuenta en placa. El experimento se realizó por triplicado, replicando el procedimiento de la cinética de crecimiento. Las concentraciones de HgCl₂ empleadas en los ensayos fueron 0, 50, 100, 150, 200 y 250 ppm.

Resultados y discusión

Activación de la cepa

La tinción de Gram confirmó que se trata de bacilos Gram negativos con cápsula, sin señales de contaminación.

Crecimiento de *K. pneumoniae* en medio líquido

A diferencia de lo reportado por Mendoza *et al* [3] donde el crecimiento de *Klebsiella* se observó entre 36 y 48 horas, en este estudio la bacteria alcanzó su crecimiento completo en solo 24 horas, coincidiendo con los hallazgos de Franco *et al.* [4] y Schmidt y Chacón [5]. La cinética mostró que *K. pneumoniae* inició su crecimiento inmediatamente tras la inoculación, sin fase de latencia, ya que el inóculo provenía de una fase logarítmica. La fase exponencial duró hasta las 14 horas, seguida de una fase estacionaria con crecimiento más lento (Fig 1).

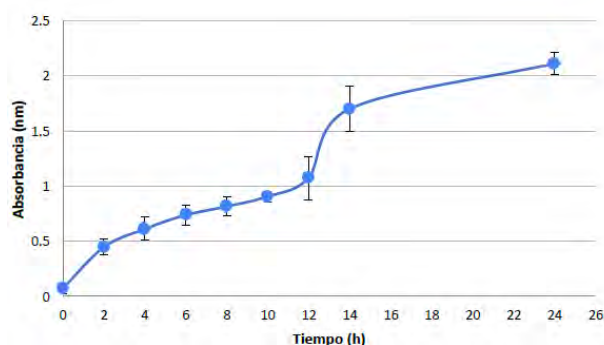


Fig. 1. Cinética de crecimiento de *K. pneumoniae*

Concentración Mínima Inhibitoria de mercurio en *K. pneumoniae* por método de Kirby-Bauer

Se analizaron por triplicado concentraciones a partir de los 12 mg/L, dado que se observó que la bacteria toleraba esta concentración se procedió a ir incrementándola a 16, 18, 20, 100, 150, 200 y 250 mg/L. Siendo esta última, la concentración en la cual se observó claramente un halo de inhibición alrededor de todos los sensibilizadores, teniendo un diámetro aproximado de 2 mm (Fig. 2). Estos resultados son similares a los informados por otros investigadores como Santana *et al.* [6] que demostró que las cepas de *Staphylococcus*, *Pseudomonas*, *Enterobacter* y *Bacillus* son capaces de resistir a metales como plomo, cromo y cadmio a una concentración de 100 µg mL, sin embargo, diferentes de los resultados obtenidos por Pushkar *et al.* [7] encontraron que bacterias del género *Klebsiella* son capaces de tolerar concentraciones de hasta 700 ppm en caldo nutritivo incubado a 37°C, 150 rpm y evaluado a las 24 h. En otro estudio se observó que *K. pneumoniae* puede tolerar altas concentraciones de Hg, siendo estas superiores a 150 mg/L de HgCl₂, *Klebsiella sp 3S1* de igual forma tolera sin problemas en plomo a una concentración de 90.2 mg/g (Muñoz *et al.* [8]).

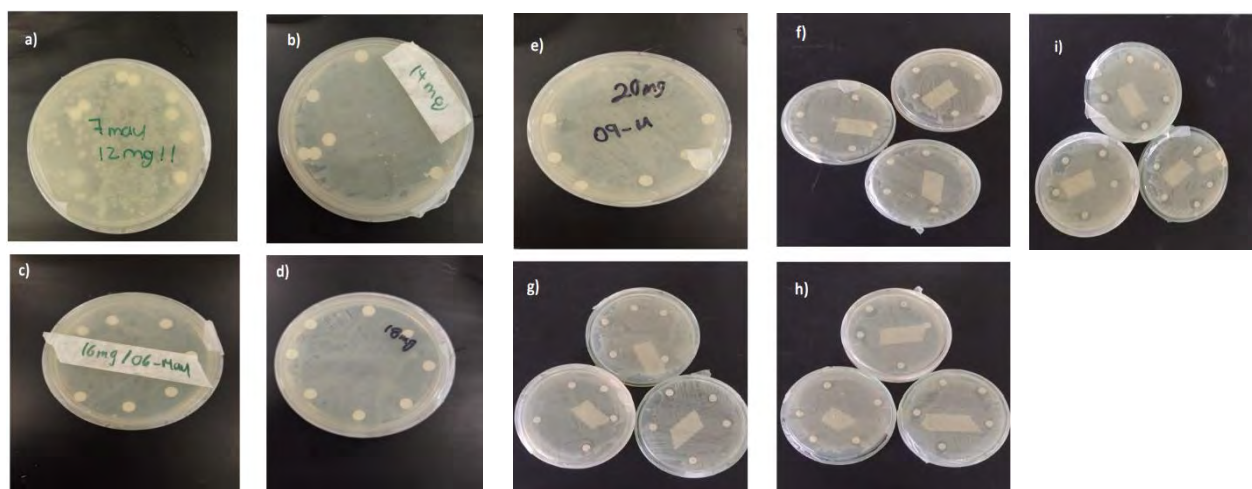


Fig. 2. Cultivos de *K. pneumoniae* en medio sólido con HgCl₂. Concentraciones empleadas: a) 12 mg/L, b) 14 mg/L, c) 16 mg/L, d) 18 mg/L, e) 20 mg/L, f) 100 mg/L, g) 150 mg/L, h) 200 mg/L y i) 250 mg/L

Cinética de crecimiento de *K. pneumoniae* bajo diferentes concentraciones de mercurio en medio líquido.

Como se mencionó en la metodología, se evaluó el crecimiento de *K. pneumoniae* en medio líquido con distintas concentraciones de HgCl_2 : 0, 50, 100 y 150 mg/L, utilizando tres métodos: espectrofotometría, cámara de Neubauer y cuenta en placa. Las muestras fueron tomadas cada 6 horas durante 24 horas.

El control (0 mg/L), mostró crecimiento inmediato (fase logarítmica), sin fase de latencia debido a una adaptación previa al medio. Después de 12 horas, inició la fase de muerte. Se infiere una fase estacionaria entre las 12 y 24 horas, aunque no se midió a las 18 h. El estudio con adición de mercurio (50, 100 y 150 mg/L) no presentó crecimiento por ninguno de los tres métodos (Fig. 3). Esto contrasta con otros estudios que sí encontraron crecimiento bacteriano en presencia de mercurio, posiblemente debido a diferencias en el medio de cultivo (LB en lugar de caldo nutritivo), acondicionamiento previo a mercurio y condiciones experimentales como temperatura y agitación.

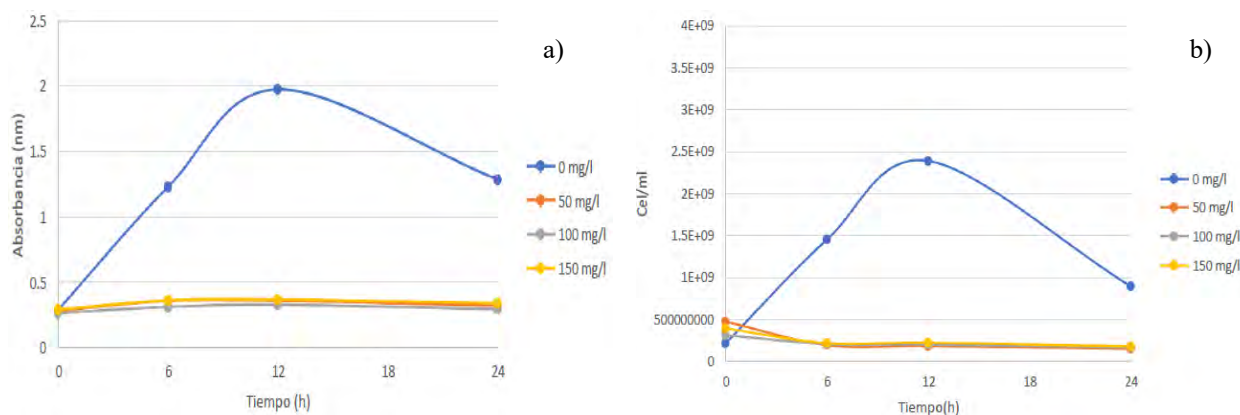


Fig. 3. Cinética de crecimiento de *K. pneumoniae* bajo diferentes concentraciones de mercurio. a) Espectrofotometría y b) Cámara de Neubauer.

Conclusiones

K. pneumoniae presenta una tasa de crecimiento alta y su crecimiento disminuye antes de las 24 h. En medio sólido la concentración mínima inhibitoria fue a 200 mg/L de HgCl_2 , sin embargo, no fue capaz de crecer bajo estrés por mercurio en medio líquido. Esto deja en evidencia que la resistencia bacteriana al mercurio depende de múltiples factores, incluyendo el tipo de medio, acondicionamiento previo, tipo de cepa, temperatura, agitación y características del cultivo.

Agradecimientos

A la Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales y a la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Juárez del Estado de Durango.

Referencias

- [1] Agencia de Protección Ambiental de Sustancias Tóxicas (ASTDR). 2022. Mercurio metálico. en línea. Disponible en: https://www.atsdr.cdc.gov/es/toxfaqs/es_mermetmetal5.html#:~:text=El%20mercurio%20met%20C3%A1lico%20tambi%C3%A9n%20conocido,los%20laboratorios%20escolares%20de%20ciencias.
- [2] Organización Mundial de la Salud (OMS). Mercurio. en línea. Disponible en: <https://www.paho.org/es/temas/mercurio#:~:text=Mercurio%20existe%20en%20diversas%20formas,ri%C3%B1ones%20la%20piel%20y%20ojos>.
- [3] Mendoza, L; Osorio, M; Fernández, M; Henao, C; Arias, M; Mendoza, M; Manzana, S; Varela, A. 2015. Tiempo de crecimiento bacteriano en hemocultivos en neonatos (en línea). Revista Chilena de Pediatría 86(5):337-344. Consultado 31 jul. 2022. Disponible: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0370410615001400>
- [4] Franco-Ospina, LA; Matiz-Melo, GE; Pajaro-Bolivar, IB; Gómez-Estrada, HA. 2012. Actividad Antibacteriana in vitro de Extractos y Fracciones de *Physalis peruviana* L. y *Caesalpinia pulcherrima* (L.) Swartz* (en línea). Boletín latinoamericano y del Caribe de Plantas medicinales y Aromáticas 12(3):230-237. Consultado 28 jul. 2022. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=85626383009>
- [5] Schmidt-Duran, A; Chacón-Cerdas, R; 2021. Optimización de las condiciones de crecimiento de la bacteria endófitas *Klebsiella oxytoca*, en matraz y reactor (en línea). Tecnología en marcha 34(4): 92-104. Disponible en: https://revistas.tec.ac.cr/index.php/tec_marcha/article/view/5385
- [6] Santana-Flores, A; Sánchez-Ayala, A; Romero-Ramírez, Y; Toledo-Hernández, E; Ortega-Acosta, SA; Toribio-Hernández, J. 2020. Aislamiento e identificación de bacterias tolerantes y bioacumuladoras de metales pesados, obtenidos de los jales mineros El Fraile, México (en línea) 38(1): 67-75. Consultado 31 oct. 2022. Disponible en: <https://www.terralatinoamericana.org.mx/index.php/terra/article/view/430/712>
- [7] Pushkar, B; Sevak, P; Singh, A. 2019. Bioremediation treatment process through mercury-resistant bacteria isolated from Mithi river. Appl Water Sci 9, 117. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-0998-5>
- [8] Muñoz-Silva, L; Olivera-Gonzales, P; Santillán Torres, M; Tamariz-Angeles, C. 2019. Microorganismos tolerantes a metales pesados del pasivo minero Santa Rosa, Jangas (Perú). Rev. Peruana de Biología. 26(1):109-118. Disponible en: http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1727-99332019000100013&lng=es. <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v26i1.15912>



7º Congreso Nacional y 3er Internacional
AMICA 2025
29-31 de octubre
Guadalajara, Jalisco, México



“Innovación y gestión
para afrontar
los retos ambientales
del país”

DEL USO AL RESIDUO: ANÁLISIS DE LA NORMATIVA E IMPACTO DE LOS EQUIPOS DE PROTECCIÓN PERSONAL EN CONTEXTOS LABORALES DE RIESGO

Ana Gloria Valdez Contreras ^a, José Ramón Laines Canepa ^b, José Aurelio Sosa Olivier ^c
^{a,b,c} *Universidad Juárez Autónoma de Tabasco: División Académica de Ciencias Biológicas Villahermosa
Tabasco C.P. 86150 México*

^a Estudiante de la Maestría en Ingeniería, Tecnología y Gestión Ambiental,
anagvaldez.27@gmail.com

1. Abstract

Contaminated personal protective equipment (PPE) represents a significant challenge for occupational safety and environmental management, as it poses risks to workers' health and potential impacts on ecosystems. This study aims to identify and classify the different types of PPE used in hazardous work activities, recognizing their potential for occupational and environmental contamination, and to analyze the legal and environmental requirements applicable to their management, with a particular focus on NOM-017-STPS-2024, the General Law for the Prevention and Comprehensive Management of Waste (LGPGIR), and other relevant national and international regulatory frameworks. The methodology is based on an exhaustive documentary review and a comparative analysis of regulations, allowing the identification of obligations, guidelines, and procedures related to contaminated PPE management. The findings highlight the need to strengthen the technical classification of PPE and its alignment with current legislation, as a foundation for designing comprehensive management systems that address both occupational safety and environmental sustainability. This research provides companies with a regulatory and technical framework that supports decision-making, ensures compliance, and promotes responsible industrial practices that protect workers' health and contribute to environmental preservation.

2. Resumen

El Equipo de Protección Personal (EPP) contaminado constituye un desafío relevante para la seguridad laboral y la gestión ambiental, debido a su potencial de generar impactos negativos en la salud y los ecosistemas. Este trabajo tiene como propósito identificar y clasificar los distintos tipos de EPP utilizados en actividades laborales de riesgo, reconociendo su potencial de contaminación ambiental y laboral, así como analizar los requisitos legales y ambientales aplicables a su manejo, con especial atención a la NOM-017-STPS-2024, la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) y otros marcos regulatorios nacionales e internacionales. La metodología se fundamenta en una revisión documental exhaustiva y un análisis comparativo de normativas que permiten distinguir obligaciones, lineamientos y procedimientos vinculados con la gestión de EPP contaminado. Los resultados obtenidos muestran la necesidad de fortalecer la clasificación técnica de este equipo y su articulación con el marco jurídico vigente, como base para diseñar sistemas integrales de gestión que respondan tanto a criterios de seguridad ocupacional como de sostenibilidad ambiental. Este estudio ofrece a las empresas un referente normativo y técnico que facilita la toma de decisiones, asegura el cumplimiento regulatorio y promueve prácticas industriales responsables que contribuyen a la salud de los trabajadores y a la protección del medio ambiente.

3. Palabras clave: *Equipo de protección personal (EPP), Residuos Peligrosos, Seguridad Ocupacional, Gestión ambiental*

4. Introducción

El uso adecuado del equipo de protección personal (EPP) es fundamental para la seguridad y salud de los trabajadores expuestos a agentes químicos peligrosos, pues minimiza riesgos de lesiones o enfermedades y asegura el cumplimiento normativo (Viquez, 2021). La OMS entiende la salud laboral como la promoción y protección integral de los trabajadores, lo que implica gestionar riesgos y crear condiciones de trabajo seguras. La exposición a pesticidas, plomo y solventes puede afectar diversos sistemas del cuerpo, tanto de manera aguda como crónica (Pertuz et al., 2022). Ante ello, integrar sistemas de gestión que combinen calidad, seguridad, salud ocupacional y medio ambiente es clave para fortalecer prácticas industriales y competitividad (Cuadros & Téllez, 2020).

En México, las empresas han estado obligadas a regular el uso y manejo del EPP, pero con la NOM-017-STPS-2024 se establecen requisitos más estrictos sobre selección, uso y disposición del equipo, lo que incrementa la generación de residuos (STPS, 2024). Este reto se vincula con otras normas ambientales que buscan mitigar impactos en la naturaleza. La adecuada gestión del EPP contaminado es crítica, pues al entrar en contacto con sustancias peligrosas se convierte en residuo con implicaciones sanitarias y ambientales. La LGPGIR establece criterios para prevenir y manejar residuos peligrosos (CDHU, 2021), aunque muchas organizaciones aún carecen de procedimientos sólidos. Esto es grave si se considera que los contaminantes químicos son responsables de numerosas enfermedades crónicas y agudas (Grijalva, 2020).

El objetivo de esta investigación es identificar los distintos tipos de equipo de protección personal (EPP) utilizados en la industria del petróleo específicamente en el área de Exploración y Producción. Así mismo analizar la normativa vigente nacional e internacional, con el propósito de detectar oportunidades de mejora y establecer vínculos entre los criterios técnicos, ambientales y de seguridad ocupacional que permitan fortalecer su adecuada gestión. Con ello, las empresas podrán fortalecer su cumplimiento normativo, proteger la salud de los trabajadores y reducir riesgos ambientales.

5. Objetivos General

Examinar los distintos tipos de equipo de protección personal (EPP) empleados en actividades laborales de riesgo en la industria del petróleo específicamente Exploración y Producción, así como el marco normativo y ambiental aplicable a su manejo, con el propósito de reconocer su potencial de contaminación y distinguir las obligaciones establecidas en la NOM-017-STPS-2024 y otras disposiciones relevantes, a fin de sentar bases para una gestión adecuada y sostenible.

5.1 Objetivos específicos

1. Identificar y clasificar los distintos tipos de EPP utilizados en actividades laborales de riesgo, reconociendo su potencial de contaminación ambiental y laboral.

2. Analizar los requisitos legales y ambientales aplicables al manejo del EPP contaminado, distinguiendo obligaciones y procedimientos establecidos en la NOM-017-STPS-2024 y otras normativas relevantes.

6. Metodología

6.1. Identificación y clasificación de EPP utilizados en actividades laborales de riesgo

Para abordar esta fase, se llevará a cabo una revisión documental centrada en el análisis. La identificación y clasificación de los equipos de protección personal (EPP) se realizó mediante una revisión de fichas técnicas de diferentes productos y su uso prederminado. Posteriormente, se elaboró un inventario sistematizado de los principales tipos de EPP empleados en actividades de riesgo, considerando materiales, vida útil y condiciones de exposición. Finalmente, se diseñó una clasificación de riesgos según su potencial de contaminación laboral y ambiental, integrando categorías químicas, biológicas y físicas, como herramienta de diagnóstico preliminar, de acuerdo a los siguientes puntos:

1. Inventario de tipos de Equipos de Protección Personal (EPP)

Se elaboró un inventario sistematizado de los principales Equipos de Protección Personal (EPP) empleados en actividades laborales de riesgo, considerando materiales, vida útil y condiciones de exposición.

2. Principales contaminantes

Se construyó una matriz de identificación que relacionó tipo de EPP, agente de exposición y nivel de riesgo y principales contaminantes, como base para la gestión integral del EPP contaminado.

3. Matriz de impactos asociados

Se construyó una matriz de impactos asociados que vinculó cada tipo de EPP con los agentes de riesgo y sus posibles impactos en la salud (dermatitis, intoxicación, daño respiratorio) y el medio ambiente (residuos peligrosos, contaminación de suelos y agua).

6.2. Análisis de los requisitos legales de seguridad, salud y medio ambiente aplicables

Para abordar esta fase, se llevó a cabo una revisión documental centrada en el análisis normativo complementario, mediante un enfoque comparativo de las disposiciones legales aplicables al manejo del EPP contaminado. Esta revisión considera especialmente la NOM-017-STPS-2024, así como normativas ambientales relevantes como la LGPGIR y la NOM-052-SEMARNAT-2005. El propósito es identificar las obligaciones y procedimientos establecidos en cada marco regulatorio, contrastándolos con las deficiencias o áreas de oportunidad que contenga cada normativa. Para facilitar este análisis, se utilizará una matriz de cumplimiento legal que, como resultado permitirá vincular directamente los lineamientos normativos con propuestas estratégicas.

7. Resultados y discusión

En la tabla 1 se observa un inventario detallado de los equipos de protección personal utilizados en actividades de Exploración y Producción, clasificándolos de acuerdo con su potencial de contaminación. También se observa en la tabla 2 como se identificó que los guantes, overoles y botas impermeables son los equipos con mayor probabilidad de impregnarse de hidrocarburos y lodos, mientras que las mascarillas, goggles y ropa retardante al fuego presentan un nivel intermedio de riesgo. Por su parte, los cascos, arneses y protectores auditivos mostraron un impacto mínimo. Esta clasificación evidenció la necesidad de implementar estrategias diferenciadas de gestión, considerando los efectos que podrían causar en la salud de los trabajadores, como dermatitis, intoxicaciones o daños respiratorios, y en el medio ambiente, principalmente por la generación de residuos peligrosos que afectan suelos y cuerpos de agua como se detalla en la tabla 3.

En relación con la segunda fase, el estudio normativo permitió constatar que la legislación vigente, encabezada por la NOM-017-STPS-2024, garantiza la selección y uso adecuado del EPP, pero no establece directrices sobre su gestión tras la contaminación. De manera complementaria, la NOM-052-SEMARNAT-2005 y la Ley General para la prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) ofrecen marcos regulatorios para residuos peligrosos, aunque sin reconocer explícitamente al EPP contaminado como un flujo diferenciado. Este vacío limita la trazabilidad y dificulta la integración de prácticas homogéneas en campo. Por último, se desarrolló una matriz de cumplimiento normativo que vinculó obligaciones legales con acciones prácticas, identificando áreas de oportunidad para fortalecer la regulación. Entre ellas destacan la necesidad de establecer una subcategoría de EPP contaminado dentro de la clasificación de residuos peligrosos, emitir lineamientos técnicos conjuntos entre la Secretaría del Trabajo y Previsión Social (STPS) y Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), y alinear estas disposiciones con estándares internacionales y los Objetivos de Desarrollo Sostenible.

TABLA 1. INVENTARIO DE TIPOS DE EQUIPOS DE PROTECCIÓN PERSONAL (EPP)

No.	EPP	Material principal	Tiempo de vida útil
1	Guantes de neopreno o caucho reforzado	Neopreno, caucho sintético, PVC	3–6 meses
2	Overoles impermeables (PVC o caucho)	PVC, caucho, fibras recubiertas	6–12 meses
3	Botas de seguridad dieléctricas o impermeables	Hule vulcanizado, poliuretano, PVC	1–2 años
4	Mascarillas con cartucho reemplazable	Silicona, elastómeros termoplásticos Polietileno de alta densidad (HDPE), ABS	Cuerpo: 2–3 años / Cartuchos: 1–3 meses
5	Casco con suspensión interna		2–5 años
6	Goggles herméticos o caretas de policarbonato	Policarbonato, elastómero	1–2 años
7	Arnés de seguridad con líneas de vida	Poliéster de alta resistencia, acero	5 años (máximo por norma)
8	Protectores auditivos de silicona	Silicona médica, elastómeros	6–12 meses
9	Ropa de algodón FR (retardante al fuego, antiestática)	Algodón tratado químicamente, mezclas con aramidas	1–2 años (dependiendo de lavados especializados)



TABLA 2. MATRIZ PRINCIPALES CONTAMINANTES

No.	EPP	Actividad asociada	Principales tipos de contaminantes	Categoría	Potencial de contaminación
1	Guantes de neopreno o caucho reforzado	Manipulación de lodos de perforación y químicos corrosivos	Hidrocarburos, solventes, químicos corrosivos	Químico	Alta
2	Overoles impermeables (PVC o caucho)	Perforación, pruebas de producción, limpieza de equipos	Lodos de perforación, hidrocarburos, dispersantes	Químico	Alta
3	Botas de seguridad dieléctricas o impermeables	Trabajo en plataformas y zonas de derrames	Suelos impregnados con crudo, aguas contaminadas	Químico / Físico	Alta
4	Mascarillas con cartucho reemplazable	Exposición a gases y vapores de hidrocarburos	Vapores orgánicos, gases tóxicos	Químico	Media
5	Casco con suspensión interna	Todas las áreas de perforación y producción	Polvo industrial, salpicaduras menores de hidrocarburos	Físico	Baja
6	Goggles herméticos o caretas de policarbonato	Muestreo de fluidos y manipulación de químicos	Químicos líquidos, salpicaduras de crudo	Químico	Media
7	Arnés de seguridad con líneas de vida	Trabajo en altura (torres de perforación, plataformas)	Polvo, grasas, contaminantes superficiales	Físico	Baja
8	Protectores auditivos de silicona	Exposición a ruido en equipos de perforación y producción	Contaminación mínima, posible impregnación de polvo	Físico	Baja
9	Ropa de algodón FR (retardante al fuego, antiestática)	Operación en áreas con riesgo de incendio o explosión	Hidrocarburos, vapores inflamables	Químico / Físico	Media

TABLA 3. MATRIZ DE IMPACTOS ASOCIADOS

No.	EPP	Actividad asociada	Impacto en la salud	Impacto en el medio ambiente
1	Guantes	Manipulación de lodos de perforación y químicos corrosivos	Irritación cutánea, quemaduras químicas, intoxicación por contacto	Contaminación del suelo y agua por hidrocarburos y compuestos tóxicos
2	Overoles	Perforación, pruebas de producción, limpieza de equipos	Irritación dérmica, riesgo de exposición prolongada a químicos	Generación de residuos peligrosos no biodegradables
3	Botas de seguridad	Trabajo en plataformas y zonas de derrames	Dermatitis, infecciones cutáneas por contacto prolongado	Contaminación de suelos y cuerpos de agua por arrastre de crudo
4	Mascarillas	Exposición a gases y vapores de hidrocarburos	Daño respiratorio, intoxicación por inhalación	Residuos peligrosos en cartuchos absorbentes
5	Casco	Todas las áreas de perforación y producción	Exposición mínima, posible irritación superficial	Contaminación superficial mínima, bajo impacto
6	Goggles	Muestreo de fluidos y manipulación de químicos	Irritación ocular, riesgo de daño químico en ojos	Contaminación puntual por restos químicos en superficies

7	Arnés de seguridad Protectores auditivos de silicona Ropa de algodón FR	Trabajo en altura (torres de perforación, plataformas) Exposición a ruido en equipos de perforación y producción Operación en áreas con riesgo de incendio o explosión	Contacto menor, riesgo bajo para la salud Riesgo casi nulo de contaminación química Riesgo de impregnación dérmica y exposición a vapores	Impacto ambiental mínimo Bajo impacto, solo residuos sólidos Generación de residuos textiles contaminados
---	--	--	---	---

TABLA 4. MATRIZ NORMATIVA

Norma / Instrumento	Enfoque principal	Disposiciones relacionadas con EPP	Limitaciones identificadas
NOM-017-STPS-2024 (Selección y uso de EPP)	Seguridad y salud en el trabajo	Proveer, capacitar y supervisar el uso de EPP según riesgos.	No regula gestión del EPP contaminado tras su uso.
NOM-052-SEMARNAT-2005 (Residuos peligrosos)	Manejo ambiental de residuos	Define criterios CRETI; EPP contaminado puede entrar en esta categoría.	No menciona explícitamente al EPP contaminado.
LGPGIR (Gestión Integral de Residuos)	Gestión integral de residuos	Establece planes de manejo y trazabilidad de residuos peligrosos.	No contempla específicamente al EPP contaminado.
LGEEPA (Protección ambiental)	Prevención y control de contaminación	Principios de prevención y control ambiental.	No hace referencia al EPP como fuente de contaminación.
NOM-010-STPS-2014 (Agentes químicos)	Salud ocupacional	Regula exposición a contaminantes químicos; EPP como barrera de protección.	No incluye procedimientos sobre EPP contaminado como vector de exposición.
Reglamento Federal de Seguridad y Salud en el Trabajo (2014)	Marco general de seguridad y salud	Obliga a proteger integralmente al trabajador y proporcionar EPP.	No contempla gestión del EPP como residuo posterior al uso, ni los daños en la salud que podría ocasionar.
Convenios Internacionales (Basilea, OIT 170, Estocolmo, Rotterdam)	Residuos y salud laboral internacional	Regulan químicos peligrosos, residuos y protección laboral.	No incluyen al EPP contaminado como categoría diferenciada.
ODS 3, 8 y 12	Salud, trabajo decente y sostenibilidad	Promueven salud y producción/consumo responsable; refuerzan el EPP.	No hay referencia específica a EPP, sólo objetivos amplios.

8. Conclusiones

El estudio realizado permitió constatar que el equipo de protección personal (EPP) contaminado representa un punto crítico tanto en la salud laboral como en la gestión ambiental dentro de la industria petrolera. La identificación y clasificación de los distintos tipos de EPP evidenció que ciertos equipos como guantes, overoles y botas tienen un alto potencial de contaminación por su contacto directo con hidrocarburos y lodos, mientras que otros, como cascos, arneses o protectores



auditivos, presentan un riesgo menor. Al relacionar estos hallazgos con los impactos en la salud y el medio ambiente, se confirma la necesidad de establecer protocolos específicos de limpieza, reutilización o disposición final que garanticen la seguridad de los trabajadores y reduzcan la generación de residuos peligrosos. Este análisis se complementó con la revisión normativa, en la que se constató que disposiciones como la NOM-017-STPS-2024 y la NOM-052-SEMARNAT-2005, junto con marcos de gestión ambiental y de salud ocupacional, garantizan la protección del trabajador y la clasificación de residuos peligrosos, pero requieren mayor integración para contemplar de manera práctica la gestión del EPP contaminado. En conjunto, los resultados confirman que la seguridad laboral y la protección ambiental deben articularse mediante protocolos claros y estrategias diferenciadas que fortalezcan la sostenibilidad industrial y reduzcan los riesgos asociados a la exposición de los trabajadores.

9. Agradecimientos

A Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnologías e Innovación (SECIHTI).

7. Referencias:

- [1] Viquez Rodríguez, A. A. (2021). *Calidad y uso del equipo de protección personal* (Trabajo de grado, Universidad UMECIT). Recuperado de <https://repositorio.umecit.edu.pa/entities/publication/a76423ab-7c1a-41ec-9877-c0be5488d9e6>
- [2] Pertuz, Y. B., Rebolledo Castillo, M. V., Vásquez Brochero, H. Y., & Gil Escamilla, M. J. (2022). Efectos para la salud respiratoria de los trabajadores que usan sustancias químicas en su medio laboral. Una revisión sistemática. *Revista Científica Salud Uninorte*, 38(2), 560–585. <https://doi.org/10.14482/sun.38.2.616.2>
- [3] Cuadros Domínguez, J. F., & Téllez Gaytán, J. C. (2020). Sistema Único Integrado de Gestión: Calidad, Ambiente, Seguridad y Salud. *Teuken Bidikay - Revista Latinoamericana de Investigación en Organizaciones, Ambiente y Sociedad*, 10(14). <https://doi.org/10.33571/teuken.v10n14a6>
- [4] Secretaría del Trabajo y Previsión Social. (2024). *NORMA Oficial Mexicana NOM-017-STPS-2024, Equipo de protección personal-Selección, uso y manejo en los centros de trabajo*. Diario Oficial de la Federación. <https://www.dof.gob.mx/normasOficiales/9496/stps/stps.html>
- [5] Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión. (2021). *Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos*. Diario Oficial de la Federación. Recuperado de https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/263_180121.pdf
- [6] Grijalva Endara, A. M., Jiménez Heinert, M. E., & Ponce Solórzano, H. X. (2020). Contaminación del agua y aire por agentes químicos. *RECIMUNDO*, 4(4), 79–93. [https://doi.org/10.26820/recimundo/4.\(4\).octubre.2020.79-93](https://doi.org/10.26820/recimundo/4.(4).octubre.2020.79-93)

EVALUACIÓN EXPERIMENTAL DE LA BIODEGRADACIÓN DE POLIESTIRENO EXPANDIDO POR TENEBRIO MOLITOR EN MÉRIDA YUCATÁN

Israel Ávila Lázaro ^{a,d,*}, Alejandro Ávila Ortega ^b, German Vallejos Giacomani ^a, José Antonio Azamar Barrios ^c, Carlos Alberto Quintal Franco ^a, José Ramón Laines Canepa ^d, María del Carmen Ponce Caballero ^a

^a Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida Yucatán, CP 97203, México

^b Facultad de Ingeniería Química, Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida Yucatán, CP 97203, México

^c Departamento de Física Aplicada, Centro de Investigaciones y Estudios Avanzados del IPN (CINVESTAV-unidad Mérida), Mérida Yucatán, CP 97310, México

^d División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Villahermosa, Tabasco, CP 86150, México

* Estudiante Doctorado, a21215004@alumnos.uady.mx

Abstract

Plastic pollution, particularly from low-degradability materials such as expanded polystyrene (EPS), poses a significant environmental challenge. This study assessed the biodegradation of post-consumer EPS using *Tenebrio molitor* larvae under controlled conditions. Three diet treatments were tested: pure EPS, EPS with wheat bran (co-substrate), and a control group fed only bran, over 32 days in a warm subhumid climate in Mérida, Yucatán, Mexico. Frass, unconsumed residues, and larval biomass were periodically collected and analyzed using Fourier-transform infrared spectroscopy (FTIR), gas chromatography–mass spectrometry (GC-MS), and gel permeation chromatography (GPC). Multivariate statistical analyses (PCA, PLS-DA) were conducted via MetaboAnalyst 6.0. Results showed structural polymer modifications, chain fragmentation, and generation of specific byproducts. Although complete mineralization (CO₂ or CH₄) was not observed, notable differences between treatments were found, influenced by dietary conditions and molecular weight distributions. The co-substrate enhanced the diversity and abundance of metabolic products. These findings support the potential of *T. molitor* as a biological tool for partial transformation of plastic waste and highlight the need for further research on scalability, environmental optimization, and toxicity of degradation products.

Resumen

La contaminación por plásticos, especialmente aquellos de difícil degradación como el poliestireno expandido (PSE), constituye un desafío ambiental significativo. Este estudio evaluó la biodegradación de residuos posconsumo de PSE mediante larvas de *T. molitor* L., bajo un diseño experimental controlado. Se establecieron tres tratamientos dietarios: PSE puro, PSE con salvado de trigo (cosustrato) y un control con solo salvado, expuestos a las larvas durante 32 días en condiciones cálido-subhúmedas en Mérida, Yucatán. Durante el experimento se recolectaron periódicamente excretas, residuos no consumidos y biomasa larval. Las muestras se caracterizaron mediante técnicas analíticas como espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR), cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas (GC-MS) y cromatografía de permeación en gel (GPC). Asimismo, se emplearon herramientas bioinformáticas (MetaboAnalyst 6.0) para análisis multivariado (PCA, PLS-DA) y evaluación de patrones químicos. Los resultados revelaron modificaciones estructurales del polímero, fragmentación de cadenas y formación de subproductos específicos. Aunque no se detectó mineralización completa (CO₂ o CH₄), se observaron diferencias

significativas entre tratamientos, influenciadas por el tipo de dieta y el peso molecular de los compuestos extraídos. La adición del cosustrato promovió una mayor diversidad y abundancia de metabolitos. Este estudio demuestra el potencial de *T. molitor* como agente biológico para la transformación parcial de plásticos, y propone líneas futuras de investigación enfocadas al escalamiento, optimización de condiciones experimentales y evaluación de la ecotoxicidad de los productos generados.

Palabras clave: biodegradación de plásticos, *Tenebrio molitor*, poliestireno expandido, análisis multivariado, residuos posconsumo.

Introducción

La producción de plásticos continúa en aumento, con una generación de aproximadamente 400 millones de toneladas en 2022, de las cuales el 90 % provienen de fuentes no renovables [1,2]. Para 2030 se proyecta una producción anual de 619 millones de toneladas [3]. La durabilidad, bajo costo y amplia disponibilidad de los plásticos han contribuido a su acumulación en el ambiente [4]. Actualmente, los residuos plásticos representan el 12 % de los residuos sólidos urbanos (RSU) globales [5,6]. En México, se reportó una generación diaria de 15,532 toneladas de plásticos, equivalentes al 12.93 % de los RSU [7,8], mientras que en Yucatán se estiman 495 toneladas diarias de residuos plásticos [9]. La persistencia de los plásticos se debe a su baja biodegradabilidad y manejo inadecuado, lo cual favorece su fragmentación en microplásticos, con efectos nocivos para la salud y el ambiente [3,8]. Aunque existen mecanismos de degradación química, térmica, fotooxidativa y biológica [10], los métodos más comunes de tratamiento son el reciclaje y la incineración, que también pueden generar contaminantes [11]. A nivel mundial, solo el 9 % de los plásticos ha sido reciclado, el 12 % incinerado y el 79 % permanece en vertederos o en el ambiente [3,11,12]. Aproximadamente el 80 % de los productos plásticos son termoplásticos, entre ellos el polietileno (PE), polipropileno (PP), poliestireno (PS) y tereftalato de polietileno (PET), que no son biodegradables [13]. El PS, particularmente el poliestireno expandido (PSE), representa cerca del 7 % de los plásticos utilizados en empaques. Si bien puede reciclarse mecánicamente, su reutilización es limitada por la baja demanda [14]. Estudios con microorganismos como bacterias, hongos y actinomicetos han mostrado degradación parcial del PSE [15,16]. Destacadamente, Yang et al. [17] demostraron que larvas de *T. molitor* son capaces de consumir y degradar PSE a moléculas más simples mediante su sistema digestivo. Con base en este antecedente, el presente estudio evaluó la capacidad de biodegradación del PSE por *T. molitor* bajo tres tratamientos dietéticos: PSE puro, PSE con salvado de trigo y un control. El experimento se desarrolló durante 32 días en clima cálido-subhúmedo en Mérida, Yucatán. Se identificaron los subproductos presentes en las excretas larvales como evidencia del proceso de degradación. Los resultados demostraron el potencial del uso de *T. molitor* como alternativa de tratamiento para residuos plásticos de difícil degradación, así como su posible incorporación en estrategias locales de gestión ambiental más sostenibles, al reducir la carga en rellenos sanitarios y prolongar su vida útil.

Metodología

Las larvas de *T. Molitor L.*, (4000) fueron adquiridas en una granja local en Mérida, Yucatán. A su recepción (longitud ~3 cm), fueron mantenidas a temperatura ambiente en cajas de polipropileno (28 × 14 × 11 cm) y alimentadas con salvado de trigo.

Los residuos plásticos empleados fue poliestireno expandido (PSE) seleccionado por su uso extendido y persistencia ambiental. Se recolectaron como residuos posconsumo, sin tratamiento previo, y fueron caracterizados mediante FTIR y GPC para establecer sus perfiles estructurales y parámetros de masa molar. El PSE se cortó en bloques ($7 \times 5 \times 1.5$ cm) dosificándose por peso.

Tras una aclimatación de seis días, 3900 larvas se distribuyeron en tres grupos (300 larvas/grupo) para los siguientes tratamientos: PSE, PSE + salvado y Control (Salvado de trigo). El experimento duró 32 días, con muestreos cada 48 h. Se registró la supervivencia larval, el consumo plástico (por diferencia de masa) y se recolectaron excretas cada 48 h mediante transferencia a cajas limpias, regresando a las de tratamiento tras 12 h. Las excretas se almacenaron a $0-2$ °C. Las condiciones de temperatura y humedad relativa se registraron con un micro datalogger (HOBO®).

Caracterización fisicoquímica

Preparación de muestras. Las excretas fueron tratadas con tetrahidrofurano (THF) para extraer residuos poliméricos. Se colocaron 10 mL de THF con la muestra en agitación magnética (300 rpm, 50 °C, 4 h). Posteriormente, se evaporó el solvente y se añadieron 5 mL de THF para recuperar la fracción extraíble, que fue filtrada mediante membrana de PTFE (0.22 μ m) en viales de vidrio.

Cromatografía de permeación en gel (GPC-HPLC). Las soluciones filtradas se analizaron en un sistema HPLC Agilent 1100 con columna Phenomenex LC (250 $\times$ 4.6 mm, 10–1000 kDa) y fase móvil de THF (1.0 mL/min). Se determinaron M_n , M_w e índice de polidispersidad mediante el software Agilent GPC/SEC (v.A.02.01).

FTIR. Se empleó un espectrómetro Thermo Nicolet (Nexus 670) con accesorio ATR (resolución: 4 cm^{-1} , 64 barridos, detector DTGS de KBr, rango: 400–4000 cm^{-1}). El análisis incluyó PSE y excretas. Las gráficas fueron procesadas con OMNIC®.

Resultados y discusión

Supervivencia

Durante los 32 días del experimento, se observó una reducción continua en el número de individuos en todos los tratamientos, siendo más pronunciada en la dieta exclusiva de PSE. Al finalizar el experimento, esta dieta presentó la menor tasa de supervivencia con 17 larvas, en comparación con las 28 registradas en el grupo PSE+S y las 25 del grupo control. Estos resultados evidencian que la adición de salvado de trigo mejora la supervivencia larval, posiblemente al suplir deficiencias nutricionales asociadas con las dietas basadas exclusivamente en plástico. El comportamiento observado concuerda con reportes previos que señalan que, si bien las larvas pueden consumir y sobrevivir con polímeros sintéticos, la falta de nutrientes esenciales limita su desarrollo y prolongada viabilidad [10,18]. Asimismo, estudios como el de Yang et al. [17], indican que el PSE no induce mortalidad inmediata, pero no proporciona energía suficiente para sostener procesos fisiológicos durante exposiciones prolongadas.

Biodegradación del plástico

En ambas dietas se observa una tendencia decreciente en la masa del polímero a lo largo de los nueve puntos de muestreo, lo que indica un proceso progresivo de consumo o degradación del sustrato plástico (fig. 1). La dieta PSE+S mantuvo consistentemente valores de masa superiores en las primeras etapas, lo cual sugiere una menor tasa inicial de consumo del plástico en presencia del sustrato orgánico. Sin embargo, a partir del día 28 de monitoreo, ambas curvas tienden a juntarse, indicando que la reducción del PSE se iguala independientemente de la presencia del salvado. Esto permite inferir que la presencia de salvado podría retrasar temporalmente la degradación activa del plástico, aunque este efecto no se mantiene durante el experimento.



Figura 1. La especie *Tenebrio molitor* L expuestos a PSE.

La interpretación de los espectros FTIR obtenidos a partir del poliestireno expuesto a larvas de *T. Molitor* L., se realizó con base en asignaciones funcionales previamente reportadas en la literatura científica. Las bandas características del poliestireno virgen, como los estiramientos C–H aromáticos ($3025\text{--}3060\text{ cm}^{-1}$), las vibraciones del anillo bencénico (1600 , 1493 y 1452 cm^{-1}) y las deformaciones fuera del plano C–H ($750\text{--}760\text{ cm}^{-1}$ y 696 cm^{-1}), estuvieron presentes en las etapas iniciales del experimento, como también lo reportan Wu et al. [19] y Peng et al. [20]. La aparición progresiva de señales en la región de $1070\text{--}1080\text{ cm}^{-1}$, correspondientes a estiramientos C–O, y en torno a los 1700 cm^{-1} , asociadas a grupos carbonilo (C=O), indica procesos oxidativos en la estructura del polímero, consistentes con lo descrito por Yang et al. [21] y en los estudios de biodegradación avanzada sintetizados por Wu et al. [20]. Además, la persistencia de bandas en las regiones $2850\text{--}2920\text{ cm}^{-1}$ y $2965\text{--}2985\text{ cm}^{-1}$ confirma la presencia de grupos alifáticos --CH_2 y --CH_3 , lo que sugiere que algunas fracciones estructurales del polímero permanecen estables durante el proceso de degradación. Finalmente, las señales amplias en la región de $2500\text{--}3500\text{ cm}^{-1}$ pueden asociarse a la aparición de grupos hidroxilo (--OH), resultado de reacciones de oxidación o productos metabólicos secundarios, como se ha observado en estudios recientes [20,21]

Se calcularon los valores promedio diarios de Mn y PD por tratamiento, para facilitar la interpretación de los resultados de GPC. La disminución progresiva de Mn es evidente, especialmente en el día 24, donde ambos tratamientos convergen en valores mínimos, reflejando una degradación avanzada del poliestireno. La dieta PSE+S presenta una mayor oscilación en los valores de Mn entre días, lo que sugiere una dinámica de degradación más activa pero también más variable en comparación con PSE. El grupo control, representado por un único valor constante, se mantiene en torno a $58,686\text{ g/mol}$, mientras que ambos tratamientos presentan una variación progresiva. Se observa un aumento inicial en Mn hacia el día 12, seguido de una disminución

pronunciada a partir del día 16, con valores mínimos cercanos a 21,000 g/mol en el día 24. Esta caída refleja una degradación importante del polímero. La dieta PSE+S presenta mayores fluctuaciones entre días, lo que podría indicar una degradación más activa pero menos uniforme en comparación con la dieta PSE.

El valor inicial en el control ($PD \approx 4.17$) representa la distribución molecular del polímero sin exposición. En la dieta PSE, el PD se mantuvo relativamente estable entre los días 4 y 20, con un incremento notable en el día 24 ($PD = 5.0$), lo que indica una mayor heterogeneidad en la población de cadenas poliméricas, probablemente producto de una degradación incompleta o fragmentación desigual. En cambio, la dieta PSE+S mostró un comportamiento más regulado, con un descenso progresivo del PD hasta el día 16 ($PD \approx 2.1$), seguido de un ligero aumento en los días posteriores. Esta diferencia sugiere que la dieta mixta favorece una degradación más homogénea del poliestireno, generando fragmentos de tamaño más uniforme, mientras que en ausencia del suplemento orgánico la degradación tiende a generar una mayor dispersión en los pesos moleculares.

Conclusiones

Este estudio demostró que las larvas de *Tenebrio Molitor* L. son capaces de ingerir y biodegradar parcialmente el PSE, lo que sugiere su potencial aplicación como estrategia alternativa para el tratamiento de residuos plásticos. Sin embargo, las implicaciones medioambientales y sanitarias de los productos de degradación resultantes siguen siendo en gran medida desconocidas, lo que subraya la necesidad de futuros estudios para evaluar tanto la eficiencia de la biodegradación como los posibles impactos ecotoxicológicos de los subproductos generados.

Agradecimientos

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Q.I. Mariela Lope Navarrete del Laboratorio de Análisis Instrumental de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Autónoma de Yucatán (UADY); al M.C.Q. Avel Adolfo González Sánchez del Laboratorio de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería de la UADY; y al Dr. William Santiago González Gómez del Laboratorio Nacional de Nano y Biomateriales del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (Cinvestav-IPN), por su valiosa asistencia técnica.

Referencias

- [1] Plastics Europe. Plastics – Facts 2023. [En línea]. Disponible en: <https://plasticseurope.org/es/knowledge-hub/plastics-the-fast-facts-2023/>
- [2] World Economic Forum. World recycling facts for 2022: Plastic, paper and more, 2022. [En línea]. Disponible en: <https://www.weforum.org/agenda/2022/06/recycling-global-statistics-facts-plastic-paper/>
- [3] ONU Medio Ambiente. El estado de los plásticos: Perspectiva del Día Mundial del Medio Ambiente 2018, 2018.



- [4] Yang, Y. et al. "Biodegradation and Mineralization of Polystyrene by Plastic-Eating Mealworms: Part 2," Environmental Science & Technology, 2015.
- [5] USEPA (US). Mejores prácticas para la gestión de residuos sólidos, 2023.
- [6] Kaza, S. et al. What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050, World Bank, 2018.
- [7] SEMARNAT. Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos, 2020.
- [8] Fundación Heinrich Böll. Atlas del Plástico, 2020.
- [9] Secretaría de Desarrollo Sostenible. "¿Qué hago con mi basura?" y "Residuos sólidos - SDS Yucatán", 2024.
- [10] Božek, M., Hanus-Lorenz, B. y Rybak, J. "The studies on waste biodegradation by Tenebrio molitor," E3S Web of Conferences, 2017.
- [11] Lee, A. y Liew, M. S. "Tertiary recycling of plastics waste," Journal of Material Cycles and Waste Management, 2021.
- [12] Maity, S. et al. "Functional interplay between plastic polymers and microbes," Biodegradation, 2021.
- [13] Reynoso, S. L. Polímeros Plásticos. Los conceptos básicos que debes conocer durante y al salir de la universidad, 2019.
- [14] Ho, T., Wang, J. y Zhang, L. "Recycling strategies for expanded polystyrene," Waste Management, 2018.
- [15] Heris, Y. S. "Bacterial biodegradation of synthetic plastics: a review," Bulletin of the National Research Centre, 2024.
- [16] Yang, Y. et al. "Biodegradation and Mineralization of Polystyrene by Plastic-Eating Mealworms: Part 1," Environmental Science & Technology, 2015.
- [17] Nukmal, N. et al. "Effect of styrofoam waste feeds on the growth, development and fecundity of mealworms," Online Journal of Biological Sciences, 2018.
- [18] Wu, Q., Tao, H., y Wong, M. H. "Feeding and metabolism effects of three common microplastics on Tenebrio molitor L.," Environmental Geochemistry and Health, 2019.
- [19] Peng, B. Y. et al. "Biodegradation of Polystyrene by Dark and Yellow Mealworms," Environmental Science & Technology, 2019.
- [20] Yang, L. et al. "Biodegradation of expanded polystyrene and LDPE foams in T. molitor larvae," Chemosphere, 2021.



HIDRÓGENO A PARTIR DE ALUMINIO RECICLADO: UNA ALTERNATIVA ENERGÉTICA A TEMPERATURA AMBIENTE

Liliana San Pedro Cedillo ^{a,*}, Miguel Ángel Ruíz Gómez ^b, María del Carmen Ponce Caballero ^a
y Carlos Alberto Quintal Franco ^a

^a *Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, 97203, México*

^b *División de Ciencias Ambientales, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C.
San Luis Potosí, S.L.P., 78216, México*

**Doctora, liliana.cedillo@correo.uady.mx*

Abstract

Global energy consumption has increased in recent years, and usage patterns indicate it will continue to rise. Hydrogen is considered one of the most important energy vectors of the future because, depending on its source, it can generate energy without polluting. Producing this energy source is typically expensive, so this study explored an alternative approach through a chemical process (hydrolysis) and the use of a waste metal (aluminum) using an alkaline solution (sodium hydroxide) at different temperatures. The reaction was found to offer yields exceeding 95%, compared to theoretical hydrogen production, with a purity of 96%. Furthermore, the byproducts generated have industrial value, potentially being able to be used in resins and aluminum production. This demonstrates that using recycled aluminum to produce hydrogen is not only viable, but also economically and environmentally attractive, reinforcing the potential for generating clean energy from common waste.

Resumen

El consumo de energía en el mundo ha aumentado en los últimos años y los patrones de uso indican que seguirá en ascenso. El hidrógeno es considerado uno de los más importantes vectores energéticos del futuro ya que, dependiendo de su origen, puede generar energía sin contaminar. La producción de este vector energético suele requerir altos costos, por lo que en el presente trabajo se estudió una alternativa a través de un proceso químico (la hidrólisis) y el empleo de un material metálico de desecho (aluminio), usando una solución alcalina (hidróxido de sodio), a diferentes temperaturas. Se encontró que la reacción ofrece rendimientos superiores al 95%, respecto a la producción teórica de hidrógeno, con una pureza del 96%. Además, los subproductos generados tienen valor industrial al poder ser usados potencialmente en resinas y en la obtención de aluminio. Con lo anterior se demostró que el uso de aluminio reciclado para producir hidrógeno no solo es viable, sino económico y ambientalmente atractivo, reforzando la propuesta de generación de energía limpia a partir de un residuo común.

Palabras clave: hidrólisis, aluminio, hidrógeno, energía limpia.

Introducción

El hidrógeno es el elemento más abundante en el universo, se presenta de forma molecular como gas diatómico (H_2); no obstante, en la Tierra no se encuentra disponible en estado libre. Sin embargo, una parte considerable del hidrógeno terrestre se localiza formando compuestos químicos tales como los hidrocarburos o el agua, siendo ésta última un recurso sustancial para la generación de energía limpia y sustentable. Se ha demostrado que el H_2 es un potencial vector energético cuya

combustión con el oxígeno genera una significativa cantidad de calor, también se puede obtener energía eléctrica de forma indirecta, y lo más importante, el único residuo que se tiene es vapor de agua. Actualmente, una tecnología que ha tomado gran relevancia a nivel mundial es la generación de hidrógeno mediante la hidrólisis de metales, considerándose un método viable para ser utilizado en celdas de combustible. En particular, la reacción entre el agua (en forma pura o en soluciones) y el aluminio (incluyendo aleaciones con otros metales que optimicen la reacción) ha sido estudiada previamente [1]. Los sistemas de agua y aluminio poseen una serie de ventajas tales como bajo costo de materia prima, recursos abundantes, temperaturas de operación moderadas y reciclaje de materiales [2]. Sin embargo, estas ventajas se ven disminuidas debido al principal inconveniente de la reacción: la capa de óxido formada en el aluminio. Esta capa impide que las moléculas de agua lleguen directamente al aluminio y puedan reaccionar. Para superar este problema se han llevado a cabo diversas investigaciones que incluyen la activación mediante medios alcalinos, principalmente KOH, NaOH y $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (temperaturas entre 60-80 °C, concentraciones entre 5-6 M), uso de óxidos de aluminio (bayerita, bohemita, gibsita), materiales carbonosos (grafito), amalgamas de Hg y Zn, aleaciones de Al con metales como Ga, Bi, Sn, In, Ni, etc., y el uso de otros aditivos, como el NaCl [3, 4]. Por esta razón, estudiar las reacciones de hidrólisis con sustancias de bajo costo es viable. El propósito de esta investigación es estudiar el efecto significativo respecto a la cantidad de hidrógeno producido en la reacción de hidrólisis con aluminio reciclado por influencia de la temperatura y si ésta representa un costo de inversión económica viable; asimismo, se analizan los subproductos obtenidos para establecer la sustentabilidad de la reacción.

Objetivos

- Evaluar la reacción de hidrólisis para la producción de hidrógeno usando como reactivos aluminio reciclado y agua destilada en un medio alcalino.
- Evaluar la naturaleza de los residuos, subproductos sólidos de la reacción, para la determinación de la viabilidad del sistema de producción.

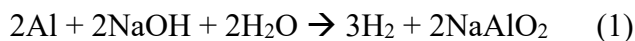
Metodología

Obtención de los reactivos

El aluminio reciclado se obtuvo de un taller aluminero, siendo aproximadamente recolectados 1.5 kg de virutas con tamaño promedio de 2.5 x 0.3 cm. Para la experimentación, se pesaron 40 g de virutas de aluminio que fueron sometidas a un lavado con extran al 70% en un baño ultrasónico durante 1 h. Posteriormente, se realizó el mismo procedimiento primero con hexano, y después con metanol, cada uno con una estancia en el baño ultrasónico de 30 min. Finalmente, el aluminio se colocó en un recipiente con acetona y se dejó secar a temperatura ambiente. Se preparó una solución de hidróxido de sodio (grado reactivo) 5 M, misma que se usó en todas las pruebas.

Montaje experimental

Se calculó de manera estequiométrica la reacción de aluminio e hidróxido de sodio para poder determinar qué cantidad de hidróxido de sodio (5 M) era necesaria para que el reactivo limitante de la reacción fuera el aluminio. En la ecuación 1 se presenta la reacción teórica.



Se pesaron 0.5 g de aluminio con ayuda de la balanza analítica y se colocaron en un vial Headspace el cual fue sellado. Se mezclaron 0.5 g de aluminio con 5 mL de NaOH en el vial inyectándolo con una aguja hipodérmica. El experimento se realizó por triplicado. Se armó el sistema de captura de H₂ con una trampa volumétrica para poder determinar la cantidad de H₂ generado en la reacción. Las reacciones se llevaron a cabo a temperatura ambiente (28 °C), 30, 40 y 50 °C. En la Fig. 1 se muestra el sistema ensamblado.

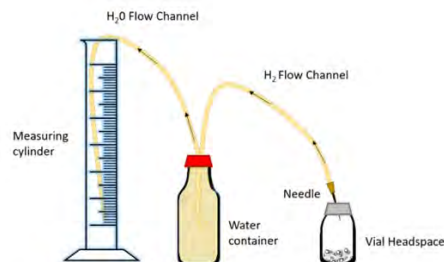


Fig. 1. Montaje experimental de la reacción de hidrólisis de aluminio [5].

Análisis de los productos de la reacción

Hidrógeno

Con la finalidad de investigar el efecto de la temperatura en la producción de hidrógeno a partir de la hidrólisis del aluminio, se efectuó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía con un nivel de significancia alfa de 0.05 (5%); siendo la variable dependiente la producción de hidrógeno y la variable independiente el factor temperatura con 4 niveles, 28 °C, 30 °C, 40 °C y 50 °C, con tres repeticiones. Para el análisis cualitativo del H₂ se utilizó un cromatógrafo de gases marca Perkin Elmer modelo Clarus 500 acoplado a un detector de conductividad térmica (TDC, por sus siglas en inglés) inyector Split/Splitless (sl/sll, por sus siglas en inglés) a 50 °C (temperatura del inyector). El gas acarreador fue nitrógeno grado cromatográfico a un flujo de 30 mL/min, como fase estacionaria se utilizó la columna de fase reversa elite-GC GS molesieve (30m x 0.53 mm de ID). El horno se encontraba a una temperatura isotérmica de 50 °C y el volumen de inyección de muestra fue de 1 mL durante 10 minutos.

Residuos sólidos

Para la caracterización de las muestras sólidas se utilizó un microscopio electrónico (Philips XL30 ESEM FEG) acoplado con análisis elemental mediante espectroscopía de dispersión de energía de rayos X, así como un equipo de difracción de rayos X (Bruker D-8 Advance, radiación Cu Kα1 con $\lambda = 1.5406 \text{ \AA}$) con análisis de ángulo 2θ de 10 a 70°, tiempo de paso 0.5 s y tamaño de paso 0.02 grados.

Resultados y discusión

Se comparó la cantidad total de hidrógeno producida en las cuatro diferentes temperaturas (Tabla 1). Los experimentos se realizaron por triplicado para poder obtener una estimación del error experimental, la varianza y así poder hacer una comparación estadística.

TABLA 1.
PRODUCCIÓN ACUMULADA DE HIDRÓGENO GENERADO A DIFERENTES TEMPERATURAS.

Temperatura (°C)	Media $\pm$ E.E.
40	668.80 $\pm$ 12.16
28	665.60 $\pm$ 12.16
30	649.60 $\pm$ 12.16
50	648.00 $\pm$ 12.16

E.E. = Error estándar

De acuerdo con los resultados del ANOVA, para el factor temperatura no se encontraron diferencias estadísticas significativas ($P = 0.53 > 0.05$); por lo tanto, no se rechaza la hipótesis nula concluyendo que los diferentes niveles del factor temperatura tienen efectos similares en la producción de hidrógeno. Con base en este resultado, se tomó la decisión de analizar a los productos de la reacción a temperatura ambiente. Los resultados se presentan a continuación.

Pureza del hidrógeno obtenido

La reacción efectuada a 28 °C tiene una eficiencia de 95.71%, produciendo 665.6 mL de H₂, lo que equivale a 0.0536 g de H₂. El análisis cromatográfico mostró dos picos, los cuales son característicos de los gases presentes, el pico mayor corresponde al H₂, contenido en las muestras obtenidas y el pico menor coincide con el N₂. Se realizaron tres muestras para su comparación estadística y el porcentaje de H₂ obtenido en cada una de las muestras y los resultados se observan en la Tabla 2.

TABLA 2.
ANÁLISIS DE H₂ PRESENTE EN EL GAS GENERADO.

Muestras	mL de H ₂ por mL de muestra	% de H ₂
M1	0.96	96%
M2	0.96	96%
M3	0.88	88%

Residuos sólidos

Las muestras que se analizaron por microscopía electrónica de barrido presentan las mismas características, es decir, están formadas por aglomerados micrométricos sin ninguna morfología distintiva. En la Fig. 2A se observan aglomerados de diferentes tamaños (mayores a 1 micra),

mientras que en la Fig. 2B se aprecian partículas más pequeñas y dispersas. Como parte del análisis elemental se obtuvieron los espectros de energía mostrados en las Fig. 3A y 3B. Los resultados obtenidos por difracción de rayos X Fig. 4) presentan las siguientes fases cristalinas en mayor proporción: gibbsita ($\text{Al}(\text{OH})_3$), peróxido de sodio hidratado ($\text{Na}_2\text{O}_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$), aluminato de sodio hidratado ($\text{Na}_2\text{Al}_2\text{O}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) e hidruro de aluminio (AlH_3).

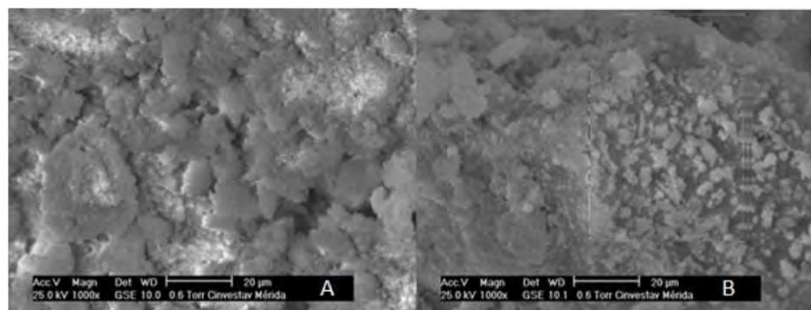


Fig. 2. Micrografías representativas en dos zonas diferentes del subproducto sólido obtenido.

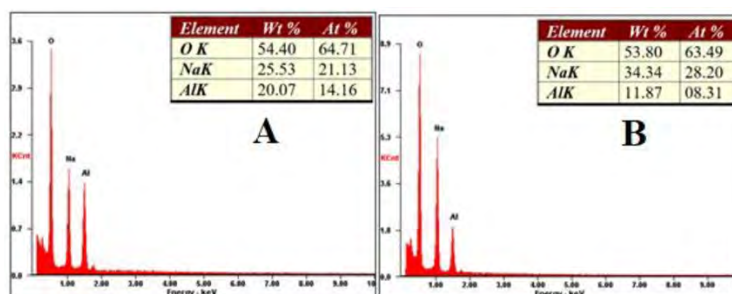


Fig. 3. Espectros del análisis elemental correspondientes a las micrografías de la Fig. 2.

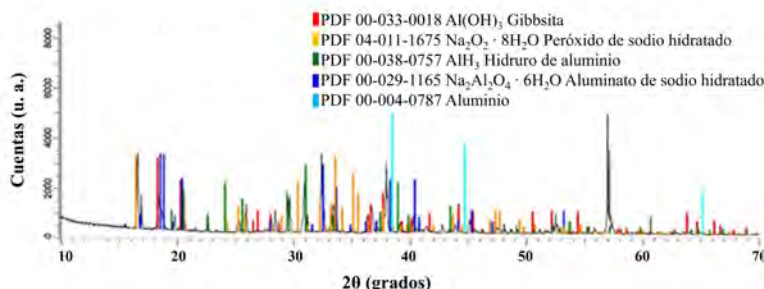


Fig. 4. Difractograma correspondiente del subproducto sólido obtenido.

De los subproductos mayoritarios encontrados en la reacción, destacan las siguientes aplicaciones:

- Gibbsita: Se utiliza como coagulante en el tratamiento de aguas residuales. Se puede purificar para utilizarse como aluminio.
- Peróxido de sodio: Se utiliza en blanqueadores de ropa, ya que al reaccionar con el agua se produce peróxido de hidrógeno, un agente blanqueador. Actualmente se utiliza principalmente en la extracción de minerales.



- Hidruro de aluminio: Se ha convertido en un material de almacenamiento de hidrógeno.
- Aluminato de sodio: Se utiliza para la elaboración de vidrio resistente al choque térmico. Debido a su resistividad eléctrica alta, tiene la capacidad de actuar como aislante eléctrico.

Conclusiones

La temperatura (28, 30, 40 y 50 °C) tiene un efecto en la velocidad de la reacción pero no en el volumen de producción de H₂. Por tal motivo, se propone efectuar la reacción a la temperatura ambiente (28 °C) para evitar la inversión energética al calentar la solución de NaOH, aunado a que aplicaciones como la alimentación de combustible a una celda tipo PEM (proton exchange membrane, por sus siglas en inglés), no requiere de una rápida tasa de producción. Los subproductos generados en la reacción constituyen una nueva fuente de producción de aluminio (gibbsita) y de materiales que se emplean en la industria (el aluminato de sodio se usa como aditivo en las resinas). Estas características ofrecen un valor agregado muy importante a los residuos que se obtienen.

Agradecimientos

Se agradecen las facilidades otorgadas para la realización de este trabajo al Laboratorio de Ambiental de la Facultad de Ingeniería de la UADY y al CINVESTAV-IPN, Mérida.

Referencias

- [1] Y. T. Chen, L. Y. Huang, y H. W. Wang, “Optimization of aluminum hydroxide catalyst for efficient hydrogen generation from aluminum-water reaction” en International Journal of Hydrogen Energy, 2024, pp. 303-309.
- [2] A. Hammad, F. Ning, S. Zou, Y. Liu, B. Tian, C. He, Z. Chai, Q. Wen, L. He. y X. Zhou, “Aluminum hydrolysis for hydrogen generation enhanced by sodium hydride” en International Journal of Hydrogen Energy, 2024, pp. 138-148.
- [3] R. N. Mutlu, J. Kandasamy, T. B. Kıymaz, D. Güleriyüz, E. Böncü, E. Eroğlu, y İ. Gökalp, “Optimization of aluminum hydrolysis reactions and reactor design for continuous hydrogen production using aluminum wire feeding”, International Journal of Hydrogen Energy, 2024, pp. 1390-1403.
- [4] T. Wu, F. Xu, L. X. Sun, Z. Cao, H. L. Chu, Y. J. Sun, L. Wang, P. Chen, J. Chen, Y. Pang, Y. Zou, S. Qiu, C. Xiang y H. Z. Zhang, “Al-Li3AlH6: A novel composite with high activity for hydrogen generation”, International journal of hydrogen energy, 2014, pp. 10392-10398.
- [5] M. E. Soberanis, C. Vales-Pinzón, E. Hernández-Núñez, M. Flota-Bañuelos, J. Medina, R. Quintal-Palomo, L. San-Pedro y M. Ruiz-Gómez, “Temperature dependence on hydrogen production from hydrolysis reaction of recycled aluminum”, Clean Technologies and Environmental Policy, 2023, pp. 35-49.

Impactos de la descomposición de residuos sólidos en sitios de disposición final, generación de lixiviados y riesgos a la salud

Gabriela Eleonora Moeller Chávez ^a, Catalina Ferat Toscano ^b

^a Consultora en Ing. Ambiental Cuernavaca, Mor.62166. México

^b Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, CDMX, 04510, México

*gabriela.moeller@gmail.com; cferat@unam.mx

Abstract

This paper analyzes the impacts of solid waste decomposition at final disposal sites, focusing on leachate generation and health risks. The amount of municipal solid waste (MSW) has increased significantly in Mexico, underscoring the need for proper management. Most of this waste is deposited in sanitary landfills, controlled landfills, and open-air dumps. Despite regulations like NOM-083-SEMARNAT-2003, which requires infrastructure for contaminant control, a large number of landfills in the country lack adequate waterproofing systems, which increases the risk of contamination by leachate—a toxic liquid that forms when rainwater filters through decomposing waste. Its composition is complex and varies depending on the region and age of the landfill and includes heavy metals, organic contaminants, and a wide variety of microorganisms and pathogens, such as *E. coli* and *Salmonella*. Exposure to these pathogens through contaminated water or soil can cause gastrointestinal and respiratory diseases, as well as long-term health problems. Additionally, the presence of antibiotic-resistance genes has been detected, which represents a serious threat to human health. The lack of control at landfills allows leachate to filter and contaminate groundwater and surface water. This not only endangers the drinking water supply but also affects aquatic ecosystems by accumulating contaminants in sediments and the food chain. The respective regulatory framework in the country is also mentioned.

Resumen

Este trabajo analiza los impactos de la descomposición de residuos sólidos en sitios de disposición final, con un enfoque en la generación de lixiviados y los riesgos para la salud. La cantidad de residuos sólidos urbanos (RSU) ha aumentado significativamente en México, lo que subraya la necesidad de una gestión adecuada. La mayoría de estos residuos se depositan en rellenos sanitarios, rellenos de tierra controlados y tiraderos a cielo abierto. A pesar de la existencia de normativas como la NOM-083-SEMARNAT-2003 que exigen infraestructura para el control de contaminantes, una gran cantidad de sitios de disposición final en el país carece de sistemas de impermeabilización adecuados, lo que aumenta el riesgo de contaminación por lixiviados —líquidos tóxicos que se forman cuando el agua de lluvia se filtra a través de los residuos en descomposición. Su composición es compleja y varía según la región y la edad del vertedero e incluye metales pesados, contaminantes orgánicos y una gran variedad de microorganismos y patógenos como *Escherichia coli* y *Salmonella*. La exposición a estos patógenos a través del agua o el suelo contaminados puede provocar enfermedades gastrointestinales, respiratorias y problemas de salud a largo plazo. Adicionalmente, se ha detectado la presencia de genes de resistencia a antibióticos, lo cual representa una seria amenaza para la salud humana. La falta de control en los vertederos permite que el lixiviado se filtre, contaminando aguas subterráneas y superficiales. Esto no solo pone en peligro el suministro de agua potable, sino que también afecta a los ecosistemas acuáticos al acumular contaminantes en los sedimentos y en la cadena alimenticia. Se menciona de igual forma el respectivo marco regulatorio en el país.

Palabras clave: lixiviado, relleno sanitario, residuos sólidos urbanos, patógenos, salud humana

Introducción

Cada año se generan en todo el mundo más de dos mil millones de toneladas de residuos sólidos urbanos (RSU) [1]. Su composición y volumen varía significativamente dependiendo de factores como el crecimiento demográfico, la industrialización, la región y la adopción de modelos económicos que incentivan el consumo, entre otros [1, 2, 3].

En México, la generación de RSU se ha incrementado un 42.6% en los últimos veinte años [4]. De acuerdo con las últimas cifras publicadas en 2020, a nivel nacional se genera un total de 120,128 t/día de residuos, de los cuales el 31.55% podrían ser aprovechables, el 46.42% son de origen orgánico y el 22.03% corresponden a otro tipo de residuos que quizá no sean aprovechables [5]. Este incremento en la generación de RSU obliga a examinar la forma en que se recolectan, manejan y envían a su destino final.

Una de las amenazas que representan los sitios de disposición final y que suele pasar desapercibida es la generación de lixiviados [6]. Estos son líquidos tóxicos que se forma cuando el agua de lluvia y los residuos en descomposición se mezclan, creando un coctel de metales pesados, contaminantes orgánicos y sustancias químicas peligrosas [6]. Se han identificado cerca de 200 sustancias peligrosas en lixiviados, con efectos cancerígenos, de toxicidad aguda y genotoxicidad [7], de ahí la importancia de emplear técnicas de monitoreo y tratamiento pertinentes para evitar la contaminación de aguas subterráneas. En este trabajo se mostrará el proceso de generación de lixiviados y los impactos que suponen a la salud humana y los ecosistemas.

Sistema de gestión de residuos y formación de lixiviados

Disposición final de residuos

Posteriormente a su recolección, los RSU son llevados a una zona de transferencia, en donde son trasladados de las unidades de recolección a vehículos de mayor capacidad a fin de que puedan ser transportados a las plantas de tratamiento o a los sitios de disposición final [8]. Es aquí en donde los RSU son confinados permanentemente en zonas e instalaciones que permitan evitar su propagación y los posibles daños a la salud de la población y de los ecosistemas [9].

En México se cuenta con tres tipos de sitios de disposición final para los RSU: rellenos sanitarios, rellenos de tierra controlados y sitios no controlados o tiraderos a cielo abierto [10]. Aunque los dos primeros comparten especificaciones de infraestructura y operación, los rellenos sanitarios cuentan además con métodos e infraestructura específica para controlar la fuga de lixiviados y la generación de biogás [3]. Por otro lado, los sitios no controlados son tiraderos a cielo abierto en los que los residuos se dejan al descubierto y sin tratamiento, dejándolos expuestos a las inclemencias del tiempo —por ejemplo, la lluvia—, sin una gestión adecuada de las emisiones gaseosas y líquidas [11].

En 2013, poco más del 74.5% del volumen de RSU generado a nivel nacional se depositó en rellenos sanitarios, el 21%, en sitios no controlados y el 5% restante fue reciclado [9]. Según la NOM-083-SEMARNAT-2003, los rellenos sanitarios deben garantizar la extracción, captación, conducción y control de los biogases generados; garantizar la captación y extracción de los lixiviados; contar con drenajes pluviales para el desvío de escurrimientos y el desalojo del agua de lluvia; y controlar la dispersión de materiales ligeros, así como la fauna nociva y la infiltración pluvial [3]. Sin embargo, de los 2,250 sitios de disposición final distribuidos en el país en 2022, sólo 802 (el 35.6%) contaban con algún sistema de impermeabilización [8]. Sin una impermeabilidad adecuada, los lixiviados generados

representan una seria amenaza de contaminación del suelo y los recursos hídricos por percolación a través del suelo y escorrentía superficial [11, 12].

Procesos en un relleno sanitario

Una vez depositados en el relleno sanitario, los RSU experimentan notables procesos de biodegradación microbiana y reacciones químicas seguidas de producción de lixiviados y gases, generación de calor, y compresión y deformación de residuos. Estos procesos pueden provocar emisiones de gases de efecto invernadero, contaminación del aire por calentamiento global, fugas de lixiviados, contaminación de aguas subterráneas, impactos en la salud y fallas en los taludes de los vertederos (ver Fig. 1) [13].

La degradación biológica de la basura en los vertederos municipales depende del contenido de materia orgánica presente en ellos [13]. Dependiendo de los métodos de aireación, los procesos de biodegradación se clasifican en aeróbicos, semiaeróbicos (o híbridos) y anaeróbicos (ver Fig. 2) [13].



Fig. 1. Procesos de los rellenos sanitarios, riesgos asociados y su gestión.
Fuente: Traducido de [13].

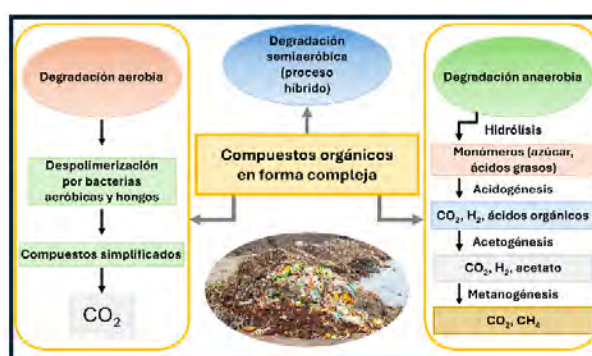


Fig. 2. Procesos de biodegradación de los residuos sólidos.
Fuente: Traducido de [13].

Mecanismos de formación de lixiviados

Los lixiviados son líquidos que se generan en los rellenos sanitarios a partir de la percolación de la lluvia a través de los residuos, la humedad propia de estos y la descomposición biológica de la materia orgánica [14].

Los factores que influyen en su generación incluyen la infiltración del agua, cobertura de los desechos sólidos, aspectos climatológicos, tipo de maquinaria para compactación, humedad y tipo de compactación según el tipo de RSU, actividades microbianas en cada una de las etapas de maduración de los lixiviados, operación del relleno sanitario y la intrusión de aguas subterráneas [12].

Los lixiviados son el resultado de la compleja actividad metabólica de consorcios de bacterias y arqueas que descomponen la materia orgánica en un proceso conocido como digestión anaerobia. Este proceso biológico no requiere oxígeno y se lleva a cabo en cuatro fases consecutivas:

1. **Hidrólisis:** Las macromoléculas orgánicas, como carbohidratos, lípidos y proteínas, se rompen en compuestos más simples.
2. **Acidogénesis:** Los compuestos de la fase anterior se transforman en ácidos grasos volátiles (AGV), alcoholes y otros compuestos de bajo peso molecular. En esta fase participan bacterias

como *Clostridium*, *Bacteroides*, *Butyrivibrio*, y *Streptococcus*.

3. **Acetogénesis:** Los productos de la acidogénesis se convierten en acetato, dióxido de carbono (CO_2) e hidrógeno (H_2).
4. **Metanogénesis:** Los productos de la acetogénesis son consumidos por arqueas metanogénicas para producir metano (CH_4). Dos géneros clave en esta etapa son *Methanosaeta* y *Methanosarcina*.

Un estudio realizado sobre el lixiviado de la planta de compostaje del Bordo Poniente identificó que los filos dominantes eran *Bacteroidetes* (bacterias) y el género *Methanosarcina* (arqueas) [15].

Composición de lixiviados

La composición de los lixiviados depende del país o región, tipo de residuos y edad del relleno sanitario [11, 12], así como de la fase de degradación, el contenido de humedad del residuo y la tecnología empleada en el relleno sanitario [16]. En general, están compuestos por una gran variedad de contaminantes orgánicos e inorgánicos, que se clasifican en materia orgánica —biodegradable y biorefractaria—, macro componentes inorgánicos —amonio-nitrógeno ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) y cloruros—, metales pesados —manganeso (Mn), zinc (Zn), cobre (Cu), cromo (Cr), arsénico (As), plomo (Pb), cadmio (Cd) o mercurio (Hg)— y compuestos xenobióticos —aromáticos, ftalatos, fenoles, pesticidas y otros contaminantes [12, 16, 2, 17].

Microorganismos patógenos identificados

Los lixiviados de los rellenos sanitarios son ambientes propicios para el crecimiento y supervivencia de una amplia variedad de microorganismos patógenos y oportunistas, que representan un riesgo directo para la salud pública.

- **Bacterias:** Estudios en rellenos sanitarios en México y a nivel internacional han aislado una diversidad de bacterias de importancia clínica. Se han identificado bacterias enteropatógenas como *Escherichia coli* y especies de *Salmonella* y *Shigella*. Además, se han encontrado bacterias oportunistas, muchas de ellas responsables de infecciones nosocomiales, incluyendo *Pseudomonas aeruginosa*, *Klebsiella pneumoniae*, *Acinetobacter baumannii* y especies de *Bordetella* y *Brucella*.
- **Virus:** Los lixiviados pueden contener partículas de virus entéricos como el poliovirus, así como adenovirus y enterovirus. Aunque se ha observado que la persistencia viral en lixiviados es variable, con una duración que oscila de días a meses, esta persistencia es suficiente para representar un riesgo de contaminación para las fuentes de agua subterránea.
- **Parásitos y otros microorganismos:** Más allá de las bacterias y los virus, los lixiviados también son un medio para la supervivencia de parásitos y hongos patógenos. Se han identificado protozoos como *Giardia lamblia*, *Entamoeba histolytica* y *Dicrocoelium dendriticum*, así como helmintos como *Strongyloides stercoralis*. De igual manera, se han aislado hongos patógenos como *Aspergillus fumigatus* y especies de *Candida*, *Penicillium* y *Rhizopus*.

Cabe mencionar que el lixiviado de los rellenos sanitarios también es considerado como un reservorio de genes de resistencia a los antibióticos (GRA), los cuales se transmiten entre microorganismos mediante transferencia horizontal [18]. Los GRA transferidos a patógenos representan una amenaza

significativa para la salud humana [18]. Factores como los metales pesados, los residuos de antibióticos, la temperatura y el pH afectan la presencia y propagación de los GRA en el lixiviado, así como la estructura bacteriana del mismo [18].

Impactos a la salud

El impacto ambiental de los lixiviados afecta tanto la salud de los ecosistemas como la calidad de vida de las comunidades cercanas a los vertederos y rellenos sanitarios [12].

La exposición a los lixiviados y los contaminantes asociados puede provocar una serie de problemas de salud, tanto a corto como a largo plazo [2]. Un estudio en Tecámac, Estado de México, encontró una correlación entre la contaminación por lixiviados y aerosoles del basurero con las enfermedades reportadas por la población local.

- **Enfermedades infecciosas:** Las bacterias patógenas en los lixiviados pueden causar enfermedades gastrointestinales, como disentería, diarrea, fiebre tifoidea y salmonelosis.
- **Enfermedades respiratorias:** La exposición a bioaerosoles puede provocar asma, bronquitis y faringoamigdalitis, especialmente durante los meses de invierno.
- **Afecciones crónicas:** La exposición prolongada a metales pesados como arsénico (As), plomo (Pb), mercurio (Hg) y cromo (Cr), presentes en los lixiviados, se ha relacionado con daños neurológicos, renales, hepáticos y cardiovasculares, así como dermatitis y enfermedades causadas por hongos y virus.

Vulnerabilidad de las aguas subterráneas

La lixiviación de contaminantes hacia las aguas subterráneas puede poner en peligro el suministro del agua potable y afectar la salud humana [12].

La contaminación de las aguas subterráneas se produce en un radio de 200 a 1000 m alrededor de un relleno sanitario [18]. Factores como la composición y la edad de los residuos sólidos, las condiciones hidrológicas del relleno sanitario y las condiciones meteorológicas afectan la extensión y la velocidad de penetración de los lixiviados [18]. El contacto entre los residuos del vertedero y la precipitación acelera la infiltración del lixiviado contaminado en las aguas subterráneas [18]. Las aguas subterráneas y superficiales contaminadas con lixiviados pueden provocar la muerte de vida acuática, la eutrofización de los cuerpos de agua y la pérdida de hábitats naturales [2,12]. Además, los contaminantes presentes en los lixiviados pueden acumularse en los sedimentos y en los tejidos de los organismos, afectando la cadena alimenticia y la salud de los ecosistemas acuáticos a largo plazo [12]. Por citar un ejemplo, en un estudio efectuado por [16], se encontró que la alta toxicidad de los lixiviados de un relleno sanitario en Yucatán afectaba el desarrollo embrionario del *Danio rerio*.

Marco regulatorio

NOM-083-SEMARNAT-2003

La Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003 establece las especificaciones de protección ambiental para los sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial en cuanto a la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras

complementarias, así como la clasificación de los diferentes sitios de disposición final y las disposiciones generales para su ubicación [19].

Aunque no especifica directamente el monitoreo de parámetros microbiológicos como coliformes en la lista de análisis obligatorios para los lixiviados, sí incluye la DBO₅, que es un indicador indirecto de la actividad microbiana, y exige la caracterización biológica de las aguas subterráneas en el sitio.

Es importante destacar que las buenas prácticas ambientales y las normativas más recientes o específicas de descarga de aguas residuales (como la NOM-001-SEMARNAT 2021, que sí establece límites para coliformes en descargas) sí exigirán el monitoreo microbiológico del efluente si el lixiviado es tratado y descargado a un cuerpo de agua. Por lo tanto, aunque la 083 no lo detalle explícitamente para el lixiviado crudo, en la práctica y para asegurar el cumplimiento ambiental, el monitoreo microbiológico es esencial.

Cabe mencionar que, de acuerdo con [20], el marco legal que reglamenta la gestión de RSU tiene bajos niveles de cumplimiento: la falta de incentivos para impulsar la valorización de los residuos aunado a los altos impuestos para la disposición final da por resultado las disposiciones clandestinas.

Conclusiones

- El principal contaminante derivado de la descomposición de los residuos es el **lixiviado**, un líquido altamente tóxico, cuya composición no solo incluye contaminantes químicos y metales pesados, sino también una diversidad de **microorganismos patógenos** (bacterias, virus, parásitos y hongos) que pueden sobrevivir en este medio. Aún más alarmante es la identificación de **genes de resistencia a antibióticos (GRA)** en los lixiviados, lo que convierte a los vertederos en reservorios que contribuyen a la propagación de la resistencia antimicrobiana, un problema de salud global.
- El manejo inadecuado de los RSU en México representa una **amenaza significativa y creciente para la salud pública y el medio ambiente**. A pesar de la existencia de un marco normativo, como la NOM-083-SEMARNAT-2003, su bajo nivel de cumplimiento y la prevalencia de sitios de disposición final sin la infraestructura adecuada de impermeabilización elevan considerablemente los riesgos.
- La filtración de lixiviados hacia el suelo contamina de manera directa los **recursos hídricos subterráneos y superficiales**, comprometiendo el suministro de agua potable y afectando a los ecosistemas acuáticos. La exposición a estos contaminantes, ya sea a través de la ingesta de agua o el contacto con bioaerosoles, se ha correlacionado con una serie de **enfermedades gastrointestinales, respiratorias y crónicas**.
- Se enfatiza en la **urgente necesidad de fortalecer la gestión integral de residuos** en el país. Esto no solo implica una mayor inversión en infraestructura de rellenos sanitarios, sino también una estricta aplicación de la normativa, un monitoreo más riguroso de parámetros microbiológicos y la promoción de un marco legal que impulse la valorización de residuos para disminuir la presión sobre los sitios de disposición final. La protección de la salud humana y de los ecosistemas depende directamente de una gestión de residuos efectiva y responsable.

Referencias

- [1] United Nations Environment Programme, *Global Waste Management Outlook 2024. Beyond an age of waste: Turning rubbish into a resource*. Nairobi, 2024. Disponible en: https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/44939/global_waste_management_outlook_2024.pdf?sequence=3
- [2] J. A. Ramírez Castillo, “Peligros Potenciales por Residuos Sólidos Urbanos y Normatividad en México”, 2024, Disponible en: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/935372/TEMA_2_Fenomenos_Sanitario_Ecologicos.pdf
- [3] Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], *Informe de la situación del medio ambiente en México: Compendio de estadísticas ambientales, indicadores clave y de desempeño ambiental*, Edición 2012, México, 2013. Disponible en: https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_12/pdf/Informe_2012.pdf
- [4] N. M. Jiménez Martínez, “Los residuos en México: un diagnóstico poco alentador”, *La Jornada*, mayo 19, 2024. [En línea]. Disponible en: <https://ecologica.jornada.com.mx/2024/05/19/los-residuos-en-mexico-un-diagnostico-poco-alentador-9463.html#:~:text=Aunque%20no%20tenemos%20certeza%20sobre%20la%20cantidad,asciende%20a%20120%20mil%20128%20toneladas%20diarias>
- [5] Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], *Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de los Residuos*. México, 2020. Disponible en <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/554385/DBGIR-15-mayo-2020.pdf>. [Acceso: julio 25, 2025].
- [6] ACTenviro, “What is Leachate: Hidden Dangers in Landfill Water”, *ACTenviro*, Abril 1, 2025. [Online]. Disponible en: <https://www.actenviro.com/what-is-leachate/#:~:text=The%20chemical%20composition%20of%20leachate,risks%20if%20not%20properly%20managed.&text=Leachate%20can%20leak%20from%20landfills,neurological%20disorders%20and%20organ%20damage>
- [7] Instituto de Ciencias Físicas, UNAM, *Contaminación por Lixiviados en México: Un Problema Que Resolver*, (Marzo 21, 2025). Acceso: Julio 25, 2025. Disponible en: https://www.youtube.com/live/yj-UcnG-ip8?si=ICQ26_sLC-0pVi7B
- [8] INEGI, “Estadísticas a propósito del Día Mundial del Medio Ambiente”, junio 2025. [En línea]. Disponible en: https://www.inegi.org.mx/contenidos/saladeprensa/aproposito/2025/EAP_MedioAmb_25.pdf
- [9] Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], *Informe de la situación del medio ambiente en México 2015: Compendio de estadísticas ambientales, indicadores clave, de desempeño ambiental y de crecimiento verde*, Edición 2015, México, 2016. Disponible en: https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe15/tema/pdf/Informe15_completo.pdf
- [10] P. Herrera, “Rellenos sanitarios: solución técnica contra la crisis de residuos”, *UNAM Global Revista*, 2025. Disponible en https://unamglobal.unam.mx/global_revista/rellenos-sanitarios-solucion-residuos/#:~:text=La%20gesti%C3%B3n%20de%20los%20residuos,de%20vida%20de%20las%20comunidades
- [11] V. Gunarathne, A. J. Phillips, A. Zanoletti, A. U. Rajapaksha, M. Vithanage, F. Di Maria, A. Pivato, E. Korzeniewska, & E. Bontempi, “Environmental pitfalls and associated human health risks and ecological impacts from landfill leachate contaminants: Current evidence, recommended interventions and future directions”, *Science of The Total Environment*, vol. 912, 2024, Art. no. 169026. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169026>
- [12] J. P. Morales, C. A. Goitia, S. G. Guillen, & J. F. Morales, *Lixiviados y Desechos Sólidos: Una Inmersión Profunda en la Gestión Ambiental*, Ecuador: Editorial Patria, 2024. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/380530147_LIXIVIADOS_Y_DESECHOS_SOLIDOS



- [13] S. Dhiman, K. Khanna, J. Kour, A. D. Singh, T. Bhardwaj, K. Devi, N. Sharma, V. Kumar, & R. Bhardwaj, “Landfill bacteriology: Role in waste bioprocessing elevated landfill gases elimination and heat management”, *Journal of Environmental Management*, vol. 354, 2024, Art. no. 120364.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120364>
- [14] C. D. Caranqui Chuma, “Tratabilidad de lixiviados sanitarios”, Tesis de Licenciatura, Facultad de Ingeniería Civil y Ambiental, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador, 2022. Disponible en:
<https://bibdigital.epn.edu.ec/bitstream/15000/22953/1/CD%2012412.pdf>
- [15] A. K. Gállego Bravo, D. A. Salcedo Serrano, G. López Jiménez, K. Nirmalkar, S. Murugesan, J. García-Mena, M. E. Gutiérrez Castillo, L. R. Tovar Gálvez, “Microbial Profile of the Leachate from Mexico City’s Bordo Poniente Composting Plant: An Inoculum to Digest Organic Waste”, *Energies*, vol. 12, no. 12, 2019, Art. no. 2343. <https://doi.org/10.3390/en12122343>
- [16] A. M. Escalante-Mañe, E. Hernández-Nuñez, R. I. Méndez-Novelo, G. Giacomán-Vallejos, A. A. González-Sánchez, M. A. Quintanilla-Mena, M. E. Romellón-Orozco, & C. Puch-Hau, “Exposure to Landfill Leachates Affects the Embryonic Development of Zebrafish, *Danio rerio*: A Case Study in Yucatan, Mexico”, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, vol. 108, pp. 526–531, 2022.
<https://doi.org/10.1007/s00128-021-03237-0>
- [17] N. Remmas, N. Manfe, I. Zerva, P. Melidis, R. Raga, & S. Ntougias, S. “A Critical Review on the Microbial Ecology of Landfill Leachate Treatment Systems”, *Sustainability*, vol.15, no. 2, 2023, Art. whatno. 949. <https://doi.org/10.3390/su15020949>
- [18] W. Shen, H. Zhang, X. Li, D. Qi, R. Liu, G. Kang, J. Liu, N. Li, S. Zhang & S. Hu, “Pathogens and antibiotic resistance genes during the landfill leachate treatment process: Occurrence, fate, and impact on groundwater”, *Science of The Total Environment*, vol. 903, 2023, Art. no. 165925.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165925>
- [19] Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], *Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial*. México: Diario Oficial, 2004.
- [20] Asociación Mexicana de Empresas Ambientales [AMEXA], “La gestión de residuos en México”, inegi.org.mx, 2023. Disponible en
https://www.inegi.org.mx/contenidos/inegi/ccu/2023/primera_sesion/presentaciones/problematicas_ambientales.pdf

METODOLOGÍA INTEGRAL PARA EL DISEÑO Y LA EVALUACIÓN DE LA SEGURIDAD OPERATIVA DE UN SISTEMA PILOTO DE TRATAMIENTO FENTON DE LIXIVIADOS DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

Isidro Montes Ávila^a, Ana Maribel Pilar Escalante Mañé^a, Germán Giácoman Vallejos^a, Virgilio Rene Góngora Echeverría^{a*}, Carlos Alberto Quintal Franco^a, Johana Margarita Ayala Sánchez^a

^a Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Avenida Industrias No Contaminantes por Periférico Norte S/N C.P. 97302, Mérida, Yucatán, México.

* Dra. Ana Maribel Pilar Escalante Mañé, email: pilar.escalante@correo.uady.mx

* Dr. Virgilio René Góngora Echeverría, email: virgilio.gongora@correo.uady.mx

Abstract

Municipal solid waste (MSW) leachates are highly polluting liquids that pose environmental and public health risks. This study presents the design and safety evaluation of pilot plant for leachate treatment using the Fenton process. The methodology integrated Technology Readiness Levels (TRL), SWOT analysis, Quality House (QH), and risk management tools such as Ishikawa diagrams, the Mond Index, and Safety Failure Mode and Effect Analysis (FMEA-S). Results show that Fenton technology presents an adequate level of readiness for pilot-scale implementation and that the critical safety factors are related to reagent handling and environmental conditions. The proposed design offers an innovative, versatile, and sustainable solution for MSW leachate treatment.

Keywords: Leachates, Fenton process, wastewater treatment.

Resumen

Los lixiviados de residuos sólidos urbanos (RSU) son líquidos altamente contaminantes que representan riesgos ambientales y de salud pública. Este estudio presenta el diseño y la evaluación de seguridad de una planta piloto para el tratamiento de lixiviados mediante el proceso Fenton. La metodología integró niveles de madurez tecnológica (TRL), análisis FODA, análisis de Casa de la Calidad (HQ) y herramientas de gestión de riesgos como diagramas de Ishikawa, índice de Mond y Análisis de Modo y Efecto de Falla de Seguridad (AMEF-S). Los resultados muestran que la tecnología Fenton presenta un nivel de preparación adecuado para su implementación a escala piloto y que los factores críticos de seguridad se relacionan con el manejo de reactivos y las condiciones ambientales. El diseño propuesto ofrece una solución innovadora, versátil y sostenible para el tratamiento de lixiviados de RSU.

Palabras clave: lixiviado, proceso Fenton, tratamiento de aguas residuales.

Introducción

Los lixiviados de los residuos sólidos urbanos (RSU) son líquidos que contienen altas cantidades de iones inorgánicos, compuestos orgánicos y otros elementos tóxicos como metales pesados y amoníaco [1]. La contaminación del agua por lixiviados representa una amenaza creciente que

afecta a comunidades de todo el mundo, debido a su alta toxicidad y difícil degradación. A pesar de los numerosos avances tecnológicos para el tratamiento de los lixiviados, la mayoría de ellos se mantienen validados únicamente a nivel de laboratorio; los obstáculos económicos, ambientales y regulatorios dificultan la aplicación de técnicas avanzadas a mayor escala [2]. Los procesos de oxidación avanzada, como el proceso Fenton, han demostrado ser una alternativa promisorio para el tratamiento de aguas residuales complejas. En condiciones ácidas, el proceso Fenton combina iones ferrosos y peróxido de hidrógeno para generar radicales hidroxilos que oxidan la materia orgánica (MO) con ventajas como simplicidad, eficiencia y bajo consumo energético [3]. El tratamiento Fenton, aplicado a lixiviados en diferentes partes del mundo, ha logrado remociones de la MO, medida como demanda química de oxígeno (DQO), >70 %, la cual puede incrementarse modificando la configuración del proceso y optimizando los parámetros operativos [4]. No obstante sus ventajas, la aplicación del proceso Fenton a escala piloto es limitada, lo que genera un vacío en la planificación y el análisis estratégico del escalamiento de esta tecnología. A este respecto, existen diversas herramientas de gestión y evaluación estratégica de proyectos de innovación tecnológica como lo son el Diagnóstico de Madurez Tecnológica, el análisis FODA y la Casa de la Calidad (HQ) del Despliegue de la Función de la Calidad (QFD) de la metodología de Investigación y Desarrollo Experimental (I+D) las cuales orientan la planeación y toma de decisiones en el diseño y desarrollo de sistemas innovadores. Asimismo, la incorporación de metodologías para el análisis de riesgos como el uso del Diagrama de Causa y Efecto (Ishikawa), el Índice Mond, el Análisis de Modo y Efecto de Falla de Seguridad (AMEF-S), entre otros, contribuyen a identificar, priorizar y mitigar desviaciones operativas, garantizando seguridad, eficiencia y sostenibilidad [5].

La pertinencia de este trabajo radica en la necesidad de avanzar hacia soluciones tecnológicas que no solo validen la eficacia del proceso Fenton a escala piloto, sino que también incorporen la gestión integral de riesgos como parte del diseño. En este marco, el propósito del presente estudio es aplicar una metodología integral para el diseño seguro de una planta piloto para el tratamiento de lixiviados de RSU mediante oxidación Fenton, contribuyendo a la protección del ambiente y la salud pública.

Objetivo

Diseñar una planta de tratamiento para lixiviados de RSU mediante oxidación Fenton que incorpore consideraciones de seguridad operativa.

Metodología

La metodología se aplicó con un enfoque integral que combinó herramientas de diagnóstico tecnológico, análisis estratégico, desarrollo experimental y gestión de riesgos. Para su análisis, el proceso Fenton, base de esta innovación tecnológica, se estructuró en tres etapas principales: 1) pretratamiento del influente, 2) tratamiento mediante oxidación Fenton y, 3) tratamiento de subproductos (lodos).

Diagnóstico de madurez tecnológica y análisis estratégico. Se utilizó la escala de los niveles de madurez tecnológica (TRL) para identificar el estado actual del proceso Fenton y las brechas necesarias para su escalamiento. Asimismo, se aplicó un análisis FODA para reconocer las fortalezas, debilidades, oportunidades y amenazas del proyecto. La HQ se aplicó con el fin de priorizar los requerimientos de diseño en función de la manufacturabilidad, operación y mantenimiento del sistema de tratamiento.



Gestión de riesgos. Se incorporó un análisis integral de riesgos apoyado en metodologías como el diagrama de Ishikawa, el AMEF-S y el Índice Mond. De forma complementaria, se consideraron normativas aplicables como la NOM-005-STPS-1998, NOM-028-STPS-2012, NOM-018-STPS-2015, y lineamientos internacionales para asegurar protección ambiental y seguridad industrial [5].

Resultados y discusión

Diagnóstico de madurez tecnológica y análisis estratégico. El proceso Fenton para tratamiento de lixiviados mostró un TRL inicial alto en investigación básica (TRL 1–3: 100 %) y parcialmente avanzado en desarrollo tecnológico (TRL 4: 75 %, TRL 5: 50 %), sin cumplimiento en fases de escalamiento industrial (TRL 6–9: 0 %). Esto indica que, si bien la tecnología está consolidada a nivel de laboratorio, aún requiere validación en condiciones reales y construcción de prototipo a escala piloto para avanzar hacia la implementación comercial. Estos resultados son consistentes con los reportados por otros autores en proyectos similares [6].

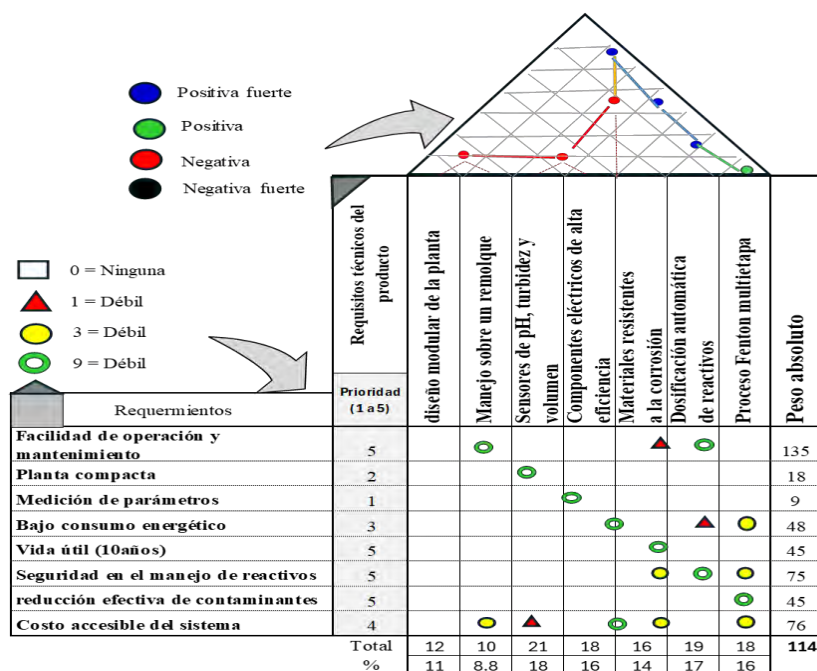


Fig. 1. Análisis de la Casa de la Calidad (HQ)

Por otra parte, el análisis FODA (Tabla 1) a través de los pesos ponderados de sus fortalezas (Pf), oportunidades (Po), amenazas (Pa) y debilidades (Pd) reveló que las oportunidades y fortalezas (Po=3.5 y Pf=2.9) predominan sobre las amenazas y debilidades (Pa=2.2 y Pd=2.3), destacando la existencia de leyes ambientales y el respaldo social. Entre las fortalezas, sobresale la alta eficiencia en la remoción de MO y la modularidad del diseño, mientras que la principal debilidad corresponde al manejo de lodos. Estos resultados apuntan a una estrategia orientada a aprovechar fortalezas y capitalizar oportunidades para consolidar el proyecto. Por otra parte, la HQ permitió traducir los requerimientos de los usuarios en soluciones técnicas, priorizando la automatización de dosificación de reactivos, sensores de pH, turbidez y volumen, diseño modular y facilidad de operación y mantenimiento. Se identificaron interacciones negativas moderadas entre algunos componentes, mitigables mediante optimización en disposición espacial y opciones de desmontaje de sensores, asegurando eficiencia y seguridad operacional (Fig. 1). Otros autores han utilizado la



HQ para procesos de mejora continua de las plantas de tratamiento de aguas residuales, logrando identificar posibles soluciones técnicas como tecnologías de tratamiento adecuadas, opciones de movilidad o automatización de procesos [7].

Tabla 1. Análisis FODA

Factores internos	Pf	Fortalezas	Factores externos	Po	Oportunidades
	2.9	Sistema de fácil operación, con alta eficiencia en remoción orgánica y aplicable a aguas residuales de baja biodegradabilidad. Diseño modular y transportable le confiere versatilidad y facilita su mantenimiento.		3.5	Respaldo social y normativo, creciente demanda de reúso de agua tratada y reducción de costos. Ofrece beneficios ambientales al disminuir la contaminación. Acceso a consultoría especializada e inversión.
	Pa	Debilidades		Pd	Amenazas
	2.2	Operación discontinua sin energías renovables, dependiente de personal calificado. Genera lodos voluminosos y húmedos. Componentes sensibles a corrosión y desgaste.		2.3	Incrementos en costos y exigencias regulatorias. Limitada cooperación de actores y deficiencias en el monitoreo oficial refuerzan la incertidumbre

P: peso ponderado; f: fortalezas; o: oportunidades; d: debilidades; a: amenazas

Gestión de riesgos. El análisis mediante el diagrama de Ishikawa (Fig. 2) evidenció que los principales riesgos en el sistema Fenton se concentran en la maquinaria (36%) y en los métodos de operación (20%), lo que indica que la confiabilidad de los equipos y la estandarización de procedimientos son determinantes para evitar fallas críticas. En particular, las bombas, conexiones y válvulas representan puntos vulnerables ante fugas o derrames de lixiviados y reactivos, mientras que una dosificación inadecuada o el control deficiente del pH aumentan los riesgos de reacciones peligrosas y de ineficiencia del tratamiento. Factores como las condiciones ambientales (20%) y la intervención del personal (17%), también contribuyen a la seguridad operativa. Espacios reducidos o ventilación insuficiente intensifican el riesgo de exposición a vapores, mientras que la falta de capacitación puede derivar en errores en la manipulación de reactivos. En contraste, los materiales (7%) presentaron menor influencia, aunque la calidad de los reactivos y la resistencia de los materiales de construcción siguen siendo aspectos relevantes. En conjunto, los resultados destacan la necesidad de mantenimiento preventivo, protocolos estandarizados y capacitación especializada, así como la adecuación de las condiciones del sitio de operación.

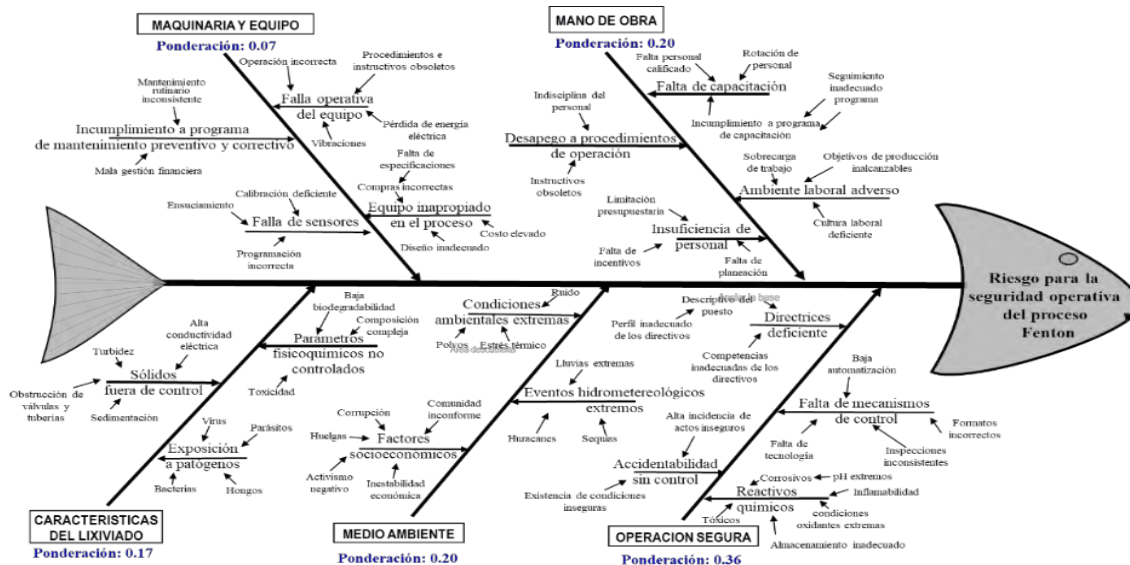


Fig. 2. Diagrama de Causa y Efecto (Ishikawa)



Por otro lado, se analizó el riesgo de la planta piloto mediante la metodología de análisis de riesgo del Índice de Mond (Tabla 2), el cual considera la toxicidad de las sustancias aplicadas en procesos donde intervengan reacciones químicas. Los resultados de esta metodología determinan que existe un riesgo alto de toxicidad por el manejo de sustancias químicas peligrosas, por lo que se recomienda el uso estricto del equipo de protección al personal operativo. De igual manera, existe un riesgo “Muy alto” de explosión interna, debido al manejo y almacenamiento de sustancias altamente reactivas en contenedores y áreas cerradas como bodegas, tales como el ácido sulfúrico y el peróxido de hidrógeno, por lo que se recomienda considerar las especificaciones sobre manejo y almacenamiento de la normatividad aplicable (NOM-STPS-005-2010), así como el establecimiento de procedimientos de seguridad. Sin embargo, el análisis global de los riesgos clasificó a la planta piloto con riesgo bajo, lo cual se relaciona directamente con los resultados obtenidos en las metodologías anteriormente descritas.

Tabla 2. Resumen del análisis de riesgo mediante el Índice de Mond

NOMBRE DE LA SUSTANCIA	PROCESO	Índice global dow/ici	Riesgo potencial del fuego	Riesgo del índice unitario de toxicidad	Riesgo del índice máximo incidente tóxico	Riesgo del índice de explosión interna	Riesgo de explosión aérea	Factor global del riesgo
		0 a 40: Ligero 40 a 75: Moderado 75 a 115: Alto 115 a 200: Muy alto Mayor a 200: Muy catastrófico	0 a 100,000: Bajo 100,000 a 400,000: Alto 400,000 a 5 x 10 ⁶ : Extremo Mayor a 5 x 10 ⁶ : Muy extremo	0 a 3: Bajo 3 a 10: Alto Mayor a 10: Muy alto	0 a 50: Bajo 50 a 500: Alto Mayor a 500: Muy alto	0 a 2.5: Bajo 2.5 a 6: Alto Mayor a 6: Muy alto	0 a 30: Bajo 30 a 500: Alto Mayor a 500: Muy alto	0 a 100: Bajo 100 a 2,500: Muy alto 2,500 a 65,000: Extremo Mayor a 65,000: Muy extremo
Ácido sulfúrico	Acondicionamiento	0.41	76.98	27.04	108.16	6.20	2.29	0.48
Peróxido de hidrógeno	Oxidación Fenton	0.96	80.20	30.87	154.35	8.35	2.96	1.19
Sulfato ferroso		0.33	37.65	19.89	59.67	6.10	1.30	0.36
Hidróxido de sodio	Neutralización	0.25	57.23	11.61	46.44	5.30	1.50	0.27
Óxido de sodio	Deshidratación de lodos	0.14	780.95	8.32	332.80	2.60	1.01	0.16

El AMEF-S mostró que las fases más críticas corresponden con un nivel medio al pretratamiento (acondicionamiento) con un Número de Prioridad de Riesgo (NPR) 114.75 y la recepción de insumos con un NPR=103.75. Esto evidencia que los mayores riesgos proveniente de la primera etapa del núcleo de reacción, seguido de la fase inicial de logística (Tabla 3). En contraste, las fases de pretratamiento, oxidación y manejo de lodos se ubicaron en niveles bajo a medio (<100), principalmente gracias a la integración de dosificación automática, sensores redundantes y materiales certificados. Este resultado coincide con lo reportado por Nolasco et al. [9], quienes destacan que la operación segura de procesos Fenton depende tanto de la gestión de insumos peligrosos como del diseño del sistema de reacción. Los umbrales de los criterios de evaluación del AMEF-S fueron: Alto (≥ 200); Medio (100–199); Bajo (<100). En conjunto, los resultados reflejan que la planta piloto es tecnológicamente viable, eficiente y segura, con un diseño adaptable a distintos sitios de disposición final, cumpliendo objetivos de operación, mantenimiento simplificado y protección ambiental, sentando las bases para futuros escalamientos a nivel industrial.

Tabla 3. Resumen del AMEF-S

Fases del proceso Fenton PROPOSITO: Garantizar la seguridad en la operación de tecnologías móviles de tratamiento Fenton aplicadas a lixiviados	AMEF-S					Acciones recomendadas
	Severidad (S)	Ocuruencia (O)	Detección (D)	NPR (S x O x D)	Prioridad (NPR)	
1. Recolección de lixiviados	7	3.4	3.8	89.6	BAJO	Capacitación. Bandeja de contención. Uso de conexiones rápidas. Auditorías internas. Procedimiento de arranque estandarizado.
2. Recepción de reactivos e insumos	7	3.8	3.8	103.8	MEDIO	Implementar kits antiderrames. Doble verificación cruzada. Registro digital en tiempo real. Capacitación en rutas seguras.
3. Pretratamiento (acondicionamiento)	7	3.8	4.3	114.8	MEDIO	Instalación de alarmas de nivel. Inspección rutinaria. Instalación de doble sensor. Sistemas de control automático. Sensores en línea.
4. Tratamiento (oxidación Fenton en etapas)						
4.1 Reactor de oxidación 1	7.5	2.8	5	103.5	MEDIO	Dosificación automática. Caudalímetro. Registro en línea. Sensor de velocidad.
4.2. Reactor de oxidación 2	7.8	2.8	4.5	97	BAJO	Inspección previa. Control automático. Sensores redundantes. Verificación en laboratorio.
4.3. Reactor 3 (oxidación/neutralización)	6.8	3	4.3	88.5	BAJO	Tuberías certificadas. Sistema redundante. Control automático. Inspección de rutina.
5. Lecho de secado de lodos	6	2.8	4	56.5	BAJO	Uso de bomba dosificadora. Revisión de integridad. Sistema digital. Monitoreo de lixiviados secundario.

Conclusiones

La aplicación de una metodología integral que combina TRL, FODA y HQ permitió diseñar una planta piloto móvil y semiautomatizada para el tratamiento de lixiviados mediante el proceso Fenton, asegurando eficiencia en la remoción de materia orgánica, operación segura y cumplimiento normativo. El análisis de riesgos mediante Ishikawa, Índice Mond y AMEF-S identificó factores críticos de seguridad, orientando medidas de mitigación y protocolos operativos. Los resultados demuestran la viabilidad de trasladar tecnologías de laboratorio a escala piloto, ofreciendo soluciones innovadoras, sostenibles y económicamente viables para la gestión de RSU contribuyendo a la protección de la salud pública y del medio ambiente.

Agradecimientos

Proyecto apoyado por la SECIHTI en el año 2025

Referencias

1. Wijekoon, P., Koliyabandara, P. A., Cooray, A. T., Lam, S. S., Athapattu, B. C., & Vithanage, M. (2022). Progress and prospects in mitigation of landfill leachate pollution: Risk, pollution potential, treatment and challenges. *Journal of hazardous materials*, 421, 126627.
2. Gertenbach, D., & Cooper, B. (2009, November). Scaleup issues from bench to pilot. In American Institute of Chemical Engineers National Meeting, Nashville, TN (Vol. 8).
3. Durai, N. J., Gopalakrishna, G. V. T., Padmanaban, V. C., & Selvaraju, N. (2020). Oxidative removal of stabilized landfill leachate by Fenton's process: process modeling, optimization & analysis of degraded products. *RSC advances*, 10(7), 3916-3925.
4. Escalante-Mañé, A. M., Méndez-Novelo, R. I., Giacomán-Vallejos et al. (2022). Enhanced removal of persistent contaminants and toxicity reduction through the application of a triple-stage fenton process to sanitary landfill leachates from Yucatan, Mexico. *Química Nova*, 45, 659-665.
5. CCPS (Center for Chemical Process Safety). (2008). Guidelines for hazard evaluation procedures (3rd ed.). Wiley.
6. Ramírez, M., Ortega, A., & Fernández, J. (2017). Evaluation of technological maturity levels of wastewater treatment technologies. *Water Science and Technology*, 75(6), 1425–1433.
7. Rubio Romero, J.C. (2004). Métodos de evaluación de riesgos laborales. Ediciones Díaz de Santos.

MODELADO DE LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO AMONIAICAL EN LIXIVIADOS DE RELLENO SANITARIO TRATADOS CON ELECTRO OXIDACIÓN/ELECTRO REDUCCIÓN

Rodríguez Gamboa Omar Yamil^{a*}, Méndez Novelo Roger Iván^a, Barceló Quintal Icela Dagmar^b, San Pedro Cedillo Liliana^a, Giacomán Vallejos Germán^a, Escalanté Mañé Ana Maribel^a

^a Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán, Av. Industrias no contaminantes s/n, Mérida, Yucatán, C.P. 97203

^b Universidad Autónoma Metropolitana Azcapotzalco, Av. San Pablo No. 420 Col. Nueva el Rosario, Ciudad de México, C.P. 02128

*Maestro en ingeniería ambiental, omar.yrg@gmail.com

Abstract

This study consisted on modeling the removal of ammoniacal nitrogen (NH_4^+) in landfill leachate treated by electro-oxidation/electro-reduction (EO/ER). To this end, a database with 141 containing data on leachate characteristics, operating parameters, and NH_4^+ removal percentages. Performance of multiple linear regression models, decision trees, and neural networks was compared. Results showed that the decision tree model obtained the highest fit, achieving a Pearson correlation coefficient (R) of 0.863 in the test set when using five of seven proposed variables. SHAP technique was used to interpret the model predictions, which allowed the individual contribution of each variable to be quantified.

Resumen

El presente estudio se enfocó en modelar la remoción de nitrógeno amoniacal (NH_4^+) en lixiviados de relleno sanitario tratados mediante electro oxidación/electro reducción (EO/ER). Para ello, se conformó una base de datos con 141 entradas con datos sobre las características del lixiviado, parámetros de operación y porcentajes de remoción de NH_4^+ . Se comparó el desempeño de modelos de regresión lineal múltiple, árboles de decisión y redes neuronales. Los resultados mostraron que el modelo de árboles de decisión obtuvo el mejor ajuste, alcanzando un coeficiente de correlación de Pearson (R) máximo de 0.863 en el conjunto de prueba al utilizar cinco de las siete variables propuestas. Para la interpretación de las predicciones del modelo se utilizó la técnica SHAP, la cual permitió cuantificar la contribución individual de cada variable.

Palabras clave: lixiviado de relleno sanitario, electro oxidación, análisis estadístico, machine learning

Introducción

El tratamiento de los lixiviados de relleno sanitario presenta un desafío debido a su alta carga de contaminantes, entre los que destaca el nitrógeno amoniacal [1]. El proceso de electro oxidación/electro reducción (EO/ER) actualmente es una alternativa prometedora para la remoción de este contaminante [2]. Sin embargo, el desempeño de este tratamiento depende de múltiples parámetros de operación, cada uno valorado con distinta relevancia según el autor. En general, en la literatura se consideran parámetros de operación como la densidad de corriente, el pH, el tipo de ánodo, etc. Este amplio conjunto de parámetros de operación puede ser difícil de manipular.

Objetivos

Modelar mediante técnicas de *machine learning* (aprendizaje automático), algoritmos y modelos estadísticos que aprenden patrones en los datos para generar predicciones, la remoción de nitrógeno amoniacal en lixiviados de relleno sanitario tratados con electro oxidación/electro reducción (EO/ER), usando sus parámetros operativos y las características de la muestra como variables de entrada.

Metodología

Conformación de la base de datos

Se realizó una búsqueda bibliográfica concerniente al tratamiento de lixiviado de relleno sanitario mediante EO/ER para la remoción de nitrógeno amoniacal (NH_4^+). Para ello se identificaron las características del lixiviado, los valores de los parámetros de operación y el porcentaje de remoción del nitrógeno amoniacal. Estos datos se extrajeron tanto de la configuración óptima, como del resto de configuraciones investigadas en la literatura,

Selección de variables independientes

Se construyó una base de datos a partir de los parámetros citados en el paso anterior. Las características del lixiviado y los parámetros de operación fueron considerados como variables independientes, mientras que el porcentaje de remoción del NH_4^+ fue considerado como la variable dependiente. Variables independientes como el material del ánodo y pretratamiento de la muestra fueron codificadas para poder realizar análisis estadísticos posteriores. Los valores numéricos de estas variables fueron el sobrepotencial de evolución de oxígeno reportado por [3] y el número de tratamientos previos que han sido aplicados, respectivamente. Una variable compuesta independiente fue calculada, la carga eléctrica (Q), a partir de la corriente, el volumen de lixiviado tratado y el tiempo de tratamiento.

Modelado mediante machine learning

Las variables independientes, así como la variable dependiente, de ahora en adelante "conjunto de datos", fue normalizado mediante el cálculo de su valor Z, el cual representa la distancia entre el dato y la media de la población en unidades de desviación estándar. El proceso de normalización se realizó para evitar que la magnitud de una variable interfiriera con las demás. Posteriormente, el conjunto de datos se dividió en dos grupos: *entrenamiento* y *prueba*, en una proporción 70 y 30 %, respectivamente. El conjunto de datos de *entrenamiento* sirvió para que el algoritmo identificara patrones y los relacionara con el comportamiento de la variable dependiente, mientras que el conjunto de datos de *prueba*, los cuales no estuvieron involucrados en el entrenamiento del modelo, se usó para verificar su desempeño. Con el fin de obtener resultados consistentes a lo largo de este estudio la división del conjunto de datos no se realizó de manera aleatoria, sino que se eligieron 10 patrones de división definidos que aseguraron que para cada grupo de datos dentro de una variable hubiera un número mayor de instancias en el conjunto de *entrenamiento* que en el de *prueba*. De lo contrario, el ajuste del modelo sería bajo para ciertos grupos de datos.

De entre los modelos disponibles se probó regresión lineal múltiple, árboles de decisión y redes neuronales, comparándose su desempeño con el fin de verificar si la complejidad del fenómeno amerite el uso de algoritmos más avanzados o uno tradicional como la regresión lineal.

Las variables independientes para el modelado fueron seleccionadas de entre las disponibles en la base de datos tomando en consideración los fundamentos teóricos del proceso de EO/ER. Seguidamente, siete conjuntos de datos fueron organizados, cada uno teniendo una variable independiente más que la anterior partiendo desde uno. Los 3 modelos fueron entrenados sin restricciones en sus parámetros, con 7 conjuntos de datos particionados siguiendo los 10 patrones de división propuestos, y posteriormente evaluados con los datos del conjunto de *prueba*, usando el coeficiente de correlación de Pearson entre los valores reales y los predichos como indicador de su desempeño.

Interpretación del modelo

Para interpretar la predicción realizada por el modelo con mejor desempeño se empleó la técnica SHAP (SHapley Additive Explanations), la cual se basa en teoría de juegos y permite identificar la contribución de cada una de las variables independientes sobre un punto de partida (predicción promedio del modelo). Dos predicciones individuales fueron seleccionadas e interpretadas con esta técnica.

Resultados y discusión

Selección de variables independientes

Las variables de interés encontradas en la literatura fueron catalogadas en una base de datos con 141 entradas. Entre los parámetros de operación de la EO/ER que han sido explorados con mayor frecuencia por los investigadores se encuentran:

- (1) Densidad de corriente (mA/cm^2), siendo optimizada en 14 de 22 artículos
- (2) pH, en 7 de 22
- (3) Concentración de Cl^- (mg/L), en 6 de 22
- (4) Tipo de ánodo (expresado como sobrepotencial de evolución de oxígeno, V), en 6 de 22
- (5) Tiempo de tratamiento (min), en 5 de 22
- (6) Separación entre electrodos (cm), en 3 de 22
- (7) Carga eléctrica (Ahr/L), en 1 de 22

A pesar de que solo en una referencia se optimizó la carga eléctrica suministrada, esta variable compuesta es crítica, pues describe la cantidad de electrones suministrados a lo largo del tiempo a un volumen de lixiviado con el fin de promover las reacciones redox que degradan a los contaminantes. Estudiarla simplifica el análisis estadístico, pues ya no es necesario sacar conclusiones sobre las variables individuales o sus interacciones.

Por otro lado, la materia orgánica presente en el lixiviado compite con el NH_4^+ por las especies cloro activas, por lo que es necesario describir la primera para ajustar la predicción de remoción de la segunda. Se optó por recopilar la demanda química de oxígeno (DQO) y el número de tratamientos previos de la muestra, la primera describe la cantidad de materia orgánica presente,

mientras que la segunda describe el tipo, bajo el supuesto de que, a mayor número de tratamientos previos, mayor presencia de materia orgánica de cadena sencilla. Las variables independientes seleccionadas para el modelado fueron: Concentración de cloruro, carga eléctrica, tipo de ánodo, DQO, pH, separación entre electrodos y número de tratamientos. Como se estableció en la metodología, se armaron siete conjuntos de datos. El primero contenía únicamente concentración de cloruro, mientras que el segundo concentración de cloruro y carga eléctrica, y así sucesivamente.

Modelado

210 entrenamientos fueron llevados a cabo a partir de los 3 modelos seleccionados, 7 conjuntos de datos y 10 patrones para dividirlos. El promedio y la desviación estándar del coeficiente de correlación de Pearson fue calculado y se presenta en la Fig. 1. Respecto al comportamiento general de los modelos probados se observa que el de redes neuronales tuvo el peor ajuste, con un coeficiente de Pearson promedio entre 0.2 y 0.6. Esto se debió a que no se realizó corrección alguna a los parámetros de entrenamiento del modelo y éste alcanzó el número máximo de iteraciones antes de converger. Tanto el ajuste de las redes neuronales como la regresión lineal se benefició de un mayor número de variables a partir de las cuales extraer información, ya que se observó que el ajuste promedio se incrementó junto con el número de variables. A pesar de eso, el ajuste del modelo de regresión lineal fue inferior al de árboles de decisión, lo que justifica el uso de herramientas de *machine learning* para un fenómeno complejo como este.

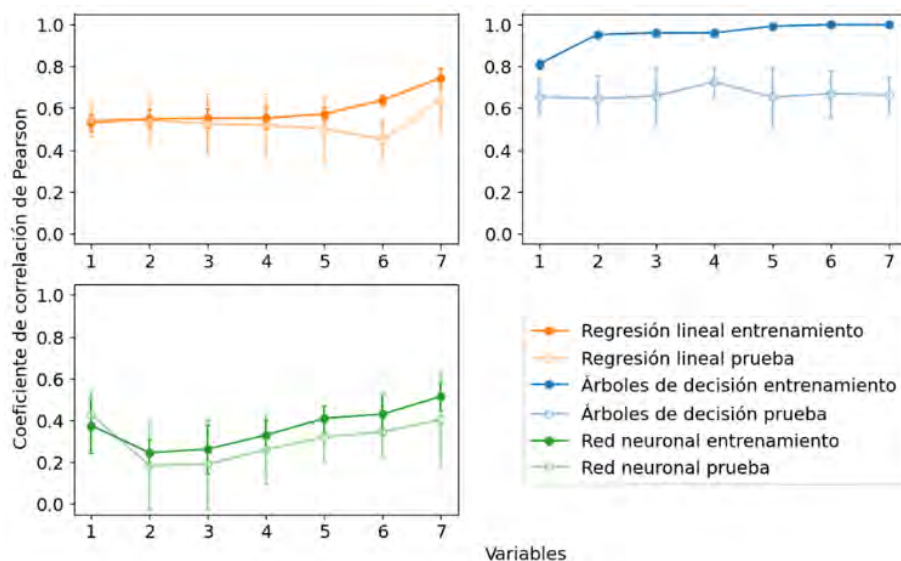


Fig. 1. Comparación de ajuste promedio según el modelo de aprendizaje supervisado y el número de variables.

Por su parte, el modelo de árboles de decisión tuvo un buen ajuste promedio para el conjunto de *entrenamiento* desde la primera variable independiente, posicionándose cerca de 0.8. A partir de la quinta variable el ajuste fue cercano a 1. Este buen desempeño se trasladó al conjunto de *prueba*, que en general se encontró cerca de 0.7 y con menor desviación estándar en comparación con los otros modelos.



Pasando al mejor ajuste para el conjunto de *prueba* se encontró que el modelo de árboles de decisión con 5 variables tuvo una R de 0.863. Este valor es relevante porque indica una fuerte correlación entre los valores observados y los predichos (Fig. 2) para un conjunto de datos que no formó parte de su entrenamiento. En la Fig. 2 se observa que los valores que se encuentran fuera de la pendiente del conjunto de *prueba* están por encima de esta, indicando que cuando las predicciones del modelo se alejan del valor real, tienden a sobreestimar la remoción de NH_4^+ .

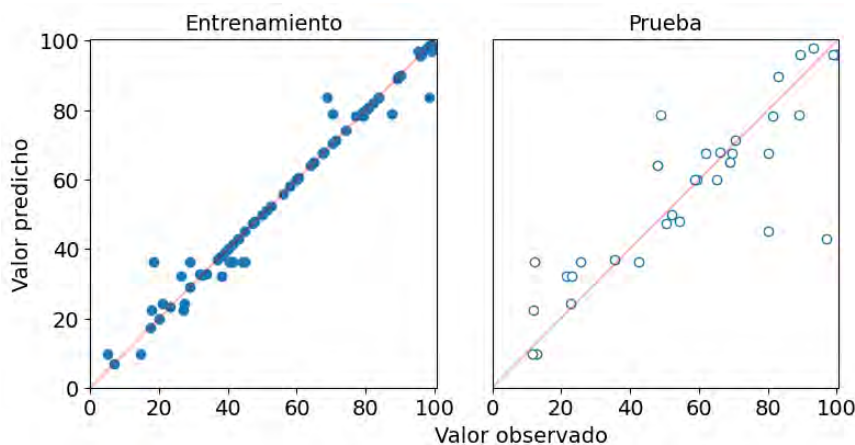


Fig. 2. Configuración con el mejor ajuste para el conjunto de *prueba*: Árbol de decisión entrenado con 5 variables

Explicación del modelo

Respecto a la interpretación del modelo se usó la técnica SHAP y se recuperaron dos predicciones individuales del modelo presentado en la sección anterior (Fig. 3 y Fig. 4). Las variables contempladas por este modelo fueron: Concentración de cloruro, carga eléctrica, tipo de ánodo, DQO y pH, identificadas como Cl, Q, Pot, DQO y pH, respectivamente, en la parte izquierda de las figuras. Junto a estas etiquetas se indicaron sus valores para las predicciones individuales.

$E[f(X)]$ señaló la remoción de NH_4^+ predicha promedio para todo el conjunto de *entrenamiento*, la cual la técnica SHAP considera el punto de partida. Es decir, para el rango de las variables independientes elegidas, la suposición por defecto de la técnica es que se tiene una remoción de NH_4^+ de 59.911 %. De este punto de partida, SHAP retoma el modelo de árboles de decisión entrenado y calcula la aportación (positiva o negativa) de cada variable independiente con respecto a una predicción individual $f(x)$. Por ejemplo, para las condiciones de la predicción de la Fig. 4, el valor de $f(x)$ pasó de 59.911 a 32.49 %.

Con respecto a la interpretación de cada variable, para el caso de la Fig. 3 un valor de DQO alto (3799 mg/L) es considerado como contraproducente para la remoción de NH_4^+ por el modelo, por lo que su aportación para la predicción es negativa y SHAP lo representa como una resta de puntos porcentuales, mientras que en la Fig. 4 esa misma variable, pero con un valor bajo (816 mg/L), es considerada como benéfica y aporta puntos porcentuales. Por otro lado, para las variables Q y Cl el modelo espera un comportamiento inverso: a valores bajos, proyecta que la remoción será pobre y SHAP lo expresa como una resta de puntos porcentuales, y viceversa. Aunque las variables pH

y Pot aportan a la corrección de la predicción, su aporte es pequeño en comparación con las variables antes mencionadas.

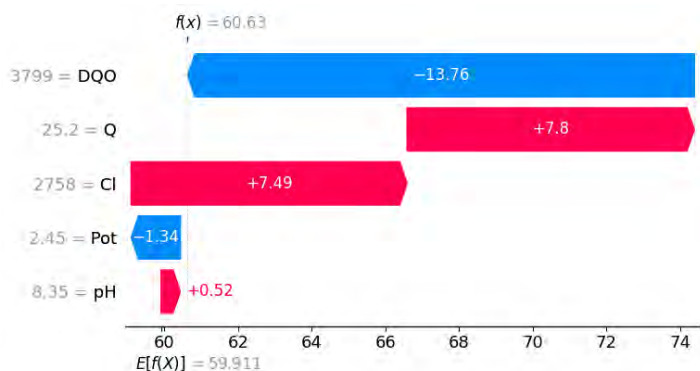


Fig. 3. Primera predicción individual analizada con SHAP

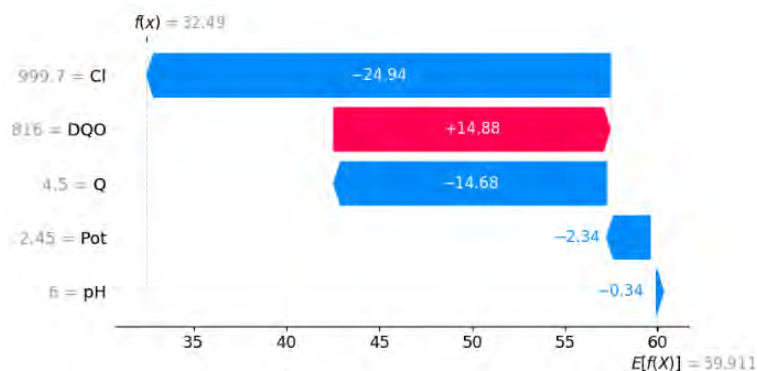


Fig. 4. Segunda predicción individual analizada con SHAP

Conclusiones

El estudio demuestra la viabilidad y superioridad de los modelos de *machine learning*, específicamente el de árboles de decisión, sobre la regresión lineal tradicional para modelar la remoción de NH_4^+ en lixiviados mediante EO/ER. Aún sin una optimización de sus parámetros, el modelo de árboles de decisión logró un ajuste robusto, con una correlación fuerte ($R = 0.863$) entre los valores predichos y los observados en datos no utilizados durante el modelado. La técnica SHAP ofreció una interpretación clara de cómo variables como la DQO, la carga eléctrica (Q) y la concentración de cloruro (Cl) influyen en la predicción de la remoción de NH_4^+ . Se observó que una alta DQO impacta negativamente en el proceso, mientras que valores elevados de Q y Cl lo favorecen. Esto confirma que el modelo no solo predice con exactitud, sino que también captura relaciones coherentes con los fundamentos teóricos del proceso de EO/ER.

Referencias

- [1] Á. Anglada, A. Urtiaga, and I. Ortiz, “Contributions of electrochemical oxidation to wastewater treatment: fundamentals and review of applications,” *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, vol. 84, no. 12, pp. 1747–1755, Dec. 2009, doi: 10.1002/jctb.2214.
- [2] Y. Liu, L. Li, and R. Goel, “Kinetic study of electrolytic ammonia removal using Ti/IrO₂ as anode under different experimental conditions,” *J Hazard Mater*, vol. 167, no. 1–3, pp. 959–965, Aug. 2009, doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.01.082.
- [3] O. Garcia-Rodriguez, E. Mousset, H. Olvera-Vargas, and O. Lefebvre, “Electrochemical treatment of highly concentrated wastewater: A review of experimental and modeling approaches from lab- to full-scale,” *Crit Rev Environ Sci Technol*, vol. 52, no. 2, pp. 240–309, Jan. 2022, doi: 10.1080/10643389.2020.1820428.



Monitoreo de Microplásticos en Ambientes Costeros de Centla, Tabasco

Moisés Vallejo Gómez ^a, José Ramón Laines Canepa ^b, y María del Carmen Cuevas Díaz ^c

^{a,b} Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, División Académica de Ciencias Biológicas, Villahermosa, Tabasco, 86150, México

^c Universidad Veracruzana, Campus Coatzacoalcos, Coatzacoalcos, Veracruz, 96535, México

^a Estudiante de la carrera de Ingeniería Ambiental, moisesva.go.28@gmail.com

Abstract

Microplastic pollution has emerged as a growing threat to marine and coastal ecosystems, as well as to human health. This study was conducted in Playa Azul, Centla, Tabasco, a region of high ecological, touristic, and fishing value, with the aim of diagnosing, quantifying, and characterizing the presence of microplastics and proposing an integrated solid waste management model. Sampling was carried out over two contrasting weeks in terms of tourist influx, using transects and standardized quadrants for the collection of solid waste and microplastics. The samples underwent chemical digestion using hydrogen peroxide and hydrochloric acid to eliminate organic matter and carbonates, followed by analysis through stereomicroscopy and infrared spectroscopy. Various types of microplastics were identified, with polystyrene being the most prevalent, likely originating from single-use products, followed by high- and low-density polyethylene, aluminum fragments, and synthetic fibers. A significant increase in per capita plastic waste generation was observed during the high tourist activity period, indicating a strong correlation between human presence and environmental degradation. The results indicate moderate to high levels of microplastic contamination in the study area, which poses ecological and social risks. Based on these findings, a management proposal is presented, focusing on prevention, proper waste collection, environmental education, and continuous monitoring. This approach aims to reduce plastic pollution and promote sustainable coastal development in the region.

Resumen

La contaminación por microplásticos representa una amenaza creciente para los ecosistemas marinos y costeros, así como para la salud humana. Este estudio se realizó en Playa Azul, Centla, Tabasco, una zona de alto valor ecológico, turístico y pesquero, con el objetivo de diagnosticar, cuantificar y caracterizar la presencia de microplásticos, y proponer un modelo de manejo integral de residuos. Se realizaron muestreos durante dos semanas contrastantes en términos de afluencia turística, recolectando residuos sólidos y microplásticos mediante transectos y cuadrantes estandarizados. Las muestras fueron tratadas con peróxido de hidrógeno y ácido clorhídrico para eliminar materia orgánica y carbonatos, y posteriormente analizadas mediante microscopía y espectroscopía infrarroja. Se identificaron microplásticos de diversos tipos, siendo el poliestireno el más abundante, seguido de polietileno de alta y baja densidad, así como fragmentos de aluminio y fibras sintéticas. La generación per cápita de residuos plásticos fue considerablemente mayor en la semana de alta afluencia, lo que confirma una fuerte relación entre el turismo y el incremento en la carga de residuos. Los resultados evidencian un nivel moderado a alto de contaminación por microplásticos en la

zona, con implicaciones tanto ecológicas como sociales. Finalmente, se propone un modelo de gestión enfocado en la prevención, recolección, educación ambiental y monitoreo permanente, que contribuya a mitigar la contaminación plástica y promover un desarrollo costero sostenible en la región.

Palabras clave: *microplásticos, playas, residuos sólidos, contaminación costera, Playa Azul*

Introducción

La contaminación por microplásticos se ha convertido en un tema de creciente preocupación a nivel global debido a su persistencia en el ambiente y a los riesgos que representa para los ecosistemas y la salud humana. La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha subrayado la presencia de microplásticos en el agua potable como un problema emergente, señalando que, aunque los efectos sobre la salud humana aún no se comprenden del todo, su acumulación podría implicar riesgos a largo plazo, especialmente para grupos vulnerables como niños, personas inmunocomprometidas y comunidades expuestas de manera constante a fuentes contaminadas (OMS, 2019).

De forma paralela, el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) advierte que los microplásticos, producto principalmente de un manejo inadecuado de residuos, constituyen una amenaza ambiental creciente. Estos materiales no solo persisten en el ambiente, sino que también pueden actuar como vectores de contaminantes químicos y patógenos, agravando su impacto en los ecosistemas marinos y costeros. El organismo enfatiza la necesidad urgente de implementar soluciones integrales que contemplen tanto la reducción en la generación de plásticos como la mejora en los sistemas de recolección y reciclaje (PNUMA, 2020).

Los microplásticos se definen como partículas plásticas con un tamaño inferior a 5 mm, y su origen es diverso: pueden generarse por la fragmentación de plásticos mayores o estar presentes como microesferas en productos de higiene, cosméticos, o textiles sintéticos (Aldana Aranda et al., 2022). En el contexto mexicano, la inadecuada gestión de residuos sólidos ha sido un factor determinante en la creciente presencia de microplásticos tanto en cuerpos de agua dulce como en ecosistemas costeros (Vázquez Morillas et al., 2022). En ambientes acuáticos, los microplásticos son ingeridos por peces, moluscos y aves, quienes los confunden con alimento. Esto permite la entrada de contaminantes adheridos a su superficie en la cadena alimenticia, afectando la salud de los organismos y de los consumidores finales. En suelos, estos contaminantes son ingeridos por lombrices, que los fragmentan aún más, lo que altera la estructura del sustrato y reduce su fertilidad. Esta afectación compromete la disponibilidad de nutrientes, la retención de agua y la salud del ecosistema edáfico, con consecuencias negativas para la biodiversidad y la producción agrícola (Lwanga, 2016). Este fenómeno se intensifica en regiones con alta actividad humana, ya sea turística, pesquera o industrial, como es el caso de Playa Azul, ubicada en el municipio de Centla, Tabasco.

En este contexto, la presente investigación tiene como objetivo diagnosticar, cuantificar y caracterizar la presencia de microplásticos en Playa Azul. El estudio busca aportar evidencia científica que contribuya al diseño de estrategias de gestión ambiental y conservación de los ecosistemas marinos afectados por esta forma de contaminación emergente.

Objetivos

1. Cuantificar la generación per cápita diaria de residuos sólidos en Playa Azul mediante el conteo de visitantes y recolección diaria de residuos.
2. Comparar la carga diaria de residuos sólidos con respecto al día 0 al muestreo para evaluar el impacto incremental de la generación de residuos debido a la actividad turística.
3. Evaluar por medio de eliminación de falsos positivos, macroscopía e infrarrojo la concentración y distribución espacial de microplásticos en Playa Azul.

Metodología

6.1 Cuantificación de la generación per cápita diaria de residuos sólidos

El muestreo se realizará durante dos semanas seleccionadas estratégicamente: una con alta afluencia turística y otra con baja presencia de visitantes. Diariamente se recolectarán los residuos sólidos dentro de un área de 100 m², con el objetivo de estimar la generación per cápita de residuos, relacionándola con el conteo diario de visitantes. Previo al primer día de muestreo, se establecerá un "día cero", en el que se limpiará completamente la zona para contar con una línea base que permita identificar únicamente los residuos generados durante el periodo de observación.

De esta manera, será posible comparar la generación diaria de residuos con el estado inicial del área. Para ello, se empleará la siguiente fórmula: Donde nV representa al número de visitantes a la playa, y $gpc\ día$ corresponde a la generación per cápita de residuos registrada en uno de los días del periodo de muestreo.

$$generación\ diara\ de\ residuos\ plásticos\ \left(\frac{Kg}{Visitante}\right) = nV * gpc\ día$$

6.2 Comparación de la carga diaria de residuos sólidos con respecto al día 0 al muestreo

Para este apartado, se tomará como referencia el valor obtenido en el punto anterior, correspondiente a la generación diaria de residuos sólidos. A partir de ello, se calculará la generación total acumulada durante los siete días del muestreo, mediante la aplicación de la siguiente fórmula:

$$generación\ per\ cápita\ de\ residuos\ plásticos\ semanal\ \left(\frac{kg}{visitantes\ semana}\right) = \Sigma\ gpc\ dias$$

6.3 Evaluación de la concentración y distribución espacial de microplásticos

Previo al muestreo, Las muestras recolectadas serán sometidas a un proceso de digestión química con peróxido de hidrógeno (H₂O₂) al 30%, al que se añaden gotas de sulfato de hierro (FeSO₄) como catalizador. Esta mezcla será incubada entre 24 y 48 horas a 40 °C con agitación orbital, con el propósito de eliminar la materia orgánica y conservar únicamente los componentes inorgánicos,



incluidos los microplásticos. Una vez completada la digestión, las muestras se enjuagarán con agua destilada para eliminar los residuos del H_2O_2 .

Para el análisis, se empleará un microscopio estereoscópico industrial Velab VE-153G con pantalla LCD. Mediante pinzas de punta ultrafina, los microplásticos serán separados individualmente, permitiendo su medición precisa y su clasificación morfológica. Este procedimiento asegura una preparación adecuada de las muestras, permitiendo la identificación confiable de microplásticos presentes en los sedimentos recolectados.

Resultados y discusión

La limpieza realizada durante el día cero generó un total de 69.12 kg de residuos, los cuales servirán como referencia comparativa para evaluar la acumulación de desechos en los días posteriores. En la Tabla 1 se podrá observar la generación de residuos por días de la semana del primer muestreo catalogada como semana de baja afluencia.

TABLA 1

Pesos de residuos recolectados en semana de baja afluencia

Número de día	Día de la semana	Generación diaria de residuos (Kg de residuo costero/playa azul/día)*	Generación de residuos plásticos(Kg de residuo costero/playa azul/día)**	Visitantes (No de personas /día)	Generación per cápita de residuos plásticos (kg/hab/día)
1	Domingo	1.65	0.49	83	0.0059
2	Lunes	76.32	0.54	3	0.1800
3	Martes	7.45	0.17	5	0.0340
4	Miércoles	0.21	0.09	6	0.1500
5	Jueves	34.82	0.74	1	0.7400
6	Viernes	10.06	0.84	1	0.8400
7	Sábado	1.84	0.04	16	0.0025

Nota Fuente: creación propia

Posteriormente en la carga del segundo muestreo se obtuvo una carga de día cero de: 30 kg de residuos, esto debido a que existía la presencia de pepenadores que hacían recolección y limpieza de la playa unos días anterior a la semana de alta influencia (Tabla 2).

TABLA 2

Pesos de residuos recolectados en semana de alta afluencia



Número de día	Día de la semana	Generación diaria de residuos (Kg de residuo costero/playa azul/día)*	Generación de residuos plásticos(Kg de residuo costero/playa azul/día)**	Visitantes (No de personas /día)	Generación per cápita de residuos plásticos (kg/hab/día)
1	Lunes	8.60	3.70	9	0.41
2	Martes	16.58	12.32	9	1.36
3	Miércoles	7.74	2.70	7	0.38
4	Jueves	18.90	4.30	25	0.17
5	Viernes	37.12	7.92	103	0.07
6	Sábado	64.80	42.40	143	0.29
7	Domingo	82.50	59.00	154	0.38

Nota Fuente: creación propia

En las muestras recolectadas se identificó que el tipo de microplásticos más común fue el Poliestireno que se encontró de formas pigmentadas, quemadas y con una reducción de tamaño lo que le provocaba que fueran frágiles, material ampliamente utilizado en productos desechables como platos, vasos y empaques. En segundo lugar, se detectaron microplásticos de polietileno, siendo el contrario encontrado por The Rios N. (2024) que encontró que el polietileno es el que se encontraba en mayor cantidad en su estudio, donde la distancia de diferencia es de 158.45km, se encontró que el polietileno tanto de alta como de baja densidad fue encontrada en fragmentos claramente erosionados y expuestos a la radiación solar. Además de los polímeros plásticos, se encontraron fragmentos de aluminio, claramente expuestos al sol. Finalmente, se identificaron un número reducido de fibras sintéticas no más de cinco en total.

Conclusiones

Los resultados muestran una relación directa entre la afluencia de visitantes y la generación de residuos, tanto en volumen total como en residuos plásticos. Durante la semana de alta afluencia turística, se registraron valores significativamente mayores en la generación diaria de residuos, alcanzando hasta 82.50 kg en un solo día, en contraste con los 76.32 kg registrados como máximo en la semana de baja afluencia. Asimismo, la generación per cápita de residuos plásticos fue considerablemente más alta durante los días con mayor número de personas, superando el 1 kg/persona/día, frente a un promedio mucho menor en los días con baja afluencia.

Este patrón evidencia que el turismo sin una adecuada gestión de residuos contribuye significativamente a la contaminación de las zonas costeras, especialmente con plásticos de un solo uso como el poliestireno, material identificado como el microplástico predominante en ambas semanas. Además, la presencia de polietileno, fragmentos de aluminio y fibras sintéticas refuerza la diversidad de fuentes de contaminación presentes en el sitio.

Agradecimientos

Planta Piloto 3 y Centro de Acopio y Tratamiento de Residuos (CATRE) en la División Académica de Ciencias Biológicas (DACBIOL) de la Universidad Juárez Autónoma De Tabasco (UJAT).

Laboratorio de Investigación Ambiental de la Universidad Veracruzana (UV).

Referencias

- [1] OMS. (2019). *La OMS anima a investigar sobre los microplásticos y a reducir drásticamente la contaminación por plásticos*. Sitio web:
<https://www.who.int/es/news/item/22-08-2019-who-calls-for-more-research-into-microplastics-and-a-crackdown-on-plastic-pollution>.
- [2] PNUMA. (2020). *Contaminación del agua por plásticos y microplásticos: una revisión de las soluciones técnicas desde la fuente hasta el mar*. Sitio web:
<https://www.unep.org/es/resources/informe/contaminacion-del-agua-por-plasticos-y-microplasticos-una-revision-de-las>
- [3] Aldana Aranda, D., Enríquez Díaz, M., & Castillo Escalante, V. (2022). Los microplásticos como vehículos de patógenos en ecosistemas acuáticos. *Ciencia*, 73(2), 9–10.
- [4] Vázquez Morillas, A., Cruz Salas, A. A., & Álvarez Zeferino, J. C. (2022). Microplásticos en playas: Realidad y percepción. *Ciencia*, 73(2), 37–39.
<https://revistaciencia.amc.edu.mx/index.php/vol-73-numero-2/321-contaminacion-por-microplasticos/940-microplasticos-en-playas-realidad-y-percepcion>
- [5] 11. Lwanga, E. H. (2016). Microplásticos, insospechado problema ambiental. *ECOfronteras*, 26-28.
<https://revistas.ecosur.mx/ecofronteras/index.php/eco/article/view/1665>
- [6] Nic The Rios, A. 2024. Diagnóstico de microplásticos en Zona Costera de Coatzacoalcos. Universidad Veracruzana. Tesis. P. 68



OPTIMIZACIÓN DE VARIABLES DEL PROCESO DE RECICLAJE DEL ACEITE VEGETAL RESIDUAL MEDIANTE SAPONIFICACIÓN

Ana Cristina García Zapata ^a, José Aurelio Sosa Olivier ^b, José Ramón Laines Canepa ^c

^{a,b,c} *Universidad Juárez Autónoma de Tabasco: División Académica de Ciencias biológicas, Villahermosa, C.P. 86150 y México.*

^a *Egresada de la licenciatura en ingeniería Ambiental, crisinal2zapata01@gmail.com*

^b *Doctorado de Ciencias en ecología, Aurelio.sosa@ujat.mx*

^c *Doctorado en Ciencias en ecología, josra_2001@yahoo.com.mx*

Abstract

The inadequate management of used cooking oil residues (RAUC) causes environmental and urban problems, since one liter can contaminate up to 40,000 liters of water. Globally, the production of edible vegetable oils reaches 229 million tons, a portion of which becomes RAUC. Its generation varies according to consumption habits and recycling infrastructure, with countries such as the United States producing up to 10 million tons annually compared to Taiwan with only 0.07 million. In Mexico, more than 320 million liters of RAUC are generated each year, mainly destined for biodiesel production and, to a lesser extent, for soap manufacturing, with approximately seven recycling plants identified nationwide. Previous studies have determined optimal saponification conditions, such as temperatures between 50 and 70 °C and NaOH concentrations of 25–35%, which allow obtaining soaps with adequate pH and stability after curing. In this context, the present study aims to optimize the production of bar soaps from RAUC collected at the cafeterias of DACBIOL (UJAT), applying a central composite design and response surface methodology to evaluate key variables such as reagent ratio, temperature, and stirring time. Results showed that oil pretreatment influences the final quality, and that central conditions produce soaps with pH between 9.5 and 10, an average moisture content of 12.44%, and a saponification index of 203.88 mg/g, in compliance with the NMX-Q-003-NYCE-2018 standard.

Resumen

El inadecuado manejo de los residuos de aceites usados de cocina (RAUC) genera problemas ambientales y urbanos, puesto que, un litro puede contaminar hasta 40,000 litros de agua. A nivel mundial, la producción de aceites vegetales comestibles asciende a 228 millones de toneladas, de los cuales una parte se convierte en RAUC, cuya generación varía según los hábitos de consumo y la infraestructura de reciclaje, en países como Estados Unidos que alcanzan 10 millones de toneladas anuales frente a Taiwán con apenas 0.07 millones. En México, se generan más de 320 millones de litros de RAUC al año, destinados principalmente a la producción de biodiésel y, en menor medida, a la elaboración de jabones, con aproximadamente siete plantas de reciclaje identificadas. Estudios previos han determinado condiciones de saponificación óptimas, como temperaturas entre 50 y 70 °C y concentraciones de NaOH de 25–35%, que permiten obtener jabones con pH adecuado y estabilidad tras un tiempo de curado. En este contexto, el presente trabajo plantea optimizar la elaboración de jabones en barra a partir de RAUC recolectados en las cafeterías de la DACBIOL (UJAT), aplicando un diseño experimental central compuesto y análisis de superficie de respuesta para evaluar variables críticas como proporción de reactivos, temperatura y tiempo de agitación. Los resultados mostraron que el pretratamiento del aceite influye en la calidad final, y que las condiciones centrales producen jabones con pH entre 9.5 y 10, humedad promedio de 12.44% e índice de saponificación de 203.88 mg/g, cumpliendo con la norma NMX-Q-003-NYCE-2018.

Palabras clave: saponificación, RAUC, aceite residual, jabón, reciclaje.

Introducción

El inadecuado manejo del aceite vegetal usado ocasiona daños ambientales y urbanos, ya que un litro puede contaminar hasta 40,000 litros de agua. A nivel global, la producción de aceites vegetales alcanza 229 millones de toneladas, de los cuales una fracción se convierte en residuos de aceite usado de cocina (RAUC). La generación de RAUC varía entre países: Estados Unidos produce cerca de 10 millones de toneladas al año, mientras que Taiwán apenas 0.07 millones. En México se generan más de 320 millones de litros anuales, destinados principalmente al biodiésel y, en menor medida, a la elaboración de jabones, con alrededor de siete plantas de reciclaje identificadas.

Diversos estudios han optimizado condiciones de saponificación del RAUC, evaluando temperaturas (50–70 °C), concentraciones de NaOH (25–35%), proporciones de reactivos y tiempos de curado, obteniendo jabones con pH en rangos de 7.05 a 11.95. Además, se han desarrollado variantes líquidas mediante dilución de pastas saponificadas.

Con base en ello, el presente trabajo plantea elaborar jabones en barra a partir de RAUC recolectados en la DACBiol-UJAT, aplicando un diseño central compuesto y análisis de superficie de respuesta, con el fin de optimizar el proceso, mejorar el rendimiento, reducir el tiempo de curado y estandarizar formulaciones.

Objetivos

Objetivo general

Optimizar del proceso de reciclaje de los residuos de aceite de cocina usados mediante saponificación aplicando un diseño central compuesto y un análisis de superficie de respuesta a las variables de proceso, obteniendo las combinaciones óptimas de aceite vegetal residual y reactantes, respecto al rendimiento e índice de saponificación.

Objetivos específicos

- Caracterizar y pretratar los residuos de aceite de cocina usado.
- Diseñar un experimento basado en el método central compuesto con 13 combinaciones, replicando el punto central 5 veces por cada tipo de jabón.
- Analizar mediante superficie de respuesta el rendimiento e índice de saponificación.



Metodología

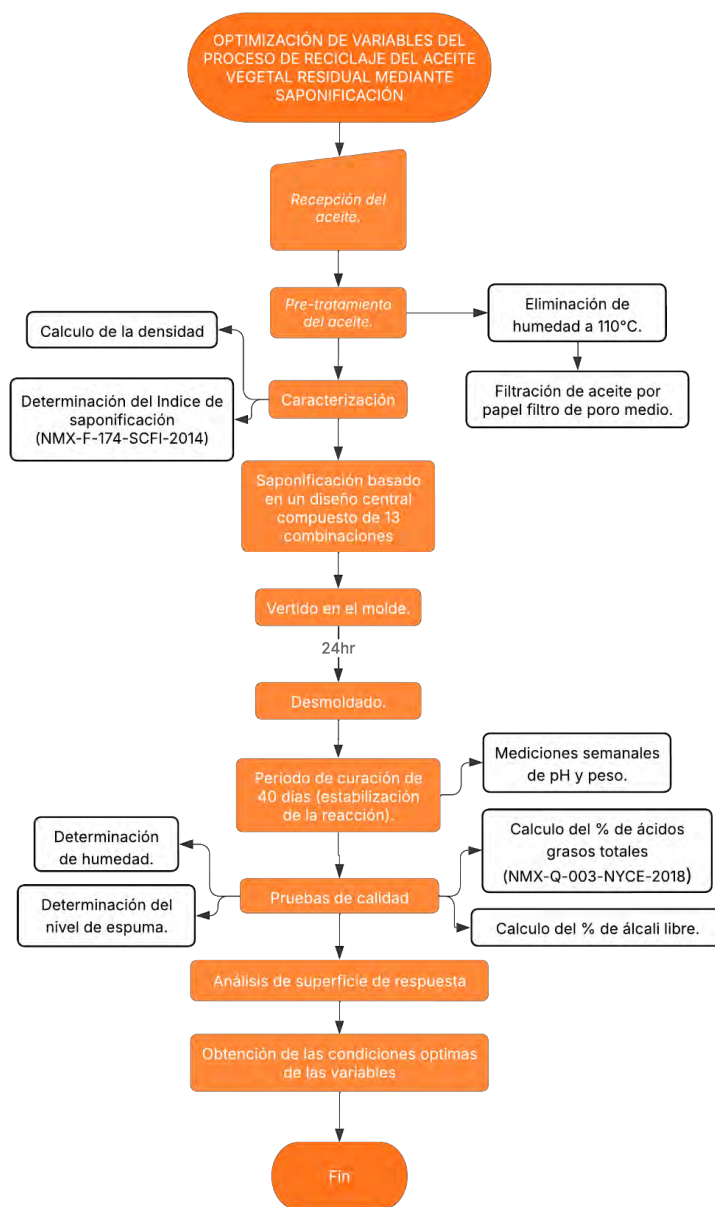


Fig. 1: Metodología del proceso.
Fuente: Elaboración propia

Método central compuesto de la saponificación de los RAUC

Para la saponificación de los aceites se empleó un diseño experimental basado en el método central compuesto que arrojó 13 combinaciones, de las cuales 5 fueron replicando el punto central. Teniendo como base el uso de 100 g de RAUC, 33.3 g de agua destilada, 6.67 g de NaCl, mientras las variables de proceso elegidas fueron la cantidad de NaOH y tiempo de agitación.



TABLA 1:
DISEÑO EXPERIMENTAL

N. de prueba	NaOH (g)	Tiempo de agitación (min)
1	15	11.53
2	7.92893	22.3
3	22.0711	22.3
4	10	15
5	15	33.06396
6	20	30
7	20	15
8	10	30
9	15	22.3
10	15	22.3
11	15	22.3
12	15	22.3
13	15	22.3

Fuente: Elaboración propia

Monitoreo de variables:

Durante el periodo de curado de los jabones se evaluaron parámetros de calidad de manera semanal, midiendo el pH mediante la disolución de 1 g de muestra en 9 g de agua destilada y utilizando un equipo Hanna HI 9126. Asimismo, se registró el peso de las barras para estimar la pérdida de humedad y, al final del proceso, el contenido de agua se determinó con una termobalanza UHAUS MB45. De igual forma, al término del curado se analizaron el porcentaje de ácidos grasos totales y el álcali libre, siguiendo la metodología y cálculos de la Norma Mexicana NMX-Q-003-NYCE-2018, la cual establece especificaciones y métodos de prueba empleados por la PROFECO en el control de calidad de jabones de tocador.

Análisis de superficie de respuesta

El análisis de superficie de respuesta al ser un conjunto de técnicas estadísticas y matemáticas que sirven para modelar nos sirven en la optimización del proceso, por lo que usando el paquete estadístico Statgraphics, se hará el modelado con los resultados obtenidos.

Resultados y discusión

Pretratamiento del aceite

La muestra de aceite contiene un porcentaje mínimo de sólidos con solo 1.01%, con un peso total de muestra de 377.94 g y una masa de sólidos de 4.66 g como se muestra. En el caso de la humedad no se presentó pérdida de peso tras someterlos a la temperatura prescrita.

Índice de saponificación

El índice de saponificación (IS) obtuvo un promedio de 203.88 mg/g, manteniéndose dentro de un rango de 192.54 a 217.67 mg/g, con una desviación estándar de 9.8.

Saponificación de los RAUC: elaboración de los jabones:

A continuación, se muestran evidencias fotográficas del proceso de elaboración de los jabones



Fig. 2: Mezclado de reactivos.
Fuente: Propia



Fig. 3: Barras de jabón.
Fuente: Propia

pH del jabón

Como se muestra en la Fig. 4, la mayoría de las pruebas presentan una disminución en el valor de pH. La prueba 7 registra la mayor reducción, con una diferencia de 1.34 unidades, aunque continúa ubicándose entre los valores de pH más altos del conjunto. En contraste, los puntos centrales muestran una variación mínima en el pH, pero se mantienen dentro de los rangos más bajos registrados.

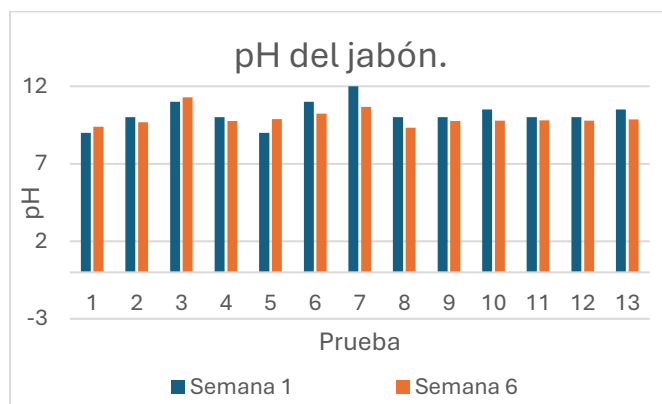


Fig. 4: Comparación de pH inicial y final de las barras de jabón.
Fuente: Elaboración propia

Peso del jabón

El monitoreo semanal del peso de las barras de jabón mostró una disminución en todas las pruebas. La menor pérdida de peso se registró en la prueba 6, realizada bajo condiciones de alto contenido de NaOH y mayor tiempo de agitación, con una reducción de 7.8 g. Por el contrario, los puntos centrales presentaron las mayores pérdidas de peso, con un rango de 14.2 a 17.1 g.

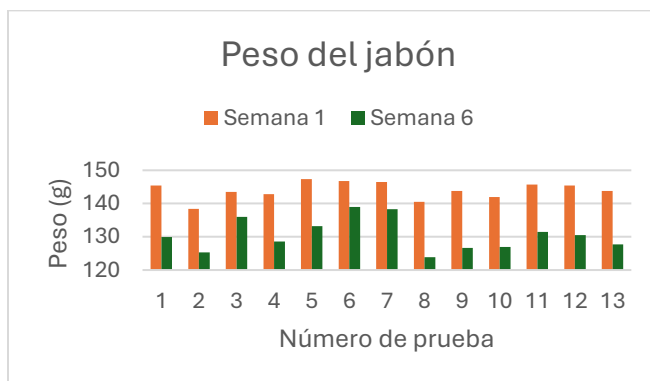


Fig. 5: Peso inicial y final de los jabones.
Fuente: Elaboración propia

Humedad

Al término del periodo de curado, la humedad promedio de las barras de jabón fue de 10.63%, con una desviación estándar de 0.0359. Las menores humedad se registraron en la prueba 2 (mínimo de NaOH y tiempo de agitación central), con 4.02% y en la prueba 8 (mínimo de NaOH y máximo tiempo de agitación), con 5.14%. En contraste, la prueba 7 (máximo de NaOH y mínimo tiempo de agitación) presentó la mayor humedad con 15.39%. Los puntos centrales se mantienen en un rango de humedad entre 11.14%- 13.45%.

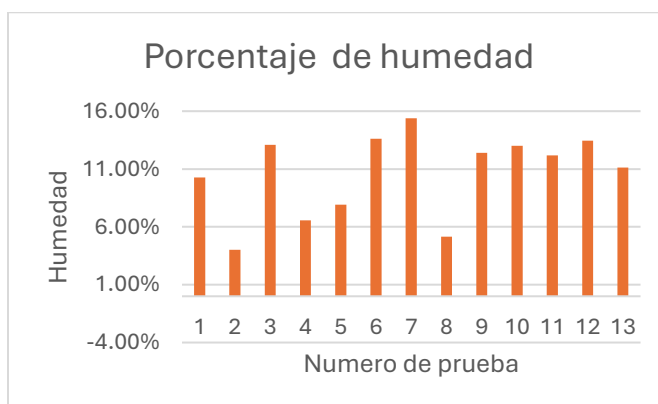


Fig. 6: Porcentaje de humedad de las barras de jabón.
Fuente: Elaboración propia

Conclusiones

El pretratamiento de los RAUC es esencial para la calidad del jabón, pues la eliminación de humedad y sólidos garantiza un mejor control del proceso y evita alteraciones. El índice de saponificación orienta la cantidad adecuada de NaOH en la formulación, y las pruebas preliminares mostraron que los valores centrales ofrecen mejores resultados: pH de 9.5–10, pérdida de peso similar a los extremos, pero con menor uso de insumos, y un contenido de humedad de 12.44%, dentro de lo permitido por la NMX-Q-003-NYCE-2018. Sin embargo, se requiere determinar los ácidos grasos totales y el álcali libre, además de aplicar análisis de superficie de respuesta para validar los hallazgos y definir la formulación óptima.

Agradecimientos

A mis docentes guía por creer en mí, a mi mamá por su apoyo incondicional y a mis compañeros de CATRE que se esfuerzan día a día.

Referencias

- [1] G. Cheng, M. Zhang, Y. Lu, Y. Zhang, B. Lin y E. Von Lau, «A novel method for the green utilization of waste fried oil,» *Particuology*, vol. 84, pp. 1-11, 2024.
- [2] R. González y Z. Much, «Factibilidad técnica en la elaboración de jabones en barra a partir del aceite residual de cocina.,» *Agua, Saneamiento & Ambiente*, vol. 15, n° 1, pp. 44-52, 2020.
- [3] L. Márquez, C. Gutierrez, J. Campos y M. Romero, «Producción de jabón líquido a base de aceite residual recolectado de cafeterías de Ensenada B.C.,» *Revista Latinoamericana de Ciencias Sociales y Humanidades.*, vol. 5, n° 4, pp. 1395-1403, 2024.
- [4] Statista, «Aceites y grasas vegetales: estadísticas y datos,» Statista, 17 Julio 2025. [En línea]. Available: https://www.statista.com/statistics/263933/production-of-vegetable-oils-worldwide-since-2000/?__sso_cookie_checker=failed. [Último acceso: 20 08 2025].
- [5] Secretaría del Medio Ambiente de la Ciudad de México., «Pide SEDEMA separar aceite usado y llevarlo a centros de acopio,» SEDEMA, 10 Febrero 2023. [En línea]. Available: <https://www.sedema.cdmx.gob.mx/comunicacion/nota/pide-sedema-separar-aceite-usado-y-llevarlo-centros-de-acopio#:~:text=Debido%20a%20que%20el%20aceite,con%20la%20Central%20de%20Abas to%2C>. [Último acceso: 01 Agosto 2025].
- [6] S. Onoriode y E. Donatus, «Unlocking the Power of Waste Cooking Oils for Sustainable Energy Production and Circular Economy: A Review,» *Journal of Engineering Research and Development*, vol. 7, n° 1, pp. 41-55, 2024.



PLAGUICIDAS ORGANOFOSFORADOS EN EL AMBIENTE Y LECHE DE ORDEÑA EN LA COMARCA LAGUNERA MÉXICO

Virgilio René Góngora Echeverría^{a*}, Germán Giácoman Vallejos^a, Avel González Sanchez^a,
Gonzalo García Vargas^b, Ofelia Morton-Bermea^c, Javier Castro Larragoitia^d,
Carmen Ponce Caballero^a,

^aFacultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán. Av. Industrias No Contaminantes por
Periférico Norte S/N. Mérida, Yucatán. México

^bFacultad de Ciencias de la Salud, Universidad Juárez del Estado de Durango, Calzada de las Palmas 1,
35050 Gómez Palacio, Durango, México.

^cInstituto de Geofísica, Universidad Nacional Autónoma de México.

^dFacultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

*Dr. Virgilio René Góngora Echeverría, email: virgilio.gongora@correo.uady.mx

Abstract

La Comarca Lagunera in Mexico is one of the primary agricultural areas, featuring a diverse range of intensively cultivated crops. The use of pesticides, including organophosphates, is necessary to ensure crop production; however, their use can pose risks. The objective of this research was to determine the presence of organophosphate pesticides in soil, groundwater, and drinking milk in the Comarca region. The results showed that ethyl parathion, methyl parathion, malathion, and AMPA (glyphosate metabolite) were detected in water and soil, with AMPA being the most frequently detected in soil ($\leq 115,307.5$ ng/g) and milk (≤ 9.87 μ g/L). In water, the most frequently detected compound was methyl parathion (≤ 4 μ g/L). The fact that several pesticides were detected in more than 50% of the samples, including 92% in soil for ethyl parathion, a banned pesticide, is a snapshot of the risk in the area due to poor control over the sale of these products and the high risk to the population of ingesting these compounds.

Resumen

La comarca Lagunera en México es una de las principales zonas agrícolas con gran variedad de productos que se cultivan de manera intensiva. El uso de plaguicidas, entre ellos los organofosforados, es necesario para garantizar los cultivos; sin embargo, los impactos por uso pueden representar un riesgo. El objetivo de esta investigación fue determinar la presencia de plaguicidas organofosforados en suelo, agua subterránea y leche de consumo en la región de la Comarca. Los resultados mostraron que el etil paratión, metil paratión, malatión y AMPA (metabolito del glifosato) se detectaron en agua y suelo, siendo el AMPA el más detectado en suelo (≤ 115307.5 ng/g) y leche (≤ 9.877 μ g/L). En el agua el compuesto más detectado fue el metil paratión (< 9.877 μ g/L). El hecho de que varios plaguicidas se detectaran en más del 50% de las muestras, incluso en el 92% en suelo para el etil paratión, un plaguicida prohibido, es una radiografía de un riesgo en la zona por un deficiente control en la venta de estos productos y su alto riesgo para la población al poder ingerir dichos compuestos.

Palabras clave: Plaguicidas organofosforados, Comarca Lagunera, leche, agua subterránea, suelo

Introducción

Según la FAO, en 2022 el uso de plaguicidas en el sector agrícola mexicano fue de 33,788 toneladas [1]. Los plaguicidas organofosforados son los agroquímicos más empleados en el campo mexicano, representando un 37.14% del consumo nacional [2]. Estos compuestos presentan toxicidad aguda y se consideran un problema grave para la salud pública y el ambiente [3].

Respecto a la Comarca Lagunera, Rodríguez-González et al. [4] informaron que el 65.7% de los agricultores en la Comarca Lagunera utilizan plaguicidas organofosforados. El uso intensivo de productos organofosforados como el malatión y glifosato en la región lagunera se ha reportado [5]. Se han reportado plaguicidas como el glifosato y malatión en muestras de suelo y agua en el estado de Coahuila, incluyendo la región lagunera [6]. La presencia de malatión en productos de consumo como la miel de abeja en la región está documentada [7]. Maldonado et al. [8] reportan metamidofos, malatión, clorprifos y naled en la orina de trabajadores agrícolas en Coahuila.

Lo anterior muestra el impacto que la agricultura, una actividad de gran importancia comercial como está teniendo en la región, esto por un uso intensivo y quizá inadecuado de los plaguicidas.

Objetivos

Determinar la presencia de plaguicidas organoclorados en agua subterránea y leche de consumo bovino y caprino, en la Comarca Lagunera para tener una primera radiografía de la posible exposición a dichos compuestos.

Metodología

Muestreo

Para suelo y agua subterránea en la comarca se tomaron muestras en las localidades de Gómez Palacio, Lerdo y General Simón Bolívar en Durango, así como Francisco I. Madero, Matamoros, Torreón y Viesca en Coahuila. Se tomaron 24 muestras de suelo superficial y agua subterránea, en un mismo punto seleccionado. Para suelo se siguió la metodología establecida en la NOM-AA-105-1988. Para las muestras de agua, estas se colectaron directamente de los pozos de abastecimiento de acuerdo con la metodología de la NOM-AA-104-1988. Adicionalmente, en los sitios donde fue permitido, se muestreó leche de establos de vaca ($n=8$) y leche de cabra ($n=8$) en los poblados de Lerdo, Durango, y Francisco I. Madero, Coahuila, directamente de la ordeña. 50 mL de leche por muestra se almacenaron en tubos Eppendorf y se resguardaron a 4°C.

Extracción de plaguicidas

En este estudio, los plaguicidas objetivos fueron el etil paratión, metil paratión, malatión y glifosato. Debido a que el glifosato puede metabolizarse rápidamente, se decidió analizar el AMPA, su principal metabolito. Para la extracción de plaguicidas organofosforados presentes en agua se empleó la extracción en fase sólida mediante cartuchos C18 CHROMABOND con estabilidad de pH entre 2 y 8. Para la extracción en suelo de los plaguicidas organofosforados se utilizó el método de extracción asistida por microondas de la guía 3546 de la EPA. En el caso de las muestras de

leche, se empleó la técnica de microextracción en fase sólida (SPME) [9]. Para el glifosato se realizó un proceso de derivatización previo al análisis cromatográfico.

Determinación de plaguicidas

La determinación de los plaguicidas objetivo se realizó empleando un cromatógrafo gases-masas (GC-MS) marca ThermoScientific Trace GC Ultra 1300, acoplado a un detector de captura de electrones (ECD) en tándem con un detector nitrógeno-fósforo (NPD).

Resultados y discusión

Del análisis de las muestras de agua y suelo, se observó que el glifosato fue el único plaguicida de interés que no se detectó en ninguna de las muestras de suelo o agua. El metil paratión fue el plaguicida que se detectó en el mayor porcentaje de muestras de agua subterránea (62%) con una concentración máxima de 4 µg/L en una muestra de Matamoros, Coahuila. Por su parte, el etil paratión fue el plaguicida que estuvo presente en la mayoría de las muestras de suelo (92%), con una concentración máxima de 46.3 ng/g en un suelo de Gómez Palacio, Durango. Sin embargo, el AMPA, principal metabolito del glifosato e indicador de su uso en el sitio, fue el compuesto que presentó la mayor concentración en agua (26.7 µg/L) y suelo (115307.5 ng/g) (Fig. 1). Martínez et al. [10] reportan glifosato en agua y suelo de la Comarca Lagunera, que si bien en este caso no se detectó este compuesto, si su metabolito.

En 2018, el metil paratión se reportó como uno de los principales plaguicidas empleados en México junto con otros productos como carbofurán, 2,4-D, cipermetrina y endosulfán [2]; adicionalmente, su presencia en agua en zonas agrícolas en México es algo recurrente en los reportes [11]. Esto puede explicar que espacialmente sea el compuesto más detectado en agua. Por su parte el etil paratión, conocido comercialmente solo como paratión, fue prohibida su importación en México junto con otros compuestos como el glifosato desde 2019 [12], pero no así su salida inmediata del mercado, por lo que parece aún siguen en uso, ya que se encontraron en suelo superficial y agua subterránea para el caso del etil, y el AMPA, indicador y metabolito del glifosato.

Por su parte, de las muestras de leche de ordeña tanto de vaca como de cabra, todas mostraron la presencia de al menos un plaguicida, los cuales también se detectaron en las muestras de suelo y agua en las localidades donde se muestreó la leche, destacando el AMPA, compuesto encontrado en todas las muestras en ambos municipios y en mayor concentración que cualquiera de los otros plaguicidas (Fig. 2).



Fig. 1. Plaguicidas en suelo (a) y agua subterránea (c) en las zonas de estudio de la Comarca Lagunera. F.I.M.C: Francisco I. Madero, Coahuila; G.P.D: Gómez Palacio, Durango; G.S.B.D: General Simón Bolívar, Durango; L.D: Lerdo, Durango; M.C: Matamoros, Coahuila; T.C: Torreón, Coahuila; V.C: Viesca, Coahuila.

Jáquez-Matas et al. [13] reporta el uso de plaguicidas como el glifosato en cultivos de maíz, alfalfa y otros en la región de la Laguna, y se sabe de la visita al sitio que estos cultivos son usados como forraje. Si se considera que el agua y suelo de Lerdo, Durango presentaron los cuatro plaguicidas de estudio, y que todas las muestras de leche de ese municipio presentaron AMPA con un máximo de 9.877 µg/L, y tres de las siete muestras de Lerdo presentaron los cuatro plaguicidas, esto podría indicar una exposición importante por parte del ganado, y un riesgo para las personas que pudieran consumir dicha leche sin los procesos adecuados que garantizan su inocuidad.

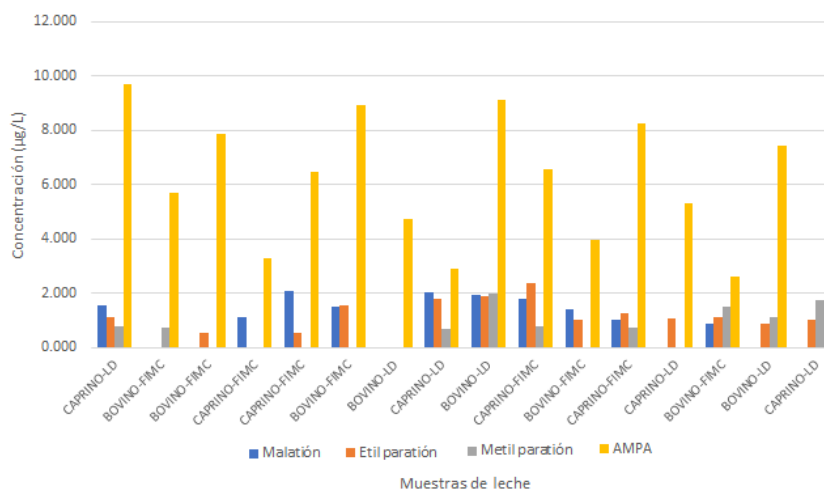


Fig. 2. Plaguicidas en muestras de leche en las zonas de estudio de la Comarca Lagunera. F.I.M.C: Francisco I. Madero, Coahuila; L.D: Lerdo, Durango.

Conclusiones

La presencia de plaguicidas en matrices ambientales como suelo y agua en zonas de cultivo puede ser evidente, pero detectarlos y cuantificarlos en productos de consumo como la leche es preocupante. Plaguicidas prohibidos en México como el etil paratión fueron detectados en las matrices de estudio, y el hecho de que el AMPA, metabolito del glifosato, fuera el compuesto con las mayores concentraciones en leche y algunas muestras de suelo y agua indica un uso intensivo. La zona de estudio parece tener una alta exposición a los plaguicidas, por lo que debe ampliarse el monitoreo para una detección temprana y determinar medidas de mitigación y preventivas ante sus efectos adversos.

Agradecimientos

Al SECIHTI por la beca otorgada y a la Facultad de Ingeniería de la UADY.

Referencias

1. FAOSTAT (2023). Plaguicidas Uso. <https://www.fao.org/faostat/es/#data/RP/visualize>
2. SEMARNAT-INECC (2022). Estudio sobre el uso de plaguicidas en México, compilación 1980-2018. Disponible en https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/728079/141_2022_Estudios_plaguicidas_Mexico_1980-2018.pdf
3. Hassaan, M., & el-Nemr A. (2020). Pesticides pollution: classifications, human health impact, extraction and treatment techniques. Egypt. J. Aquat. Res. 46, 207-220. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2020.08.007>
4. Rodríguez-González, J.A., Carrillo-González, J.R. & Ortega-Rivas, E. (2013). Prácticas de manejo y análisis de riesgo por el uso de plaguicidas en la comarca lagunera, México. Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas, 4(4), 601-616.
5. Esquivel-Valenzuela, B., Cueto-Wong, J.A., Valdez-Cepeda, R.D., Pedroza-Sandoval, A.,

- Trejo-Calzada, R., Pérez-Veyna, O. (2019). "Prácticas de Manejo y Análisis de Riesgo Por El Uso de Plaguicidas En La Comarca Lagunera, México." *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 35(1), 25–33. <https://doi.org/10.20937/rica.2019.35.01.02>.
6. Cano-García, A., Cerna-Chávez, E., Ochoa-Fuentes, Y.M., Maldonado-Ortega, V., Ceballos-Ceballos, A.G., Lafón-Terrazas, P. & Linares-Márquez, A. (2022). Determinación y cuantificación de residuos de plaguicidas en suelo y agua en pastizales del noreste de México, hábitat del perrito de la pradera mexicana. *Revista Mexicana de Mastozoología, Nueva Época*, 12(1), 33–48.
 7. Vargas-Valero, A., Reyes-Carrillo, J., Gaspar-Ramírez, O. & Moreno-Reséndez, A. (2021). Parasitosis y residuos de plaguicidas en miel y cera en colonias de abejas: Parasitosis y residuos de plaguicidas. (2021). *Ecosistemas Y Recursos Agropecuarios*, 8(2). <https://doi.org/10.19136/era.a8n2.2827>
 8. Maldonado Ortega, V., Ochoa Fuentes, Y.M. & Cerna Chávez, E. (2020). Determinación de plaguicidas organofosforados a trabajadores de control de plagas del estado de Coahuila. *Horizonte Sanitario*, 19(2), 217-222. <https://doi.org/10.19136/hs.a19n2.3640>
 9. Fernandez-Alvarez, M., Llompart, M., Lamas, J. P., Lores, M., Garcia-Jares, C., Cela, R., & Dagnac, T. (2008). Development of a solid-phase microextraction gas chromatography with microelectron-capture detection method for a multiresidue analysis of pesticides in bovine milk. *Analytica Chimica Acta*, 617(1-2), 37-50.
 10. Martínez Arroyo A., Gavilán García A., y Mendoza Cantú A. (2019). Diagnóstico sobre la Contaminación por Plaguicidas en Agua Superficial, Agua Subterránea y Suelo. pp. 37. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/495283/Diagnostico_sobre_la_contaminacion_por_plaguicidas_en_agua_superficial_agua_subterranea_y_suelo_version_final_s-d.pdf
 11. SAGARPA (2016). La Comarca Lagunera, primer lugar en producción de leche, carne de ave y forrajes. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, 6 de septiembre del 2016. <https://www.gob.mx/agricultura%7Cregionlagunera/articulos/la-comarca-lagunera-primer-lugar-en-produccion-de-leche-carne-de-ave-y-forrajes-sagarpa>.
 12. DOF (2019). DECRETO por el que se modifica la Tarifa de la Ley de los Impuestos Generales de Importación y de Exportación y el Decreto por el que se establece el impuesto general de importación para la región fronteriza y la franja fronteriza norte. *Diario Oficial de la Federación*. DOF: 06/11/2019
 13. Jáquez-Matas, S.V., Pérez-Santiago, G., Márquez-Linares, M.A. & Pérez-Verdín, G. (2022). IMPACTOS ECONÓMICOS Y AMBIENTALES DE LOS PLAGUICIDAS EN CULTIVOS DE MAÍZ, ALFALFA Y NOGAL EN DURANGO, MÉXICO. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 38, 219–233. <https://doi.org/10.20937/RICA.54169>



SUSTRATOS ALTERNATIVOS EN CAPAS: DESEMPEÑO EN MÓDULOS DE TECHO VERDE EXTENSIVO EN CLIMA TRÓPICO-HÚMEDO

Litzy Flor Javier Velázquez ^a, Libni Simei Ávalos de la Cruz ^b, Jacqueline Leyva Arévalo ^c, Adriana de la Cruz Uribe ^d, José Roberto Hernández Barajas ^e, José Aurelio Sosa Olivier ^f, José Ramón Laines Canepa ^g

^{a, c, a, c} *Tecnológico Nacional de México / I.T.S. de Comalcalco, Carr. Vecinal Comalcalco-Paraíso Km.2, 86650 Comalcalco, Tabasco.*

^{b, d, e, f, g}

Universidad Juárez Autónoma de Tabasco: División Académica de Ciencias Biológicas, Villahermosa, Tabasco, C.P. 86150, México.

^a Estudiante de Ingeniería Ambiental litzyvela40@gmail.com

Abstract

The implementation of extensive green roofs is limited by the high cost of commercial substrates, which motivates the search for more sustainable alternatives. This study aimed to compare the performance of three types of experimental modules against a control under tropical-humid conditions. Modules were arranged with layered substrate combinations in three rows with four replications, while monitoring variables such as moisture, temperature, dry and wet weight, and plant development. Preliminary results indicate significant differences in water retention and thermal behavior among substrates. It is concluded that certain combinations represent a viable and cost-effective option for the implementation of extensive green roofs in tropical regions.

Keywords: *green roofs, substrate, tropical-humid climate, modules, water performance.*

Resumen

La implementación de techos verdes extensivos se ve limitada por el alto costo de los sustratos comerciales, lo que motiva la búsqueda de alternativas más sustentables. Este estudio tuvo como objetivo comparar el desempeño de tres tipos de módulos experimentales frente a un módulo control en condiciones de clima trópico-húmedo. Se dispusieron módulos con combinaciones de sustratos en capas, en tres filas con cuatro repeticiones, registrando variables de humedad, temperatura y peso en estado seco y húmedo, además del desarrollo vegetal. Los resultados preliminares indican diferencias significativas en la retención hídrica y el comportamiento térmico entre los sustratos. Se concluye que ciertas combinaciones representan una opción viable y económica para la implementación de techos verdes extensivos en regiones tropicales.

Palabras clave: *techos verdes, sustrato, clima trópico-húmedo, módulos, desempeño hídrico.*

Introducción

La selección del sustrato es determinante para optimizar el desempeño y la sostenibilidad urbana de los techos verdes extensivos. El crecimiento poblacional y la urbanización acelerada han mermado las áreas verdes. Se prevé que la población mundial alcance unos 10.300 millones a

mediados de la década de 2080, con una ligera disminución posterior, y que una cuarta parte de los habitantes se concentre en países de alta densidad [1]. Este incremento intensifica los efectos del cambio climático, asociado a variaciones del clima [2] y a mayor frecuencia de eventos extremos como olas de calor, precipitaciones intensas y sequías [3]. Los techos verdes, mediante su sustrato, son soluciones naturales que mitigan la isla de calor urbana, mejoran la calidad del aire y regulan los escurrimientos pluviales al retener y liberar agua [4]. Estas infraestructuras constan de capas especializadas que incluyen vegetación, sustrato, filtros, sistemas de drenaje y barreras protectoras, cuya disposición determina su funcionalidad [5]. Según la profundidad del sustrato, se clasifican en intensivos (20–50 cm) y extensivos o semiextensivos (8–20 cm), siendo estos últimos más ligeros y de menor diversidad vegetal [6]. El sustrato componente clave de un techo verde extensivo, requiere un balance de minerales, baja materia orgánica, porosidad y drenaje adecuados, así como densidad adecuada a la carga del edificio [7]. En regiones de clima trópico-húmedo presentan desafíos particulares para el sustrato. Si bien investigaciones previas han explorado el uso de materiales como perlita, fibra de coco y compost, existe escasa información sobre el comportamiento de sustratos sostenibles de bajo costo en techos verdes extensivos bajo condiciones de trópico-húmedo. Como objetivo este estudio busca evaluar el rendimiento de diversas combinaciones de sustratos en capas para techos verdes extensivos con vegetación nativa en condiciones trópico-húmedas, con el objetivo de identificar opciones sostenibles y económicas que sirvan como criterios técnicos para profesionales y tomadores de decisiones, promoviendo así la implementación de techos verdes adaptados a estas zonas.

Objetivos

Objetivo general

Comparar el desempeño de diferentes combinaciones de sustratos dispuestos en capas en módulos de techo verde extensivo, con el propósito de identificar la opción más viable, económica y sostenible para su implementación en condiciones de clima trópico-húmedo.

Objetivos específicos

- Medir las variables (en seco y en húmedo) de humedad, temperatura y peso de los módulos en distintos horarios del día.
- Determinar la combinación de sustrato más eficiente y de menor costo para la implementación de techos verdes extensivos con especies vegetales de la región en clima trópico-húmedo.
- Analizar la adaptabilidad y el crecimiento de la vegetación en cada combinación de sustratos a fin de evaluar su viabilidad.

Metodología

1. **Sitio de estudio.** El experimento inició el 1 de julio en un techo del sanitario del Centro de Acopio y Tratamiento de Residuos de Manejo Especial (CATRE), División Académica de Ciencias Biológicas (DACBIOL), Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Villahermosa, Tabasco, México; coordenadas: -92.972196° latitud y -92.972196° longitud [8]. Presenta

clima trópico húmedo, con temperaturas primaverales $>40^{\circ}\text{C}$ y $\sim 90\%$ de humedad relativa; las temperaturas descienden y la precipitación mensual máxima promedio es 35.74 mm [9]. El monitoreo continuará por dos meses adicionales.

2. **Diseño experimental.** Diseño con tres módulos experimentales y módulos control, cada uno con cuatro repeticiones. Las unidades experimentales fueron módulos de techo verde extensivo con sustratos dispuestos en capas.
3. **Descripción de los módulos.**
 - **Módulo 1:** ($48.5 \times 28.5 \times 13.6$ cm): geotextil negro (base), agrolita (1 cm), concha de ostión triturada (1 cm), aserrín (4.2 cm), composta orgánica (4.2 cm), fibra/polvo de coco (4.2) (Fig. 1).



Fig. 1. Estructura de Módulo 1

Nota de Fuente 1. Elaboración propia en SolidWorks (2025)

- **Módulo 2:** ($49 \times 39 \times 13.5$ cm): geotextil negro, composta de papel (4.3 cm), aserrín (4.3 cm), composta orgánica (4.3 cm). (Fig. 2).



Fig. 2. Estructura de Módulo 2

Nota de Fuente 2. Elaboración propia en SolidWorks (2025)

- **Módulo 3:** (mismas dimensiones que Módulo 2): geotextil negro, fibra/polvo de coco (3 cm), composta de papel (2.5 cm), aserrín (2.5 cm), composta orgánica (5.2 cm). (Fig. 3).



Fig. 3. Estructura de Módulo 3

Nota de Fuente 3. Elaboración propia en SolidWorks (2025)

- **Módulo control:** (mismas dimensiones que Módulo 2): geotextil negro y tierra negra 2kg. (Fig. 4).



Fig. 4. Estructura de Blanco

Nota de Fuente 3. Elaboración propia en SolidWorks (2025)



4. **Variables y calendario de medición.** Se registraron en seco y húmedo la humedad del sustrato (%), temperatura (°C) y peso (g), así como el desarrollo vegetal. Las mediciones se efectuaron antes y después del riego. En la Semana 1, se realizaron mediciones a las 08:00, 12:00 y 16:00 h para determinar el porcentaje de agua. Durante las semanas subsiguientes, se llevaron a cabo mediciones a las 08:00 y 13:00 h los lunes, miércoles y viernes.
5. **Instrumentación y procedimientos.** La humedad se determinó usando una termobalanza, con muestras extraídas a 5 cm de profundidad y secadas por 10 minutos. La temperatura se midió con sensores infrarrojos y cámara termográfica 2.4 y el peso en gramos para los estados seco y húmedo.
6. **Disposición espacial de los módulos.** Los módulos se dispusieron en filas alineadas para maximizar la superficie de la losa y facilitar el acceso, considerando la distribución de carga y orientándolos para una exposición solar directa y uniforme (Fig. 5).



Fig. 5. Implementación de techo verde modular extensivo.

Nota de Fuente 4. Elaboración propia (2025)

Resultados y discusión

Humedad en los módulos. Los módulos 1 y 2 presentaron la mayor humedad después del riego (45.2%), mientras que el módulo 3 experimentó el mayor incremento relativo (19.8%–40.4%) (Fig. 6). El módulo blanco mostró la menor retención hídrica (16.1%–22.7%). Estos hallazgos confirman que los sustratos mejoran la retención de agua, con los módulos 1 y 2 alcanzando el rango de retención (40%-80%) observado en estudios previos de techos verdes. [10].



Fig. 6. Grafica de Humedad antes y después de riego

Nota de Fuente 5. Elaboración propia (2025)

Peso de los módulos. Los pesos promedio pre y post-riego revelan que el módulo 3 presentó el mayor incremento de peso (9.1–13.9 kg), seguido por el módulo 2 (9.0–12.2 kg) (fig.7). El módulo 1 mostró un aumento de 6.7–8.2 kg, y el control la menor variación (2.8–3.1 kg). Este aumento de peso, indicativo de la absorción de agua, subraya la alta capacidad de retención hídrica del módulo 3, comparable a estudios previos con biochar (ROOFChar®) que mejoran la retención hídrica sin impacto estructural significativo [11].



Fig. 7. Gráfica de temperatura antes y después de riego

Nota de Fuente 6. Elaboración propia (2025)

Temperatura en el sustrato y bajo los módulos. Los valores de temperatura de las superficies antes del riego oscilaron entre 42–45 °C (fig.8). Tras el riego, las temperaturas descendieron a 36.4 °C en el sustrato y 32–33 °C debajo de los módulos, aunque el módulo blanco se mantuvo a 36.4 °C. El riego indujo enfriamiento por evaporación y aislamiento térmico en los sustratos, lo que concuerda con investigaciones previas que indican que los techos verdes húmedos disipan más del doble de calor que las superficies secas, mitigando el flujo energético [12].

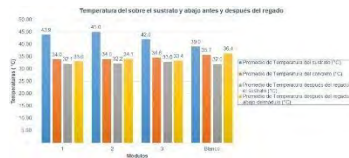


Fig. 8. Gráfica de peso antes y después de riego.

Nota de Fuente 7. Elaboración propia (2025)

Conclusiones

1. Los módulos con sustratos en capas mostraron un mejor desempeño hídrico y térmico en comparación con el módulo control. Los módulos 1 y 2 alcanzaron valores de humedad superiores al 40%, mientras que el módulo 3 destacó por su mayor capacidad de absorción y retención (19.18%–40.4%), además del mayor incremento de peso tras el riego (9.1–13.9 kg), confirmando su eficiencia en el almacenamiento de agua. En términos térmicos, los tres módulos redujeron entre 8 y 12 °C, evidenciando el efecto aislante de los sustratos.
2. Los sustratos alternativos son una opción prometedora para techos verdes extensivos en climas trópico-húmedos, aunque los resultados son preliminares y requieren monitoreo a largo plazo en diversas condiciones climáticas y estacionales para su validación a gran escala.

Agradecimientos

Se agradece al Centro de Acopio y Tratamiento de Residuos (CATRE) de la División Académica de Ciencias Biológicas (DACBiología) de la Universidad Juárez Autónoma de Tabasco (UJAT) por el apoyo institucional, herramientas y espacios para este proyecto, que explora la implementación de techos verdes con sustratos específicos.

Referencias

- [1] United Nations Department of Economic and Social Affairs, Population Division, *World Population Prospects 2024: Summary of Results (UN DESA/POP/2024/TR/NO. 9)*, New York, NY, USA: United Nations, Jul. 2024. [Online]. Available: https://population.un.org/wpp/assets/Files/WPP2024_Summary-of-Results.pdf. [Accessed: Aug. 12, 2025].
- [2] World Meteorological Organization, “Climate change,” [Online]. Available: <https://wmo.int/topics/climate-change>. [Accessed: Aug. 12, 2025].
- [3] Y. Xu, Z. Liao, J. Liu, C. Liu, and Y. Li, “Unirrigated extensive green roofs in humid subtropics – plant selection and substrate design for low maintenance and climate resilience,” *Urban Forestry & Urban Greening*, p. 128554, Oct. 2024, doi: 10.1016/j.ufug.2024.128554.
- [4] S. Kushwaha, M. Kukshaal, and S. M. Patil, “Review on Tradescantia spathacea (Medicinal Plant),” *Journal for Research in Applied Sciences and Biotechnology*, vol. 3, no. 6, pp. 104–115, Dec. 2024, doi: 10.55544/jrasb.3.6.14.
- [5] B. G. López-González, A. D. Camacho, M. C. Martínez-Rodríguez, and M. M.- Aranda, “Techos verdes: una estrategia sustentable,” *Revista Tecnología En Marcha*, Jul. 2020, doi: 10.18845/tm.v33i3.4389.
- [6] G. Giagnacovo, D. Biagiotti, R. Di Bonito, S. Di Lonardo, and C. A. Campiotti, “On the influence of plant morphology in the extensive green roof cover: A case study in Mediterranean area,” *Ecological Engineering*, vol. 213, p. 107562, Feb. 2025, doi: 10.1016/j.ecoleng.2025.107562.
- [7] L. Barbaro, J. B. Oroná, and A. S. Camina, *Sustratos para techos verdes sustentables (extensivos)*. INTA, 2020. [Online]. Available: <https://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/1952>. [Accessed: Aug. 6, 2025].
- [8] Sanitario de CATRE - Google Earth, [Online]. Available: <https://earth.google.com/web/>. [Accessed: Aug. 13, 2025].
- [9] S. Zielinski-Seweryn, D. Gómez-Márquez, and C. Torres-Peña, “Techos verdes: ¿Una herramienta viable para la gestión ambiental en el sector hotelero del Rodadero, Santa Marta?,” *Revista de la Facultad de Ciencias Económicas y Administrativas*, vol. 15, no. 0124-177X, pp. 1–14, Apr. 2012. [Online]. Available: <https://www.fm-house.com/wp-content/uploads/2014/12/Techos-verdes.pdf>. [Accessed: Aug. 15, 2025].
- [10] S. Zielinski Seweryn et al., “Techos verdes: ¿Una herramienta viable para la gestión ambiental en el sector hotelero del Rodadero, Santa Marta?,” vol. 15, no. 0124-177X, pp. 1–14, Apr. 2012. [Online]. Available: <https://www.fm-house.com/wp-content/uploads/2014/12/Techos-verdes.pdf>. [Accessed: Aug. 15, 2025].
- [11] M. Petreje, J. L. Rodríguez, and P. García, “Quantifying the benefits of incorporating biochar in green roof substrates,” *Biochar*, vol. 7, no. 1, pp. 1–15, Dec. 2025, doi: 10.1007/s42773-024-00409-z.
- [12] A. López Hayas et al., “Optimizando el potencial de techos verdes para la rehabilitación energética de edificios,” [Online]. Available: https://www.aopandalucia.es/inetfiles/resultados_IDI/GGI3003IDIB/entregable_parcial/final_guia_tecnica_v2_0.pdf. [Accessed: Aug. 16, 2025].



UN MODELO MATEMÁTICO SIMPLIFICADO PARA LA DEGRADACIÓN DE MICROPLÁSTICOS EN EL AMBIENTE

José Roberto Hernández-Barajas^{a*}, María del Carmen Cuevas-Díaz^b, José Aurelio Sosa-Olivier^a,
y José Ramón Laines-Canepa^a

^a *División Académica de Ciencias Biológicas, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco, Villahermosa, 86150, México*

^b *Facultad de Ciencias Químicas, Universidad Veracruzana, Coatzacoalcos, 96538, México*

^{*} *Doctor en Ciencias en Ingeniería Química, roberto.hernandez@ujat.mx*

Abstract

The massive production of plastics and their environmental persistence have triggered a global ecological crisis, as their fragmentation generates microplastics found in water, soil, and the atmosphere. These fragments, formed through photochemical, oxidative, and mechanical processes, pose ecological and health risks by entering food webs and being redistributed by climatic phenomena. Although microbial and enzymatic biodegradation offers promising alternatives, their efficiency and scalability remain limited, and the need for standardized protocols to quantify degradation rates and enable comparisons across studies persists. In this context, mathematical models play a crucial role, as they allow the integration of experimental and environmental data to describe fragmentation processes and estimate the persistence of different polymers. Theoretical and statistical–experimental models have shown the ability to predict size distributions and degradation by-products, highlighting the influence of physicochemical and biological factors. In this study, we propose a simplified mathematical model designed to evaluate comparable scenarios and support the management and mitigation of microplastics. The model was validated using experimental datasets reported in the specialized literature, with their parameters numerically estimated through fitting procedures. The results demonstrated a satisfactory agreement between model predictions and experimental observations, underscoring its potential as a versatile and reliable tool for assessing the persistence and degradation dynamics of plastics under diverse environmental conditions.

Key words: Microplastics, Fragmentation, Mathematical model, Environmental persistence.

Resumen

La producción masiva de plásticos y su persistencia ambiental han generado una crisis ecológica global, ya que su fragmentación origina microplásticos presentes en agua, suelo y atmósfera. Estos fragmentos, formados por procesos fotoquímicos, oxidativos y mecánicos, representan riesgos ecológicos y sanitarios al incorporarse en cadenas tróficas y redistribuirse mediante fenómenos climáticos. Aunque la biodegradación microbiana y enzimática ofrece soluciones prometedoras, su eficiencia y escalabilidad son limitadas, y persiste la necesidad de protocolos estandarizados para cuantificar tasas de degradación y compararlas entre estudios. En este contexto, los modelos matemáticos adquieren un papel crucial, pues permiten integrar datos experimentales y ambientales para describir la fragmentación y estimar la persistencia de diferentes polímeros. Modelos teóricos y estadístico-experimentales han demostrado predecir distribuciones de tamaño y subproductos de degradación, resaltando la influencia de factores fisicoquímicos y biológicos. En este estudio se propone un modelo matemático simplificado diseñado para evaluar escenarios comparables

y apoyar la gestión y mitigación de microplásticos. El modelo fue validado utilizando conjuntos de datos experimentales reportados en la literatura especializada, estimándose numéricamente sus parámetros mediante procedimientos de ajuste. Los resultados demostraron un ajuste satisfactorio entre las predicciones del modelo y las observaciones experimentales, lo que subraya su potencial como una herramienta versátil y confiable para evaluar la persistencia y las dinámicas de degradación de plásticos bajo diversas condiciones ambientales.

Palabras clave: Microplásticos, Fragmentación, Modelo matemático, Persistencia ambiental.

Introducción

La producción masiva de plásticos y su persistencia ambiental han desencadenado una crisis ecológica en mares, ríos, suelos urbanos e incluso la atmósfera. Con el tiempo, estos materiales se fragmentan en microplásticos mediante procesos fotoquímicos, oxidativos y mecánicos. Factores como radiación ultravioleta, oxígeno disuelto y estrés físico descomponen los polímeros en partículas más pequeñas y susceptibles a biodegradación [1]. La acumulación de estos fragmentos genera presión ambiental, impulsando la búsqueda de soluciones sostenibles. La biodegradación se percibe como alternativa, aunque su escalabilidad es limitada [2-3]. En ambientes acuáticos, los microplásticos afectan ecosistemas y salud humana, con fuentes que incluyen fragmentación de plásticos mayores y efluentes industriales [4]. Además, fenómenos climáticos redistribuyen microplásticos hacia océanos y suelos [5], y la atmósfera contribuye transportando fibras, con tasas de deposición de 51–178 partículas/m²/día en entornos urbanos subtropicales [6].

Métodos de detección y cuantificación de la degradación

La degradación de microplásticos se apoya en consorcios microbianos y enzimáticos capaces de atacar las cadenas poliméricas y aprovechar los productos resultantes. En las últimas décadas se han descrito diversas rutas metabólicas y biocatalizadores que permiten degradar plásticos convencionales, con el valor añadido de transformar los monómeros liberados en compuestos de interés industrial. Sin embargo, persisten grandes retos relacionados con la eficiencia, la especificidad y la escalabilidad de estos procesos [7-8]. Ejemplos alentadores provienen de bacterias aisladas en suelos y vertederos, como especies de *Bacillus* y *Paenibacillus*, capaces de colonizar y degradar micro-PE. En condiciones de laboratorio, estas comunidades lograron reducciones significativas de masa y tamaño de partículas en pocas semanas, acompañadas de cambios en la estabilidad térmica y en el contenido orgánico, lo que confirma su potencial en la biodegradación [9]. Paralelamente, se han explorado otros sistemas biológicos: algas, microbiotas intestinales de insectos e incluso simbioses de invertebrados. Dentro de las estrategias enzimáticas, las hidrolasas recombinantes derivadas de actinobacterias termófilas destacan por su eficiencia en la degradación de PET, siendo uno de los avances más sólidos hasta el momento [3], [8], [10-12]. La evaluación de estos procesos requiere metodologías de detección y cuantificación cada vez más robustas. En laboratorio, se han diseñado ensayos que reproducen distintos hábitats marinos, tales como el pelágico, intermareal y el bentónico, con el fin de evaluar la desintegración visual, la pérdida de propiedades mecánicas y el consumo de oxígeno. Tales ensayos han mostrado, por citar un ejemplo, que ciertos plásticos biodegradables pueden desintegrarse totalmente en arena húmeda en menos de nueve meses, mientras que en ambientes pelágicos mantienen su integridad aunque con una marcada reducción de resistencia mecánica [13]. En campo, se ha recurrido a la combinación de muestreos atmosféricos y análisis morfológicos y químicos para cuantificar

deposición y tipologías de microplásticos [6]. En ambientes acuáticos, la literatura insiste en la necesidad de técnicas estandarizadas que permitan comparaciones entre estudios y, así mismo, sirvan de base para políticas regulatorias [4]. Más recientemente, los enfoques de modelado predictivo han ampliado la perspectiva: aplicando planes experimentales factoriales y herramientas analíticas avanzadas, es posible estimar la liberación de contaminantes asociados durante la degradación bajo diferentes condiciones de tiempo, temperatura y tamaño de partícula [14]. Pese a esta serie de métodos sofisticados, la falta de protocolos armonizados sigue siendo un obstáculo para generar resultados comparables y construir consensos científicos sólidos [10].

Tasas de degradación de microplásticos

La persistencia de los plásticos en la naturaleza se traduce en tasas de degradación que varían ampliamente según el tipo de polímero y el ambiente en el que se encuentran. Una aproximación reciente ha sido introducir el parámetro *specific surface degradation rate* (SSDR), que permite estimar semividas en distintos contextos. Para el HDPE en ambientes marinos, los valores calculados van desde unas pocas décadas hasta más de un milenio (≈ 58 –1200 años), lo que evidencia la enorme persistencia de este material y la necesidad de metodologías estandarizadas para obtener comparaciones confiables [15]. En condiciones controladas, algunos estudios ofrecen resultados más optimistas: el micro-PE expuesto a consorcios bacterianos mesófilos mostró pérdidas de masa de entre 10 y 20% en apenas dos meses, lo que confirma que el material puede servir como fuente de carbono para ciertos microorganismos, aunque a un ritmo lento si se compara con otros sustratos [9]. Ensayos que simulan diferentes hábitats marinos sugieren que los procesos físicos de desintegración se aceleran en zonas intermareales, mientras que la biodegradación se hace más evidente en interfaces sedimento-agua, donde puede monitorearse a través del consumo de oxígeno [13]. La fragmentación regula la generación y la distribución de tamaño de los microplásticos y ha sido abordada desde la modelización teórica. Un modelo basado en la mecánica estadística propone que la disponibilidad de energía es la que controla el tamaño final de las partículas [16]. Por su parte, un modelo inspirado en la formación de gotas de lluvia incorpora factores como la intemperización del polímero y las fuerzas de rotura locales, reproduciendo distribuciones de potencia para fragmentos grandes y prediciendo puntos de quiebre específicos [17]. Además, modelos estadístico-experimentales han demostrado su utilidad para prever la aparición de subproductos de degradación en función de variables ambientales clave [14]. En conjunto, estos avances muestran que las tasas de degradación y fragmentación de los microplásticos dependen estrechamente del entorno fisicoquímico y de la interacción con comunidades microbianas. A la vez, ponen de relieve que una cuantificación precisa solo será posible si se logra unificar métricas y protocolos, garantizando resultados comparables y útiles para orientar la gestión de este problema global [10], [15]. Como se ha indicado, la degradación de microplásticos es un proceso complejo que depende tanto de factores abióticos como de la acción de comunidades microbianas y enzimáticas. Sin embargo, cuantificar sus tasas bajo distintas condiciones ambientales sigue siendo un desafío, debido a la heterogeneidad de escenarios, la variabilidad entre polímeros y la falta de protocolos estandarizados [10], [15]. Aunque existen modelos teóricos y experimentales que describen la fragmentación y la distribución de tamaños [16-17], muchos requieren numerosos parámetros, técnicas analíticas sofisticadas o grandes volúmenes de datos experimentales, lo que limita su aplicación comparativa.

Objetivos

En este estudio se propone un modelo matemático simplificado que describe la degradación de microplásticos a partir de la reducción progresiva de tamaño de partícula. El modelo utiliza pocos parámetros y permite generar perfiles temporales comparables, ofreciendo una herramienta versátil para evaluar la persistencia relativa de distintos plásticos bajo condiciones ambientales diversas.

Metodología

La ecuación fundamental de la reducción de tamaño a partir de un análisis de balance de población íntegro-diferencial fue simplificada reduciendo la dependencia del rompimiento de partículas con la propia distribución de tamaño de partícula [18]. Como resultado, el modelo simplificado de fragmentación de partículas de cada clase i definido para el tamaño de partícula, es:

$$\frac{dx_i}{dt} = -S_i x_i + \sum_{j=1}^{i-1} x_j S_j \Delta B_{j,i} \quad (1)$$

donde t es el tiempo de fragmentación, S_i representa la tasa específica de ruptura, x_i se refiere a la fracción masa de la clase i de tamaño de partícula, y $\Delta B_{j,i}$ es la función de ruptura, la cual está relacionada con los diámetros promedio de las diversas clases de tamaño de partícula. Como resultado de la simplificación, las siguientes expresiones matemáticas deben cumplirse:

$$S_i = \begin{cases} S_0, & i = 0 \\ S_{i-1} \left(\frac{d_i}{d_{i-1}} \right)^\alpha, & i \neq 0 \end{cases} \quad B_{j,i} = \begin{cases} 1, & i = j \\ \left(\frac{d_j}{d_i} \right)^\beta, & i < j \end{cases} \quad (2)$$

$$\Delta B_{j,i} = \begin{cases} 1, & i = j \\ B_{j-1,i} - B_{j,i}, & i < j \end{cases}$$

Resultados y discusión

Para demostrar la capacidad del modelo matemático propuesto, se utilizaron datos experimentales sobre la degradación de microplásticos de polietileno (PE) obtenidos de un estudio previo [9]. En esta investigación, cultivos bacterianos mesófilos aislados de sedimentos de un vertedero municipal, principalmente *Bacillus* sp. y *Paenibacillus* sp., fueron expuestos a microplásticos de PE entre 20 y 60 días, logrando reducir un 14.7 % la masa seca y un 22.8 % el diámetro medio de las partículas tras los 60 días. Estos datos sirvieron para validar y calibrar el modelo matemático en la predicción del tamaño de partículas de microplásticos tras degradación. Después de la calibración del modelo, los parámetros estimados fueron $\alpha = 5.37$ y $\beta = 0.9$. Un gráfico de correlación observación *versus* predicción se presenta en la Figura 1. En la figura, las etiquetas indican los rangos de partícula en micrómetros (100 – 200 μm , 200 – 300 μm , etcétera). Debe



notarse que la correlación es altamente satisfactoria, mostrando mayor capacidad de predicción a rangos de partícula mayores.

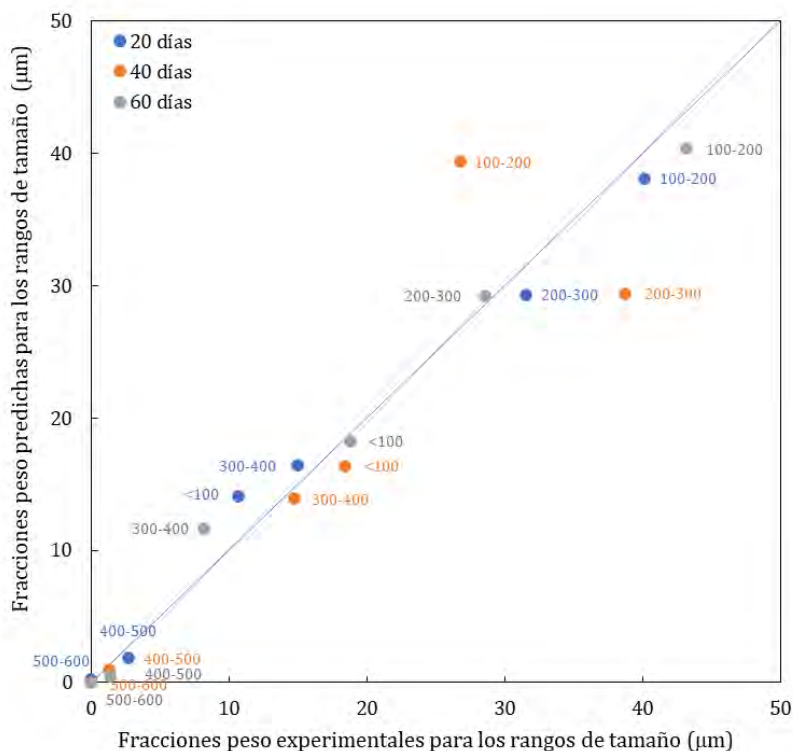


Figura 1. Gráfico de correlación mostrando la capacidad del modelo propuesto.

Conclusiones

El modelo matemático simplificado demostró una alta capacidad para predecir la reducción de tamaño de microplásticos de polietileno durante la degradación, validado con datos experimentales. Sus parámetros calibrados permitieron reproducir satisfactoriamente la distribución de tamaños de partículas, consolidando su utilidad como herramienta confiable para evaluar la persistencia y fragmentación de plásticos.

Referencias

- [1] B. Gewert, M. M. Plassmann, y M. MacLeod, “Pathways for degradation of plastic polymers floating in the marine environment”, *Environ. Sci.: Processes Impacts*, vol. 17, núm. 9, pp. 1513–1521, 2015, doi: [10.1039/C5EM00207A](https://doi.org/10.1039/C5EM00207A).
- [2] S. S. Ali *et al.*, “Plastic wastes biodegradation: Mechanisms, challenges and future prospects”, *Science of The Total Environment*, vol. 780, p. 146590, ago. 2021, doi: [10.1016/j.scitotenv.2021.146590](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146590).

- [3] F. Bertocchini y C. F. Arias, “Why have we not yet solved the challenge of plastic degradation by biological means?”, *PLoS Biol*, vol. 21, núm. 3, p. e3001979, mar. 2023, doi: [10.1371/journal.pbio.3001979](https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3001979).
- [4] A. C. Vivekanand, S. Mohapatra, y V. K. Tyagi, “Microplastics in aquatic environment: Challenges and perspectives”, *Chemosphere*, vol. 282, p. 131151, nov. 2021, doi: [10.1016/j.chemosphere.2021.131151](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131151).
- [5] F. Haque y C. Fan, “Fate of microplastics under the influence of climate change”, *iScience*, vol. 26, núm. 9, p. 107649, sep. 2023, doi: [10.1016/j.isci.2023.107649](https://doi.org/10.1016/j.isci.2023.107649).
- [6] Y. Huang *et al.*, “Atmospheric transport and deposition of microplastics in a subtropical urban environment”, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 416, p. 126168, ago. 2021, doi: [10.1016/j.jhazmat.2021.126168](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126168).
- [7] J. Ru, Y. Huo, y Y. Yang, “Microbial Degradation and Valorization of Plastic Wastes”, *Front. Microbiol.*, vol. 11, p. 442, abr. 2020, doi: [10.3389/fmicb.2020.00442](https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.00442).
- [8] S. S. Ali *et al.*, “Degradation of conventional plastic wastes in the environment: A review on current status of knowledge and future perspectives of disposal”, *Science of The Total Environment*, vol. 771, p. 144719, jun. 2021, doi: [10.1016/j.scitotenv.2020.144719](https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144719).
- [9] S. Y. Park y C. G. Kim, “Biodegradation of micro-polyethylene particles by bacterial colonization of a mixed microbial consortium isolated from a landfill site”, *Chemosphere*, vol. 222, pp. 527–533, may 2019, doi: [10.1016/j.chemosphere.2019.01.159](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.159).
- [10] I. B. Kotova *et al.*, “Microbial Degradation of Plastics and Approaches to Make it More Efficient”, *Microbiology*, vol. 90, núm. 6, pp. 671–701, nov. 2021, doi: [10.1134/S0026261721060084](https://doi.org/10.1134/S0026261721060084).
- [11] A. Ganesh Kumar, K. Anjana, M. Hinduja, K. Sujitha y G. Dharani, “Review on plastic wastes in marine environment – Biodegradation and biotechnological solutions”, *Marine Pollution Bulletin*, vol. 150, p. 110733, ene. 2020, doi: [10.1016/j.marpolbul.2019.110733](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110733).
- [12] Shilpa, N. Basak, y S. S. Meena, “Microbial biodegradation of plastics: Challenges, opportunities, and a critical perspective”, *Front. Environ. Sci. Eng.*, vol. 16, núm. 12, p. 161, dic. 2022, doi: [10.1007/s11783-022-1596-6](https://doi.org/10.1007/s11783-022-1596-6).
- [13] M. Tosin, M. Weber, M. Siotto, C. Lott, y F. Degli Innocenti, “Laboratory Test Methods to Determine the Degradation of Plastics in Marine Environmental Conditions”, *Front. Microbio.*, vol. 3, 2012, doi: [10.3389/fmicb.2012.00225](https://doi.org/10.3389/fmicb.2012.00225).
- [14] M. Kida *et al.*, “Modeling of microplastics degradation in aquatic environments using an experimental plan”, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 471, p. 134396, jun. 2024, doi: [10.1016/j.jhazmat.2024.134396](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2024.134396).



- [15] A. Chamas *et al.*, “Degradation Rates of Plastics in the Environment”, *ACS Sustainable Chem. Eng.*, vol. 8, núm. 9, pp. 3494–3511, mar. 2020, doi: [10.1021/acssuschemeng.9b06635](https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.9b06635).
- [16] K. Aoki y R. Furue, “A model for the size distribution of marine microplastics: A statistical mechanics approach”, *PLoS ONE*, vol. 16, núm. 11, p. e0259781, nov. 2021, doi: [10.1371/journal.pone.0259781](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0259781).
- [17] V. Pérez-Muñuzuri, “Size-Dependent Microplastic Fragmentation Model”, *JMSE*, vol. 12, núm. 7, p. 1213, jul. 2024, doi: [10.3390/jmse12071213](https://doi.org/10.3390/jmse12071213).
- [18] K. J. Reid, “A solution to the batch grinding equation”, *Chemical Engineering Science*, vol. 20, núm. 11, pp. 953–963, nov. 1965, doi: [10.1016/0009-2509\(65\)80093-8](https://doi.org/10.1016/0009-2509(65)80093-8).

URBANIZACIÓN Y RIESGO HÍDRICO: CAMBIO DE USO DE SUELO E INUNDACIONES EN LA ZONA DEL ACUÍFERO TOLUQUILLA

¹Aidé Fabiola Loza Reyes, ³Yolanda Sánchez Sánchez, ²Margarita Castillo Téllez, ¹Beatriz Castillo Téllez, ¹Jesús Águila León.

¹Centro Universitario de Tonalá, Universidad de Guadalajara, 4542, Tonalá, Jalisco.

²Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Campeche, 24039, San Francisco de Campeche, Camp., 24039, México

Autora para correspondencia: Beatriz Castillo Téllez, beatriz.castillo@academicos.udg.mx

³Departamento de Geología, Facultad de Ciencias, Universidad de Salamanca, Plaza de la Merced s/n, Salamanca 37008, España.

Resumen

El crecimiento urbano no planificado representa uno de los principales factores de transformación del paisaje y alteración del equilibrio ambiental en las zonas metropolitanas mexicanas. Este artículo examina el vínculo entre los procesos de impermeabilización del suelo, el cambio de uso de suelo y el riesgo de inundaciones en la localidad de Ojo de Agua, ubicada en el área del acuífero Toluquilla, Jalisco. Se aplicaron métodos de teledetección, análisis cartográfico, revisión documental y trabajo de campo para evaluar las modificaciones territoriales entre 2016 y 2024. Los resultados revelan una disminución considerable de cuerpos de agua, un incremento en la superficie impermeabilizada y un crecimiento industrial significativo, afectando negativamente la capacidad de recarga del acuífero y aumentando la frecuencia e intensidad de inundaciones. Se concluye que la integración de criterios hidrológicos en la planeación urbana es esencial para mitigar los riesgos socioambientales en zonas vulnerables.

Palabras clave: urbanización, uso de suelo, acuífero Toluquilla, inundaciones, SIG

1. INTRODUCCIÓN

La urbanización descontrolada es un fenómeno global que conlleva múltiples implicaciones ambientales, sociales y económicas. En el contexto mexicano, este proceso se ha intensificado particularmente en zonas periurbanas donde la regulación y planeación del desarrollo urbano no siempre consideran los servicios ecosistémicos ni la dinámica hidrológica local (Romero & Vásquez, 2005). Esto ha generado una serie de impactos negativos como la sobreexplotación de acuíferos, la pérdida de humedales, el incremento de escorrentías pluviales y, en última instancia, un aumento en el riesgo de inundaciones (González et al., 2018).

El presente estudio se centra en el acuífero Toluquilla, localizado en el estado de Jalisco, una región que forma parte del corredor industrial de la zona metropolitana de Guadalajara. Este acuífero se encuentra en estado de sobreexplotación (CONAGUA, 2025), lo que se agrava con el crecimiento urbano desmedido. En particular, la colonia Ojo de Agua se presenta como un caso crítico debido a su ubicación en una zona baja y su cercanía con cuerpos de agua como el arroyo El Ahogado, la presa Las Pintas y el humedal La Ladrillera.

Los antecedentes históricos de inundaciones en esta colonia, sumados a la pérdida de superficie vegetal y cuerpos de agua, evidencian una necesidad urgente de repensar la forma en que se gestiona el territorio. Para ello, este trabajo se propone analizar con detalle los factores físicos y sociales que incrementan la vulnerabilidad de la zona, mediante un enfoque sistémico que combina análisis espacial, documental y de campo.

El concepto de riesgo ambiental se define como la probabilidad de que ocurran eventos naturales o antrópicos que puedan generar impactos negativos sobre los ecosistemas o las poblaciones humanas (UN, 2007). En el caso de las inundaciones, se trata de uno de los riesgos más frecuentes a nivel mundial, con una tendencia creciente tanto en frecuencia como en magnitud debido al cambio climático y al crecimiento urbano acelerado (Morote & Souto, 2020).

Uno de los principales factores que contribuyen a este fenómeno es el proceso de impermeabilización del suelo, derivado del sellado urbano. La instalación de infraestructuras como calles, carreteras y edificaciones reduce la capacidad del suelo para infiltrar agua, alterando el ciclo hidrológico y aumentando el volumen de escorrentía

superficial (Scalenghe & Marsan, 2008). A su vez, esto ejerce presión sobre los sistemas de drenaje urbano, que en muchos casos son insuficientes o se encuentran en condiciones obsoletas. Según González et al. (2018), los cambios de uso de suelo deben considerarse como una variable determinante en la gestión del riesgo por inundaciones. Particularmente en zonas periurbanas, donde se produce una transición rápida entre usos rurales y urbanos, la pérdida de áreas de amortiguamiento hidrológico como humedales y zonas de recarga acuífera incrementa significativamente la exposición a desastres.

El caso del acuífero Toluquilla es ilustrativo de este fenómeno. En él convergen varios factores de riesgo: una alta presión urbanística, deficiencias en la infraestructura de drenaje, pérdida de cuerpos de agua y una acelerada transformación territorial. En este sentido, es crucial comprender cómo estos elementos interactúan para diseñar estrategias de mitigación y prevención efectivas.

2. METODOLOGÍA

Este estudio se estructuró bajo un enfoque mixto de tipo cualitativo-cuantitativo, apoyado en la teoría de sistemas para entender las interacciones complejas entre el medio físico y los procesos antrópicos (Bertalanffy, 1968). Se dividió en tres etapas principales: trabajo de campo, análisis documental y procesamiento espacial, integrando información proveniente de fuentes hemerográficas, cartográficas, institucionales y observación directa. La Figura 1 resume el flujo general seguido en el estudio.



Figura 1 Flujo metodológico para el estudio del cambio de uso de suelo e inundaciones en Ojo de Agua

2.1 Trabajo de campo

El trabajo de campo se llevó a cabo en dos fases durante los primeros meses de 2024. En la Fase 1, se realizó un recorrido de observación en la colonia Ojo de Agua y sus inmediaciones, localizada en el municipio de San Pedro Tlaquepaque, Jalisco. El propósito fue reconocer las condiciones físico-ambientales del sitio, con especial énfasis en:

- Tipología de vivienda.
- Presencia de humedad en muros.
- Relación de construcciones con cuerpos de agua.
- Condiciones de vialidades y drenaje.

En la Fase 2, se realizó un compendio fotográfico del estado de infraestructura, incluyendo viviendas colapsadas por reblandecimiento de bóvedas, encharcamientos en temporada de lluvias y asentamientos humanos cercanos a humedales desaparecidos como La Ladrillera.

Además, se documentaron puntos de inundación registrados por Protección Civil de Jalisco (UEPCB Jalisco, 2023) y se ubicaron en campo los sitios con mayor número de evaluaciones de daños (EDAN), concentrándose en 300 puntos de riesgo dentro del área de estudio.

2.2 Análisis documental

La etapa documental se dividió en tres fases:

Fase 1: Identificación de variables

Mediante una revisión de literatura científica, se seleccionaron las variables clave del estudio:

- Cambio de uso de suelo
- Impermeabilización
- Sellado urbano
- Humedales
- Riesgo de inundación

Fase 2: Selección de fuentes

Se consultaron artículos académicos, informes institucionales (INEGI, CONAGUA, SEMADET), y planes de ordenamiento territorial. Se priorizaron documentos que integraran al menos dos de las variables de interés, lo cual permitió construir tanto el marco teórico como el marco conceptual del estudio.

Fase 3: Revisión hemerográfica

Se recopilaron notas periodísticas y reportes de medios locales (N+ Jalisco, El Informador, Mural) desde el año 2010 hasta 2024. Se seleccionaron 12 eventos de inundación significativos en la zona, documentando fechas, nivel de agua alcanzado, daños reportados y afectaciones estructurales.

2.3 Análisis espacial y SIG

El componente cuantitativo del estudio se basó en la utilización de tecnologías de percepción remota y Sistemas de Información Geográfica (SIG). Los pasos fueron:

a) Recolección de datos espaciales:

- Imágenes satelitales Sentinel-2 del portal Copernicus Browser (2016 y 2024), con resolución de 10 m/píxel y sistema WGS 84 (EPSG:4326).
- Shapefiles de uso de suelo, cuerpos de agua y límites municipales proporcionados por INEGI y CONAGUA.

b) Procesamiento en ArcGIS Pro (Esri, 2024):

- Generación de mapas temáticos de ocupación del suelo en 2016 y 2024.
- Clasificación supervisada con 4 categorías: infraestructura urbana, zonas sin infraestructura, cuerpos de agua, y zonas industriales.
- Análisis comparativo de coberturas y cálculo de superficies ocupadas (km² y %).
- Delimitación de zonas de recarga potencial del acuífero Toluquilla con base en zonificación hidrogeológica.

c) Validación de datos:

Se aplicó el índice Kappa a las clasificaciones obtenidas para determinar la confiabilidad de los mapas. Los resultados fueron:

- Kappa 2016: 0.96 (excelente concordancia)
- Kappa 2024: 0.88 (excelente concordancia)
(Según Muñoz et al., 2022)

2.4 Limitaciones metodológicas

El análisis se basó en imágenes satelitales de años específicos (2016 y 2024), debido a la disponibilidad de imágenes libres de nubes y con buena calidad espectral. La carencia de series temporales anuales continuas limita la posibilidad

de generar una modelación multitemporal más precisa. No obstante, se logró establecer una relación clara entre los cambios de cobertura del suelo y la dinámica del riesgo de inundación.

3.5 Justificación del enfoque

El enfoque metodológico empleado permitió integrar la observación directa, el análisis documental y herramientas tecnológicas para obtener una visión integral del fenómeno. Este tipo de enfoque ha sido recomendado por organismos internacionales como la WMO (2009) y por estudios recientes sobre gestión del riesgo urbano (Miller et al., 2014), ya que facilita una toma de decisiones informada para la planeación urbana con criterios socioambientales.

3. RESULTADOS

El análisis integrado entre trabajo de campo, cartografía satelital y revisión documental permitió identificar transformaciones clave en la dinámica territorial del área del acuífero Toluquilla, particularmente en la localidad de Ojo de Agua, en el municipio de San Pedro Tlaquepaque. A continuación, se presentan los hallazgos en cuatro ejes: (1) cambio de uso de suelo, (2) reducción de cuerpos de agua, (3) eventos de inundación y (4) relación con la sobreexplotación del acuífero.

3.1 Cambios en la ocupación del suelo (2016–2024)

El análisis multitemporal realizado a partir de imágenes Sentinel-2 (Copernicus, 2025) permitió la clasificación de la cobertura territorial en cuatro categorías principales:

- Infraestructura urbana
- Zonas sin infraestructura (espacios abiertos, agrícolas, o baldíos)
- Cuerpos de agua
- Zonas industriales

El análisis cartográfico permitió cuantificar las transformaciones en el uso de suelo en el polígono de estudio entre 2016 y 2024. Como se muestra en la Figura 2, se observa un ligero aumento en la superficie urbanizada, pero un crecimiento considerable de la zona industrial, que pasó de 2.18 km² a 3.51 km². En contraste, los cuerpos de agua se redujeron en casi un 45%, lo que evidencia un proceso de ocupación de zonas clave para la recarga acuífera y la regulación hídrica.

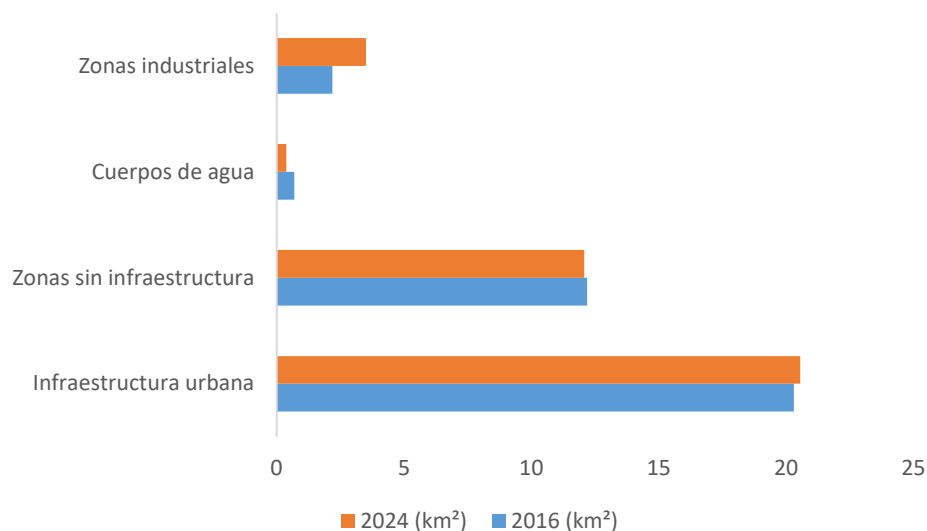


Figura 2 Comparativo de superficies por categoría de uso de suelo en el polígono de estudio (2016 vs 2024). Fuente: elaboración propia con datos satelitales (Copernicus) y clasificación supervisada mediante SIG.

Los resultados muestran que la superficie ocupada por cuerpos de agua se redujo en un 45%, mientras que la zona industrial aumentó en un 61%, lo cual es indicativo de un proceso acelerado de transformación sobre zonas anteriormente naturales o agrícolamente productivas.

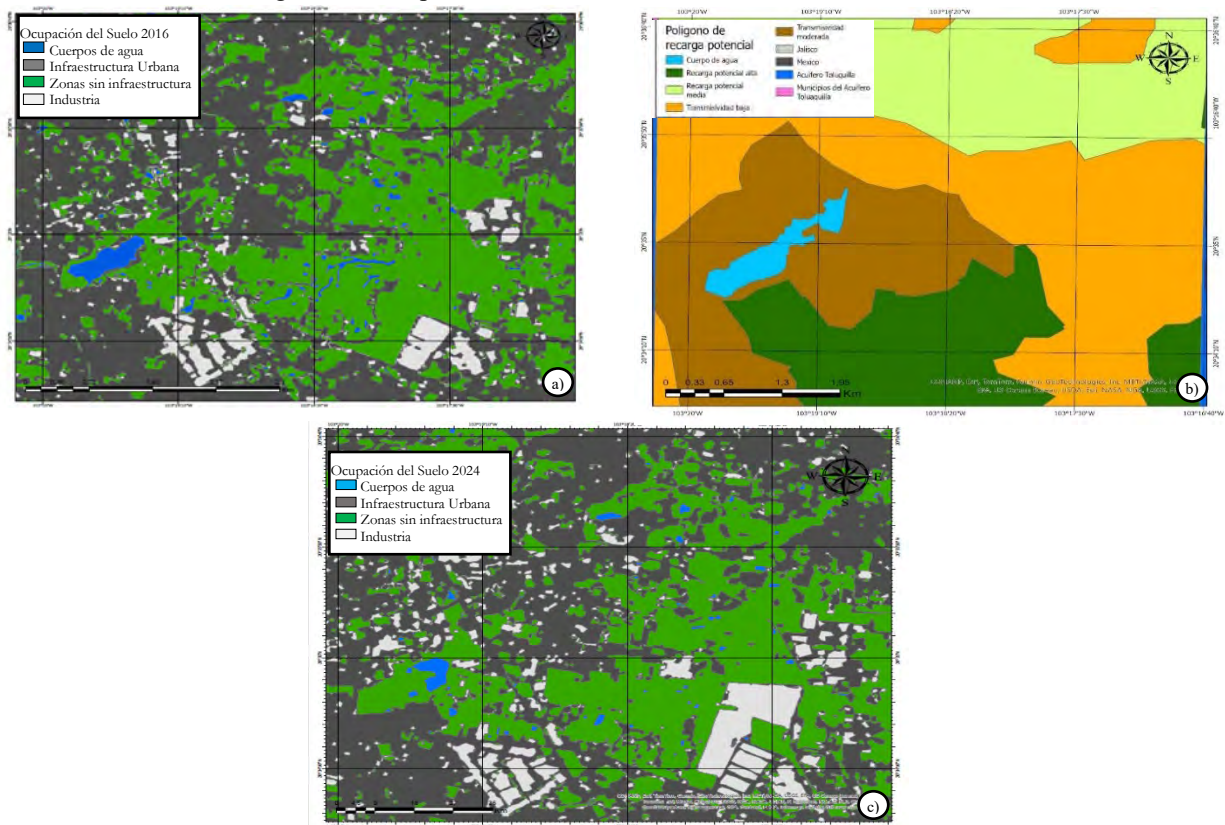


Figura 3 Comparativo entre los usos de suelo en 2016 (a), los polígonos de zonificación del acuífero para la recarga potencial para ese mismo año (b), y el uso de suelo en 2024 (c). Fuente: Elaboración propia con base en datos de INEGI 2016 e imágenes satelitales de Copernicus Browser.

En la figura 3, se presenta la comparación entre el uso de suelo obtenido mediante clasificación supervisada en ArcGis para los años 2016 y 2024, y la zonificación de recarga para el acuífero Toluquilla. Se observa que áreas previamente clasificadas como cuerpos de agua, han sido ocupadas por suelo urbano. Asimismo, las zonas con alto potencial de recarga coinciden con infraestructura industrial y urbana, lo que limita la infiltración al subsuelo y, en consecuencia, la recarga del acuífero. Finalmente, destaca el incremento de superficies industriales en sectores donde previamente no había infraestructura.

3.2 Reducción de cuerpos de agua y pérdida de funcionalidad hidrológica

Uno de los hallazgos más relevantes del estudio es la significativa disminución de cuerpos de agua históricamente presentes en la zona de estudio, como los humedales La Ladrillera, El Órgano y la presa El Chicharrón, los cuales han sido parcial o totalmente rellenados y sustituidos por infraestructura urbana o industrial. La desaparición de estos elementos compromete gravemente su papel como vasos reguladores naturales de escorrentía, exacerbando el riesgo de inundaciones durante eventos pluviales intensos.

Además, se constató que extensas áreas identificadas como zonas de recarga potencial alta y media del acuífero Toluquilla (INEGI, 2016) se encuentran actualmente ocupadas por asentamientos urbanos e infraestructura industrial. Esta ocupación modifica el balance hídrico de la zona, al reducir la capacidad de infiltración del suelo y limitar los procesos de recarga natural. Como resultado, el acuífero presenta un déficit volumétrico estimado en $-75.61 \text{ hm}^3/\text{año}$ (CONAGUA, 2025), lo que refleja una presión estructural sobre el sistema subterráneo.

Esta ocupación territorial, incompatible con los criterios de zonificación ecológica, compromete la sostenibilidad del sistema hídrico en el mediano plazo y agrava las condiciones de escasez, especialmente en contextos de variabilidad climática. La pérdida de funcionalidad hidrológica no solo afecta el ciclo del agua, sino que debilita la resiliencia del territorio ante escenarios de riesgo hídrico cada vez más frecuentes.

3.3 Eventos de inundación registrados (2010–2024)

A partir de fuentes hemerográficas y registros de Protección Civil (UEPCB Jalisco, 2023), se documentaron 12 eventos de inundación entre 2010 y 2024 en la colonia Ojo de Agua, con una concentración de casos en los meses de junio, julio y septiembre, correspondientes al temporal de lluvias.

Como se observa en la Figura 4, los niveles de inundación han sido superiores a 1 metro en al menos tres ocasiones recientes, evidenciando una tendencia creciente en la severidad de los eventos. Este comportamiento confirma la recurrencia del fenómeno y su intensificación en los últimos años.

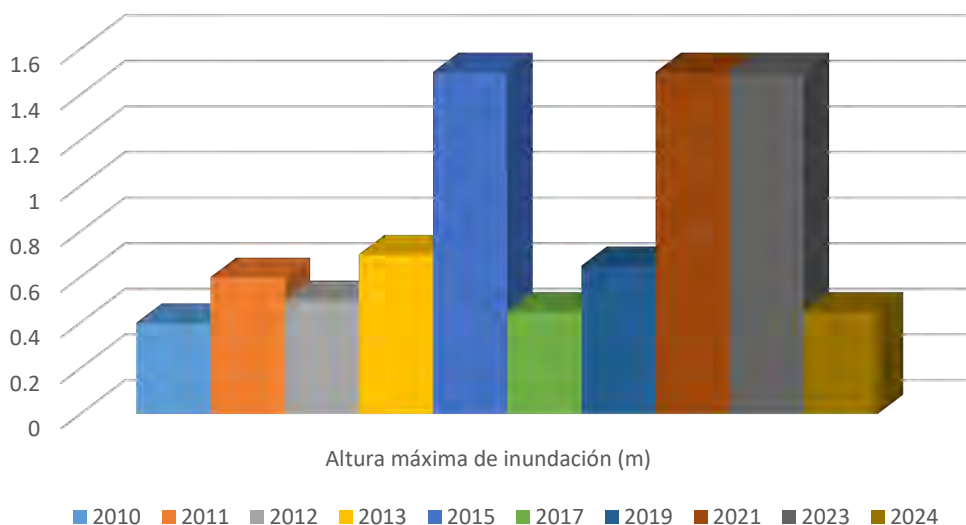


Figura 4 Altura máxima registrada durante eventos de inundación en Ojo de Agua, Jalisco (2010–2024). Fuente: elaboración propia con datos hemerográficos y registros de Protección Civil.

Eventos críticos: 2015, 2021 y 2023 con niveles superiores a 1.5 metros.

Eventos recurrentes: en al menos 9 ocasiones se superaron los 40 cm, nivel suficiente para causar afectaciones estructurales (Nmas, 2024), además las zonas más afectadas coinciden con áreas construidas por debajo de la cota hidráulica de cuerpos de agua cercanos.

Esto confirma que el patrón de inundación no es esporádico, sino recurrente y agravado por la transformación territorial, principalmente en las zonas anteriormente ocupadas por humedales.

3.4 Evaluación estructural y social del riesgo

El trabajo de campo permitió constatar deficiencias estructurales en las viviendas:

- Construcciones por debajo del nivel de calle o de los canales pluviales.
- Presencia visible de humedad y colapsos por reblandecimiento.
- Vulnerabilidad social elevada: viviendas construidas con materiales no resilientes.



Figura 5 Colapso de vivienda y condiciones de humedad en calle durante temporal de lluvias. Fuente: Nmas 2024.

La evaluación EDAN (Evaluación de Daños y Necesidades) identificó más de 300 puntos críticos solo en la colonia Ojo de Agua, lo que representa 42% del total del polígono de estudio. Esta concentración indica un alto grado de exposición al riesgo y una baja capacidad adaptativa (Georiesgos, 2024).

4.5 Interacción de variables: síntesis del sistema

El análisis sistémico permite afirmar que la impermeabilización del suelo, junto con la pérdida de zonas de regulación natural (cuerpos de agua y humedales), ha incrementado:

- La cantidad y velocidad del escurrimiento superficial.
- El caudal que recae en puntos como la presa Las Pintas y los arroyos colindantes.
- El volumen potencial de agua excedente durante lluvias intensas: 538,832 m³, según estimaciones conservadoras.

Esto convierte a Ojo de Agua en una zona de riesgo hídrico acumulado, producto tanto de la urbanización acelerada como de la falta de gestión territorial basada en criterios hidroecológicos.

5. CONCLUSIONES

El análisis realizado demuestra que el crecimiento urbano en el área del acuífero Toluquilla, particularmente en la colonia Ojo de Agua, ha seguido un patrón territorial que prioriza el desarrollo constructivo sobre criterios ecológicos e hidrológicos. La urbanización sobre zonas de recarga y la pérdida de cuerpos de agua han incrementado el riesgo de inundaciones y reducido la capacidad del sistema natural para regular el agua. Estas transformaciones se vinculan directamente con la sobreexplotación del acuífero, la escasa planeación ambiental, y la débil coordinación intermunicipal. A pesar de la existencia de instrumentos de gestión y normativas locales, los vacíos institucionales han permitido el avance de un modelo urbano que compromete la sostenibilidad hídrica y la seguridad de las poblaciones más vulnerables. Por tanto, se concluye que es necesario reorientar la planeación urbana hacia un enfoque preventivo y territorialmente informado, que reconozca la importancia de conservar humedales, controlar el sellado urbano y recuperar áreas de infiltración. La gestión integral del riesgo y del recurso hídrico debe convertirse en eje prioritario de las políticas ambientales en zonas urbanas sobre acuíferos en riesgo.

REFERENCIAS

- CONAGUA. (2025). Actualización de la disponibilidad media anual de agua del Acuífero Toluquilla (1402), Estado de Jalisco. Comisión Nacional del Agua.
- Esri. (2024). ArcGIS Pro (Versión 3.3.52636). Environmental Systems Research Institute.
- González, D., Becerril-Piña, R., Mastchi-Loza, C., Cervantes, M., Guevara, A., Romo, M. L., & González Sosa, E. (2018). El riesgo de inundación suscrito a los cambios de usos de suelo de cuencas periurbanas. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.



- Illán, M. A., Blanco, J. A., & Gálvez, B. (2022). Efectos del sellado urbano en los suelos. *Revista de Urbanismo y Medio Ambiente*, 28(2), 34–51.
- Miller, J. D., Kim, H., Kjeldsen, T. R., Packman, J., Grebby, S., & Dearden, R. (2014). Assessing the impact of urbanization on storm runoff in a peri-urban catchment using historical change in impervious cover. *Journal of Hydrology*, 515, 59–70.
- Morote, Á. F., & Souto, J. (2020). Inundaciones urbanas en ciudades latinoamericanas: retos y desafíos. *Revista Ciudad y Territorio*, 52(2), 189–212.
- Muñoz, I., Cárdenas, Y., & Cháves, M. (2022). Fiabilidad interobservador del instrumento POFRAS. *Acta Pediátrica Mexicana*, 43(5), 270–279.
- Nmas. (2024). *Tres personas resultan lesionadas tras derrumbe de la bóveda de una casa*. <https://www.nmas.com.mx/nmas-local/programas/las-noticias-guadalajara/videos/tres-personas-resultan-lesionadas-tras-derrumbe-la-boveda-una-casa/>
- Romero, J., & Vásquez, R. (2005). Crecimiento urbano y vulnerabilidad ambiental en México. *Revista Gestión Ambiental*, 10(2), 21–35.
- Scalenghe, R., & Marsan, F. A. (2008). The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, 90(1–2), 1–10.
- UN. (2007). *Estrategia Internacional para la Reducción de Desastres*. Naciones Unidas.
- Bertalanffy, L. (1968). *General System Theory: Foundations, Development, Applications*. George Braziller.
- CONAGUA. (2025). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua del Acuífero Toluquilla (1402), Estado de Jalisco*.
- Esri. (2024). *ArcGIS Pro (Versión 3.3.52636)*. Environmental Systems Research Institute.
- González, D., et al. (2018). *El riesgo de inundación suscrito a los cambios de usos de suelo de cuencas periurbanas*. IMTA.
- Miller, J. D., et al. (2014). Assessing the impact of urbanization on storm runoff in a peri-urban catchment. *Journal of Hydrology*, 515, 59–70.
- Morote, Á. F., & Souto, J. (2020). *Inundaciones urbanas en ciudades latinoamericanas: retos y desafíos*. *Revista Ciudad y Territorio*, 52(2), 189–212.
- Muñoz, I., et al. (2022). Fiabilidad interobservador del instrumento POFRAS. *Acta Pediátrica Mexicana*, 43(5), 270–279.
- UN. (2007). *Global Assessment Report on Disaster Risk Reduction*. United Nations.
- UEPCB Jalisco. (2023). *Sistema de Información Estatal para la Gestión de Riesgos de Desastres*.
- WMO. (2009). *Integrated Flood Management Concept Paper*. World Meteorological Organization.

EJE TEMÁTICO 4

Formación: educación ambiental

Esta sección presenta programas de capacitación tecnológica y concientización ambiental en diferentes tipos de comunidades.





CAPACITACIÓN EN TECNOLOGÍAS DE LA INFORMACIÓN PARA LA ADMINISTRACIÓN DE LA PLANTA COMUNITARIA DE SECADO DE PRODUCTOS PESQUEROS EN LERMA, CAMPECHE

Charlotte Monserrat Llanes Chiquini^{1*}, Margarita Castillo Téllez², Diana Concepción Mex Álvarez², Luz María Hernández Cruz²

¹Facultad de Contaduría y Administración, Universidad Autónoma de Campeche.

²Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Campeche. *

chmllane@uacam.mx

Abstract

The training program in Information and Communication Technologies (ICT) provided to the fishing cooperative of Lerma, Campeche, was part of the project Community Plant for the Drying of Fishery Products Operated with Solar Thermal Energy for Integration in Rural Communities, funded by the F003 Program National Strategic Programs for Science, Technology, and Linkage with the Social, Public, and Private Sectors (SECIHTI-CONAHCYT). This paper presents the outcomes of the training process, which aimed to equip participants with digital tools for plant management, commercial communication, and the strengthening of environmental awareness. The training, conducted at the Autonomous University of Campeche, included two 32-hour courses and the implementation of a web-based system for inventory and operational control. The results show significant digital inclusion among fishers and their families, improved administrative management, and increased awareness of coastal environmental care. This model represents a replicable experience of technological integration and social sustainability in rural fishing communities.

Resumen

La capacitación en Tecnologías de la Información y la Comunicación (TIC) impartida a la cooperativa de pescadores de Lerma, Campeche, se enmarca en el proyecto Planta comunitaria para el secado de productos pesqueros operada con energía termosolar para su integración en comunidades rurales, financiado por el Programa F003 Programas Nacionales Estratégicos de Ciencia, Tecnología y Vinculación con los Sectores Social, Público y Privado (SECIHTI). Este trabajo describe los resultados del proceso formativo, cuyo objetivo fue dotar a los beneficiarios de herramientas digitales para la administración de la planta, la comunicación comercial y el fortalecimiento de la conciencia ambiental. La capacitación, desarrollada en la Universidad Autónoma de Campeche, incluyó dos cursos de 32 horas cada uno y el uso de un sistema web para control de inventarios y operaciones. Los resultados muestran la inclusión digital de los pescadores y sus familias, la mejora de la gestión administrativa y un incremento de la conciencia sobre el cuidado del entorno costero. Este modelo constituye una experiencia replicable de integración tecnológica y sostenibilidad social en comunidades rurales pesqueras.

Palabras clave: TIC comunitarias, alfabetización digital, energía termosolar, gestión ambiental, desarrollo sostenible.

Introducción

El proyecto “Planta comunitaria para el secado de productos pesqueros operada con energía termosolar para su integración en comunidades rurales”, con número de registro 319524, se desarrolla bajo el Programa Presupuestario F003 “Programas Nacionales Estratégicos de Ciencia, Tecnología y Vinculación con los Sectores Social, Público y Privado” (SECIHTI-CONAHCYT). Su propósito es instalar una planta comunitaria en Lerma, Campeche, que permita a las cooperativas pesqueras conservar y comercializar sus productos con apoyo de energía termosolar y herramientas digitales, fomentando la autonomía económica y la sostenibilidad ambiental.

El proyecto contribuye a los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS):

ODS 7: Energía asequible y no contaminante.

ODS 10: Reducción de las desigualdades.

ODS 11: Comunidades sostenibles.

Entre sus metas destacan: Reducir las pérdidas post-cosecha mediante procesos de secado más eficientes y sostenibles. Incorporar el aprovechamiento de residuos pesqueros dentro de un modelo de economía circular, generando bioproductos como harinas o fertilizantes. Capacitar a pescadores y familias en TIC para la administración digital de la planta y la promoción comercial.

El secado termosolar permite reducir la huella de carbono y sustituir combustibles convencionales, además de impulsar un cambio cultural hacia prácticas productivas más [1]. La economía circular en el sector pesquero añade valor a los residuos, minimiza desperdicios y mejora la rentabilidad [2].

En el contexto social, Campeche enfrenta rezagos estructurales: el 5.82 % de la población de 15 años y más no sabe leer ni escribir, y el 28.4 % no ha concluido la educación básica [3], [4]. El grado promedio de escolaridad es de 9.4 años, menor que el promedio nacional (9.7). En materia económica [5], reporta que 27.8 % de la población vive en pobreza moderada y 4.7 % en pobreza extrema; en 2023, más de 475 000 personas (48.5 %) permanecían en situación de pobreza y 11.9 % en pobreza extrema [4].

Este panorama refuerza la necesidad de proyectos que integren innovación tecnológica, educación digital y sostenibilidad ambiental. En este sentido, la capacitación desarrollada por la Universidad Autónoma de Campeche se concibe como un pilar de transformación para la comunidad pesquera, promoviendo la autogestión y el uso racional de la energía en beneficio económico y ambiental.

Objetivos

El objetivo general de este trabajo fue fortalecer las capacidades administrativas y tecnológicas de la cooperativa pesquera de Lerma, Campeche, mediante una capacitación integral en Tecnologías de la Información y la Comunicación (TIC) vinculada con la operación de la planta comunitaria de secado solar.

Los objetivos específicos fueron:

1. Brindar alfabetización digital y habilidades básicas en TIC a los pescadores y sus familias para la gestión administrativa, financiera y comercial de la planta comunitaria.
2. Implementar y capacitar en el uso de un sistema web de gestión para el control de inventarios, compras, ventas y proveedores, garantizando la transparencia y eficiencia operativa.
3. Fomentar la conciencia ambiental y las prácticas sostenibles, integrando el uso responsable de la energía y la reducción de residuos en las actividades cotidianas de la comunidad.
4. Contribuir a la inclusión social y digital de comunidades pesqueras rurales, promoviendo la autonomía, la comunicación y la autogestión tecnológica como herramientas para el desarrollo sostenible.



Figura 1. Capacitación en las instalaciones de la Planta de Secado solar para productos del mar

Metodología

La capacitación se implementó en la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Campeche entre enero y marzo de 2025. Se organizaron dos cursos principales: Habilidades Digitales y Aplicaciones de Oficina, cada uno con duración de 32 horas. La metodología fue participativa y adaptada al nivel de los beneficiarios. En la Tabla 1 se especifica la estructura general del programa de capacitación en TIC para la Cooperativa pesquera de Lerma, Campeche.

Tabla 1. Estructura general del programa de capacitación en TIC para la cooperativa pesquera de Lerma, Campeche

Curso / Módulo	Duración (h)	Temas principales	Competencias desarrolladas
Habilidades Digitales	32	Sistema operativo, internet, correo, redes, seguridad digital	Uso básico de computadora, navegación segura, comunicación digital

Aplicaciones de Oficina	32	Word, Excel, PowerPoint, organización de archivos	Creación de documentos, reportes e inventarios
Gestión en la nube	8	Google Drive, copias de seguridad, permisos de acceso	Resguardo y trabajo colaborativo
Sistema web de almacén	10	Inventarios, compras, ventas, mermas, reportes financieros	Administración digital y trazabilidad

El programa de capacitación formó parte de las actividades académicas y de vinculación desarrolladas dentro del proyecto SECIHTI-319524, y fue documentado en el Informe Final del Programa de Capacitación en Tecnologías de la Información de la Universidad Autónoma de Campeche [6]. Dicho informe sirvió como guía operativa para la planeación de los contenidos, la calendarización de los módulos y la evaluación de los aprendizajes de los participantes.

Además, la metodología educativa se diseñó aplicando la tipología de alfabetización digital propuesta por Llanes [7], adaptada al contexto comunitario pesquero. Este enfoque permitió identificar los distintos niveles de dominio tecnológico entre los participantes y definir rutas de aprendizaje diferenciadas, asegurando que todos alcanzaran las competencias básicas en el manejo de equipos, software y herramientas en línea.

Resultados y discusión

La capacitación reunió a pescadores activos y familiares de la cooperativa beneficiada. El 90 % no contaba con experiencia previa en computación. Al finalizar, todos los asistentes crearon y enviaron documentos digitales, manejaron hojas de cálculo y utilizaron correo electrónico, demostrando una apropiación tecnológica significativa (Ver figura 2).

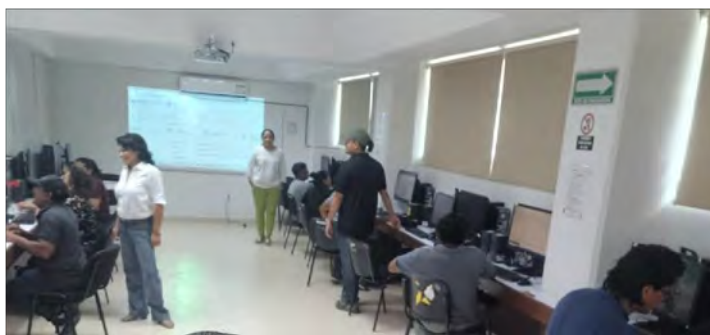


Figura 2. Tomando capacitaciones

Beneficios alcanzados:

La Tabla 2 resume los principales beneficios obtenidos tras la capacitación, agrupados en tres dimensiones: económica, tecnológica y ambiental-social. El análisis evidencia que los impactos del programa fueron multidimensionales y complementarios.

En la dimensión económica, el control digital de inventarios, compras y ventas permitió mejorar la eficiencia administrativa de la planta y reducir pérdidas. Esto representa un avance significativo frente a la gestión tradicional basada en registros manuales, ya que brinda mayor trazabilidad y transparencia en las operaciones de la cooperativa.

En la dimensión tecnológica, el 100 % de los participantes logró elaborar y enviar documentos digitales, además de usar hojas de cálculo y correo electrónico de manera autónoma. Este resultado refleja la efectividad del proceso de alfabetización digital y la apropiación de herramientas que antes eran completamente desconocidas para la mayoría de los pescadores y sus familias (Figura 3).



Figura 3. Alguna pantalla que se vea un documento con un pescador (a).

Finalmente, la dimensión ambiental y social muestra un cambio de percepción en la comunidad. Los participantes comenzaron a relacionar su actividad productiva con el cuidado del entorno, reconociendo la importancia del uso responsable de recursos y la reducción de residuos. Este componente educativo y de conciencia ecológica refuerza la sostenibilidad del proyecto y su alineación con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS 7, 10 y 11) [1], [4].

En conjunto, la tabla demuestra que la capacitación no solo mejoró la gestión técnica de la planta, sino que también impulsó una transformación cultural y organizativa, fortaleciendo la autonomía, la sostenibilidad y la cohesión de la comunidad pesquera.

Tabla 2. Principales beneficios observados tras la capacitación

Dimensión	Descripción	Indicadores cualitativos
Económica	Aumento en la eficiencia administrativa y reducción de pérdidas comerciales.	Control digital de inventarios; mejora en tiempos de venta y registro.
Tecnológica	Inclusión digital de los pescadores y sus familias mediante alfabetización informática.	100 % elaboró y envió documentos; uso autónomo de correo y hoja de cálculo.
Ambiental y social	Desarrollo de conciencia sobre sostenibilidad y manejo responsable de residuos.	Identificación de impacto ambiental y propuestas de mejora.

La Tabla 3 muestra un comparativo entre experiencias internacionales de capacitación comunitaria con enfoque digital y el caso desarrollado en Lerma, Campeche. En todos los casos se observa un eje común: el fortalecimiento de capacidades locales mediante el uso de tecnologías accesibles y la formación práctica. Sin embargo, el modelo mexicano destaca por integrar tres dimensiones que rara vez se articulan simultáneamente: alfabetización digital, gestión administrativa y conciencia ambiental.

A diferencia de los programas de Blue Ventures (Timor-Leste), enfocados principalmente en el monitoreo comunitario, o del Programa Digital India, centrado en la inclusión digital de zonas rurales, la experiencia de Lerma combina la formación tecnológica con la administración de una infraestructura productiva real: la planta comunitaria de secado de productos pesqueros. Este elemento de aplicación inmediata favoreció una transferencia efectiva del conocimiento, pues los participantes pudieron comprobar el impacto directo de las TIC en su trabajo diario.

Asimismo, el caso de KUD Minasari (Indonesia) comparte similitudes con el enfoque de Lerma al promover el uso de herramientas en la nube y estrategias de comercialización digital. No obstante, el componente de sostenibilidad ambiental y uso de energía limpia presente en el proyecto SECIHTI (antes CONAHCYT) otorga al modelo mexicano un carácter integral que vincula innovación tecnológica con responsabilidad ecológica y desarrollo social.

El análisis comparativo confirma que la experiencia de Lerma, Campeche, representa una buena práctica replicable que trasciende la capacitación técnica, al consolidarse como un proceso de empoderamiento comunitario, digital y ambiental en el contexto rural pesquero.

Tabla 3. Comparativo internacional de experiencias de capacitación comunitaria con enfoque digital

Proyecto / País	Población beneficiaria	Tecnología aplicada	Estrategia formativa	Resultados clave
Lerma, Campeche (México)	Cooperativa pesquera	Sistema web + nube	Formación en TIC y gestión ambiental	Autogestión, alfabetización digital, conciencia ambiental
Blue Ventures (Timor-Leste)	Pescadores artesanales	Aplicaciones móviles	Monitoreo participativo	Mejora de gestión y cohesión comunitaria
KUD Minasari (Indonesia)	Cooperativa pesquera	Nube + marketing digital	Alfabetización empresarial	Aumento de ingresos y eficiencia administrativa
Programa Digital India	Comunidades rurales	Plataformas educativas	Alfabetización digital básica	Acceso a empleos y emprendimientos digitales

Conclusiones

El programa de capacitación en TIC asociado a la planta comunitaria de secado termosolar en Lerma, Campeche, demostró que la alfabetización digital comunitaria puede ser una herramienta poderosa para la gestión autónoma de proyectos productivos sostenibles.

Los resultados muestran tres impactos clave:

Inclusión tecnológica: los pescadores adquirieron competencias básicas que les permiten operar sistemas digitales de administración y comunicación.

Fortalecimiento económico: el control digital de inventarios y ventas incrementó la eficiencia y transparencia en la gestión de la planta.

Conciencia ambiental: la comunidad reconoció la importancia del cuidado de los ecosistemas costeros y de la energía limpia en su actividad.

La experiencia representa un modelo replicable para otras comunidades rurales del país, en las que la combinación de capacitación tecnológica, educación ambiental y equipamiento sustentable puede detonar procesos de desarrollo local integrales, equitativos y sostenibles.

Agradecimientos

Las autoras expresan su más sincero agradecimiento SECIHTI por el apoyo financiero otorgado a través del Programa Presupuestario F003 “Programas Nacionales Estratégicos de Ciencia, Tecnología y Vinculación con los Sectores Social, Público y Privado”, mediante el proyecto número 319524, titulado “Planta comunitaria para el secado de productos pesqueros operada con energía termosolar para su integración en comunidades rurales”.

El respaldo del SECIHTI hizo posible la implementación de la Planta comunitaria, así como el desarrollo del programa de capacitación en Tecnologías de la Información y la Comunicación (TIC) dirigido a la cooperativa pesquera de Lerma, Campeche, fortaleciendo las capacidades técnicas, sociales y ambientales de la comunidad beneficiaria.

Asimismo, se reconoce el acompañamiento institucional y la confianza depositada en la Universidad Autónoma de Campeche para la ejecución de las actividades formativas y de vinculación comunitaria que dieron origen a este trabajo.

Referencias

- [1] A. Ramos, J. López, and P. Hernández, “Implementación de una planta de secado solar,” *Memorias del Congreso Iberoamericano de Secado Solar de Alimentos (CONSYCSA)*, 2023.
- [2] C. Hernández and M. López, “Tecnologías sostenibles en comunidades rurales,” *SciELO México*, 2021. [Online]. Available: https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S140584212021000100113&script=sci_arttext
- [3] Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), *Panorama sociodemográfico de Campeche 2020*, INEGI, 2020. [Online]. Available: <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>
- [4] Secretaría de Bienestar, *Informe anual sobre pobreza y rezago social 2025: Campeche*, Gobierno de México, 2025. [Online]. Available: https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/972706/04_Campeche_2025.pdf
- [5] Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social (CONEVAL), *Informe de pobreza y evaluación Campeche 2020*, CONEVAL, 2020. [Online]. Available: https://www.coneval.org.mx/coordinacion/entidades/Documents/Informes_de_pobreza_y_evaluacion_2020_Documentos/Informe_Campeche_2020.pdf
- [6] Universidad Autónoma de Campeche, *Programa de capacitación en tecnologías de la información. Informe final del proyecto SECIHTI 319524*, UACAM, 2025.
- [7] C. M. Llanes, *Maestro hoy, ¿Analfabeta digital mañana? Diseño de una tipología de apropiación de TIC en la práctica docente*, Universidad Nacional Autónoma de México, 2010.



DIAGNÓSTICO PARTICIPATIVO E INTERVENCIÓN PARA UNA GESTIÓN AMBIENTAL SOSTENIBLE EN EL CUTLAQUEPAQUE

¹Margarita Castillo Téllez, ²Beatriz Castillo Téllez, ²Gerardo Alberto Mejía Pérez, ³Paul Emmanuel Pablo Atanacio, ¹J. Rubén Martínez Paredes, ³Marco Antonio Martínez Márquez

¹*Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Campeche, 24039, San Francisco de Campeche, Camp., 24039, México*

²*Centro Universitario de Tonalá, Universidad de Guadalajara, 45425, Tonalá, Jalisco.*

³*Centro Universitario de Tlaquepaque, Universidad de Guadalajara, 45599, Tlaquepaque, Jalisco*

Autora para correspondencia: Dra. Margarita Castillo Téllez: mcastill@uacam.mx

1. Resumen

El presente trabajo documenta una experiencia de diagnóstico participativo y sensibilización ambiental desarrollada en el Centro Universitario de Tlaquepaque (CuTlaque) durante una estancia sabática. El objetivo fue evaluar la percepción, hábitos y prácticas ambientales de la comunidad universitaria en torno al uso del agua y la energía, así como generar acciones que fortalezcan la cultura institucional de sostenibilidad. La metodología combinó el levantamiento de encuestas estructuradas dirigidas a tres sectores clave: estudiantes (n=282), docentes (n=26) y personal administrativo/técnico (n=8), con una campaña de sensibilización ambiental titulada "CuTlaque Agua y Energía con Conciencia", implementada mediante señalética, infografías, mensajes visuales, talleres y difusión digital. Además, se realizó una revisión preliminar de infraestructura y facturación de servicios. Los resultados revelaron una alta conciencia ambiental en los tres sectores, pero también brechas importantes en cuanto a protocolos operativos, señalización institucional y capacitación técnica. La campaña logró activar hábitos sostenibles como el apagado de luces, la ventilación natural, el uso adecuado de aires acondicionados y la separación de residuos. Asimismo, muchas de las prácticas promovidas fueron replicadas en los hogares de la comunidad universitaria. Como conclusión, el proyecto permitió generar una línea base para el diseño de un futuro Sistema de Gestión Ambiental (SGA) alineado con la norma ISO 14001, con participación activa de toda la comunidad. Esta experiencia demuestra el valor de integrar el diagnóstico social con estrategias de comunicación ambiental para avanzar hacia campus más sostenibles, participativos y resilientes.

Palabras clave: *Gestión ambiental, Sustentabilidad universitaria, Diagnóstico participativo, Sensibilización comunitaria*

2. Introducción

Las instituciones de educación superior desempeñan un papel estratégico en la transición hacia sociedades sustentables, no solo como generadoras de conocimiento, sino también como plataformas de innovación ambiental. Los Sistemas de Gestión Ambiental (SGA), como los normados por la ISO 14001, permiten estructurar, controlar y mejorar el desempeño ambiental en las organizaciones mediante un enfoque de mejora continua [1]; (DOF, 2016). La necesidad de transformar los campus universitarios en espacios sostenibles ha sido reconocida en múltiples estudios nacionales e internacionales [3]. Establecer un diagnóstico preciso del consumo de recursos como el agua y la energía es esencial para definir líneas base, identificar fugas o consumos innecesarios, y diseñar intervenciones eficaces; por ejemplo, la Universidad Andrés Bello (Chile) llevó a cabo un diagnóstico energético para identificar áreas de consumo significativo y diseñar un plan de gestión energética que incluía seguimiento y reducción de emisiones (Universidad Andrés Bello, 2022). La Universidad César Vallejo (Perú), por su parte, realizó un diagnóstico ecoeficiente para establecer líneas base de consumo de agua, energía, residuos y emisiones, y formular estrategias de mejora [5].

En México, el Tecnológico Nacional de México reconoce formalmente la relevancia de los SGA y de los Sistemas de Gestión de Energía (ISO 50001), como herramientas clave para estandarizar procesos en favor del desarrollo sostenible [6]. La experiencia de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí [7], muestra cómo un Sistema de Gestión Ambiental certificado bajo ISO 14001 puede abarcar aspectos como residuos peligrosos, consumo energético, manejo integral del agua y auditorías internas, mismos ejes transversales que promueve la Universidad Autónoma de Campeche, que cuenta con un SGA consolidado con certificaciones ISO14001, 45001 y 50001 [8]. La Universidad Veracruzana ha desarrollado un Programa Universitario para la Sustentabilidad con resultados documentados en eficiencia energética, movilidad y educación ambiental. [9]. Estos esfuerzos reflejan la relevancia científica y social de diagnosticar y gestionar los recursos campus a nivel institucional, contribuyendo tanto a la reducción de impactos ambientales como al establecimiento de una cultura ambiental sólida.

La Universidad de Guadalajara también ha incorporado la sostenibilidad como eje transversal en su Plan de Desarrollo Institucional 2024-2030, promoviendo acciones para reducir la huella ambiental en sus campus. En este sentido, contar con datos confiables sobre consumos, infraestructura y cultura institucional permite planificar acciones concretas, asignar recursos con eficiencia y cumplir con los compromisos institucionales y globales [10]. A nivel global, la Agenda 2030 de Naciones Unidas y sus Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) ofrecen un marco normativo para articular las acciones de sostenibilidad en instituciones públicas. En particular, los ODS 6 (Agua limpia y saneamiento), 7 (Energía asequible y no contaminante), 11 (Ciudades y comunidades sostenibles), 12 (Producción y consumo responsables) y 13 (Acción por el clima) son prioritarios para las universidades que buscan liderar desde el ejemplo.

En este contexto, el presente trabajo expone una experiencia de intervención ambiental desarrollada en el CuTlaquepaque de la Universidad de Guadalajara. El proyecto partió de un diagnóstico participativo para comprender los patrones de uso de agua y energía en el campus, así como las percepciones, conocimientos y hábitos de su comunidad. A partir de esta base, se diseñó una

estrategia de formación y comunicación para fortalecer la cultura ambiental institucional y sentar las bases para un Sistema de Gestión Ambiental (SGA) conforme a la norma ISO 14001.

3. Objetivo

Realizar un diagnóstico integral de la gestión de agua y energía en el CuTlaquepaque y diseñar un Sistema Integrado de Gestión para la Sustentabilidad (SIGS) que fortalezca la eficiencia, sostenibilidad y cultura ambiental.

4. Metodología

Se empleó una metodología mixta que combinó:

- Revisión documental de facturas de agua y electricidad (periodo 2022-2024)
- Inspecciones técnicas preliminares a la infraestructura hídrica y energética
- Aplicación de encuestas estructuradas a: 282 estudiantes, 26 docentes, 8 administrativos
- Análisis estadístico descriptivo y categórico de los resultados de las encuestas, incluyendo frecuencia de respuestas, correlación entre variables y análisis temático de preguntas abiertas.
- Formación de un equipo interdisciplinario (sustentabilidad, ingeniería, educación ambiental)
- Diseño e implementación de una campaña de sensibilización "CuTlaque Sustentable", con carteles, infografías, talleres y un tríptico educativo

5. Resultados y discusión

A continuación, se integran los principales resultados obtenidos en las encuestas aplicadas a estudiantes, docentes y personal administrativo/técnico del CuTlaquepaque, acompañados de gráficas representativas que ilustran las tendencias y hallazgos más significativos.

5.1 Estudiantes

Los estudiantes muestran un uso frecuente de botellas reutilizables, un hábito ambiental positivo. Por otro lado, la mayoría de estudiantes identifica que no se apagan las luces en aulas vacías (Figura 1(a) y 1(b), respectivamente).

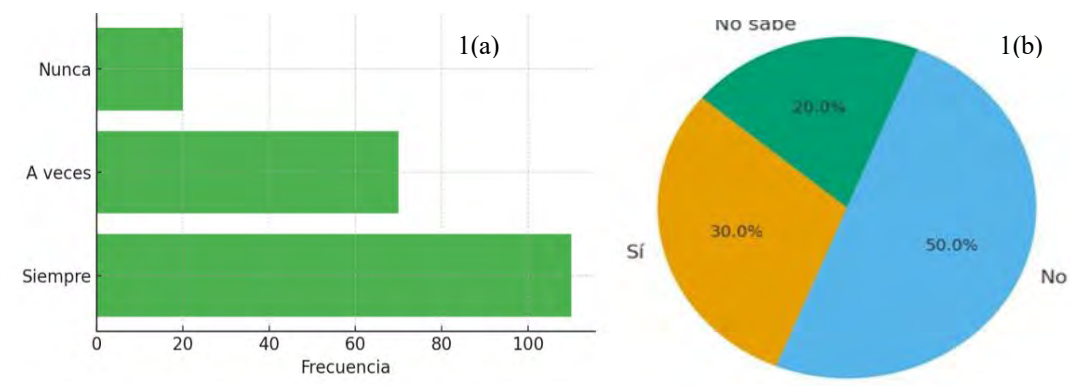


Figura 1(a) Frecuencia de uso de botellas reutilizables y 1(b) Hábito de estudiantes en apagar luces en aulas vacías. Datos de autor.

En cuanto al conocimiento sobre tecnologías ahorradoras en baños se nota importante brecha informativa sobre acciones institucionales existentes, Figura 2(a), sin embargo, en lo referente a la participación en campañas ambientales, hay una disposición positiva, pero con baja participación histórica, Figura 2(b).

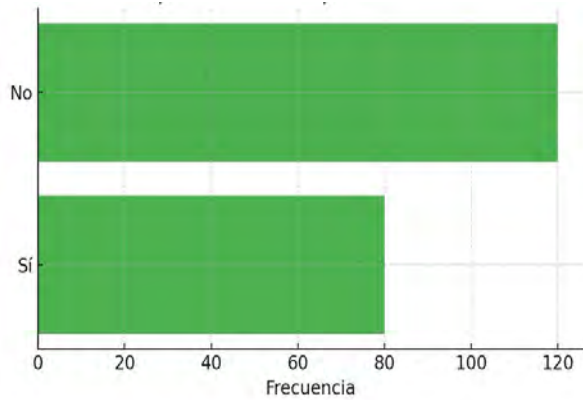


Figura 2(a) Conocimiento de tecnologías ahorradoras en baños

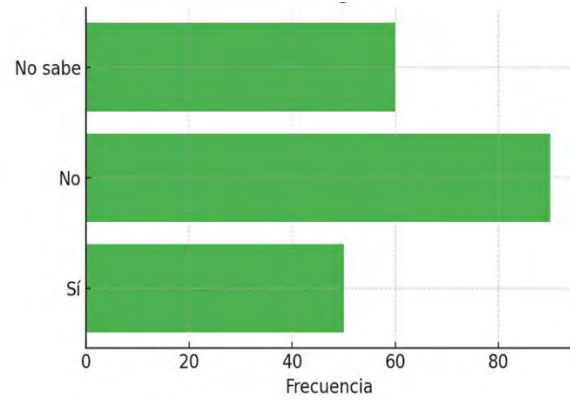


Figura 2(b) Participación en campañas ambientales

Sugerencias abiertas. Se presenta en la figura 4, un diagrama de nube de palabras e los que se visualiza el foco en prácticas cotidianas sostenibles de la comunidad estudiantil (agua, luz, residuos, plantas).



Figura 4. Nube de palabras del foco en prácticas cotidianas sostenibles del estudiantado

5.2 Docentes

La percepción sobre eficiencia de iluminación en los docentes es positiva, lo que resulta útil como fortaleza operativa, por otro lado, en lo referente a la observación de equipos encendidos innecesariamente, se deja ver una contradicción entre percepción y prácticas reales (Figuras 5(a) y 5(b), respectivamente).

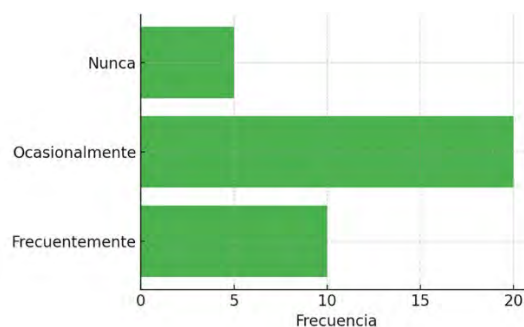
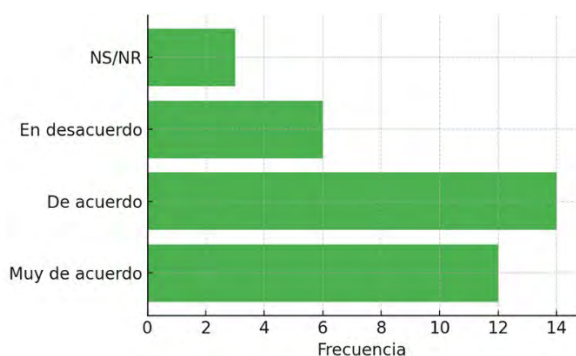


Figura 5(a) percepción sobre eficiencia de iluminación Figura 5(b) Observación de equipos innecesarios

En cuanto a la Inclusión de temas ambientales en clase, se observa base una base sólida para transversalización curricular, Figura 6(a). Finalmente, se muestra una nube de palabras en la que se puede observar que las sugerencias de los docentes tienen una tendencia a propuestas centradas en soluciones institucionales con enfoque pedagógico y tecnológico (ver Figura 6(b)).

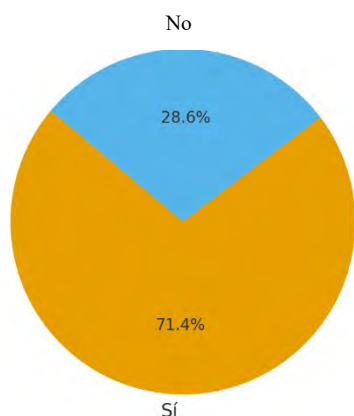


Figura 6(a) Inclusión de temas ambientales en clase. Figura 6(b) Tendencia en soluciones institucionales

5.3 Administrativos y personal técnico

La primera pregunta: ¿Conoce los protocolos para reportar fallas?, se demostró haber una oportunidad crítica de mejora en comunicación operativa, al igual que en la pregunta: ¿Se realizan revisiones técnicas periódicas? –Percepción sobre mantenimiento preventivo–se percibe una necesidad de fortalecer inspecciones a infraestructura e implementar una bitácora de mantenimiento de equipos, Figuras 7(a) y 7(b).

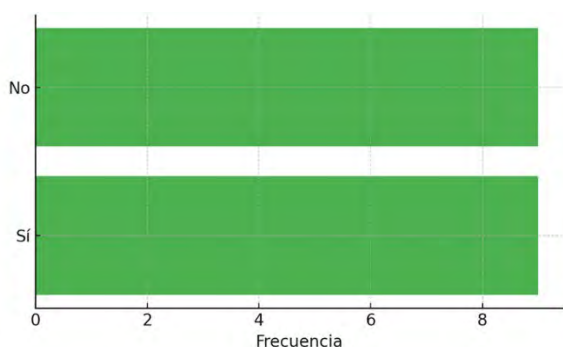


Figura 7(a) ¿Conoce los protocolos para fallas?

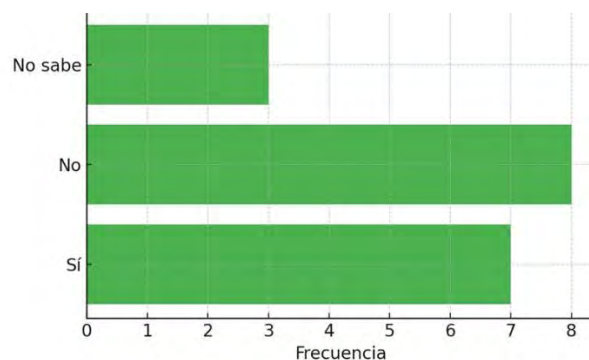


Figura 7(b) ¿Se realizan revisiones técnicas reportar periódicas?

El último bloque de preguntas está dirigido a conocer si se ha tenido formación en temas ambientales: ¿Ha recibido capacitación ambiental? Y saber si al personal le interesa fortalecer su conocimiento en estos temas: ¿Le gustaría tomar un taller ambiental?, hay que resaltar que se percibe una importante brecha formativa a resolver, pero es contundente la disposición futura a capacitarse: alta voluntad de participación futura en el SGA.

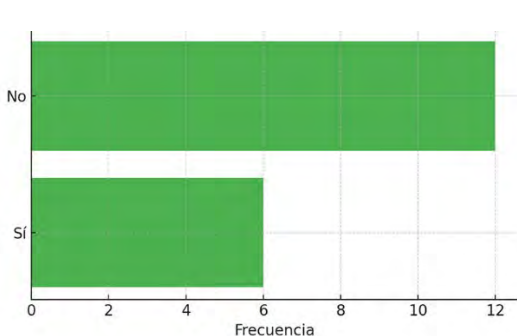


Figura 8(a) ¿Ha recibido capacitación ambiental?

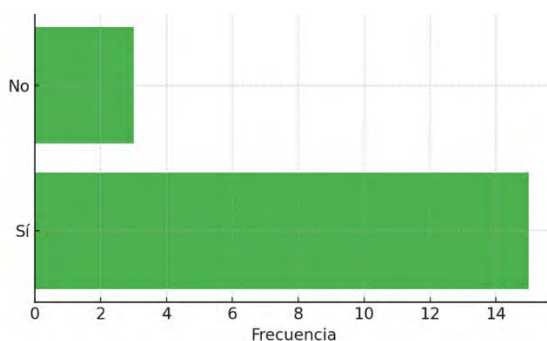


Figura 8(b) ¿Le gustaría tomar un taller ambiental?

5.4 Resultados de la campaña de sensibilización ambiental

La campaña ambiental "*CuTlaque Agua y Energía con Conciencia*" fue una de las acciones más visibles del proyecto sabático, diseñada como una estrategia de comunicación directa, educativa y participativa. Su objetivo fue promover el uso racional de recursos naturales, fortalecer la cultura ambiental y visibilizar las buenas prácticas dentro y fuera del campus. A partir de los componentes desarrollados, se lograron avances concretos que se resumen en los siguientes logros, mostrados en la Figura 9:

- Carteles informativos colocados en baños, aulas y pasillos, con mensajes visuales sobre ahorro de agua, energía y uso responsable de equipos.
- Cambio de hábitos de consumo, promoviendo el apagado de luces, el uso de ventilación natural y el ajuste eficiente de aires acondicionados.



- Separación de residuos reforzada mediante señalética y acciones de sensibilización sobre reciclaje y aprovechamiento de recursos.
- Cuidado de áreas verdes a través de la adopción de jardines, conservación de plantas y participación activa de la comunidad.
- Conciencia más allá del campus, con conductas sostenibles replicadas en los hogares del alumnado y personal.
- Difusión digital mediante redes sociales, correos y medios institucionales, ampliando el alcance del mensaje ambiental.



Figura 9 Resultados de la campaña "CuTlaque Agua y Energía con Conciencia"

6. Conclusiones

El diagnóstico participativo realizado mediante los tres formularios aplicados a estudiantes, docentes y personal administrativo/técnico del CuTlaquepaque permitió identificar percepciones, hábitos y oportunidades clave para el fortalecimiento de la cultura ambiental en el campus. Los resultados mostraron un alto nivel de conciencia sobre el cuidado del agua y la energía, aunque también revelaron brechas en la información, en la infraestructura visible y en los protocolos operativos. La campaña de sensibilización "*CuTlaque Agua y Energía con Conciencia*" complementó este proceso, generando cambios visibles en los hábitos de consumo, mejorando la señalética ambiental, incentivando la separación de residuos y extendiendo prácticas sostenibles más allá del campus. En conjunto, las encuestas y la campaña sentaron una base sólida para el diseño de un futuro Sistema de Gestión Ambiental institucional, con enfoque transversal y participación comunitaria.

7. Agradecimientos

Al Centro Universitario de Tlaquepaque por abrirme las puertas para realizar esta estancia sabática y contribuir al fortalecimiento ambiental del campus. Ha sido un honor colaborar con su comunidad académica y operativa. Este trabajo refleja un compromiso compartido por un CuTlaquepaque más sostenible.

8. Referencias

- [1] K. Vammen and I. Hurtado García, *Diagnostico de agua en las americas*. 2012.
- [2] D. O. de la Federación, "Norma ISO 14001:2015 - Sistemas de gestión ambiental. Requisitos con orientación para su uso," Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), México, 2016. [Online]. Available: https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5441012&fecha=09/09/2016
- [3] L. Velázquez, N. Munguía, and M. Sánchez, "Deterring sustainability in higher education institutions: An assessment of barriers," *International Journal of Sustainability in Higher Education*, vol. 7, no. 4, pp. 409–423, 2006, doi: 10.1108/14676370610702217.
- [4] Universidad Andres Bello, "Diagnóstico Gestión de la Energía Universidad Andrés Bello. Informe de diagnóstico," Santiago de Chile, Chile, Oct. 2022. Accessed: Aug. 15, 2025. [Online]. Available: https://sostenibilidad.unab.cl/wp-content/uploads/2023/05/Diagnostico-EnergeticoUNAB.pdf?utm_source=chatgpt.com
- [5] Comité de Ecoeficiencia Campus Chiclayo, *DIAGNÓSTICO DE ECOEFICIENCIA EN EL USO DE AGUA, ENERGÍA ELÉCTRICA, PAPEL Y RESIDUOS SÓLIDOS, CAMPUS CHICLAYO 2020-2021*, Primera edición., vol. 1. Chiclayo, Perú, 2021. Accessed: Aug. 15, 2025. [Online]. Available: https://webadminportal.ucv.edu.pe/uploads/files/DIAGNOSTICO-DE-ECOEFICIENCIACHICLAYO.pdf?utm_source=chatgpt.com
- [6] Instituto Tecnológico de Toluca, "Sistema de Gestión Ambiental: compromiso y políticas del ITToluca (TecNM)," Sistema de Gestión Ambiental: compromiso y políticas del ITToluca (TecNM).
- [7] UASP, "Agenda Ambiental UASP," Agenda ambiental-Ejes de trabajo.
- [8] UACAM, "Coordinación General de Sustentabilidad Yum K'áax," Sistema Integrado de Gestión Universitaria del Medio Ambiente, de la Energía y de Seguridad y Salud en el Trabajo.
- [9] Liliana Cuervo López, "Coordinación Regional para la Gestión de la Sustentabilidad 2022-2025," poza Ricatuxpan, Nov. 2023. [Online]. Available: www.uv.mx/cosustenta/general/regpoza/
- [10] H. R. S. G. M. G. A. G. M. R. Villanueva Lomelí *et al.*, "plan de Desarrollo Institucional 2019-2025. Visión 20230," Guadalajara, Dec. 2019. [Online]. Available: www.udg.mx

FECHA Y LUGAR DE PUBLICACIÓN

Noviembre 2025, México

