

Territorios en riesgo

Estudios multidisciplinarios

Mario Guadalupe González Pérez

Fernando Flores Vilchez

Edith Xio Mara García García

Jesús Águila León

Coordinadores



Territorios en riesgo

Estudios multidisciplinarios



Territorios en riesgo

Estudios multidisciplinarios

Mario Guadalupe González Pérez
Fernando Flores Vilchez
Edith Xio Mara García García
Jesús Águila León
Coordinadores



Universidad Autónoma de Nayarit

Dra. Norma Liliana Galván Meza
Rectora

Mtra. Margarcte Moeller Porraz
Secretaria General

Mtro. Hugo Fabio Pérez Ocampo
Director de Fomento Editorial y Artes Gráficas

TERRITORIOS EN RIESGO. ESTUDIOS MULTISCIPLINARIOS

Coordinadores:
Mario Guadalupe González Pérez
Fernando Flores Vilchez
Edith Xio Mara García García
Jesús Águila León

Cuidado a la edición: **Astra Ediciones**
Imagen de portada:

Primera edición 2026

Derechos reservados conforme a la ley
©Universidad Autónoma de Nayarit
Ciudad de la Cultura SN, Col. Centro,
Tepic, Nayarit, CP. 63000. Dirección de Fomento Editorial y Artes Gráficas
Teléfono 311 2118800, ext. 8718/ 8838, www.uan.edu.mx

Astra ediciones. Avenida Acueducto 829, Colonia Santa Margarita, Zapopan,
Jalisco. C. P. 45140. Tel 3338348236 www.astraeditorialshop.com

Esta obra ha sido dictaminada favorablemente por pares académicos mediante un sistema doble ciego.

Las opiniones, argumentos y datos expresados en esta obra son de *exclusiva responsabilidad de sus autores* y no reflejan necesariamente el punto de vista ni la postura oficial de la Universidad Autónoma de Nayarit (UAN). La UAN actúa únicamente como entidad difusora del conocimiento generado por su comunidad académica.

ISBN Impreso UAN: **978-607-8863-99-0**

ISBN Electrónico UAN: **978-607-8863-98-3**

ISBN Impreso Astra Ediciones: **978-607-8964-45-1**

ISBN Electrónico Astra Ediciones: **978-607-8964-44-4**

DOI: <https://doi.org/10.61728/AE20259402>



Todos los contenidos de esta publicación, se comparten bajo la licencia Creative Commons Atribución/Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional (**CC BY-NC-SA 4.0**). Esto implica que no está autorizado el uso comercial de la obra original ni de las eventuales obras derivadas, las cuales deberán distribuirse bajo la misma licencia que rige la obra original. No obstante, se permite a terceros compartir el contenido siempre y cuando se reconozca debidamente la autoría y la publicación original en esta editorial.

Comité Editorial

Dr. Yefer Asprilla Lara
Dr. Arturo Estrada Vargas
Dr. José Antonio Rubio González
Dra. Sylvia Lorena Serafín González
Dr. Edgar Gustavo Rivas Inda

Comité Científico

Dra. Dulce Mónica García Sánchez
Centro Universitario Uteg, Guadalajara, México

Dra. Esmeralda Brito Cervantes
Universidad Autónoma de Guadalajara, México.

Dr. Pablo Torres Cisneros
Universidad Autónoma de Sinaloa, México.

Dr. Victor Manuel Martínez García
Universidad Autónoma de Sinaloa, México.

Dra. Yennifer Díaz Romero
Universidad Autónoma de Sinaloa, México.

Dr. Gibrán Humberto Manjarrés Pérez
Universidad Autónoma de Sinaloa, México.

Dr. Jorge Arturo Pineda Jaimes
Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Colombia.

Dr. José Andelfo Lizcano Caro
Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Colombia.

Dr. Cesar Augusto García Ubaque
Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Colombia.

Dr. Edgar Orlando Ladino Moreno
Universidad Distrital Francisco José de Caldas, Colombia.

Contenido

Introducción	13
---------------------------	-----------

Eje 1

Urbanización, cambio de uso de suelo y resiliencia hídrica	19
---	-----------

Capítulo 1.1

Urbanización irregular y residuos de la construcción: Amenaza hidrogeológica en la represa La Rucia, Tonalá.....	21
<i>Bautista Díaz Jaime Paul</i>	
<i>Flores Gómez Gustavo</i>	
<i>González Pérez Mario Guadalupe</i>	

Capítulo 1.2

Cambio de uso de suelo y riesgo de inundación en el acuifero Toluquilla	49
<i>Loza Reyes Aidé Fabiola</i>	
<i>Sánchez Sánchez Yolanda</i>	
<i>Castillo Téllez Beatriz</i>	

Capítulo 1.3

Gestión adaptativa y riesgos hidrometereológicos: Reducción de inundaciones y resiliencia en el Área Metropolitana de Guadalajara.....	73
<i>Rojas Ramírez José Juan Pablo</i>	

Eje 2

Riesgo ambiental y biomarcadores.....	107
--	------------

Capítulo 2.1

Riesgo ambiental: Eficiencia de *Vibrio fischeri* como
 bioensayo toxicológico en cuerpos de agua..... 109

Villaseñor Vargas Tania

Guerrero de León Aída Alejandra

Gómez González, Yesenia Guadalupe

Capítulo 2.2

Biomarcadores ambientales y vulnerabilidad en la Presa
 La Rucia de Tonalá, Jalisco..... 137

González Ornelas Perla Patricia

García García Edith Xio Mara

Fausto Roberto Méndez de La Cruz

Eje 3

Sostenibilidad y manejo de aguas 153

Capítulo 3.1

Evaluación económica y ambiental del tratamiento de
 aguas residuales en Durango: Un enfoque de desarrollo sostenible. 155

Flores Montelongo Isela

Arcadia Peralta Edgar Antonio

Flores Vilchez Fernando

Capítulo 3.2

Tecnología sostenible para la experimentación hidráulica:
 Integración de energías renovables en equipos de laboratorio 185

Márquez Soto Abel

Cabrera Chavarría José de Jesús

Carrasco García Julieta

Cabrera Chavarría Lourdes Graciela

Capítulo 3.3

Nexo agua-energía y vulnerabilidades climáticas:

Planificación integrada en Jalisco 201

Fajardo Montiel Aída Lucía

Ramírez Sánchez Hermes Ulises

Ulloa Godínez Héctor Hugo

García Guadalupe Mario Enrique

Alcalá Gutiérrez Jaime

Sánchez Gómez Rubén

Introducción

¿Cómo enfrentar y afrontar el riesgo y la incertidumbre en un mundo en constante transformación? ¿Qué expectativas les esperan a nuestras ciudades y territorios frente a la vulnerabilidad climática y ambiental? Riesgo e incertidumbre son dos conceptos que han acompañado a la humanidad desde tiempos inmemoriales, y se encuentran vinculados a la necesidad intrínseca de la especie de anticiparse a los fenómenos naturales, sociales o económicos. En otros términos, la preocupación estriba cuando se pretende conocer qué nos deparará el futuro; por ejemplo, si las lluvias serán suficientes para sostener los ciclos de los cultivos y la provisión agroalimentaria, si los asentamientos humanos resistirán los embates hidrometeorológicos cada vez más agresivos en zonas costeras o ante las anuales inundaciones urbanas, si se dispondrá de reservas hídricas para sostener los incrementos urbano-habitacionales y poblacionales para los próximos años, entre otras tantas entropías. Esta inquietud nos obliga a repensar el modelo de desarrollo construido y su impacto sobre los ecosistemas; pilares que sostienen nuestra vida y que paradójicamente insistimos en debilitarlos continuamente.

La encrucijada actual hace urgente cuestionar la noción contemporánea de progreso, tradicionalmente ligada al desarrollo científico y tecnológico, el cual ha provocado transformaciones profundas (muchas veces irreversibles) en la relación sistema social y sistema natural, intensificando el consumo de recursos naturales y exacerbando la vulnerabilidad ambiental y social. Como advierte Chávarro (2018), este modelo de progreso compromete la continuidad misma de la vida humana. No olvidemos que el segundo puede vivir sin la existencia del primero; lo ha hecho en el pasado. Empero, el primero no existiría sin la provisión de energía del segundo.

En este contexto, autores como Beck (2008), Giddens (2000) y Luhmann (1996) han debatido sobre el papel del riesgo en las sociedades

modernas. Si bien, en tiempos pasados, predominaba la noción de peligro como algo externo e inevitable. No obstante, hoy en día el riesgo es entendido como una construcción social, asociada a la posibilidad de evaluar y gestionar escenarios futuros. Esta distinción, clave en la teoría sociológica contemporánea, cobra especial relevancia en contextos donde los impactos del cambio climático y las dinámicas antrópicas exigen respuestas urgentes y coordinadas.

Territorios en riesgo. Estudios multidisciplinaarios agrupa una serie de investigaciones multienfoques que abordan desde distintas escalas urbano-territoriales los desafíos que enfrentan nuestras ciudades frente al riesgo ambiental, la degradación ecológica y la búsqueda de un desarrollo más justo y sostenible. Los 15 trabajos aquí reunidos fueron elaborados por docentes, investigadores y estudiantes de doctorado, interesados en problemáticas vinculadas a la gestión del agua, los residuos, la movilidad, la contaminación, la salud ambiental, la percepción del riesgo y la vulnerabilidad territorial.

La obra se organiza en tres ejes temáticos: el primero aborda la *Urbanización, cambio de uso de suelo y resiliencia hídrica* desde una perspectiva urbano-territorial; el segundo se enfoca en *Riesgo ambiental y biomarcadores*; el tercero explora la *Sostenibilidad en el manejo de aguas*, desde una mirada crítica y propositiva. Este compendio no solo busca mostrar los resultados preliminares de diversas investigaciones, sino abrir un espacio para el diálogo y debate académico, la reflexión (auto)crítica y el intercambio interdisciplinario, en el marco de una agenda científica comprometida con los Objetivos de Desarrollo Sostenible y la construcción de futuros más resilientes.

Con base en lo anterior, y en un contexto marcado por la intensificación del cambio climático, la presión sobre los ecosistemas y la fragilidad de los sistemas urbanos, en las 15 investigaciones multidisciplinaarias el lector encontrará análisis rigurosos y propuestas innovadoras que invitan a repensar el futuro.

El eje 1: “Urbanización, cambio de uso de suelo y resiliencia hídrica” se integra por tres capítulos. En el capítulo 1.1. “Urbanización irregular y residuos de la construcción: Amenaza hidrogeológica en la represa La Rucia, Tonalá”; Bautista et al. plantean que la urbanización irregular en

zonas periféricas suele desarrollarse en áreas con alta vulnerabilidad hidrológica, como cuerpos de agua, humedales, cuencas o antiguos bancos de extracción, donde rellenos de origen antropogénico como materiales de despalme, residuos sólidos de la construcción o subproductos de la minería reducen los índices de infiltración. Los autores realizaron un análisis multitemporal de imágenes satelitales y pruebas de permeabilidad *in situ*, análisis granulométrico, ensayos de límites de plasticidad y caracterización geológica de los sedimentos que los llevaron a plantear una reducción aproximada del 30 % en la superficie del cuerpo de agua de la denominada Presa La Rucia en el municipio de Tonalá, Jalisco.

En el capítulo 1.2. “Cambio de uso de suelo y riesgo de inundación en el acuífero Toluquilla”; Loza et al. analizaron la relación entre el incremento de las inundaciones urbanas y los cambios en el uso del suelo, con énfasis en los procesos de impermeabilización y sellado superficial. La autora toma como caso de estudio la localidad de Ojo de Agua, en el estado de Jalisco, México, y ubicada dentro del área de influencia del acuífero Toluquilla. En este sentido, a través de un enfoque cuantitativo, sistematiza información espacio-temporal sobre estos los cambios de uso de suelo y los puntos críticos de inundación dentro del periodo de 2010 a 2024, lo que le permitió elaborar bases de datos y mapas temáticos, que evidencian una correlación directa entre el crecimiento urbano descontrolado, la pérdida de áreas de recarga y la disminución de vasos reguladores, con la intensificación de riesgos hidrológicos. La autora concluye que la impermeabilización del suelo constituye un factor determinante en el aumento de la frecuencia e intensidad de las inundaciones, con consecuencias ambientales y sociales relevantes.

Para el capítulo 1.3. “Gestión adaptativa y riesgos hidrometeorológicos: reducción de inundaciones y resiliencia en el Área Metropolitana de Guadalajara”, Rojas sostiene que el Área Metropolitana de Guadalajara (AMG) enfrenta desafíos urbanos complejos derivados de la urbanización acelerada, el cambio climático y las desigualdades socioespaciales. Según el autor, aun cuando hay avances institucionales relevantes como el IMEPLAN, el POTmet y el Atlas de Riesgos, la gestión del riesgo hidrometeorológico no debe abordarse como un problema exclusivamente técnico, sino como un fenómeno político y social que requiere

una gobernanza adaptativa, procesos iterativos, innovación tecnológica y participación ciudadana. Es decir, persisten brechas críticas entre la planeación y su implementación. Por lo que se vuelve imperante la institucionalización mediante protocolos vinculantes que permitan ajustes automáticos en la planeación. Asimismo, sugiere integrar modelos híbridos que combinen inteligencia artificial con monitoreo participativo, muy útiles en asentamientos marginados no mapeados.

El eje 2: “Riesgo ambiental y biomarcadores” se conforma por dos capítulos. El capítulo 2.1. “Riesgo ambiental: eficiencia de *Vibrio fischeri* como bioensayo toxicológico en cuerpos de agua”; Villaseñor et al. argumentan cómo la creciente contaminación hídrica a causa de compuestos tóxicos provenientes de actividades industriales, agrícolas y domésticas representa una amenaza significativa para los ecosistemas y la salud humana. Sin embargo, se han desarrollado diversos métodos para evaluar la toxicidad en ambientes acuáticos, entre los que destacan los denominados bioensayos con bacterias luminiscentes como la *Vibrio fischeri*. Para las autoras, esta bacteria podría aportar información valiosa para la evaluación de riesgos ambientales.

En el capítulo 2.2. “Biomarcadores ambientales y vulnerabilidad en la Presa La Rucia de Tonalá, Jalisco, México”, González et al. externan cómo la actividad urbana y agropecuaria han ocasionado contaminación de escurrimientos y vertidos dentro de las microcuencas de algunos cuerpos de agua, lo que ha afectado poblaciones de diferentes especies de anfibios. Para las autoras, algunos anfibios pueden ser considerados como biomarcadores ambientales; sin embargo, en la contaminación en el área de estudio conocido como la Cuenca del Ahogado, existe una mortandad y deformación a nivel fenotípico en la población en estados larvales, por causa de escurrimientos organofosforados, lo que conlleva una intervención urgente por parte de la autoridad y una mayor concientización y compromiso ambiental de la sociedad.

En el eje 3: “Sostenibilidad en el manejo de aguas” se presentan tres capítulos. El capítulo 3.1. “Evaluación económica y ambiental del tratamiento de aguas residuales en Durango: un enfoque de desarrollo sostenible”, donde Flores et al. evalúan la viabilidad económica y ambiental del tratamiento de aguas residuales en la ciudad de Durango desde una

perspectiva de adaptación al cambio climático y sostenibilidad ambiental. En su análisis, las autoras y autores hacen énfasis en el desempeño del sistema actual y proponen la instalación de una nueva planta con tecnología avanzada como estrategia para mitigar los efectos del cambio climático, reducir emisiones de gases de efecto invernadero y fortalecer la resiliencia hídrica urbana; ello a través de un análisis costo-beneficio que determinó que la inversión proyectada es rentable, con un Valor Presente Neto de \$256.2 millones de pesos y una Tasa Interna de Retorno (TIR) del 33.81 %, con una recuperación en menos de tres años.

En el caso del capítulo 3.2. “Tecnología sostenible para la experimentación hidráulica: integración de energías renovables en equipos de laboratorio”; Márquez et al. reflexionan sobre la importancia de la ingeniería hidráulica en el diseño, operación y optimización de sistemas relacionados con el recurso hídrico. Para ello, discuten diferentes tipos de sección transversal de canales abiertos, no solo desde una perspectiva teórica, sino desde su aplicación directa en proyectos de infraestructura como sistemas de riego, drenaje urbano, control de avenidas e incluso mitigación de desastres naturales. En este sentido, para los autores y autoras, los canales de sección trapezoidal han demostrado ser especialmente eficientes desde el punto de vista hidráulico, por su capacidad de conducción y adaptabilidad a terrenos naturales.

Finalmente, capítulo 3.3. “Nexo agua-energía: vulnerabilidades climáticas y planificación integrada en Jalisco”; Fajardo et al. plantean que el binomio agua-energía constituye un desafío clave para el desarrollo sostenible, debido a su relación bidireccional; es decir, la generación energética requiere grandes volúmenes de agua, mientras que el tratamiento y distribución hídrica demandan un consumo energético considerable. En este sentido, los autores reflexionan sobre la vulnerabilidad crítica a nivel global y a nivel local, como lo es en el estado Jalisco. Según los autores, en este estado se tiene una alta vulnerabilidad hídrica ante aumentos de temperatura proyectados de hasta 2.9 °C y reducción anual de precipitación del 10 %, afectando particularmente al Área Metropolitana de Guadalajara, dependiente del Lago de Chapala. De tal forma que, para mitigar estas tensiones, se requieren estrategias integradas que superen la fragmentación institucional, incluyendo cogeneración, reutilización

de aguas residuales y aprovechamiento de energías renovables, donde Jalisco cuenta con un potencial solar de 2475 MW y eólico de 2907 MW. En suma, la planificación integrada agua-energía se plantea como una necesidad imperativa para garantizar la estabilidad socioeconómica futura.

Eje 1

**Urbanización, cambio de uso de suelo y
resiliencia hídrica**

Capítulo 1.1

Urbanización irregular y residuos de la construcción: Amenaza hidrogeológica en la represa La Rucia, Tonalá

Bautista Díaz Jaime Paul¹

Flores Gómez Gustavo²

González Pérez Mario Guadalupe³

DOI: <https://doi.org/10.61728/AE20259419>



¹ Estudiante de la Maestría en Geología del Centro Universitario de Tonalá de la Universidad de Guadalajara. e-mail: jaime.bautista1826@alumnos.udg.mx

² Profesor del Centro Universitario de Tlajomulco de la Universidad de Guadalajara. e-mail: gustavo.flores2192@alumnos.udg.mx

³ Profesor-Investigador del Centro Universitario de Tonalá de la Universidad de Guadalajara. e-mail: mario.gperez@academicos.udg.mx

1. Introducción

Los procesos de urbanización irregular que se dan en las zonas urbanas, en particular en las periferias, frecuentemente se asientan en zonas con vulnerabilidad hidrológica, ya sea en zonas bajas, continuas a cuerpos de agua como humedales, cuencas topográficas o antiguos bancos de materiales. En tales sitios, los gobiernos locales suelen asignar los usos de suelo como reserva natural, zonas de recarga acuífera o de reserva territorial con el fin de evitar desarrollos habitacionales. Por tales motivos y debido a factores socioeconómicos, las personas que se asientan en estos sitios lo hacen de manera irregular. Una de las prácticas de nivelación de terreno para estos sitios es la recepción de desechos antropogénicos, proveniente del material de despalle o desechos sólidos de la industria de la construcción o minería, que en los suelos constituye una manifestación directa de la alteración antrópica derivada del proceso de urbanización descontrolada (Mena, 2019).

Cuando estos residuos son dispuestos inadecuadamente sobre o dentro del suelo, ya sea como rellenos o parte de procesos de urbanización informal, generan lo que técnicamente se denomina relleno antropogénico. Esta condición altera sustancialmente las propiedades del suelo original, afectando su estructura, capacidad de infiltración, estabilidad mecánica y potencial contaminante (SEMARNAT, 2023). Se definen como suelos naturales aquellos materiales edáficos que se encuentran en la superficie terrestre y que no han sido alterados de manera significativa por la acción humana, es decir, que mantienen sus características originales, producto exclusivamente de procesos naturales (Lozada y Davila, 2020). Estos suelos no han sido intervenidos mediante prácticas como la urbanización, rellenos artificiales, excavaciones, actividades agrícolas intensivas o disposición de residuos, lo que garantiza que sus propiedades se mantengan en un estado relativamente prístino.

Desde una perspectiva geotécnica y ambiental, la acumulación de materiales antropogénicos puede alterar significativamente las propie-

dades físico-mecánicas del suelo, afectando su capacidad portante, la permeabilidad, la compresibilidad y su estabilidad general. Dichos cambios generan condiciones de riesgo, especialmente en zonas donde no se realiza un control técnico sobre el tipo, cantidad o disposición de los materiales depositados (Hu et al., 2019). Como consecuencia, se interrumpe el intercambio natural entre la atmósfera, la biosfera y la geosfera, afectando procesos fundamentales como la recarga de acuíferos, la regulación del escurrimiento superficial y la retención de humedad, además de alterar la dinámica del ciclo hidrológico en la zona intervenida (Ortiz et al., 2020). En zonas donde no se lleva un control adecuado de estos materiales, se pueden crear condiciones insalubres, favorecer la proliferación de vectores de enfermedades y disminuir la calidad del agua subterránea debido a filtraciones de lixiviados (Gonzalez, 2020).

La tendencia en los estudios acerca de la urbanización irregular y los rellenos antropogénicos coinciden en que estos procesos reducen la infiltración, aumentan el escurrimiento y alteran la recarga de acuíferos, comprometiendo la seguridad hídrica. A pesar de la diversidad de enfoques desde estudios locales con trabajo de campo hasta modelaciones globales, se coincide en la necesidad de integrar análisis geotécnicos, hidrogeológicos y territoriales para comprender la magnitud de las transformaciones y diseñar estrategias de mitigación. Los vacíos persisten en la evaluación a largo plazo de la resiliencia de acuíferos y en la eficacia de soluciones basadas en la naturaleza para revertir las alteraciones hidrogeológicas asociadas a la urbanización irregular.

Procesos de urbanización y rellenos antropogénicos

Diversos estudios han documentado cómo la expansión urbana no planificada genera transformaciones significativas en los suelos y cuerpos de agua. Investigaciones en China (Hu et al., 2019; Liao et al., 2021), México (Mane, 2019; Padilla y Juárez, 2023; Nájera, 2024), Cuba (González, 2020) y Colombia (Hernando et al., 2021; Monroy, 2022) coinciden en que los rellenos antrópicos empleados para nivelar terrenos provocan pérdida de funciones edáficas, impermeabilización y reducción de la infiltración natural. Estos cambios, evidenciados mediante imágenes

satelitales y cartografía temática, han reducido cuerpos de agua (Lozada y Mejía, 2012; Lozada y Dávila, 2020) y deteriorado humedales y microcuencas (Chávez, 2022; Asselen et al., 2024). A nivel global, Hasanlou et al. (2021) y Alessia et al. (2024) muestran que el fenómeno se repite en distintas latitudes, desde Europa hasta Sudamérica.

Escurrimiento superficial e infiltración

La relación entre infiltración, escurrimiento y urbanización es uno de los ejes centrales. Estudios en Argentina (Bottan et al., 2023), Portugal (Lopes et al., 2021), Turquía (Öztürk et al., 2024) y Etiopía (Melese et al., 2022) destacan cómo la pérdida de permeabilidad incrementa el riesgo de inundaciones y erosión. Investigaciones en ambientes kársticos (Li et al., 2020; Jafarzadeh et al., 2024) subrayan la vulnerabilidad de acuíferos ante la contaminación y la reducción de recarga. Asimismo, se reconoce que los suelos desnudos o compactados presentan menor capacidad de infiltración (Mulla et al., 2024), mientras que la infraestructura verde y pavimentos permeables ofrecen alternativas para restaurar parcialmente el ciclo hidrológico urbano (Öztürk et al., 2024; Singh y Gulliver, 2024).

Recarga freática y vulnerabilidad de acuíferos

El tema de la recarga de acuíferos se aborda ampliamente en contextos latinoamericanos (Sandoval et al., 2018; Valladares, 2022; Maddio et al., 2023) y globales (Dillon, 2018; Reinecke et al., 2021; Moeck et al., 2024). Se ha demostrado que las condiciones climáticas, la cobertura vegetal y la litología condicionan la infiltración y, en consecuencia, la recarga freática (Baker et al., 2024). En México, López (2017) y el IMEPLAN (2023) identifican zonas críticas de recarga y vulnerabilidad hídrica en la Zona Metropolitana de Guadalajara. En Túnez, Abidi et al. (2024) advierten sobre los riesgos para los acuíferos mediterráneos. La evidencia converge en que los cambios de uso de suelo y los rellenos antropogénicos comprometen la sostenibilidad hídrica a largo plazo.

Permeabilidad y caracterización geotécnica

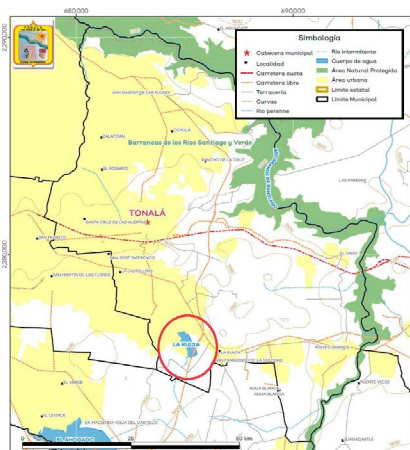
Una línea transversal de investigación es la medición de la permeabilidad del suelo. Desde estudios pioneros (Binh et al., 2021) hasta aplicaciones recientes en México, Perú y Chile (Amaya et al., 2021; Donato, 2022; González, 2020), se han utilizado ensayos de carga constante/variable, modelos matemáticos y técnicas de computación para estimar la conductividad hidráulica. Investigaciones en contextos urbanos (Losada et al., 2017; Geomex, 2023) han permitido elaborar cartografías de permeabilidad, mostrando grandes contrastes espaciales. Estudios recientes aplican modelos predictivos avanzados (Pham et al., 2021; Islam et al., 2022) y análisis de interacción química y estructural en suelos (Momenia et al., 2020; Ma et al., 2021), aportando una visión más integral de la capacidad de infiltración y sus alteraciones por intervención humana.

Rellenos antropogénicos Presa La Rucia, Tonalá, Jalisco

Este es el caso de la zona sur del municipio de Tonalá, Jalisco, donde se encuentra la presa La Rucia (Figura 1), la cual funciona principalmente como control de avenidas pluviales, y que está contigua a una zona de humedales (Gobierno de Tonalá, 2023), donde se ha registrado una transformación en los últimos 20 años, provocada por el crecimiento de la marcha urbana en sus alrededores (Figuras 1 y 2).

Figura 1

*Ubicación de la presa La Rucia, al sur del municipio de Tonalá, Jal.
(Gobierno de Tonalá, 2023)*

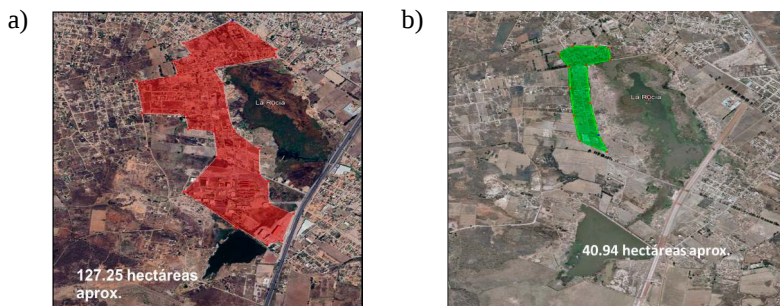


Fuente: Elaboración propia con imágenes y herramientas de Google Earth, Google, 2024

Figura 2

a) Urbanización zona de estudio 2009.

b) Imagen 15 Urbanización zona de estudio, 2024.



Fuente: Elaboración propia con imágenes y herramientas de Google Earth, Google, 2024

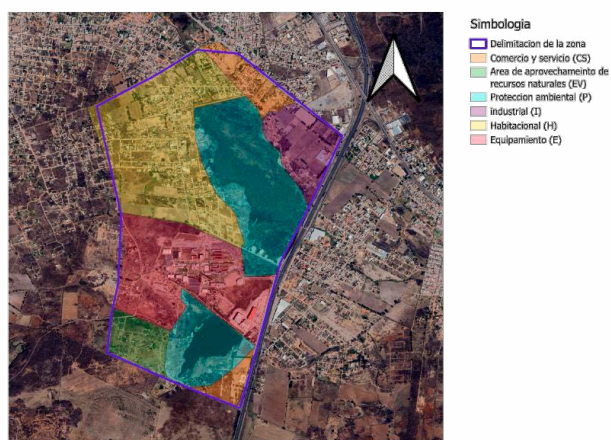
De acuerdo con registros del Archivo Histórico del Gobierno Municipal de Tonalá (2024), las actuales presas La Rucia y El Cajón formaban parte originalmente de un sistema de humedales interconectados dentro de la misma microcuenca, caracterizado por una alta susceptibilidad a eventos de inundación. Con el objetivo de mitigar este riesgo y regular los excedentes hídricos durante la temporada de lluvias, se construyó

infraestructura hidráulica entre los años 1960 y 1966, destinada a la conformación y operación de presas de almacenamiento y control de escurrimientos.

De acuerdo al Programa Municipal de Desarrollo Urbano del municipio de Tonalá (2024), se identifican las siguientes categorías de uso de suelo en la zona: protección ambiental, habitacional, comercio y servicios, industrial y equipamiento, destacando una importante superficie de urbanización en las zonas de protección ambiental, así como usos de suelos habitacional y de equipamiento en zonas que forman parte de la cuenca de la presa, así como de los humedales (Figura 3).

Figura 3

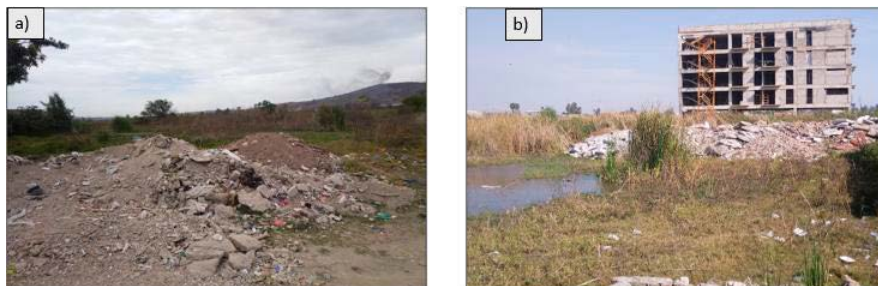
Representación cartográfica la clasificación de utilización de suelo en la zona



Fuente: Elaboración propia, 2025

Esta área ha experimentado un acelerado proceso de urbanización en las últimas décadas (IMEPLAN, 2023), lo que ha tenido un impacto significativo en el medio ambiente. La presa La Rucia, correspondiente originalmente a un extenso pantano conectado a la presa El Cajón. Con el tiempo, esta área ha experimentado una transformación significativa a causa del relleno con residuos antropogénicos, principalmente provenientes de materiales de construcción (Figura 4), lo que ha modificado drásticamente las características de la superficie del terreno.

Figura 4
Rellenos antropogénicos dispuestos en la zona de estudio



Fuente: Elaboración propia, 2025

Mediante el análisis de imágenes satelitales históricas, se estima una reducción aproximada del 30 % en la superficie del cuerpo de agua. De acuerdo con información de la Comisión Nacional del Agua y el Centro Nacional de Prevención de Desastres (CENAPRED), el cuerpo de agua ha experimentado un deterioro asociado a las condiciones y cambios en la zona (CONAGUA, 2023; CENAPRED, 2023). La alteración en las propiedades del suelo causada por estos rellenos puede modificar significativamente su capacidad de absorción, lo que genera un incremento en el escurrimiento superficial y una disminución en la recarga freática. Este proceso de transformación ha modificado sustancialmente el paisaje original de la región, alterando tanto su dinámica hidrológica como sus características geológicas.

2. Metodología

El impacto del cambio en los patrones de filtración de la superficie del suelo debido a su alteración se abordó en 3 fases (Figura 5): delimitación del área alterada con rellenos antropogénicos y selección de sitios de muestreo; trabajos en campo que incluyeron inspección geológica de sedimentos, muestreo de suelo y rocas, ejecución de ensayos de permeabilidad de LeFranc; clasificación geotécnica y geológica de muestras de suelo en laboratorio, integración de resultados en base de datos geográfica, aplicación de modelo de índice de infiltración en sistema de información geográfica. El análisis del impacto generado por la modificación en los patrones de filtración de la superficie del suelo se estructuró en tres fases.

La primera correspondió a la delimitación del área intervenida mediante rellenos antropogénicos y a la selección de los sitios de muestreo. La segunda incluyó los trabajos de campo, que abarcaron la inspección geológica de sedimentos, el muestreo de suelos y rocas, así como la ejecución de ensayos de permeabilidad tipo Lefranc. La tercera fase comprendió la clasificación geotécnica y geológica de las muestras en laboratorio. Los resultados fueron en un sistema de información geográfica (SIG) para conformar el modelo de índice de infiltración.

Figura 5
Esquema de metodología de estudio



Fuente: Elaboración propia, 2025

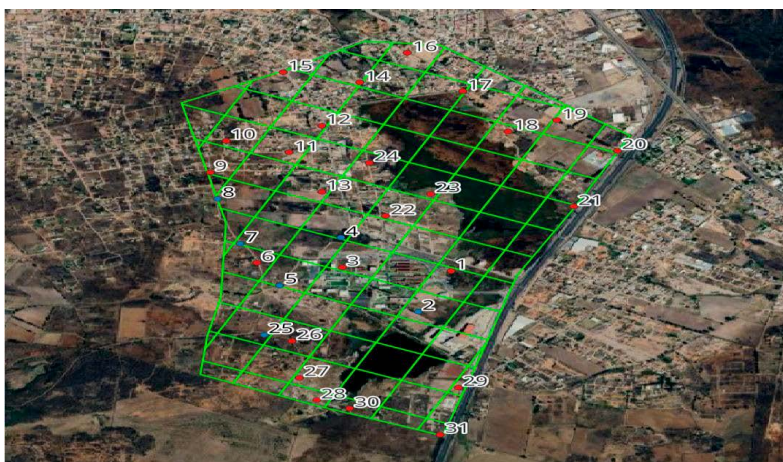
Delimitación del área y selección de sitios de muestreo

La delimitación de la zona de estudio se definió a partir de criterios geográficos, topográficos y de uso del suelo, determinados mediante inspección in situ. La elección de los vértices del polígono respondió a la ubicación de elementos físicos y antrópicos relevantes, entre ellos vías de comunicación, cuerpos de agua, cambios significativos en el relieve y límites administrativos establecidos en el plan de ordenamiento territorial vigente (Ayuntamiento de Tonalá, 2024).

La selección de los puntos de muestreo se fundamentó en la información obtenida durante los recorridos geológicos de reconocimiento, complementados con excavaciones exploratorias y observaciones directas de sedimentos y afloramientos rocosos superficiales. El plan de mues-

treo consideró la subdivisión del polígono de estudio, con una extensión aproximada de 300 hectáreas, en 100 cuadrantes de alrededor de 4 hectáreas cada uno. Esta segmentación se diseñó para cubrir de manera sistemática la totalidad de la superficie y garantizar la representatividad de las distintas condiciones del terreno (Figura 6). Se buscó seleccionar sitios con materiales superficiales originales y rellenos antropogénicos en zonas no autorizadas para su uso de suelo habitacional, así como el tipo de material predominante, la textura del suelo, la resistencia a la excavación, la pendiente del terreno y las características superficiales. El criterio de clasificación se estableció mediante los siguientes criterios:

Figura 6
Selección de puntos de muestreo en el polígono de la zona



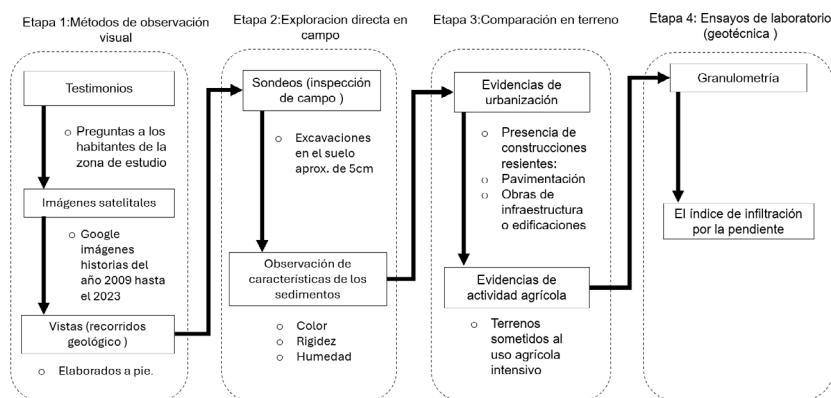
Fuente: Elaboración propia, 2024.

1. Suelo de relleno antropogénico: Depósitos definidos de origen antrópico, asociados principalmente a actividades de relleno y nivelación del terreno, así como acumulaciones de materiales de construcción. Se registraron 25 puntos de muestreo correspondientes a este tipo de suelo, distribuidos predominantemente en los sectores norte, poniente, centro y sur del polígono. En la cartografía, estos puntos se presentaron en color rojo para facilitar su identificación visual.
2. Suelos naturales: Depósitos no modificados ni intervenidos de manera

directa por actividades humanas recientes. Se identificaron 6 puntos de muestreo en sectores específicos del poniente, centro y sur del área de estudio, representados en color azul en la cartografía.

La distinción entre suelos naturales y aquellos modificados por actividades humanas, conocidos como suelos o rellenos antropogénicos, es un aspecto clave en estudios geotécnicos, ambientales y de planificación territorial. Para llevar a cabo esta diferenciación, propuso una metodología integral que combinó diversas técnicas y fuentes de información. Entre estas fuentes y técnicas se incluyen observaciones directas en campo, análisis históricos, interpretación visual, recolección de testimonios locales y pruebas de laboratorio. En la Figura 7 se presenta el procedimiento metodológico detallado paso a paso para la caracterización de ambos tipos de suelo.

Figura 7
Metodología para la clasificación de suelos superficiales como antropogénicos y naturales.



Fuente: Elaboración propia, 2024.

En la segunda fase, una vez seleccionados los sitios de muestreo, se tomaron 31 muestras de suelo mediante sondeos a cielo abierto y se ejecutaron ensayos de permeabilidad en sitio mediante el método de *Le Franc*, empleando las modalidades de carga constante y carga variable.

Estos ensayos permiten estimar la permeabilidad en formaciones de suelo saturadas o parcialmente saturadas, a través de la inyección controlada de agua en un sondeo de diámetro reducido. La prueba consistió en mantener un nivel de agua constante dentro del sondeo previamente acondicionado, mediante la inyección continua de agua a caudal controlado. El procedimiento incluyó: limpieza y saturación inicial del pozo de prueba (Figura 8A), colocación de un dispositivo de medición para registrar la altura piezométrica (Figura 8B), establecimiento del nivel de carga hidráulica constante (Figura 8C) y registro del volumen de agua inyectada por unidad de tiempo hasta alcanzar la estabilización del caudal (Figura 8D).

Figura 8

Selección de puntos de muestreo en el polígono de la zona



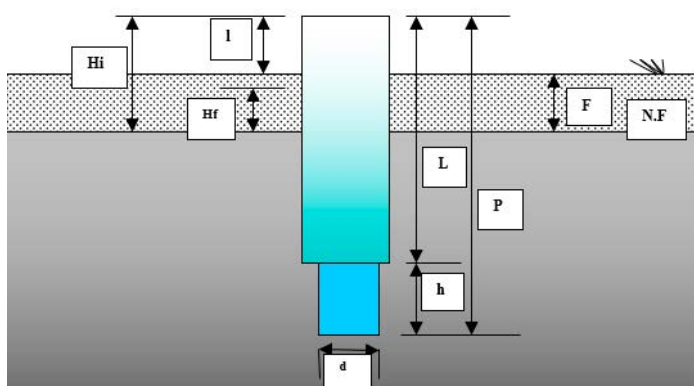
Fuente: Elaboración propia, 2024.

Para suelos con muy altas velocidades de filtración, predominan arenas y gravas; se ejecuta la prueba de carga constante. En esta modalidad, la permeabilidad k se determinó mediante la aplicación de la ecuación (1):

$$k = \frac{V}{A \cdot t} * \frac{L}{H} \quad (1)$$

donde k es el coeficiente de permeabilidad (m/s), V el volumen inyectado (m^3), H la carga hidráulica aplicada (m), L es la longitud del ademe, A es el área transversal de ademe (m^2), t es el tiempo de inyección de agua (m^3). (Figura 9).

Figura 9
Esquema de ensayo de permeabilidad en campo



Fuente: Elaboración propia, 2024.

En los sitios donde se presentaron suelos con muy bajas velocidades de filtración, donde predominan suelos finos como son los limos y arcillas, se empleó la técnica de ensayo de carga variable; en este caso, el procedimiento se efectuó permitiendo la disminución natural del nivel de agua en el sondeo tras una carga inicial aplicada. Se registraron descensos piezométricos en intervalos regulares de tiempo. La permeabilidad se estimó a partir de la curva de abatimiento del nivel de agua en función del tiempo, empleando la Ecuación 2.

$$k = \frac{d^2 \ln\left(\frac{2L}{d}\right)}{(8)(L)(t)} \ln\left(\frac{h_i}{h_f}\right) \quad (2)$$

donde k es el coeficiente de permeabilidad (m/s), L la longitud de hincado del ademe (m), h_i la carga hidráulica inicial (m), h_f la carga hidráulica final (m), d es el diámetro transversal de ademe (m), t es el tiempo de registro del ensayo de agua (seg.).

Análisis de muestras en laboratorio

Las muestras obtenidas en los sondeos superficiales fueron sometidas a un proceso de clasificación conforme al Sistema Unificado de Clasificación de Suelos (ASTM D2487-17, ASTM, 2017). Para este propósito, se realizaron ensayos granulométricos mediante tamizado (ASTM D6913/D6913M-17, 2017), con el fin de determinar la distribución de tamaños de partícula. Complementariamente, se aplicaron pruebas de límites de consistencia (límite líquido y límite plástico) siguiendo la metodología de Atterberg (ASTM D4318-17), lo que permitió establecer la plasticidad y el comportamiento cohesivo de los materiales. Los resultados de ambas técnicas se integraron para definir la categoría geotécnica de cada muestra, generando información esencial para la interpretación de las propiedades hidráulicas de los suelos superficiales en la zona de estudio

3. Resultados

Los resultados de las campañas de exploración en sitio, ensayos de permeabilidad y caracterización de las muestras de suelo se compilaron en una base de datos geográfica, la cual sirvió para poder hacer el análisis espacial e integrarlos al modelo de índice de filtración, para poder determinar las alteraciones en los patrones de escorrentía superficial y subterránea.

En el sector norte y a lo largo de la carretera Oriente, dentro del municipio de Tonalá y en las inmediaciones de la presa La Rucia, las excavaciones con una profundidad promedio de 43 cm revelaron la presencia de rellenos antropogénicos dispuestos por capas, así como escombros de construcción, principalmente residuos de la construcción (Figura 10). Estos hallazgos coinciden con testimonios de los habitantes actuales de la zona. En la parte poniente, las excavaciones mostraron materiales no originarios del sitio, consistentes en rellenos antropogénicos y escombros, tal como se corroboró mediante la revisión de imágenes satelitales históricas.

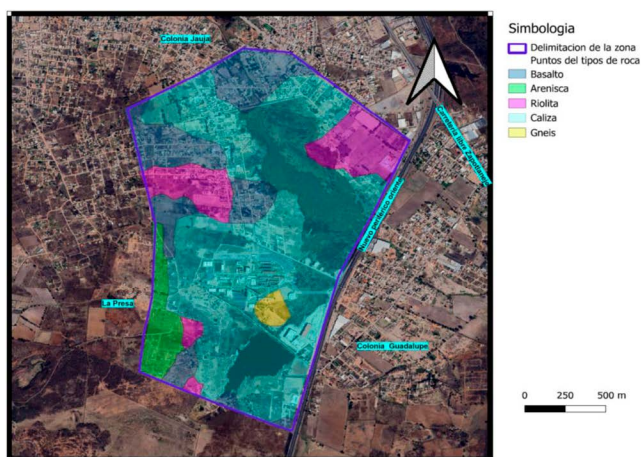
Figura 10
Clasificación de los suelos superficiales de acuerdo a su origen
antropogénico o natural



Fuente: Elaboración propia, 2025

Los resultados de las inspecciones geológicas en el trabajo de campo determinaron que las principales unidades litológicas corresponden a roca caliza, basalto, riolita y areniscas (Figura 11).

Figura 11
Unidades litológicas superficiales determinadas en inspecciones in situ



Fuente: Elaboración propia, 2025.

Basado en el modelo matemático, el modelo de *Grem Ampt* en índice de infiltración I' (Montiel, 2019) se considera como el producto del coeficiente de permeabilidad k y la pendiente S , ecuación (3). Se buscó determinar las alteraciones en los patrones de infiltración que se tienen por la sustitución de suelos naturales por los rellenos antropogénicos.

$$I' = (K)(S) \quad (3)$$

La pendiente se obtuvo a partir de curvas de nivel disponibles en los modelos digitales de elevación del INEGI (2025) (Figura 12a), permitieron representar de manera detallada la morfología del terreno (Figura 12b).

Figura 12a
Curvas de nivel.

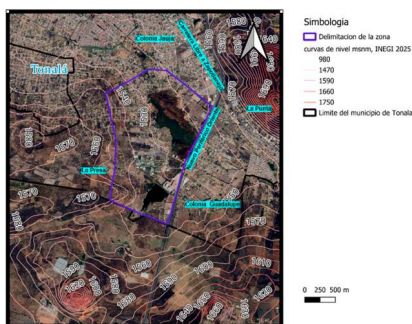
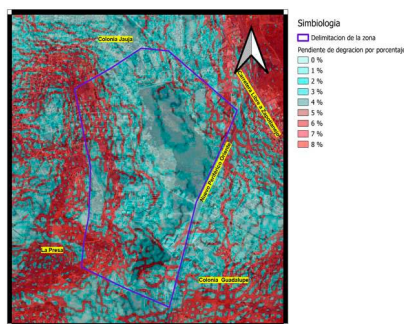


Figura 12b
Modelo digital de pendientes de terreno en porcentaje



Fuente: Elaboración propia a partir de datos de INEGI, 2025.

Los ensayos de permeabilidad arrojaron valores comprendidos entre 0.0013 cm/s y >0.0117 cm/s, como se detalla en la Tabla X. En la Figura XI se presentan los resultados interpolados mediante el uso de un sistema de información geográfica (SIG). Para este proceso se aplicó el método de interpolación Inverse Distance Weighting (IDW), seleccionado por su capacidad para estimar valores continuos a partir de puntos muestreados en campo. Esta técnica permitió generar una superficie continua que refleja la variación espacial de la permeabilidad, representada en escala gráfica. La cartografía resultante facilitó la identificación de zonas con mayor o menor capacidad de infiltración dentro del área de estudio. Las

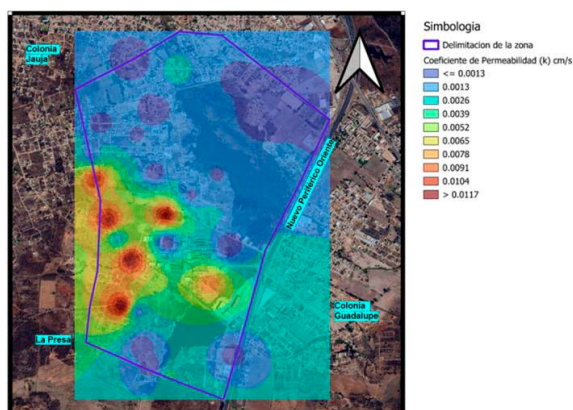
zonas representadas en variantes de azul corresponden a permeabilidad ≤ 0.005 cm/s, posiblemente compuestas por suelos arcillosos o compactados; las zonas en rojo, con permeabilidad hasta 0.0117 cm/s, indicativas de suelos más arenosos o menos intervenidos (Tabla 1).

Tabla 1
Resultados de los ensayos de permeabilidad k in situ.

Sitio de muestreo	Coefficiente de permeabilidad (k)(cm/s)	Sitio de muestreo	Coefficiente de permeabilidad (k)(cm/s)
1	0.000039	16	0.00208
2	0.009	17	0.00083
3	0.000077	18	0.00022
4	0.012	19	0.00028
5	0.013	20	0.00056
6	0.00283	21	0.002
7	0.012	22	0.001
8	0.011	23	0.0011
9	0.00184	24	0.0024
10	0.00065	25	0.013
11	0.00106	26	0.019
12	0.00025	27	0.00012
13	0.00037	28	0.00039
14	0.00333	29	0.00074
15	0.00022	30	0.0041
		31	0.0028

Fuente: Elaboración propia, 2025.

Figura 13
Cartografía a partir de los ensayos de permeabilidad en la zona de estudio.

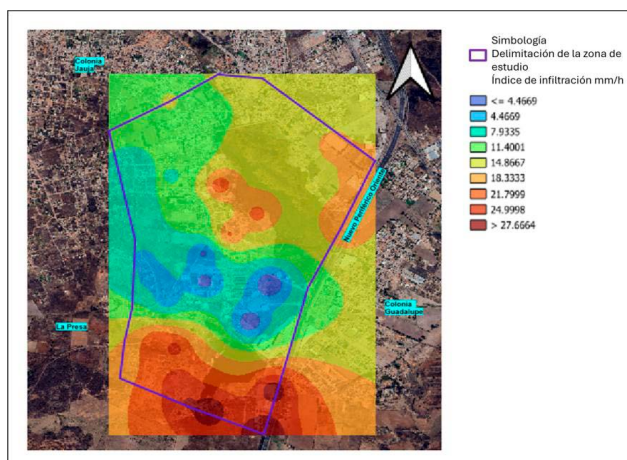


Fuente: Elaboración propia

El análisis espacial del índice de infiltración permitió identificar una variabilidad significativa en la zona de estudio, con valores que oscilaron entre < 4.4669 mm/h y > 27.6664 mm/h. En el mapa temático generado (Fig. 15), las áreas representadas en tonos verdes corresponden a las zonas de baja capacidad de absorción, posiblemente asociadas con suelos compactados, sellados o con limitada permeabilidad. En contraste, las áreas en tonos rojos evidencian una alta capacidad de infiltración, característica de suelos más porosos o con cobertura vegetal natural que favorece la percolación del agua. La transición gradual entre ambas categorías confirma la heterogeneidad hidrogeológica del terreno, lo que constituye un insumo relevante para la delimitación de áreas críticas de escurrimiento superficial, así como para la identificación de sectores con potencial de recarga acuífera.

Figura 14

Resultados de la integración de las pendientes de terreno y los coeficientes de permeabilidad en el Índice de infiltración



Fuente: Elaboración propia

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos del índice de infiltración en la zona de estudio son consistentes con lo señalado en investigaciones previas sobre la influencia de los procesos de urbanización y compactación del suelo en

la reducción de la capacidad de absorción (Ortiz et al., 2020; Lozada y Dávila, 2020). Las áreas con valores inferiores a 4.4669 mm/h reflejan condiciones similares a las reportadas en contextos urbanos donde el sellado superficial limita la infiltración y aumenta el escurrimiento superficial, tal como lo describe Horton (Montiel) en su modelo de infiltración decreciente en función del tiempo. Esta heterogeneidad espacial, expresada en el gradiente de colores del mapa, coincide con lo documentado en estudios de recarga de acuíferos en ambientes semiurbanos (Abidi et al., 2024; Maddio et al., 2023), donde la coexistencia de suelos compactados y zonas naturales genera patrones contrastantes de absorción. En este sentido, los resultados obtenidos no solo confirman la variabilidad hidrogeológica local, sino que también aportan información clave para la gestión de riesgos hídricos y la identificación de áreas con potencial de recarga.

A partir de los ensayos de las muestras de suelo, se determinó que el área de estudio está constituida en un 85.7 % de suelo por relleno antropogénico y solamente un 14.3 % de suelo natural. Los resultados de la caracterización granulométrica de los suelos superficiales evidenciaron el predominio de arcillas limosas (64.5 %), materiales de baja permeabilidad que limitan los procesos de infiltración. En menor proporción se identificaron arenas (19.3 %), cuya variación en compactación influye en sus condiciones de drenaje. Asimismo, se registró la presencia de gravas (6.5 %), que aportan soporte estructural localizado, y de limos y suelos franco-arenosos (6.4 %), caracterizados por su baja cohesión y un drenaje intermedio. Los análisis mediante ponderación de estas variables al proceso de infiltración natural con herramientas GIS obtuvieron reducciones en los índices de filtración de hasta 75 %, lo cual podría también explicar volúmenes adicionales de escurrimiento aguas debajo de la presa La Rucia que han ocasionado desbordamientos en la cuenca del Arroyo de en Medio.

Uno de los principales problemas derivados de esta transformación es la reducción en la capacidad de filtración de agua hacia los cuerpos acuíferos, lo que limita la recarga natural y compromete la disponibilidad del recurso hídrico a mediano y largo plazo. A ello se suma el incremento del escurrimiento superficial, que favorece la erosión, el desbordamiento de

cauces y la ocurrencia de inundaciones en áreas bajas. Estas alteraciones no solo afectan el equilibrio hidrogeológico, sino que también implican una pérdida significativa de servicios ecosistémicos, entre ellos la regulación hídrica, la retención de sedimentos, la mejora en la calidad del agua y la resiliencia del entorno urbano frente a eventos hidrometeorológicos extremos. En consecuencia, el deterioro de la capacidad de infiltración representa un factor crítico que incide en la sostenibilidad ambiental y en la gestión integral del territorio. En el contexto de la Zona Metropolitana de Guadalajara (ZMG), los resultados obtenidos guardan similitud con lo documentado en estudios regionales que destacan la disminución progresiva de la capacidad de infiltración como consecuencia del sellado urbano y la expansión irregular del suelo. De acuerdo con el IMEPLAN (2023), la acelerada urbanización sobre áreas de recarga ha generado una reducción significativa en la disponibilidad media anual de los acuíferos locales, situación que ha derivado en problemas de sobreexplotación de pozos, abatimiento piezométrico. Investigaciones recientes (Lozano-Trejo et al., 2020) también advierten que la cobertura con pavimentos, rellenos antrópicos y asentamientos informales en zonas de llanura y piedemonte limita los procesos de recarga, incrementando el escurrimiento superficial y con ello el riesgo de inundaciones en cuencas como El Ahogado. Estos hallazgos confirman que la heterogeneidad espacial de la infiltración, observada en el mapa de la zona de estudio al sur del municipio de Tonalá, no es un fenómeno aislado, sino parte de una problemática estructural en Guadalajara vinculada al modelo de crecimiento urbano y a la falta de planeación hidrológica en el uso del territorio.

Referencias

- Abidi, J. H., Elzain, H. E., Sabarathinam, C., Mejdoub El Fehri, R., Farhat, B., Ben Mammou, A., Waterloo, M. J., Yassin, M. A., & Senapathi, V. (2024). Integrated approach to understand the multiple natural and anthropogenic stresses on intensively irrigated coastal aquifer in the Mediterranean region. *Environmental Research*, 245, 118757. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118757>

- Amaya Navarrete, M. E., Botero Jaramillo, E., & Ovando Shelley, E. (2021). *Permeabilidad de arcillas del antiguo lago de Texcoco estabilizadas químicamente con óxido de calcio*. <https://ru.dgb.unam.mx/server/api/core/bitstreams/69e17fc7-85f2-4448-b41a-e197912d15c5/content>
- ASTM International. (2017). ASTM D2487-17. *Standard practice for classification of soils for engineering purposes* (Unified Soil Classification System). ASTM International. <https://doi.org/10.1520/D2487-17>
- ASTM International. (2017). ASTM D6913/D6913M-17. *Standard test methods for particle-size distribution (gradation) of soils using sieve analysis*. ASTM International. https://doi.org/10.1520/D6913_D6913M-17
- Ayuntamiento de Tonalá. (2024). *Plan de ordenamiento territorial vigente*. <https://mujer.tonala.gob.mx/wp-content/uploads/2022/07/PMD-yG-Tonala.pdf>
- Binh, T. P., Ly, H. B., Al-Ansari, N., & Ho, L. S. (2021). A comparison of Gaussian Process and M5P for prediction of soil permeability coefficient. *Geotechnical and Geological Engineering*, 39(6), 4285–4299. <https://doi.org/10.1155/2021/3625289>
- Baker, A., Shanafield, M., Timms, W., Andersen, M. S., Priestley, S., & Melo Zurita, M. (2024). An underground drip water monitoring network to characterize rainfall recharge of groundwater at different geologies, environments, and climates across Australia. *Journal of Hydrology*, 635, 130111. <https://doi.org/10.5194/gi-13-117-2024>
- Bottan, J., Delgado, L., & Gaspari, F. (2023). *Análisis de la respuesta hidrológica de una cuenca serrana bonaerense ante diferentes eventos pluviales y cambio de uso del suelo*. http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/160976/Documento_completo.pdf?sequence=1
- Castro-Garzón, H., Sánchez Céspedes, J. M., & Rivas Trujillo, E. (2021). *Efectos ambientales: análisis de los impactos presentes en un cuerpo de agua urbano en la ciudad de Villavicencio* (Meta, Colombia)/Environmental effects: Analysis of the impacts present in an urban body of water in the city of Villavicencio (Meta, Colombia). *Revista Boletín Redipe*, 10(12), 445-456. <https://doi.org/10.36260/rbr.v10i12.1601>

- Centro Nacional de Prevención de Desastres (CENAPRED). (2021). *Metodología para el ordenamiento del territorio con base en el mapa nacional de susceptibilidad a inestabilidad de laderas*. https://www1.cenapred.unam.mx/DIR_INVESTIGACION/2021/1er_Trimestre/FRACCION_XLI/DSyPG/2020_Metodologia_para_el_Ordenamiento_del_Territorio.pdf
- Chávez Cárdenas, S. M. (2022). *Plan de gestión ambiental para los parques: Maldonado, La Libertad y Sucre en la ciudad de Riobamba, provincia de Chimborazo*. Tesis de pregrado, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. Repositorio Institucional ESPOCH. <https://dspace.esPOCH.edu.ec/handle/123456789/21129>
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2019). *Estadísticas del agua en México*. CONAGUA. https://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2019
- Comisión Nacional del Agua. (2020). *Programa Nacional Hídrico 2020–2024*. https://datos.conagua.gob.mx/DatosAbiertos/PNH_Resumen.pdf
- De León Valladares, R. (2022). *Modelo espacial de recarga del acuífero citrícola sur, mediante un balance hídrico*. Tesis de maestría, Universidad Autónoma de Nuevo León, Facultad de Ciencias Forestales- <http://eprints.uanl.mx/id/eprint/24677>
- Dillon, P., Stuyfzand, P., Grischek, T., Lluria, M., Pyne, R. D. G., Jain, R. C., Bear, J., Schwarz, J., Wang, W., Fernandez, E., Stefan, C., Pettenati, M., van der Gun, J., Sprenger, C., Massmann, G., Scanlon, B. R., Xanke, J., Jokela, P., Zheng, Y., ... Sapiano, M. (2018). Sixty years of global progress in managed aquifer recharge. *Hydrogeology Journal*, 27(1), 1–30. <https://doi.org/10.1007/s10040-018-1841-z>
- Geomex. (s. f.). *Generadores de estimaciones de obra México (Geomex): Información hidrológica, conductividad hidráulica ZMG*. Consulta Pública IMEPLAN. <https://consultapublica.imeplan.mx/POTmet/downloads/EstudioHidrologia.pdf>
- Erazo Nájera, L. Y. (2024). *Hacia una valoración económica de los residuos de construcción en Cuernavaca, Morelos Trabajo terminal, Universidad Autónoma del Estado de Morelos*. Repositorio Institucional UAEM. <http://riaa.uaem.mx/handle/20.500.12055/4423>

- Fierro Losada, J. A., Parra Gómez, A. F., & Vásquez Olaya, C. A. (2017). *Determinación del coeficiente de permeabilidad de las comunas 1, 3 y 5 del municipio de Girardot - Cundinamarca* Trabajo de grado, Universidad Piloto de Colombia. Repositorio Institucional Unipiloto. <https://repository.unipiloto.edu.co/bitstream/handle/20.500.12277/5643/TRABAJO%20FINAL.pdf?sequence=1>
- Generadores de estimaciones de obra México (Geomex) (2023). *Información hidrológica, conductividad hidráulica ZMG*. Consulta Pública IMEPLAN. <https://consultapublica.imeplan.mx/POTmet/downloads/EstudioHidrologia.pdf>
- Gobierno de Tonalá. (2023). *Archivos históricos del municipio de Tonalá*. https://sic.cultura.gob.mx/ficha.php?table=archivo&table_id=561
- Gobierno del Municipio de Tonalá. (2024). *Programa Municipal de Desarrollo Urbano de Tonalá, Jalisco: Utilización del suelo*. <https://portal-transparencia.tonala.gob.mx/wp-content/uploads/2024/06/Programa-Municipal-Desarrollo-Urbano.pdf>
- González González, R. (2020). Ciudad de Camagüey: Un desafío para el uso del agua. *Revista Cubana de Medio Ambiente*, 6(2), 15–24. <https://doi.org/10.29105/contexto15.22-2>
- Hemati, M., Hasanlou, M., Mahdianpari, M., & Mohammadimanesh, F. (2021). A systematic review of Landsat data for change detection applications: 50 years of monitoring the Earth. *Remote Sensing*, 13(15), 2869. <https://doi.org/10.3390/rs13152869>
- Hernández López, Á. (2017). *Métodos geofísicos para la determinación de características de acuíferos para su recarga artificial mediante lagunas de infiltración*. Tesis, Universidad Nacional Autónoma de México, Facultad de Ingeniería. <https://hdl.handle.net/20.500.14330/TES01000758337>
- Huaraca, L. D. R. (2022). *Nivel de permeabilidad del suelo areno-arcilloso como fuente de captación natural para acuíferos de abastecimiento de agua potable, Huancayo*. [Tesis para obtener el título de Ingeniero Civil, Universidad César Vallejo, Facultad de Ingeniería y Arquitectura]. Repositorio institucional Universidad César Vallejo. <https://hdl.handle.net/20.500.12692/91267>

- Hu, L., Dai, K., Xing, C., Li, Z., Tomás, R., Clark, B., Shi, X., Chen, M., Zhang, R., Qiu, Q., & Lu, Y. (2019). Land subsidence in Beijing and its relationship with geological faults revealed by Sentinel-1 InSAR observations. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 82, 101928. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.05.019>
- Risalve Huaraca, L. D. R. (2022). *Nivel de permeabilidad del suelo areno-arcilloso como fuente de captación natural para acuíferos de abastecimiento de agua potable, Huancayo*. [Tesis para obtener el título de Ingeniero Civil, Universidad César Vallejo, Facultad de Ingeniería y Arquitectura]. Repositorio institucional Universidad César Vallejo. <https://hdl.handle.net/20.500.12692/91267>
- Instituto Metropolitano de Planeación (IMEPLAN). (2023). *Información de hidrogeología de agua subterránea: Área metropolitana de Guadalajara*. <https://consultapublica.imeplan.mx/POTmet/downloads/EstudioHidrologia.pdf>
- Islam, S., Islam, J., & Hoque, N. M. R. (2022). Improvement of consolidation properties of clay soil using fine-grained construction and demolition waste. *Heliyon*, 8(10), e11029. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e11029>
- Instituto Nacional Estadística y Geología (INEGI) (2025). *Datos vectoriales topográficos curvas de nivel*. <https://www.inegi.org.mx/app/mapa/espacioydatos/>
- Jafarzadeh, A., Matta, A., Vedadi Moghadam, S., Dessouky, S., Hutchinson, J., & Kapoor, V. (2024). Evaluation of stormwater runoff pollutant distributions combined with land use information in a regional karst aquifer in Texas, USA. *Environmental Monitoring and Assessment*, 196, 1124. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-13308-4>
- Liao, M., Zhang, R., Lv, J., Yu, B., Pang, J., Li, R., Xiang, W., & Tao, W. (2021). Subsidence monitoring of fill area in Yan'an New District based on Sentinel-1A time series imagery. *Remote Sensing*, 13(15), 3044. <https://doi.org/10.3390/rs13153044>
- Li, G., Rubinato, M., Wan, L., Wu, B., Luo, J., Fang, J., & Zhou, J. (2020). Preliminary characterization of underground hydrological processes under multiple rainfall conditions and rocky desertification degrees in karst regions of Southwest China. *Water*, 12(2), 594. <https://doi.org/10.3390/w12020594>

- Lozada-Grajales, R. M., & Menchaca-Dávila, S. (2020). Degradación ambiental e inundaciones en La Lagunilla, Xalapa, Veracruz, México / Environmental degradation and floods in La Lagunilla, Xalapa, Veracruz, México. *UVserva Observatorio del Agua para el Estado de Veracruz*, (10), 179. <https://doi.org/10.25009/uvserva.v0i10.2738>
- Lopes, C. S., Paiva, V. H., Vaz, P. T., Pais de Faria, J., Calado, J. G., Pereira, J. M., & Ramos, J. A. (2021). Ingestion of anthropogenic materials by yellow-legged gulls (*Larus michahellis*) in natural, urban, and landfill sites along Portugal in relation to diet composition. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 19046–19063. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-12161-5>
- Lozano-Trejo, S., Olazo-Aquino, J., Pérez-León, M. I., Castañeda-Hidalgo, E., Díaz-Zorrilla, G. O., & Santiago-Martínez, G. M. (2020). Infiltración y escurrimiento de agua en suelos de una cuenca en el sur de México. *Terra Latinoamericana*, 38(1), 57–66. <https://doi.org/10.28940/terra.v38i1.443>
- Ma, J., Lv, X.-L., Zhang, X., Han, S.-Z., Wang, Z.-D., Li, L., Sun, H.-T., Ma, L.-X., Cheng, Z.-L., Shao, J.-W., Chen, C., Zhao, Y.-H., Sui, L., Liu, L.-N., Qian, J., Wang, W., & Liu, Q. (2021). Identification of a new orthonairovirus associated with human febrile illness in China. *Nature Medicine*, 27, 434–439. <https://doi.org/10.1038/s41591-020-01228-y>
- Maddio, R. A., Dufilho, A. C., & Gandini, M. L. (2023). Estimación de la recarga potencial de agua subterránea de un acuífero mediante teledetección y sistemas de información geográfica / Estimation of potential groundwater recharge of an aquifer through remote sensing and geographical information systems. *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente*, 50. https://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S2422-57032023000100067&script=sci_arttext&tlng=en
- Mena, J. E. (2019). The Metropolitan Zone of the Valley of Mexico: Formal arrangements and fragmentation. *Economía, Sociedad y Territorio*, 19(60), 241–271. <https://doi.org/10.22136/est20191335>
- Melese, T., & Belay, T. (2021). Groundwater potential zone mapping using analytical hierarchy process and GIS in Muga Watershed, Abay Basin, Ethiopia. *Geohealth*, 5(10), e202100068. <https://doi.org/10.1002/gch2.202100068>

- Moeck, C., Collenteur, R. A., Berghuijs, W. R., Luijendijk, E., & Gurdak, J. J. (2024). Una evaluación global de la respuesta de la recarga de aguas subterráneas a la variabilidad de la infiltración en escalas temporales mensuales a decenales. *Water Resources Research*, 60(6), e2023WR035828. <https://doi.org/10.1029/2023WR035828>
- Momeni, M., Bayat, M., & Ajalloeian, R. (2020). Laboratory investigation on the effects of pH-induced changes on geotechnical characteristics of clay soil. *Geomechanics*, 25(2), 188-196. <https://doi.org/10.1080/17486025.2020.1716084>
- Mustafa, M., Bayat, M., & Ajalloeian, R. (2020). Laboratory investigation on the effects of pH-induced changes on geotechnical characteristics of clay soil. *Geomechanics*, 25(2), 188-196. <https://doi.org/10.1080/17486025.2020.1716084>
- Monroy Hernández, J. (2022). Transformación del paisaje y pérdida del servicio ecosistémico de regulación hídrica en cuencas urbanas: Casos microcuencas Tintal y Torca en la ciudad de Bogotá, Colombia. *Revista de Geografía Norte Grande*, 82, 249–268. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022022000200249>
- Montiel Gonzaga, R., Prado Hernández, J. V., Vázquez Peña, M. A., Ibáñez Castillo, L. A., & Pascual Ramírez, F. (2019). Evaluación del escurrimiento superficial de los modelos de Curva Numérica y Green-Ampt en la cuenca río Chapingo, México. *Terra Latinoamericana*, 37, 291–301. <https://doi.org/10.28940/terra.v37i3.484>
- Mulla, D., Galzki, J., Hanson, A., & Simunek, J. (2024). Measuring and modeling soil moisture and runoff at solar farms using a disconnected impervious surface approach. *Vadose Zone Journal*. <https://doi.org/10.1002/vzj2.20335>
- Navarro Lozada, F. A., & Mejía Vitta, J. A. (2012). *Comparación entre la permeabilidad en campo y permeabilidad en laboratorio de suelos contaminados con hidrocarburos*. Tesis de maestría, Universidad Pontificia Bolivariana. Universidad Pontificia Bolivariana, Bucaramanga. <http://hdl.handle.net/20.500.11912/2159>
- Ortiz, A., Constantino, M., Mendiola, F., Alzati, P., & Hernández, R. (2020). Alternativas para contrarrestar los efectos del sellado antropogénico del suelo. Pádi. *Boletín Científico de Ciencias Básicas e Ingenierías del ICBI*, 9(18), 43–52. <https://doi.org/10.29057/icbi.v8i15.5241>

- Öztürk, Ş., Yılmaz, K., Dinçer, A. E., & Kalpakcı, V. (2024). Effect of urbanization on surface runoff and performance of green roofs and permeable pavement for mitigating urban floods. *Journal of Environmental Management*, 356, 119876. <https://doi.org/10.1007/s11069-024-06688-w>
- Padilla-Romero, A., & Hernández-Juárez, M. (2023). Cambio de uso de suelo por la construcción del NAICM en Texcoco, Estado de México. *Terra Latinoamericana*, 41, e1608. <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1608>
- Pham, B. T., Ly, H.-B., Al-Ansari, N., & Ho, L. S. (2021). A comparison of Gaussian process and M5P for prediction of soil permeability coefficient. *Scientific Programming*, 2021, 1–12. <https://doi.org/10.1155/2021/3625289>
- Pica, A., Lämmle, L., Burnelli, M., Del Monte, M., Donadio, C., Faccini, F., Lazzari, M., Mandarino, A., Melelli, L., Perez Filho, A., Russo, F., Stamatopoulos, L., Stanislao, C., & Brandolini, P. (2024). Urban geomorphology methods and applications as a guideline for understanding the city environment. *Land*, 13(7), 907. <https://doi.org/10.3390/land1307090>
- Reinecke, R., Müller Schmied, H., Trautmann, T., Andersen, L. S., Burek, P., Flörke, M., Gosling, S. N., Grillakis, M., Hanasaki, N., Koutroulis, A., Pokhrel, Y., Thiery, W., Wada, Y., Yusuke, S., & Döll, P. (2021). Uncertainty of simulated groundwater recharge at different global warming levels: A global-scale multi-model ensemble study. *Earth System Dynamics*, 12(1), 1–20. <https://doi.org/10.5194/hess-25-787-2021>
- Sandoval, E., Baldo, G., Núñez, J., Oyarzún, J., Fairley, J. P., & Ajami, H. (2018). Groundwater recharge assessment in a rural, arid, mid-mountain basin in North-Central Chile. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 15, 171–184. <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1545095>
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2024). *Residuos*. https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe_12/pdf/Cap7_residuos.pdf
- Singh, R., & Gulliver, J. S. (2024). Corrigendum to Understanding the role of biofilms and estimation of life-span: A tire-derived aggregates-based underground stormwater treatment system. *Ecological Engineering*, 206, 107021. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121716>

Van Asselen, S., Erkens, G., Keogh, M. E., & Stuurman, R. (2024). Shallow-subsidence vulnerability in the city of New Orleans, southern USA. *Hydrogeology Journal*, 32, 867–889. <https://doi.org/10.1007/s10040-023-02762-y>

Capítulo 1.2

Cambio de uso de suelo y riesgo de inundación en el acuífero Toluquilla

*Loza Reyes Aidé Fabiola¹
Sánchez Sánchez Yolanda²
Castillo Téllez Beatríz³*

DOI: <https://doi.org/10.61728/AE20259426>



¹ Estudiante del Doctorado en Geología de la Universidad de Guadalajara. e-mail: aide.loza1167@alumnos.udg.mx

² Profesora-Investigadora. Universidad de Salamanca, España. Departamento de Geología Área de Geodinámica Externa, Facultad de Ciencias. e-mail: yolanda.ss@usal.es

³ Profesora-Investigadora. Universidad de Guadalajara. Centro Universitario de Tonalá. Departamento de estudios de Agua y la Energía. e-mail: beatriz.castillo@academicos.udg.mx

1. Introducción

Las problemáticas sociales asociadas a la intervención antropogénica en los ecosistemas son una de las principales preocupaciones en todos los niveles, desde lo local a lo internacional. Problemas como inundaciones, sequías, eventos climatológicos extremos, subsidencias, entre otros, son algunos de los principales objetos de estudio en la búsqueda de su solución o mitigación, ya que afectan al medio ambiente, la economía y la sociedad. Para ello, es común encontrar modelos de intervención ante el riesgo, mas no de prevención. De este modo, el riesgo de inundación se plantea como una problemática derivada de la escasa o nula integración del sistema ambiental en la planificación del entorno urbano, lo cual ha favorecido un cambio de uso de suelo no estructurado. En este contexto, se analiza la interacción del crecimiento urbano, que conlleva la impermeabilización, como una de las variables con mayor impacto en la generación de inundaciones urbanas, afectando adicionalmente al medio ambiente en su conjunto. Considerando lo anterior, el área de estudio seleccionada es el acuífero Toluquilla, en el cual se identifica a la localidad de Ojo de Agua como un punto de alta vulnerabilidad frente a la transformación del entorno.

1.1. Sellado urbano e impermeabilización

Los cambios de uso de suelo son una de las principales características de las urbanizaciones. El sellado urbano y la impermeabilización son procesos relacionados con la transformación del suelo debido al crecimiento urbano. El sellado del suelo altera el curso natural del agua, elevando el riesgo de inundaciones y erosión (Scalenghe y Marsan, 2008). Illán et al. (2022) mencionan que el sellado urbano es uno de los principales procesos de degradación de suelos, mientras que la impermeabilización es su consecuencia directa. Debido a la impermeabilización intensiva de

las superficies urbanas, hay un incremento en el caudal y velocidad de escorrentías que ejerce mayor presión sobre el sistema de alcantarillado, aumentando considerablemente el riesgo de inundaciones (Scalenghe y Marsan, 2008). Es decir, la impermeabilización se refiere a la capacidad del suelo para impedir la infiltración de agua, afectando la interacción de este con los procesos naturales como la absorción y el ciclo hidrológico, generando problemas ambientales (Salas et al., 2019). Así, ambos procesos contribuyen al aumento de escurrimientos pluviales y al riesgo de inundaciones, a la vez que degradan los ecosistemas locales.

Autores como Matsushita et al. (2018), Zang et al. (2021), Rahman et al. (2022), entre otros, describen cómo el sellado urbano o el sellado de los suelos, reduciendo las superficies permeables y reduciendo la infiltración, aumentando la escorrentía e irrumpiendo así el ciclo hidrológico, ocasiona problemáticas ambientales tales como inundaciones en zonas urbanas y la intensificación del efecto isla de calor. Además de la implementación de estrategias de prevención como son los mapas de riesgos, los autores mencionan la importancia de tomar acciones a medida de mitigación basadas en la infraestructura urbana, no impidiéndola, sino propiciando su efectividad, mediante la implementación de pavimentos permeables, infraestructura hidráulica eficiente, jardines de captación, así como el incremento en cobertura vegetal.

1.2. Riesgo a inundación

El riesgo, de manera general, se define como la posibilidad de que un evento ocurra y produzca consecuencias negativas, ya sea para las personas, comunidades o el medio ambiente. La Organización de las Naciones Unidas (UN, 2007) señala que los desastres naturales suponen un riesgo considerable para las economías mundiales, especialmente debido a la creciente vulnerabilidad derivada de factores como la urbanización descontrolada, los peligros geológicos, el subdesarrollo, las condiciones demográficas, el cambio climático y la degradación ambiental. La combinación de estos factores aumenta la exposición de las poblaciones y los ecosistemas a eventos naturales extremos.

Las inundaciones destacan como uno de los eventos de mayor impacto económico y social, que genera el mayor monto de pérdidas económicas

a nivel mundial. Son catalogadas como el tipo de desastre más común, y su frecuencia ha aumentado en las últimas décadas debido a la combinación de los componentes climáticos, sociales y urbanos (Cavazos, 2015). Son definidas como el fenómeno en el cual se cubre de agua una o varias áreas de terreno que normalmente no están inundadas (Morote y Souto, 2020). Su magnitud puede variar desde unos pocos centímetros hasta varios metros, y su aparición puede ser progresiva o repentina (FEM, 2021).

Las características naturales, como las condiciones climáticas, geológicas y geomorfológicas, ejercen una influencia significativa en la ocurrencia de procesos de crecidas e inundaciones. Sin embargo, la frecuencia y magnitud de estos eventos también están estrechamente relacionadas con la intensidad de las intervenciones humanas en el entorno físico, las cuales modifican el comportamiento natural del agua en las áreas urbanas (Ogura y Soares, 2005).

El manejo sostenible y eficaz del agua requiere un enfoque holístico, que permita la vinculación entre el desarrollo económico y social con la protección de los ecosistemas naturales, proveyendo de un manejo apropiado entre la tierra y los usos del agua. De esta forma, los desastres relacionados con el agua, tales como inundaciones y sequías, que son parte importante en la determinación del desarrollo sostenible, deben ser integrados en la gestión de los recursos hídricos (WMO, 2009). La Organización de las Naciones Unidas (UN, 2007) estima un incremento en el riesgo de inundación y los escurrimientos, principalmente en zonas periurbanas. Las áreas periurbanas son los espacios alrededor de las ciudades, en los que se fusiona el paisaje rural (Miller et al., 2014). Estas áreas presentan una respuesta hidrológica diferente, debido a los cambios en la cobertura vegetal o el incremento en la infraestructura urbana, lo que reduce la infiltración y reemplaza los senderos naturales del escurrimiento hídrico (González et al., 2018).

Desde una perspectiva de sostenibilidad territorial, el desarrollo urbano debe considerar los impactos ambientales derivados de la expansión descontrolada de las ciudades. Esto incrementa la vulnerabilidad de las poblaciones asentadas en zonas con graves perturbaciones ambientales (Romero y Vásquez, 2005a, como se citó en Ruales, 2018). En este contexto, el presente estudio tiene como objetivo analizar la relación

entre el cambio de uso de suelo y el riesgo de inundación en el acuífero Toluquilla, con énfasis en la localidad de Ojo de Agua, donde las transformaciones territoriales han generado impactos sociales, económicos y ambientales significativos.

1.3. Caracterización de la zona de estudio

Para comprender los procesos territoriales y las problemáticas derivadas de la antropogenización del suelo, es fundamental analizar no solo el entorno social, sino también el medio ambiente en el que estos procesos ocurren. En este sentido, el siguiente apartado tiene como objetivo contextualizar al lector sobre el área de estudio, proporcionando una visión del sistema hidrológico, social y ambiental que influye en los procesos analizados.

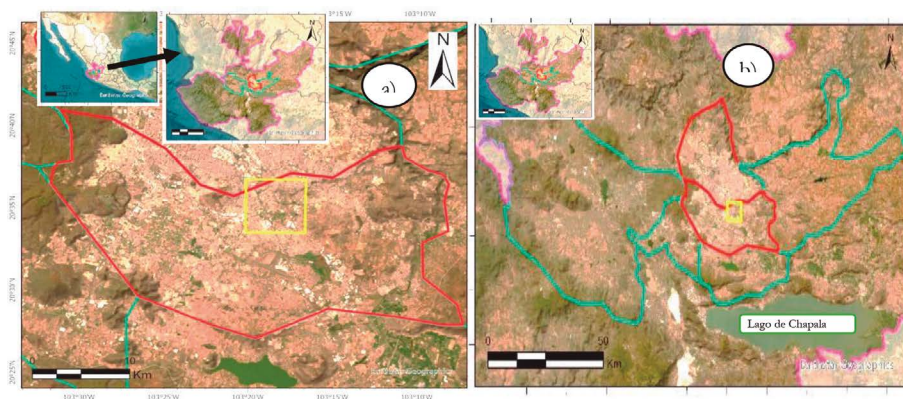
1.3.1. Acuífero Toluquilla

El acuífero Toluquilla se sitúa en la región centro del Estado de Jalisco, con una superficie aproximada de 632 km². Perteneció a la cuenca Lerma-Santiago y se encuentra comunicada con el río Grande de Santiago mediante el arroyo El Ahogado, en el que se encuentra su principal embalse que lleva el mismo nombre, que tiene una capacidad de almacenamiento de 6 hm³ y un área de 750 has (CONAGUA, 2024). Se extiende a través de los municipios de Zapopan, Guadalajara, San Pedro Tlaquepaque, Tonalá, Zapotlanejo, Juanacatlán, Tlajomulco de Zúñiga y El Salto.

Los acuíferos que lo colindan incluyen los de Ameca, San Isidro, Cajititlán, Altos de Jalisco y Atemajac. Entre 2003 y 2020, no se dispone de datos actualizados sobre la condición de estos acuíferos. Sin embargo, para el año 2020, se reporta que los acuíferos Ameca, San Isidro, Cajititlán y Altos de Jalisco se encuentran en condiciones de subexplotación, mientras que los acuíferos Atemajac y Toluquilla están sobreexplotados (Figura 1). En 2023, todos los acuíferos colindantes con Toluquilla presentan una disponibilidad media anual (DMA) negativa o en déficit. En particular, el acuífero Toluquilla exhibe el déficit más alto, con un valor de -75.61 hm³/año (CONAGUA, 2025).

Figura 1

En a) Mapa de ubicación del acuífero Toluquilla y la zona de estudio.
En b) Estado de los acuíferos colindantes en cuanto a disponibilidad media anual.



Fuente: Elaboración propia con base en datos de INEGI, 2010.

1.3.2. Ojo de Agua

La Colonia Ojo de Agua, perteneciente al municipio de San Pedro Tlaquepaque, en el estado de Jalisco, México. Se consideró, además, su cercanía con diversos cuerpos de agua: al norte, aproximadamente 200 metros, se encuentra el arroyo del Ahogado, que fluye de la presa Las Pintas, la cual, a su vez, se encuentra al noreste de la localidad. Al sur se encuentra el cuerpo de agua conocido como presa “El Chicharrón”; al este y al oeste (Figura 2) continúa el flujo de agua del arroyo El Ahogado hacia el cuerpo de agua del mismo nombre.

Figura 2
Ubicación de la localidad Ojo de Agua.



Fuente: Elaboración propia con base en datos del INEGI 2009

Dentro del Atlas municipal de Riesgos de San Pedro Tlaquepaque, se cuenta con un registro histórico de puntos de inundaciones en un periodo de 1919 a 2006, entre las que se encuentra Ojo de Agua. Se señalan, como causas de las inundaciones, los cambios en el ciclo de agua debido al proceso urbano, de entre los que se encuentran la pérdida del sistema de canales naturales, cambios en las microcuencas, revestimiento del suelo, entubamiento de cuerpos de agua, disminución de la capacidad hidráulica y la obsolescencia de los sistemas de colectores y obras hidráulicas (Valdivia y Castillo, 2009).

La Colonia Ojo de Agua es una de las localidades consideradas como punto de muy alto riesgo de inundación, donde se registran entre 10 y 30 eventos, siendo esta una de las categorías más altas (Georiesgos, 2024). Aunado a ello, se identifican problemas estructurales en las viviendas, como son: bajo nivel de las construcciones con respecto a las vialidades y cuerpos de agua, así como visible presencia de humedad. Esto último ocasionó en 2024 el colapso de una bóveda de una casa habitada (Figura 3).

Figura 3

En a) Colapso de una vivienda habitada por reblandecimiento de bóveda, y visibilidad de humedad en las viviendas. En b) y c) Condiciones de la calle en temporal de lluvias y evidencia de humedad en las viviendas al momento del colapso



Fuente: Protección Civil de Tlaquepaque, en Nmas, 2024.

La Unidad Estatal de Protección Civil y Bomberos del Estado de Jalisco (UEPCB Jalisco), primeros respondientes ante situaciones de riesgo, ha considerado 1237 puntos de evaluación de daños y necesidades para el área metropolitana de Guadalajara. De estos, 300 se encuentran en la colonia Ojo de Agua y en el noroeste se localiza otro concentrado de puntos, que inciden en el acuífero Toluquilla, por lo que se consideraron dentro del polígono de estudio, ya que representan el 42% del total de EDAN (527), encontrándose cercanos a los cuerpos de agua de El Órgano, La Ladrillera, los arroyos de El Ahogado y la Presa Las Pintas (UEPCB Jalisco, 2023). La localidad ha quedado inmersa en un proceso de expansión urbana e industrial, el cual se ha desarrollado principalmente sobre zonas de humedales o áreas sujetas a inundaciones temporales, y a una cota topográfica superior a la de la propia localidad y los cuerpos de agua circundantes.

Adicionalmente, una problemática relevante en la zona es la indefinición en la delimitación geopolítica de los cuerpos de agua, lo cual genera vacíos legales que son aprovechados para modificar el uso del suelo y permitir la urbanización en áreas originalmente destinadas a otros fines. Un ejemplo de esta situación se observa en el Programa de Ordenamiento Ecológico Territorial y de Desarrollo Urbano del Municipio de San Pedro Tlaquepaque (POETDUM) (SEMADET, 2018). En dicho documento,

tanto la presa Las Pintas como el humedal La Ladrillera y el cuerpo de agua El Órgano aparecen dentro del límite municipal de San Pedro Tlaquepaque según el mapa de uso de suelo y vegetación. Sin embargo, en otras secciones del mismo documento, los límites municipales difieren, generando conflictos territoriales con el municipio de El Salto.

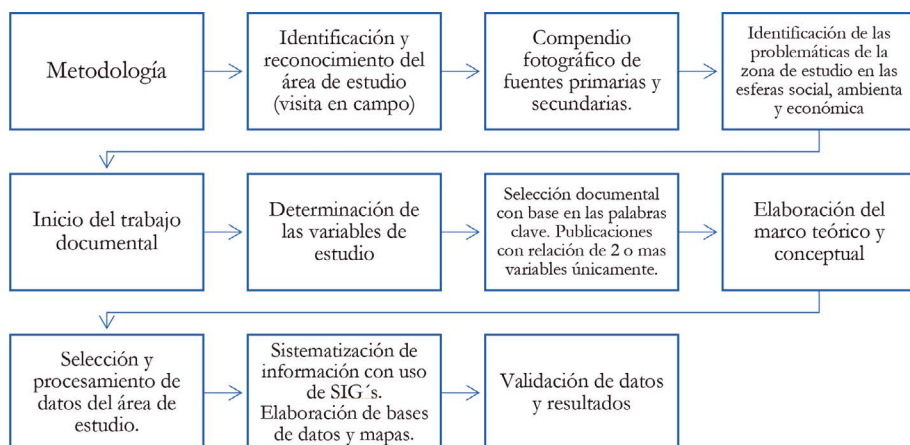
A nivel nacional, el Centro Nacional de Prevención de Desastres (CENAPRED) es la institución responsable de gestionar los peligros y riesgos que afectan o podrían afectar a las poblaciones, promoviendo acciones de política pública relacionadas con los peligros y las vulnerabilidades asociadas al riesgo de desastres. Para ello, emplea Sistemas de Información Geográfica (SIG) como herramienta principal para el análisis, la elaboración de proyecciones y la emisión de recomendaciones en zonas con presencia de fenómenos perturbadores permanentes o con algún nivel de peligrosidad. En este sentido, González et al. (2018) sugieren que, dentro de los planes de prevención y contingencia ante el riesgo de inundaciones por fenómenos hidrometeorológicos, se deben considerar los cambios de uso de suelo dentro de la gestión y planeación de la infraestructura urbana. Por ello, es necesaria su inclusión en la modelación, para ser tomadas en cuenta en dicha gestión y planeación, así como en los planes de prevención y contingencia ante el riesgo de inundaciones ocasionadas por fenómenos hidrometeorológicos (González et al., 2018). Por su parte, Miller et al. (2014) recomiendan el uso de tipologías de suelo urbano detalladas, que representen o apoyen al entendimiento de la alteración física de las vías hidrológicas, así como al diseño de medidas de mitigación de inundaciones, considerando la pérdida de superficie de áreas permeables.

2. Metodología

El proceso seguido, enmarcado en la teoría de sistemas, permite abordar las problemáticas no como elementos aislados, sino como partes integrantes de un todo. Para ello, se consideraron dos etapas que proporcionan una perspectiva tanto cualitativa como cuantitativa del análisis: 1) trabajo de campo y 2) trabajo documental. En la fase de trabajo de campo, se consideraron 2 momentos (Figura 4). La fase 1 comprendió el

reconocimiento del área de estudio. Se realizó un recorrido por la zona de estudio para identificar las características físicas de la zona de manera general, así como de las viviendas, con la finalidad de detectar signos y señales tanto de problemas estructurales como superficiales e información relevante que pudiera aportar datos al estudio o al propio conocimiento del área. En la fase 2, se elaboró un compendio fotográfico, tanto propio como de medios de comunicación, para documentar las características de la zona y las incidencias y problemáticas derivadas de las inundaciones.

Figura 4
Metodología



Fuente: Elaboración propia.

Derivado de un primer acercamiento *in situ*, sobre la carretera Guadalajara-Chapala, se determinó la zona de estudio, debido a que en esta zona se localiza uno de los puntos con mayor notoriedad de antropogenización y cambio de uso del suelo. Se realizaron tomas fotográficas de la zona, en la que se observa dicho fenómeno (Figura 5).

Figura 5

Características de la zona de estudio sobre la Guadalajara-Chapala, en la intersección y segmentación de los tres cuerpos de agua.



Nota: En a) Canal-residuo de lo que anteriormente era el humedal La Ladrillera, a la derecha, construcción de complejo departamental, a la izquierda abajo, muralla divisoria de los municipios de El Salto y San Pedro Tlaquepaque. En b) Relleno antropogénico del humedal La Ladrillera. c) Ubicación de la zona de primer acercamiento. En d) Carretera Guadalajara-Chapala flujo de aguas residuales hacia la presa Las Pintas por el canal residual.

Fuente: Elaboración propia (a, b y d), Febrero 2024 y Google Earth (c), mayo de 2025.

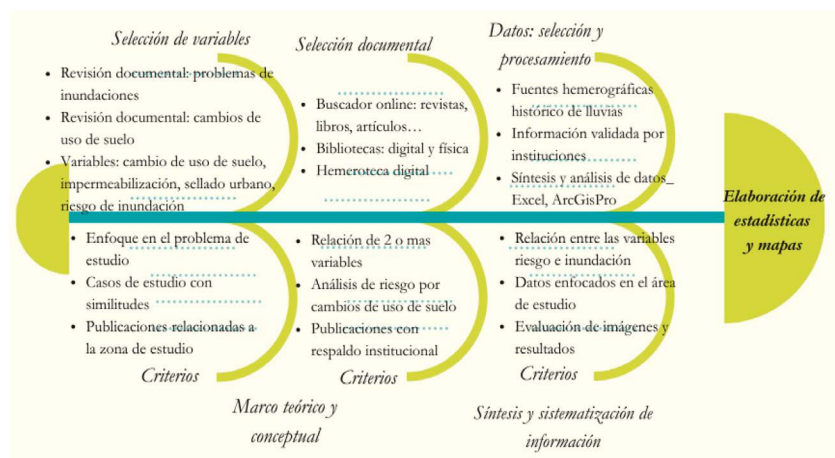
Posteriormente, se inició con la etapa 2: trabajo documental. Se dividió en 3 fases (ver Figura 6). La primera consistió en la selección de variables con base en el problema de estudio, enfocado en las inundaciones en la zona, mediante revisión documental y análisis del problema en específico, así como diversos casos de estudio relacionados. De ello se establecieron las palabras clave: humedal, cambio de uso de suelo, impermeabilización, sellado urbano y riesgo de inundación.

Una vez establecidas las palabras clave, se dio paso a la fase 2: selección documental. Esto conllevó la selección de libros, artículos de revistas, entre otros, utilizando las variables anteriormente establecidas, utilizando buscadores online. Se seleccionaron solo aquellas publicaciones que relacionaban 2 o más variables, omitiendo las que solo hacían mención de 1 de ellas. A partir de lo anterior, y en conjunto con la fase

1, se elaboró tanto el marco teórico como el conceptual. En este último, abordando las definiciones de las variables seleccionadas.

Figura 6

Etapas 2. Trabajo documental: Fases y criterios para su elaboración.



Fuente: Elaboración propia

En la fase 3: selección y procesamiento de datos, se identificaron las instituciones gubernamentales y no gubernamentales que proporcionan datos relacionados con la zona de estudio. Del mismo modo, se recurrió a fuentes hemerográficas que comprendieron el periodo de 2010 a 2024 para tomar datos del nivel máximo del agua alcanzado por las inundaciones. Se encontraron 12 eventos importantes en el periodo de junio de 2010 y agosto de 2024. La información relacionada con inundaciones se procesó en una base de datos en Excel, a partir de lo que se elaboraron gráficos. El polígono seleccionado representa un área de 36 km², en el que se consideraron 2 aglomerados de puntos EDAN y su cercanía a los cuerpos de agua colindantes con Ojo de Agua.

Se obtuvieron imágenes satelitales del área de estudio con ayuda de Copernicus Browser (Copernicus, 2025), shapefiles del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) y la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). En cuanto a las imágenes para el análisis espectral, se seleccionaron las que correspondían a una mayor nitidez, seleccionán-

dose archivos de diciembre de 2016 y noviembre de 2024. Se utilizaron imágenes TIFF de 32 bit float, con una resolución de 755x717 píxeles, en el sistema de coordenadas WGS 84 (EPSG:4326), haciendo uso de la capa true color (Color verdadero). Posteriormente, se procesaron y elaboraron los mapas temáticos y comparativos en el programa ArcGIS Pro (Esri, 2024). Para la validación de los datos obtenidos en los mapas, se utilizó la matriz de confusión propia del sistema ArcGIS Pro, que arroja la fiabilidad de los datos mediante el índice Kappa, correlacionando dos o más datos de evaluación. En este sentido, la interpretación del índice Kappa muestra que un índice de fuerza de concordancia de 0.4-0.6 es regular, 0.61-0.75 buena y mayor a 0.75 es excelente (Muñoz et al., 2022). Los datos de ocupación del suelo por áreas se operaron en Excel, donde se obtuvieron porcentajes y gráficos.

3. Resultados

Surgiendo como una necesidad de crecimiento y expansión, el cambio de uso de suelo es una problemática emergente en las sociedades actuales, cuya planeación, análisis y gestión debe ser vigilada para prevenir o mitigar efectos adversos en el proceso. Si bien es necesaria la constante reestructuración de las sociedades debido a su expansión y con ello los cambios de uso de suelo, no se debe perder de vista la sostenibilidad del propio territorio. En el caso analizado, el acelerado proceso de urbanización ha generado múltiples problemáticas derivadas del sellado e impermeabilización del suelo, lo cual ha modificado significativamente su funcionalidad, independientemente de su clasificación potencial o uso original. Así, se observa una pérdida progresiva de zonas destinadas a la recreación, un incremento en los niveles de contaminación del aire y del agua debido a la disminución de la cobertura vegetal y al uso inadecuado de los acuíferos como vertederos de residuos urbanos.

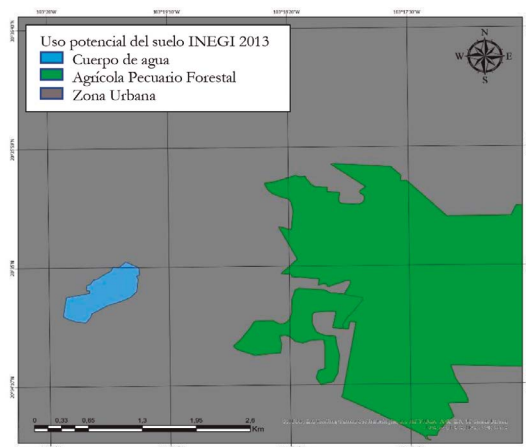
Considerando lo anterior, para la zona de estudio se realizaron mapas temáticos de cambios de uso de suelo, en los que se tomaron en cuenta 4 variables de ocupación del suelo: cuerpos de agua, infraestructura urbana, zonas sin infraestructura e industrias. Estas variables se determinaron por su interacción con la recarga del acuífero Toluquilla en cuanto a

infiltración. En este sentido, cabe señalar que una zona industrial es una zona impermeabilizada. Las zonas sin infraestructura bien pueden ser áreas verdes o de agricultura, en cuyo caso la infiltración está determinada por la modificación del suelo, representando zonas de poca o nula infiltración, considerándose como zonas de sellado urbano.

Para 2013, en el área de estudio, se muestran cuerpos de agua, agrícola-pecuario-forestal y la zona urbana que se localizan en dicha zona. Así, el organismo recomienda que el uso en la zona sea mayoritariamente urbano, proponiendo un 79 %, seguido del sector agrícola-pecuario-forestal con 20 %, dejando un 1 % los cuerpos de agua (Figura 7).

Figura 7

Mapa de uso potencial del suelo en el área de estudio 2013.



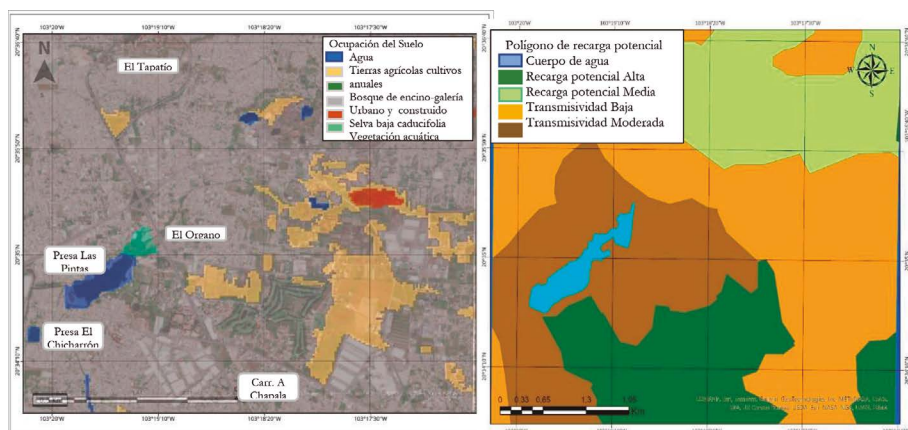
Fuente: Elaboración propia con base en datos de INEGI 2013.

Como se puede observar en la figura anterior, no hay delimitaciones precisas del uso del suelo que se propone para el área de estudio. Del mismo modo, es observable que no se considera como cuerpos de agua El Órgano, El Chicharrón y La Ladrillera, pese a su existencia dentro del polígono. Considerando que el área se encuentra sobre un acuífero, se debe tener en cuenta la adaptación del crecimiento urbano a la sostenibilidad del territorio, es decir, tomando en cuenta los ciclos naturales del acuífero. Para ello, se analiza en la Figura 8 un comparativo entre

la ocupación del suelo y la zonificación del acuífero para 2016, en la que se representan las áreas de recarga potencial alta y media, así como transividad alta y media. En cuanto a la ocupación del suelo para ese año, se puede observar que inciden las siguientes categorías: Agua, tierras agrícolas, urbano y construido, vegetación acuática, selva baja caducifolia y bosque de encino-galería.

Figura 8

Comparativo entre los usos de suelo y los polígonos de zonificación del acuífero para la recarga potencial en el año de 2016.



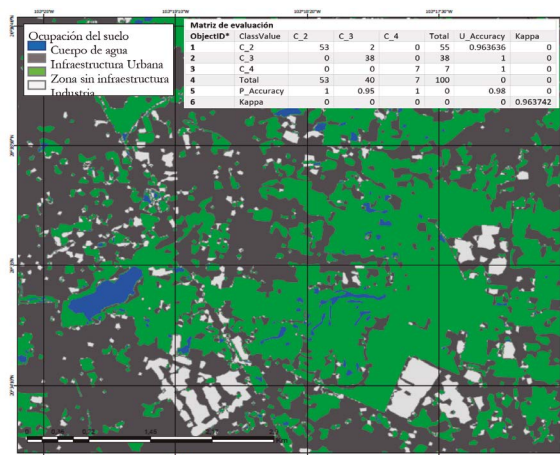
Fuente: Elaboración propia con base en datos de INEGI 2016.

Como se puede observar, haciendo un comparativo de los mapas en la Figura 8, el polígono correspondiente a una recarga potencial alta para el acuífero está ocupado por áreas urbanas, así como gran parte que corresponde a la zona de recarga potencial media. Lo que permite inferir que no se ha considerado la planeación urbana con base en las necesidades del acuífero, sino en respuesta al desarrollo urbano. En este contexto, es necesario reconsiderar las estrategias implementadas en relación con esta problemática, con el fin de abordar la sobreexplotación y déficit del acuífero Toluquilla. Además, se puede apreciar una reducción en el área de cuerpos de agua o vegetación acuática considerable, ya que en el mapa de uso de suelo se observa un polígono menor al representado en la zonificación del acuífero.

Por otra parte, utilizando el análisis espectral, dentro del polígono de estudio, para el año 2016, se tenía aproximadamente una cobertura de cuerpos de agua de 0.69 km² que representa un 2 % del territorio; 20.30 km² de infraestructura urbana (56 %, siendo el mayor porcentaje); 12.18 km² de zonas sin infraestructura (el 36 %) y 2.18 km² de áreas de industria (ocupando el 6 % del área). Cabe señalar que dentro de las zonas industriales podemos encontrar señalizadas áreas con infraestructura urbana; esto es debido a la localización de calles, avenidas o cubiertas de suelo, ya sea con grava, asfalto o concreto. La ocupación del suelo se muestra en la Figura 9. La validación de los datos obtenidos en el mapa fue favorable, obteniendo 0.96 de fuerza de concordancia, lo que le otorga una fiabilidad excelente al análisis realizado.

Figura 9

Mapa de ocupación del suelo en el área de estudio 2016.



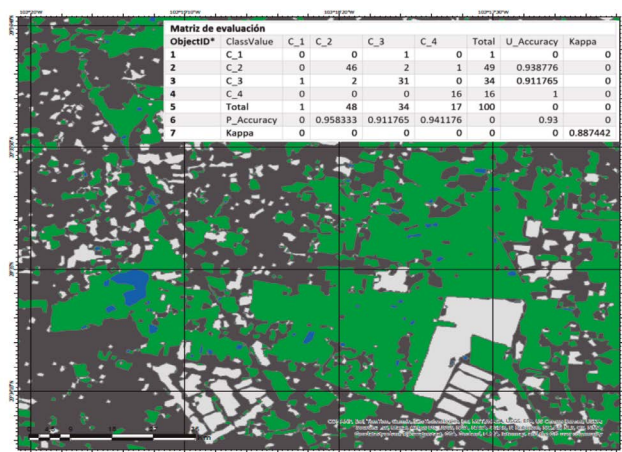
Fuente: Elaboración propia con base en imágenes satelitales de Copernicus Browser para 2016.

Se observa un relativo equilibrio entre la zona urbana y las áreas sin infraestructura, ya sea porque eran utilizadas como zonas de agricultura temporal o porque no había construcciones habitacionales o industriales en ellas. Por su parte, es perceptible una dispersión en las zonas industriales, esto debido a que hay pequeñas empresas en dicha zona, como talleres artesanales, almacenes, entre otros.

Para el año 2024, la ocupación del suelo se muestra en la Figura 10. La validación de la veracidad de los datos mediante el índice Kappa arrojó el valor de 0.88, lo que indica una fuerza de concordancia excelente, otorgando alta fiabilidad a los datos mostrados en el mapa. Aquí, se puede observar que los cuerpos de agua ocupan 0.38 km², es decir, el 1 % de la superficie de la zona de estudio; la infraestructura urbana, 56 % con 20.55 km²; las zonas sin infraestructura, 12.07 km², que representan un 33 %; y las zonas industriales, 10 %, con 3.51 km². Es así que se concentra el 89 % de ocupación del área por las zonas de infraestructura urbana y áreas sin infraestructura, ambas características de impermeabilización y sellado urbano, respectivamente.

Figura 10

Mapa de ocupación del suelo en el área de estudio en 2024 y matriz de confusión para la evaluación de resultados.

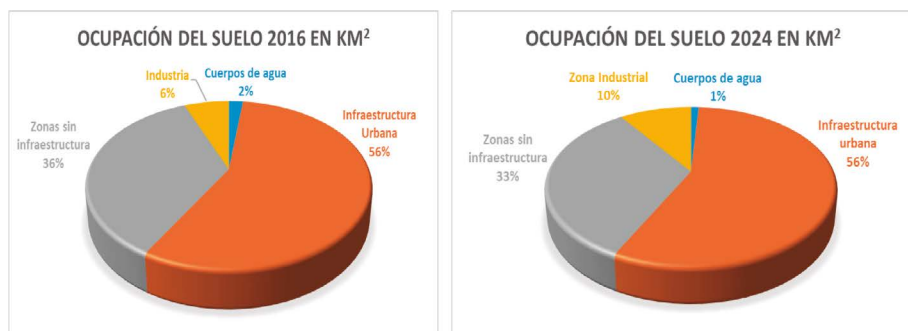


Fuente: Elaboración propia con base en imágenes satelitales de Copernicus Browser 2024.

Realizando el comparativo en el cambio de uso de suelo de la zona de estudio, se puede visualizar que no hay una modificación representativa en ello. La Figura 11 muestra, en el caso de la infraestructura urbana, que el porcentaje de ocupación se conservó. Por otra parte, los cuerpos de agua redujeron de un 2 a 1 %. En cuanto a las zonas sin infraestructura y las zonas con industrias, se puede inferir que el incremento en el área industrial corresponde al decremento en las zonas sin infraestructura.

Figura 11

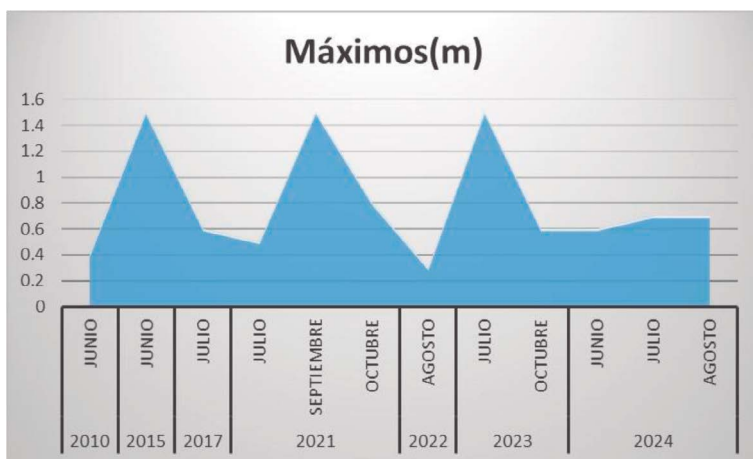
Comparativa entre los porcentajes de ocupación del suelo en 2016 y 2024.



Fuente: Elaboración propia con base en datos de los mapas de ocupación del suelo

El cambio en porcentaje más representativo son los cuerpos de agua y las zonas industriales, los cuales en ambos casos tuvieron una diferencia cercana al 50 %. Sin embargo, en el caso de la industria, representó un incremento de 2016 a 2024, y para el caso de los cuerpos de agua, un decremento. Profundizando en otra variable de análisis, y con base en el estudio de registros de inundaciones ocurridas en los últimos 15 años que han afectado directamente a la localidad de Ojo de Agua —así como a otras zonas cercanas—, se identificaron un total de 12 eventos documentados en fuentes hemerográficas digitales. El nivel máximo de inundación registrado fue de 1.5 metros de altura, alcanzado durante eventos ocurridos en los años 2015, 2021 y 2023, específicamente en los meses de junio, septiembre y julio, respectivamente, como se muestra en la Figura 12.

Figura 12
Histórico de inundaciones en el periodo de 2010 a 2024.



Fuente: Elaboración propia con base en fuentes hemerográficas.

Aquí se puede observar que los periodos con mayor registro de inundaciones de manera anual se encuentran entre los meses de junio a octubre, lo que corresponde al temporal de lluvias en la zona. Por otra parte, los meses con mayor incidencia en cuanto a gravedad de inundaciones por altura alcanzada son los meses de junio, julio y septiembre. Durante 2023 y 2024, se registraron inundaciones de una menor intensidad, pero que rebasaban los 40 cm de altura, lo que puede ocasionar daños a la propiedad de las personas afectadas.

4. Discusión

El sellado urbano y la impermeabilización son factores clave que alteran tanto la superficie como el subsuelo de las ciudades. La alteración del sistema natural urbano reduce los servicios ecosistémicos, como la captura de carbono y la regulación del clima. Además, estas transformaciones urbanas modifican las cuencas hidrográficas, impactando el flujo de agua y la calidad de los recursos hídricos, incrementando diversos riesgos, como inundaciones, muerte por arrastre debido al incremento en escorrentías, daño a infraestructura, entre otros.

Estas variables representan amenazas importantes para la estabilidad ecológica y la gestión del agua en áreas urbanas. Alteran el ciclo hídrico, aumentan el riesgo de inundaciones y contribuyen a la degradación de la biodiversidad. Por ello, es esencial integrar enfoques sostenibles de planificación urbana que consideren estos factores, regulando las áreas impermeabilizadas y fomentando la restauración de zonas verdes y de infiltración para mejorar la resiliencia de las ciudades ante fenómenos climáticos extremos.

A pesar de que en la zona de estudio no son notables los cambios de uso de suelo, valdría la pena analizar el contexto general del acuífero y la cuenca en cuanto a ocupación del suelo. Si bien INEGI muestra los usos potenciales, a nivel municipal no se han seguido estas recomendaciones, lo que ha ocasionado los crecientes problemas tanto de inundaciones como de escasez de agua. En este sentido, la recuperación del acuífero resulta compleja, ya que la modificación antrópica tiende más que a un sellado urbano, a la impermeabilización de los suelos.

A lo anterior se suman dos riesgos adicionales que deben ser considerados. El primero corresponde al aumento del riesgo sanitario para la población, derivado de la contaminación presente tanto en cuerpos de agua superficiales como subterráneos. Durante eventos de inundación, los contaminantes se dispersan en las zonas anegadas, afectando directamente la salud de los habitantes. Este impacto persiste incluso tras las labores de desazolve, incrementando la exposición y los riesgos asociados. El segundo riesgo es el riesgo por subsidencia. Si bien dentro de los atlas de riesgo se presenta una pequeña zona ya con esta incidencia, de abatirse completamente el acuífero, se podrían extender las áreas que pueden presentar agrietamientos, socavones y hundimientos. Bajo una consideración más amplia, las acciones de prevención de riesgos tendrían que integrar los abatimientos de acuíferos como áreas vulnerables que representan un peligro.

En cuanto a las inundaciones en las zonas bajas de la cuenca, un análisis superficial permite hacer un aproximado de metros cúbicos de depósito perdidos al desaparecer tanto El Órgano como la Ladrillera. Esto solo puede ser un aproximado, ya que no se cuenta con datos de profundidad para dichos cuerpos de agua. Sin embargo, y si consideramos una profundidad mínima de 2 metros, se puede estimar un volumen de

538 832 m³ de excedencia en el caudal, que recaen directamente en el vaso regulador Las Pintas y los canales o arroyos de El Ahogado que circundan a Ojo de Agua y las localidades aledañas. Cabe señalar que se ha perdido un área de 269 416 m² perteneciente a los cuerpos de agua, que actualmente fungen como zonas comerciales y residenciales.

Para las pequeñas localidades con mayor antigüedad, como lo es Ojo de Agua, el nivel socioeconómico y las características de las construcciones de las zonas habitacionales reflejan un nivel bajo de resiliencia, con un alto índice de vulnerabilidad, ya que su capacidad de afrontar las pérdidas materiales derivadas de eventos meteorológicos relacionados con el agua depende prácticamente en su totalidad de los fondos de emergencia ante desastres proporcionados por los gobiernos local y nacional. La irrupción del balance hidrológico de la zona, denota carencia e insuficiencia en la gestión de recursos hidrológicos, que se asocian directamente a problemáticas sociales como son la sequía e inundaciones. En consecuencia, aquellas zonas con cuencas altamente urbanizadas a sus alrededores tendrán una mayor probabilidad de inundación en época de lluvias y, en contraparte, de escasez de recursos hídricos.

5. Conclusiones

Al utilizar sistemas de información geográfica y métodos de teledetección como herramienta para el análisis de los territorios y las interacciones de la sociedad con ellos, es imprescindible considerar algunos aspectos. En primera instancia, es importante considerar que los análisis espaciales basados en teledetección están condicionados por la disponibilidad temporal de los datos. Esto implica que no se contará en todo momento con la secuencia de imágenes necesaria para realizar análisis espectrales o evaluaciones sistemáticas. Sin embargo, su utilización como herramienta de planeación resulta un factor clave, al permitir la evaluación de grandes áreas y diferentes capas de proyección sobre las que se pueden considerar los diferentes sistemas que componen un área determinada, optimizando tiempos y entregando resultados con una alta fiabilidad y detalle.

Por otra parte, se debe considerar que la impermeabilización intensiva contribuye a un desajuste en el balance hídrico urbano, limitando la disponibilidad de agua para uso humano y comprometiendo además

la recarga de mantos freáticos. La impermeabilización de suelos es un indicador del grado de urbanización y del desarrollo insostenible de una ciudad, siendo crucial regular las zonas impermeables para proteger los recursos hídricos y mitigar los impactos ambientales.

La intensidad de las inundaciones puede correlacionarse con los cambios en el uso del suelo, ya que estos responden a las transformaciones en las condiciones de los cauces naturales, lo que eventualmente conlleva una acumulación e incremento en la escorrentía superficial. En este contexto, un aumento en el escurrimiento requiere una mayor capacidad de almacenamiento, es decir, un mayor volumen de captación, que, en este caso, puede proporcionarse mediante vasos reguladores. Sin embargo, cuando estos han sido modificados o su capacidad ha sido reducida, su función de regulación se ve comprometida, lo que incrementa el riesgo de desbordamientos e inundaciones.

Los cambios de uso de suelo impactan directamente en el territorio, evitando la recarga del sobreexplotado acuífero Toluquilla, e incrementando el caudal que llega a los aún existentes cuerpos de agua y vasos reguladores que resultan insuficientes. Si bien se tienen identificadas las zonas de riesgo y plasmadas en documentos gubernamentales, se ha enfocado a acciones de reacción y no así de prevención. Por ello, es fundamental analizar la ocupación y transformación del suelo, destacando su integración en los planes destinados a la recarga y recuperación de acuíferos. Estos planes deben abordar de manera efectiva el problema del abatimiento, proporcionando soluciones sostenibles a la situación actual. El reconocimiento y análisis de los elementos que incrementan la vulnerabilidad y el riesgo a inundación, como la urbanización no planificada y el cambio climático, son esenciales para desarrollar estrategias de mitigación y adaptación que puedan reducir su impacto en las economías y comunidades afectadas.

6. Referencias

- Cavazos, T. (2015). *Conviviendo con la naturaleza: El problema de los desastres asociados a fenómenos hidrometeorológicos y climáticos en México*. Instituto Latinoamericano de Ciencias Sociales (ILCSA).
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2024). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua del acuífero Toluquilla* (1402), Estado de Jalisco (Clave 1402). https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/Edos_Acuiferos_18/jalisco/DR_1402.pdf
- Copernicus. (2025). *Sentinel-2 L2A imagery*. Copernicus Data Space Ecosystem. <https://browser.dataspace.copernicus.eu/>
- Esri. (2024). ArcGIS Pro (Versión 3.3.52636) [Software]. *Environmental Systems Research Institute*. <https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-pro/overview>
- Georiesgos Jalisco. (2024). *Mapas de riesgos*. <https://www.georiesgos-jalisco.com/mapas/estado-de-jalisco/amenazas>
- González, D., Becerril-Piña, R., Mastachi-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. En J. M. Rodríguez (Ed.), *Riesgo de desastres en México: Eventos hidrometeorológicos y climáticos* (pp. 440). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. <https://cibnor.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1001/1747/1/PUB-CAPITULOS-LIBROS-1201.PDF>
- Matsushita, Y., Fujimori, H., Iwata, M., & Takahashi, K. (2018). Degradation of the urban ecosystem function due to soil sealing: Involvement in the heat island phenomenon and hydrologic cycle in the Tokyo metropolitan area. *Progress in Geography*, 70, 1-12. <https://doi.org/10.1080/00380768.2018.1439342>
- Miller, J. D., Kim, H., Kjeldsen, T. R., Packman, J., Grebby, S. & Dearnden, 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. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.04.011>

- Muñoz, I., Cárdenas, Y. & Cháves, M. (2022). Fiabilidad interobservador del instrumento “POFRAS” para el inicio de la alimentación oral en prematuros hospitalizados. *Acta Pediátrica de México*, **43**(5), 270–279. <https://www.medigraphic.com/pdfs/actpedmex/apm-2022/apm225b.pdf>
- Nmas. (2024, 12 de febrero). *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/>
- Rahman, A., Khan, A., Haq, N., Samiullah & Shaw, R. (2022). Impact of soil sealing on the genesis of pluvial flood in Peshawar, Pakistan. *Arabian Journal of Geosciences*, **15**(4), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-09816-7>
- Scalenghe, R. & Marsan, F. A. (2008). The anthropogenic sealing of soils in urban areas. *Landscape and Urban Planning*, **90**(1–2), 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.10.011>
- Unidad Estatal de Protección Civil de Baja California (UEPCB). (2023). *Sistema de Información Estatal para la Gestión de Riesgos de Desastres*. Monitoreo. Gobierno del Estado de Jalisco. <https://siegir.jalisco.gob.mx/#/map>
- Valdivia, L. & Castillo, M. (2009). *Actualización del Atlas de Peligros Naturales del Municipio de Tlaquepaque*. <https://transparencia.tlaquepaque.gob.mx/wp-content/uploads/2017/10/Documento-de-la-Actualizacion-del-Atlas-de-Riesgos-Naturales.pdf>
- Organización Meteorológica Mundial (OMM). (2009). *Integrated flood management: Concept paper* (No. 1047). World Meteorological Organization.
- Zhang, Y., Li, X., Chen, Y., Wang, J. & Liu, H. (2021). Urbanization impacts on flood risks based on urban growth data and coupled flood models. *Natural Hazards*, **106**(1), 613–627. <https://doi.org/10.1007/s11069-020-04480-0>

Capítulo 1.3

Gestión adaptativa y riesgos hidrometereológicos: Reducción de inundaciones y resiliencia en el Área Metropolitana de Guadalajara

Rojas Ramírez José Juan Pablo¹

DOI: <https://doi.org/10.61728/AE20259433>

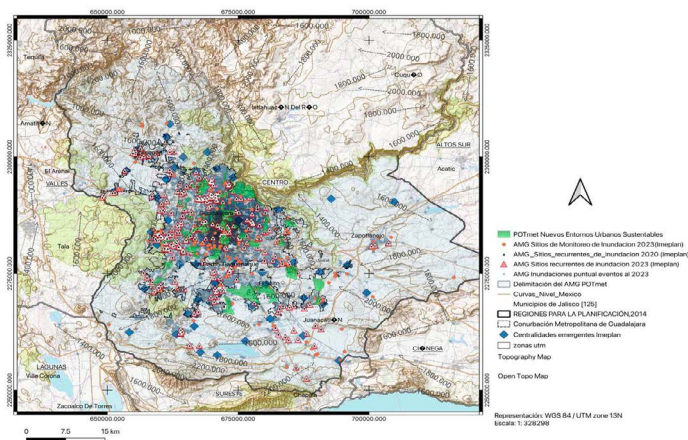


¹ Profesor Investigador en el Centro Universitario de Tonalá; Universidad de Guadalajara. e-mail: jpablo.rojas@cutonala.udg.mx

1. Introducción

La región metropolitana denominada área metropolitana de Guadalajara (AMG) se encuentra en un momento decisivo, donde su aparentemente vigoroso desarrollo económico choca frontalmente con crecientes fragilidades socioambientales derivadas de un modelo de urbanización que prioriza la expansión sin control. Con una tasa de crecimiento territorial que ronda el 4.2 % anual desde 2010, esta región —la segunda más poblada de México— ha visto cómo la densificación selectiva en distritos centrales coexiste con la dispersión caótica de asentamientos en las periferias, alterando de manera irreversible los patrones hidrológicos y las dinámicas sociales (Valdivia Ornelas et al., 2024). Este patrón, marcado por procesos de gentrificación que relegan a sectores vulnerables a zonas de mayor precariedad, ha potenciado la exposición a fenómenos hidrometeorológicos intensos: el número de puntos críticos de inundación se ha triplicado en las últimas dos décadas, alcanzando cerca de 570 sitios de alto riesgo, con pérdidas económicas que superan los 1 200 millones de pesos anuales (Valdivia Ornelas, 2022; IMEPLAN y UNAM, 2021).

Figura 1.
El AMG y sus riesgos de inundación frente a las centralidades proyectadas por Imeplan



Fuente: Elaboración propia.

La noción de resiliencia urbana surge como eje analítico indispensable para navegar estos retos, conceptualizada no solo como la habilidad para reponerse de perturbaciones, sino como un trayecto sostenido de adaptación que entrelaza el aprendizaje organizacional, la inclusión de voces locales y la versatilidad en las respuestas estratégicas (Inzulza et al., 2023). No obstante, la puesta en práctica de las agendas de resiliencia en el AMG expone una disyuntiva estructural: aunque el Plan de Acción Climática Metropolitana (PACmetro) fija objetivos audaces —tales como recortar el 40 % de las emisiones de carbono hacia 2030—, su andamiaje institucional adolece de herramientas sólidas para recalibrar las tácticas ante variaciones climáticas imprevisibles. Informes del IMEPLAN muestran que el 68 % de las iniciativas priorizadas en 2022 omitieron sistemas de seguimiento dinámico, lo que merma su aptitud para contrarrestar la escalada en la intensidad de las precipitaciones, proyectada en un 30 % para 2030 según evaluaciones globales (PACmetro, 2020; IPCC, 2023).

Este hiato entre la concepción y la materialización se ancla en tres fracturas interrelacionadas. La primera, de carácter hidrológico, radica en la alteración de las cuencas naturales, con un 72 % de cauces

modificados o confinados, lo que ha modificado los flujos de escorrentía y provocado inundaciones incluso con lluvias de intensidad media (15 mm/h) (López et al., 2022). La segunda, socioespacial, se manifiesta en la verticalización desigual, donde el 85 % de los proyectos residenciales de alto standing se aglutinan en Zapopan y Guadalajara, mientras que las márgenes se expanden sin servicios básicos, agravando la segregación (El Economista, 2023). Finalmente, la fractura institucional se evidencia en la coordinación deficiente entre municipios: solo el 35 % comparten datos en tiempo real sobre amenazas hidrometeorológicas, lo que frena la formulación de respuestas unificadas (Resilient Cities Network, 2023).

Frente a este escenario, los procesos iterativos —entendidos como secuencias cíclicas de planificación, ejecución, evaluación y corrección sustentadas en el aprendizaje acumulado— se perfilan como el instrumento pivotal para dinamizar las agendas de resiliencia, convirtiéndolas en estructuras vivas y responsivas (Allen y Gunderson, 2011). Lecciones de contextos globales respaldan esta visión: en Copenhague, la fusión de pronósticos modelados con aportes ciudadanos redujo los impactos de inundaciones en un 30 % entre 2015 y 2020 (Adaptation Fund, 2024). En el ámbito latinoamericano, el programa chileno “Quiero Mi Barrio” ha ilustrado cómo evaluaciones participativas periódicas pueden mitigar la vulnerabilidad en un 27 % (Inzulza et al., 2023).

Sin embargo, su integración en el AMG tropieza con barreras tanto cognitivas como políticas. Predomina un paradigma tecnocrático que favorece obras de contención gris —como los 42 km de colectores erigidos de 2018 a 2023— por encima de enfoques ecosistémicos, pese a que investigaciones del organismo técnico de investigación, el Instituto Mexicano de Tecnologías del Agua, demuestran que los humedales urbanos pueden retener hasta 150 litros/m² durante picos de precipitación (IMTA, 2024), o el fomento de infraestructura azul y verde, en cuyo caso no se ha difundido a la sociedad ningún esquema de participación. Además, la inclusión ciudadana se constriñe a fases iniciales de consulta: en la Estrategia de Resiliencia Metropolitana de 2023, apenas el 12 % de los 1 200 participantes iniciales intervino en el seguimiento, lo que diluye la efectividad de las medidas (Impacto Jalisco, 2023).

1.1. Planteamiento del problema

El Área Metropolitana de Guadalajara (AMG) enfrenta una profunda paradoja: a pesar de contar con un arsenal de instrumentos de planificación y diagnóstico de riesgos cada vez más sofisticados, su vulnerabilidad ante eventos hidrometeorológicos no disminuye, sino que se reconfigura y expande. El problema central, como evidencia la investigación de Rojas Ramírez (2025), no radica en la falta de conocimiento técnico sobre las amenazas, sino en la brecha sistémica entre la formulación de agendas de resiliencia y la incapacidad institucional para implementar una gestión genuinamente adaptativa. La metrópoli está atrapada en un ciclo donde su propio modelo de expansión urbana —caracterizado por la impermeabilización del suelo, la especulación inmobiliaria y el desplazamiento de poblaciones— se ha convertido en el principal motor en la producción de nuevos riesgos, neutralizando los esfuerzos de mitigación de los ya existentes.

Esta desconexión crítica se manifiesta en dos dimensiones interconectadas que impiden la consolidación de procesos iterativos —entendidos como ciclos sistemáticos de planificación-ejecución-evaluación-ajuste (Allen y Gunderson, 2011)—. En primer lugar, se observa una fractura entre la inteligencia técnica y la inercia político-institucional. El Atlas Metropolitano de Riesgos, por ejemplo, es una herramienta dinámica que se actualiza trimestralmente; sin embargo, esta capacidad de generar datos en casi tiempo real choca contra una estructura de gobernanza donde solo el 30 % de los municipios utilizan esta información para reorientar sus inversiones o modificar sus planes de desarrollo urbano (UN-Habitat, 2020). De manera similar, la Estrategia de Resiliencia Metropolitana, aunque formulada con una amplia participación inicial, carece de protocolos vinculantes para revisar sus 38 acciones frente a escenarios climáticos cambiantes, como el aumento proyectado del 30 % en la intensidad de las lluvias (PACmetro, 2020). Los instrumentos, por tanto, “aprenden” y se actualizan, pero el sistema de gobernanza en su conjunto permanece rígido, incapaz de internalizar ese aprendizaje y traducirlo en acciones correctivas ágiles.

En segundo lugar, existe una profunda disociación entre la planificación centralizada y las realidades socioterritoriales. Los instrumentos técnicos, como el Modelo Regional del Sistema Hídrico, a menudo operan con datos que no capturan la dinámica acelerada de la vulnerabilidad social. El crecimiento del 18 % en zonas de alto riesgo, impulsado por procesos de gentrificación y desplazamiento entre 2020 y 2023, ilustra cómo las políticas de vivienda y suelo están generando riesgos a una velocidad que la planificación formal no puede procesar (Venegas et al., 2020). Asimismo, la ausencia de canales efectivos para integrar el conocimiento local y la retroalimentación comunitaria en el diseño de las soluciones conduce a intervenciones fallidas. Proyectos como los Centros de Repliegue Comunitarios, aunque bien intencionados, demuestran una eficacia limitada al no incorporar los saberes y las prácticas de autoprotección de las comunidades a las que pretenden servir, un déficit que la literatura sobre gestión participativa del riesgo ha señalado como crítico (CIGA UNAM, 2024).

La consecuencia directa de esta ausencia de iteratividad sistémica es la proliferación de maladaptaciones: intervenciones que, bajo la apariencia de soluciones, exacerban la vulnerabilidad a mediano y largo plazo. La construcción de infraestructura gris en cuencas naturales, que ha intensificado las inundaciones en municipios como El Salto, o los programas de vivienda vertical que, al concentrarse en corredores de alta plusvalía, agudizan la segregación socioespacial y la presión sobre la periferia, son ejemplos claros de cómo una planificación no iterativa puede producir resultados contraproducentes (Rojas, 2025; Lees, 2008). En este contexto, el problema de investigación no es simplemente cómo mejorar los instrumentos existentes, sino cómo reestructurar la gobernanza metropolitana para que sea capaz de aprender, adaptarse y corregir el rumbo de manera continua, transformando el ciclo vicioso de producción de riesgo en un ciclo virtuoso de construcción de resiliencia adaptativa.

1.2. Justificación: La relevancia estratégica de los procesos iterativos en la gestión de riesgos

La transición hacia una gestión adaptativa de riesgos hidrometeorológicos en el AMG no es una opción, sino un imperativo estratégico que deberá responder a la convergencia de deficiencias sistémicas y oportunidades de innovación, más allá de los aspectos técnicos incorporados de organismos federales como Cenapred o de las buenas prácticas adaptadas de otros casos internacionales, entre las cuales destaca la incorporación del AMG en el proyecto de 100 ciudades resilientes, donde el factor de gestión adaptativa a través de procesos iterativos está implícito en la gestión de los impactos agudos y la resolución paulatina de tensiones crónicas. La relevancia de adoptar una perspectiva de procesos iterativos se fundamenta en su capacidad para abordar simultáneamente cuatro dimensiones críticas: la efectividad operativa de las políticas públicas, la consolidación de una gobernanza adaptativa, la búsqueda de la equidad socioespacial y el fomento a la innovación científica y metodológica. Este enfoque permite superar la gestión reactiva de desastres, que ha demostrado ser insuficiente ante la complejidad de los desafíos urbanos contemporáneos (Narváez, Lavell y Pérez Ortega, 2009).

La investigación sobre procesos iterativos adquiere una relevancia crítica desde la perspectiva de la efectividad operativa, en un contexto donde los recursos son limitados y su aplicación fragmentada reduce el impacto de las intervenciones. Con 180 puntos críticos de inundación identificados (GeoRiesgos, 2023) y una alineación de apenas el 34 % de las acciones de la Estrategia de Resiliencia con los Objetivos de Desarrollo Sostenible, se evidencia una dispersión de esfuerzos que perpetúa la vulnerabilidad (Resilient Cities Network, 2023). Los procesos iterativos, al integrar ciclos de evaluación y aprendizaje continuo, ofrecen un mecanismo para reorientar las inversiones hacia soluciones de alto impacto y validadas empíricamente. Un ejemplo tangible son los humedales urbanos y otras soluciones basadas en la naturaleza, cuya capacidad para reducir la escorrentía y mitigar inundaciones locales hasta en un 40 % está documentada, ofreciendo una alternativa costoefectiva a la infraestructura gris tradicional (Sandink, 2021; Rojas, 2025).

En el plano de la gobernanza adaptativa, el desafío radica en transformar modelos de gestión estáticos en sistemas dinámicos capaces de aprender de la experiencia; es decir, ir más allá de la eficacia del diseño de estrategias empleadas por CENAPRED, tanto en los criterios de la gestión de riesgos como en la construcción de atlas de riesgo. Proyectos de cooperación internacional como Metro Resilience Guadalajara, financiado con 2.3 millones de euros por la Unión Europea, buscan fortalecer la gobernanza metropolitana mediante el intercambio de conocimientos con el Área Metropolitana de Barcelona. Sin embargo, la efectividad de esta transferencia depende de la existencia de protocolos formales para internalizar las lecciones aprendidas. La subutilización del sistema de alerta temprana, que opera solo al 45 % de su capacidad (Imeplan, 2023), es un síntoma de esta brecha.

Un marco de gobernanza iterativa, como el propuesto por el IRGC (2017), permitiría institucionalizar la retroalimentación, asegurando que cada ciclo de planificación (por ejemplo, en el Plan de Acción Climática) incorpore y mejore las estrategias anteriores, evitando así la repetición de errores y la obsolescencia de los instrumentos, y para ello se requiere un proceso de comunicación política persuasiva que invite a las diferentes facciones políticas en los gobiernos municipales y, principalmente, al representante del gobierno estatal a integrarse y dirimir la tensión crónica de la falta de colaboración intergubernamental, con el fin supraordinario de hacer más eficiente el sistema de gestión de riesgos de desastre a través de la dinamización de sus esquemas de actuación pública, actualización y establecimiento de procesos iterativos que contribuyan a la reducción del riesgo de desastre y quizás a la regulación de los esquemas de construcción municipal que rigen la edificación vertical, dados los problemas asociados de inundación a estas construcciones (Rojas, 2025).

La dimensión de la equidad socioespacial se vuelve central en una metrópoli donde el crecimiento urbano descontrolado ha exacerbado las desigualdades. El desplazamiento de aproximadamente 12 000 familias hacia zonas periféricas, a menudo con mayor exposición a riesgos, entre 2018 y 2023, no es un fenómeno casual, sino el resultado de dinámicas de mercado y políticas de suelo que no han priorizado la justicia espacial (Venegas et al., 2020; Campos et al., 2015). Los procesos iterativos son

fundamentales para corregir estas trayectorias, permitiendo recalibrar periódicamente las políticas de vivienda y desarrollo urbano con base en indicadores de vulnerabilidad dinámica, como el acceso a servicios y transporte seguro durante eventos climáticos. Este enfoque permitiría ajustar los planes de ordenamiento para proteger a las poblaciones más expuestas, combinando la densificación controlada con la creación de infraestructura verde que cumpla funciones tanto ecológicas como sociales, un principio ético para la ciudad contemporánea (Sennett, 2018; World Bank, 2023).

2. Marco teórico

La gestión de eventos hidrometeorológicos extremos exige un enfoque superador de los modelos lineales tradicionales, reconociendo la naturaleza intrincada y multidimensional de los sistemas socioecológicos contemporáneos. En el marco del capitaloceno—una etapa histórica definida por la acción humana masiva sobre los sistemas naturales y el metabolismo urbano—la profundización del cambio climático, sumada a la transformación acelerada de los territorios y las relaciones sociales, multiplica las fuentes de incertidumbre y complejidad en la gestión de riesgos (Ladyman, Lambert y Wiesner, 2020). Desde esta perspectiva, abordar hidrometeorológicos extremos requiere transitar hacia marcos teóricos fundamentados en la teoría de sistemas complejos, donde las causalidades no son lineales, la retroalimentación es constante y emergen propiedades no reductibles al análisis de las partes por separado.

Los enfoques de sistemas complejos enfatizan que fenómenos como las inundaciones urbanas o las sequías prolongadas no son simplemente resultados de variables ambientales aisladas, sino expresiones de sistemas altamente interconectados en los que interaccionan el clima, la infraestructura, la organización social y los dispositivos regulatorios, tanto a escala operativa local en una región metropolitana como a gran escala espacio-temporal, como puede ser la consideración del capitaloceno en la era del antropoceno (Serratos, 2021), en específico en una región del sur global, en cuyo caso los procesos de interconexión entre eventos climáticos y aspectos sociorganizativos. Los eventos hidrometeorológicos

compuestos —por ejemplo, lluvias extremas que coinciden con infraestructuras vulnerables o cadenas de riesgos encadenados— ilustran cómo la multicausalidad y los efectos en cascada requieren marcos analíticos que integren la incertidumbre, la adaptabilidad y la respuesta multinivel (Zhang et al., 2021; Poschlod et al., 2020).

Ante este reto, la literatura especializada advierte sobre las limitaciones de la gestión tecnocrática y la tendencia a priorizar soluciones de infraestructura gris, cuando existen alternativas de enfoque sistémico, como las soluciones basadas en la naturaleza, capaces de modular la dinámica hídrica y generar cobeneficios ecosociales (Di Sabatino et al., 2020). Estos enfoques han demostrado mayor flexibilidad y resiliencia en escenarios de clima cambiante y urbanización acelerada, donde la gestión tradicional fracasa ante la acumulación de riesgos no previstos ni sistemáticamente evaluados.

Jeunesse y Larrue (2019) sostienen que uno de los desafíos actuales es asumir la realidad de una gobernanza multinivel y multiactor para responder a la incertidumbre radical que caracteriza a los eventos hidrometeorológicos extremos. Esto implica articular ciclos iterativos de aprendizaje donde intervienen organismos técnicos, actores políticos y comunidades, así como marcos adaptativos como el propuesto por el IRGC, que integra la identificación, evaluación, acción y diálogo permanente en estructuras de gobernanza abiertas y flexibles (IRGC, 2017).

La gestión de riesgos hidrometeorológicos desde la óptica de sistemas complejos conlleva reconocer la emergencia de nuevas vulnerabilidades vinculadas a la densificación urbana, la fragmentación institucional y la aparición de eventos Natech (accidentes tecnológicos desencadenados o agravados por fenómenos naturales), los cuales requieren modelos de gestión holísticos, sintéticos y transdisciplinarios (Mao et al., 2024). Solo mediante este tipo de aproximaciones es factible anticipar y mitigar vulnerabilidades sistémicas, superando las segmentaciones disciplinares y sectoriales aún predominantes.

2.1. Gestión adaptativa y gobernanza iterativa: Hacia un aprendizaje institucional sistémico

El paradigma convencional de la gestión de riesgos, basado en predicciones estáticas y soluciones de infraestructura gris, resulta insuficiente en la “sociedad del riesgo” contemporánea, donde los peligros ya no son externalidades, sino productos endógenos del propio desarrollo industrial y urbano (Beck, 2015). En este contexto, la gestión adaptativa emerge como el enfoque conceptual central. Lejos de ser un mero conjunto de técnicas, es un proceso sistemático y deliberado iterativo en búsqueda de la optimización de la gestión, sus estrategias y sus procedimientos a partir de lo implementado (Pahl-Wostl, 2008, citado en Morales Santos, 2014). Este enfoque, originado en la ecología de sistemas (Holling, 1978; Walters, 1986), concibe las políticas públicas no como soluciones definitivas, sino como “experimentos” controlados de los cuales es imperativo aprender. Su valor radica en aceptar la incertidumbre como una condición inherente y en construir la capacidad de respuesta flexible en lugar de buscar un control predictivo absoluto.

La gestión de riesgos hidrometeorológicos en el Área Metropolitana de Guadalajara (AMG) exige superar enfoques estáticos y fragmentados, adoptando un modelo de gobernanza adaptativa fundamentado en ciclos iterativos de planificación, ejecución, evaluación y ajuste. Estos ciclos, definidos como “procesos sistemáticos de aprendizaje adaptativo” (Allen y Gunderson, 2011), transforman las agendas de resiliencia de meros documentos estáticos en marcos dinámicos capaces de responder a escenarios de alta incertidumbre y complejidad urbana. En Copenhague, la combinación de modelos predictivos con mecanismos de retroalimentación ciudadana redujo en un 30 % los daños por inundaciones entre 2015 y 2020 (Adaptation Fund, 2024), mientras que en Santiago de Chile el programa “Quiero Mi Barrio” demostró que ciclos semestrales de evaluación participativa disminuyen la vulnerabilidad en un 27 % (Inzulza et al., 2023). Estas experiencias internacionales subrayan la eficacia de iterar estrategias con base en datos y lecciones locales.

Los procesos iterativos son la materialización operativa de la gestión adaptativa. Un proceso es iterativo cuando se diseña explícitamente para

repetirse, permitiendo que los resultados de un ciclo informen y mejoren el siguiente (Asana, 2025). En la gestión urbana, esto se traduce en ciclos de planificación, implementación, monitoreo y ajuste (el ciclo PHVA). En sistemas estandarizados como las ISO en su serie 31000, referente a la gestión de riesgos, formaliza esta necesidad al estipular que los procesos deben ser “iterativos y continuos, adaptándose según las necesidades y el contexto”, lo que proporciona un estándar internacional para abandonar la planificación estática. Sin embargo, en la práctica, la implementación de una gobernanza verdaderamente iterativa enfrenta enormes inercias institucionales. En el AMG, se observan “intentos intuitivos” de iteración, pero carentes de la formalidad y la rigurosidad que exige el concepto. Por ejemplo, el Plan de Ordenamiento Territorial Metropolitano (POTmet) contempla revisiones quinquenales, pero este ciclo largo es constantemente interrumpido y socavado por 120 modificaciones excepcionales impulsadas por presiones inmobiliarias, lo que evidencia que la gobernanza real opera bajo una lógica reactiva y no bajo un ciclo de aprendizaje planificado (Torres, 2024).

La gestión adaptativa, por tanto, no es un estado final, sino un proceso continuo de aprendizaje institucional. Es aquí donde el concepto de procesos iterativos se vuelve fundamental, actuando como el mecanismo operativo que permite traducir la filosofía de la adaptabilidad en práctica gubernamental concreta. Definidos como “ciclos sistemáticos de planificación-ejecución-evaluación-ajuste basados en aprendizaje adaptativo” (Allen y Gunderson, 2011), estos procesos transforman las agendas de resiliencia de documentos estáticos en marcos de gobernanza dinámicos. Su valor no reside en la mera repetición, sino en la capacidad de incorporar nueva información para perfeccionar progresivamente las estrategias, un principio central tanto en la gestión de la innovación (Ries, 2011) como en los estándares internacionales de gestión de riesgos (ISO, 2018).

La experiencia internacional demuestra la eficacia de este enfoque. En Copenhague, por ejemplo, la integración de modelos predictivos de inundaciones con sistemas de retroalimentación ciudadana en ciclos de revisión bianuales permitió una reducción del 30 % en los daños entre 2015 y 2020 (Adaptation Fund, 2024). De manera similar, el programa

chileno “Quiero Mi Barrio” institucionalizó evaluaciones participativas semestrales que, al dar voz a las comunidades en la priorización de obras de mitigación, lograron disminuir la vulnerabilidad socio-residencial en un 27 % en barrios de alto riesgo (Inzulza et al., 2023). Estos casos ilustran un punto crucial: la iteración exitosa combina la rigurosidad técnica con la legitimidad democrática, creando un círculo virtuoso de aprendizaje socio-institucional.

No obstante, la adopción de estos modelos en el Área Metropolitana de Guadalajara (AMG) enfrenta profundas barreras que no son meramente administrativas, sino epistemológicas y políticas. Persiste una visión tecnocrática del riesgo que privilegia la construcción de infraestructura gris —como los 42 km de colectores construidos en los últimos años—, a pesar de la evidencia científica sobre la costoefectividad de soluciones basadas en la naturaleza, como los humedales urbanos, capaces de gestionar volúmenes de agua significativos durante eventos extremos (CIGA UNAM, 2024). Esta brecha epistemológica se manifiesta en una desconexión cognitiva entre el conocimiento técnico-científico y las prácticas de adaptación comunitarias, donde los saberes locales son sistemáticamente subvalorados en los procesos formales de planificación.

Esta desconexión se agrava por una estructura de participación ciudadana que, aunque formalmente existente, es funcionalmente limitada. En la formulación de la Estrategia de Resiliencia Metropolitana, la participación de 1 200 actores fue un hito en la fase de diagnóstico; sin embargo, solo el 12 % de ellos fueron convocados a las fases de monitoreo y evaluación (Impacto Jalisco, 2023). Esto revela un modelo de gobernanza que entiende la participación como un acto consultivo inicial y no como un diálogo continuo, contraviniendo los principios de la gobernanza colaborativa que exigen una implicación sostenida de los actores a lo largo de todo el ciclo de la política pública (Ansell y Gash, 2008).

En consecuencia, la transición hacia una gobernanza iterativa eficaz en el AMG requiere superar al menos cuatro barreras estructurales interconectadas. Primero, la inercia institucional de modelos de gestión verticales y jerárquicos que dificultan la actualización ágil de protocolos y planes (Torres, 2024). Segundo, una persistente asimetría informativa que fragmenta los datos entre dependencias y niveles de gobierno, impidiendo

do una visión sistémica del riesgo; apenas un 28 % de los municipios metropolitanos utilizan plataformas de datos interoperables (UN-Habitat, 2020). Tercero, un ciclo de financiamiento reactivo, donde la gran mayoría del presupuesto para la gestión de riesgos se asigna postdesastre en lugar de invertirse proactivamente en prevención (Atlas de Riesgos Jalisco, 2021). Finalmente, la ya mencionada desconexión cognitiva que impide la integración efectiva de saberes.

Superar estos obstáculos exige un marco integrador que articule innovaciones en múltiples frentes. En el ámbito tecnológico, implica la implementación de sistemas de alerta temprana que utilicen inteligencia artificial para mejorar la precisión predictiva, como se ha probado con éxito en Chetumal (Chávez Alvarado, 2025). En la esfera de la gobernanza, requiere la creación de nuevos arreglos institucionales, como un Consejo Metropolitano de Resiliencia con poder vinculante, que pueda arbitrar entre los intereses de los distintos municipios y asegurar la implementación de las estrategias metropolitanas. A nivel de protocolos, supone la adopción formal y adaptada de ciclos de mejora continua como el PHVA (Planificar-Hacer-Verificar-Actuar), para estandarizar la evaluación y el ajuste de todos los instrumentos de planeación. Este enfoque híbrido no solo optimizaría herramientas existentes, sino que también catalizaría innovaciones financieras, como los “bonos de resiliencia”, que alinean las inversiones con metas medibles de reducción de la vulnerabilidad, convirtiendo la resiliencia en un activo tangible y no solo en un objetivo declarativo.

El Atlas Metropolitano de Riesgos del AMG representa una herramienta técnica avanzada, con actualizaciones trimestrales basadas en algoritmos. Sin embargo, su marco teórico se centra en una concepción probabilística del riesgo (peligro x vulnerabilidad), un modelo valioso pero incompleto si no se integra en un ciclo de decisión y acción. El hecho de que solo el 30% de los municipios utilicen estos datos para reorientar inversiones revela una fractura crítica en el ciclo de la gobernanza: la información se genera, pero no se traduce sistemáticamente en cambios de política (UN-Habitat, 2020). Aquí se manifiesta la tensión fundamental: mientras los instrumentos técnicos del IMEPLAN avanzan hacia la generación de datos dinámicos, la estructura de gobernanza

metropolitana permanece estática y fragmentada, incapaz de absorber y actuar sobre esa nueva información de manera ágil. Este desajuste contrasta con experiencias internacionales donde la iteración es el motor de la política climática, como el Plan Clima de Barcelona, que se evalúa y ajusta periódicamente para asegurar el cumplimiento de metas (Ajuntament de Barcelona, 2023).

Para superar esta brecha, marcos como el *Risk-Tandem Framework* (Parviainen et al., 2025) proponen una integración más profunda, no solo de ciclos técnicos, sino de la coproducción de conocimiento entre científicos, gestores y comunidades. Este enfoque reconoce que el aprendizaje no es solo técnico, sino también social y político, que si bien se han instrumentado en AMG sesiones de participación y vinculación entre estos tres actores para la revisión de los instrumentos, como ha sido el caso del POTMet, los mecanismos de mesas de participación y la lluvia de ideas bajo enfoque focal dirigido que llevan a cabo las autoridades de IMEPLAN, el procesamiento final de los resultados de dichas mesas retorna a las inercias burocráticas y sesgadas de la monodisciplina.

La gobernanza iterativa, por tanto, no consiste únicamente en actualizar un mapa de riesgos, sino en crear espacios institucionales permanentes para debatir sus implicaciones y ajustar colectivamente las estrategias. Se trata de pasar de un modelo donde la técnica “informa” a la política, a uno donde la técnica y la política “aprenden juntas” en ciclos recurrentes.

2.2. Vulnerabilidad socioespacial y la producción del riesgo urbano

El segundo pilar teórico deconstruye la noción de riesgo, alejándose de una visión que lo entiende como un fenómeno puramente “natural”. La UNDRR para las Américas y el Caribe, bajo el *#NoHayDesastresNaturales*, argumenta en infografías difundidas en redes sociales que los desastres son producto de las decisiones humanas sobre la apropiación irracional del espacio y las acciones llevadas a cabo tanto en la territorialización como en la gestión de los riesgos en incremento de la vulnerabilidad y el peligro. En línea con la geografía crítica, se argumenta que el riesgo, especialmente en las metrópolis, es una construcción social y

espacial. La vulnerabilidad no es una condición preexistente de ciertos grupos, sino el resultado de procesos históricos de desigualdad que determinan quién vive dónde y bajo qué condiciones (Campos et al., 2015). El marco conceptual del Atlas de Riesgos del AMG, si bien identifica variables socioeconómicas, tiende a tratarlas como atributos estáticos de la población. Una perspectiva crítica, en cambio, se pregunta por los procesos que producen esa vulnerabilidad.

En el AMG, la expansión urbana descontrolada es identificada en trabajos académicos como una de las principales causas de riesgos socioorganizacionales. Este proceso, el de la expansión, es impulsado por dinámicas de gentrificación que desplazan a poblaciones vulnerables hacia áreas de alto riesgo (Lees, 2008; Hamnett, 2009) y ha incrementado la superficie de asentamientos en zonas inundables. La investigación de Rojas (2025) y Venegas et al. (2020) para el caso de Guadalajara es contundente: la lógica del mercado inmobiliario y la falta de una política de suelo con enfoque de equidad han empujado a miles de familias a la periferia, donde la infraestructura es precaria y la exposición a peligros hidrometeorológicos es máxima. Este fenómeno, que Mike Davis (2006) describió a escala global en su obra *Planet of Slums*, se materializa en el AMG como una clara geografía de la injusticia ambiental y espacial, ya que la dinámica de generación de infraestructura inmobiliaria, enfocada a sectores de alto ingreso económico, percibe a la población de escasos recursos como “excedente humano” (Davis, 2006, 174), una marginalidad urbana que está destinada a su movilización a las periferias, como ocurre no solo en AMG, sino en otras ciudades de lo que se caracteriza como el Sur Global.

Uno de los principales referentes teóricos de partida es la teoría de Beck sobre la sociedad del riesgo. Beck argumenta que en la modernidad tardía, la producción de riqueza bajo los ideales neoliberales está íntimamente relacionada con la lógica de generación de riesgos. La expansión inmobiliaria en el AMG es un ejemplo perfecto: genera crecimiento económico para ciertos sectores, pero al mismo tiempo produce y distribuye sistemáticamente riesgos de inundación sobre los grupos más vulnerables. La verticalización en zonas de alta plusvalía y la expansión horizontal en la periferia no son procesos inconexos; son dos caras de la

misma moneda de un modelo de desarrollo urbano que externaliza sus costos socioambientales.

Por lo tanto, una gestión adaptativa basada en procesos iterativos debe ir más allá de la gestión de los “impactos” de las inundaciones. Debe intervenir en los “procesos” que generan la vulnerabilidad. Esto significa que los ciclos de revisión del POTmet no pueden limitarse a ajustar parámetros técnicos; deben ser una oportunidad para evaluar y corregir el modelo de desarrollo urbano. Un proceso iterativo verdaderamente transformador debería incluir indicadores sobre desplazamiento, asequibilidad de la vivienda y acceso a servicios en las zonas de expansión, para poder frenar o reorientar los patrones de crecimiento que activamente están fabricando el riesgo futuro.

2.3. Resiliencia metropolitana y el desafío de la gobernanza multinivel

El concepto de resiliencia ha ganado una enorme popularidad, pero a menudo se utiliza de forma superficial. Este marco adopta una visión de resiliencia socioecológica, entendida no como la capacidad de “volver a la normalidad” tras una perturbación, sino como la capacidad de un sistema para absorber el cambio, reorganizarse y mantener su función esencial, aprendiendo e innovando en el proceso (Holling, 1978; Walker et al., 2002). Instrumentos como el *City Resilience Index* de ARUP (2014) han intentado operacionalizar este concepto a través de dimensiones como la salud y el bienestar, la economía y la sociedad, o la infraestructura y el ecosistema. Sin embargo, la clave para que estas dimensiones funcionen de manera integrada es la gobernanza.

En una metrópoli como el AMG, la gobernanza es inherentemente multinivel. Las decisiones que afectan al riesgo de inundación se toman en diferentes escalas (federal, estatal y en nueve municipios) y por múltiples actores (gobiernos, sector privado, sociedad civil). *La teoría de la gobernanza multinivel* de Hooghe y Marks (2003) es esencial para entender por qué, a pesar de contar con buenos instrumentos técnicos, las políticas de resiliencia a menudo fracasan. La fragmentación de la autoridad, la competencia entre jurisdicciones y la falta de mecanismos

de coordinación vinculantes crean un sistema donde la acción colectiva es extremadamente difícil. La gobernanza del AMG opera como un “archipiélago” de competencias, lo que impide una gestión integrada de las cuencas hidrológicas, que no respetan los límites administrativos.

Para que la resiliencia sea más que un eslogan, se requiere una gobernanza colaborativa (Ansell y Gash, 2008). Este enfoque sostiene que la colaboración efectiva depende de condiciones como la confianza, el diálogo, el conocimiento compartido y, crucialmente, un diseño institucional que equilibre el poder entre los actores. Aquí radica el mayor desafío para el AMG: la participación ciudadana, aunque existente a través de figuras como el Consejo Ciudadano Metropolitano, carece de poder vinculante real. Los procesos iterativos, desde esta perspectiva, deben ser también iterativamente participativos. No se trata solo de que los técnicos revisen los planes, sino de que se abran espacios periódicos para que la sociedad civil, la academia y las comunidades afectadas puedan evaluar las políticas y proponer ajustes con incidencia real. La gestión comunitaria del riesgo, basada en el diálogo de saberes, es un componente indispensable que la planificación centralizada a menudo ignora (CIGA UNAM, 2024).

La consolidación de procesos iterativos puede ser la vía para construir una gestión adaptativa de riesgos en el AMG y lograr consolidar la tan difundida necesidad de instaurar un modelo de gobernanza acorde a la Estrategia de Resiliencia Metropolitana. Sin embargo, argumenta que estos procesos no pueden ser meramente técnicos. Para ser efectivos, deben estar diseñados para intervenir sobre las causas estructurales de la vulnerabilidad —el modelo de desarrollo urbano— y deben estar anclados en una estructura de gobernanza multinivel y colaborativa que permita el aprendizaje colectivo y la acción coordinada. Solo así se podrá pasar de una resiliencia de papel, contenida en planes y documentos, a una resiliencia real, tejida en las prácticas institucionales y sociales de la metrópoli.

3. Aspectos metodológicos

La presente investigación se articula a través de un enfoque cualitativo, cuyo diseño se centra en un estudio de caso único y en profundidad: la gestión de riesgos hidrometeorológicos en la región metropolitana del AMG. La estrategia metodológica fundamental es la triangulación teórica y analítica, un procedimiento que permite abordar la complejidad inherente al objeto de estudio y construir una interpretación robusta a partir de la convergencia y divergencia de múltiples fuentes y perspectivas (Ragin, 2007; Sabiote, 2006).

El enfoque cualitativo resulta idóneo para explorar fenómenos donde variables como la gobernanza, la cultura institucional, la percepción social del riesgo y la eficacia de los instrumentos de planeación son centrales. Estas dimensiones, difícilmente cuantificables, requieren una interpretación densa y contextualizada que solo puede lograrse mediante la revisión exhaustiva de documentos de política pública, informes técnicos, legislación y literatura académica. La selección del AMG como caso de estudio se justifica por su condición de laboratorio urbano paradigmático en el Sur Global, donde la rápida expansión territorial, la fragmentación de la gobernanza y una elevada exposición a riesgos climáticos convergen, ofreciendo lecciones transferibles a otras metrópolis con desafíos similares (Ragin, 2007).

La estrategia de triangulación se implementó en tres niveles para asegurar la validez y la riqueza del análisis (Denzin, 1970). Primero, se aplicó una triangulación teórica, articulando marcos conceptuales complementarios para evitar una visión reduccionista. Se integraron la teoría de la resiliencia socioecológica (Holling, 1978), el enfoque de la gestión adaptativa (Walters, 1986) y una perspectiva crítica del riesgo (Beck, 2015). Esta combinación permitió, por ejemplo, identificar las tensiones existentes entre los modelos técnicos de planificación del IMEPLAN y las prácticas emergentes de *resiliencia cotidiana* que surgen en comunidades locales para suplir las deficiencias de los sistemas oficiales (Zuñiga y Egler, 2016).

Segundo, se realizó una triangulación de fuentes, contrastando sistemáticamente la información proveniente de documentos oficiales (Atlas

de Riesgos Jalisco, 2021; IMEPLAN, 2020), reportes técnicos independientes (GeoRiesgos, 2023), legislación local y nacional, y la producción académica relevante. Finalmente, se llevó a cabo una triangulación temporal, analizando comparativamente dos períodos administrativos consecutivos (2013-2018 y 2018-2024). Este análisis diacrónico se realizó para identificar interrupciones y continuidades en las políticas públicas, así como para evaluar la evolución de la capacidad institucional frente a los riesgos.

Como parte de la innovación metodológica, este estudio adaptó el *City Resilience Index* (ARUP, 2014) para ajustarlo a las realidades específicas del AMG, ya que dicha región metropolitana forma parte del programa de 100 ciudades resilientes y, como tal, la gestión de los riesgos de desastre es importante en torno al diseño e implementación tanto de esquemas de diagnóstico para una intervención oportuna para prevenir y mitigar las afectaciones que generan inundaciones incrementales. Mientras el índice original se enfoca en dimensiones como la conectividad global o la infraestructura crítica a gran escala, la adaptación local se centró en indicadores más pertinentes para el contexto, como el acceso a servicios básicos en asentamientos irregulares y la funcionalidad de sistemas de drenaje autogestionados por comunidades. Esta adaptación fue validada mediante diagnósticos participativos y reportes técnicos locales (GeoRiesgos, 2023), demostrando cómo los marcos globales pueden y deben ser recalibrados para capturar la complejidad de las dinámicas territoriales específicas. En conjunto, este andamiaje metodológico asegura un análisis riguroso y multifacético, capaz de generar conocimiento profundo y aplicable para fortalecer la gobernanza adaptativa del riesgo.

4. Resultados y discusión

Los hallazgos de esta investigación revelan una tensión fundamental entre la innovación técnica y la capacidad institucional de implementar procesos iterativos efectivos en la gestión de riesgos hidrometeorológicos del Área Metropolitana de Guadalajara (AMG). A través del análisis triangulado de instrumentos de política pública, marcos normativos y reportes técnicos, se evidencia que, si bien el IMEPLAN ha desarrollado

herramientas metodológicamente avanzadas, persisten brechas sistémicas que impiden la consolidación de una gestión verdaderamente adaptativa. La aplicación de procesos iterativos es parte de la construcción de esquemas de resiliencia metropolitana fomentada desde las instituciones gubernamentales y que debe ser transmitida de manera eficiente a la sociedad, requiriendo transformaciones más profundas en las estructuras de gobernanza multinivel.

En lo concerniente a los instrumentos de gestión de riesgos diseñados por los estados mexicanos, se retoman los criterios preestablecidos en Cenapred, aunque en casos como el de Jalisco, a través de Imeplan, se incorporó la visión de expertos académicos en el diseño de los criterios del Atlas de riesgo metropolitano sobre la gestión de riesgos de desastre, en conjunto con otros aspectos prácticos asimilados de casos circunscritos a los proyectos de 100 ciudades resilientes.

El análisis de la gestión de riesgos hidrometeorológicos bajo el enfoque institucional de CENAPRED revela una convergencia paulatina, aunque todavía no plenamente sistematizada, hacia los principios de la gestión adaptativa y los procesos iterativos. Si bien el lenguaje normativo de CENAPRED prefiere términos como “evaluación continua”, “actualización periódica” y “monitoreo constante”, la lógica subyacente corresponde a una noción de gestión que reconoce explícitamente la naturaleza dinámica y transformativa del riesgo, más allá de los enfoques lineales y estáticos tradicionales.

La metodología para la elaboración de atlas, mapas de riesgo y protocolos de acción resalta la necesidad de ajustar los diagnósticos y las respuestas conforme cambian las amenazas, la exposición y la vulnerabilidad; en otras palabras, el riesgo es entendido como una condición móvil que exige bucles de retroalimentación y aprendizaje. Así, la práctica recomendada por CENAPRED —que exige la incorporación continua de nueva información, la revisión a partir de la experiencia de eventos recientes y la actualización de escenarios— introduce, de facto, principios de iteración y gestión adaptativa en las políticas públicas nacionales y subnacionales.

Sin embargo, lo que distingue a la gestión adaptativa y a los procesos iterativos es la institucionalización del aprendizaje: la capacidad para

transformar errores, aprendizajes locales y nuevas amenazas en ajustes normativos, técnicos y humanos a todos los niveles del sistema.

En este sentido, el enfoque de CENAPRED puede verse como un puente en construcción entre el paradigma tradicional, enfocado en la prevención y mitigación puntual, y un nuevo horizonte de gestión ambiental entendido como un proceso cíclico de aprendizaje colectivo, mejora continua y adaptación estructural frente a la incertidumbre del cambio climático. Esta transición conceptual marca el paso de la gestión de riesgos reactiva a una gobernanza resiliente, flexible y de ciclo largo, donde la experiencia no se archiva, sino que retroalimenta políticas, cultura institucional y acción territorial de manera sistemática y permanente.

4.1. Evaluación crítica de los instrumentos del IMEPLAN: Entre la innovación técnica y la fragmentación operativa

El análisis de los instrumentos desarrollados por el IMEPLAN durante el período 2013-2024 revela un patrón contradictorio: mientras los marcos técnicos han incorporado elementos de los procesos iterativos —particularmente el Atlas de Riesgos Metropolitanos con sus actualizaciones trimestrales y el ciclo PHVA en proyectos piloto como “Nidos de Lluvia”—, su traducción en cambios estructurales de política pública permanece limitada. Esta brecha se manifiesta de manera paradigmática en la instrumentación del ordenamiento territorial metropolitano, el POT-met, en cuya delimitación territorial el 12 % del espacio fue considerado como zona no urbanizable, lo cual representa un avance conceptual para la delimitación, aunque sea en papel del espacio susceptible a su transformación, pero enfrentó 120 modificaciones excepcionales impulsadas por presiones inmobiliarias, evidenciando la debilidad de los mecanismos de *enforcement* (Rojas, 2025; Torres, 2024). Este fenómeno confirma la advertencia de Beck (2015) sobre cómo los riesgos se distribuyen desigualmente en la “sociedad del riesgo”, donde las decisiones políticas a menudo priorizan la acumulación económica por encima de la seguridad socioambiental.

La Estrategia de Resiliencia Metropolitana (ERM), desarrollada con participación de 1 200 actores y apoyo de la Unión Europea, constituyó un esfuerzo inédito por operacionalizar la gobernanza colaborativa en

el contexto mexicano. Sin embargo, los hallazgos revelan que solo el 12 % de los actores participantes fueron convocados a las fases de monitoreo y evaluación, contraviniendo los principios fundamentales de la gobernanza colaborativa que exigen una implicación sostenida a lo largo de todo el ciclo de la política pública (Ansell y Gash, 2008). Esta limitación se agrava por la ausencia de mecanismos vinculantes que obliguen a los municipios a implementar las recomendaciones metropolitanas, perpetuando una dinámica donde la participación ciudadana opera como legitimación inicial, pero carece de poder real de incidencia en las decisiones presupuestarias y programáticas.

El Atlas de Riesgos Metropolitanos representa quizás el avance técnico más significativo, con su modelización de inundaciones a escala de 5x5 metros y la identificación de 580 puntos críticos de riesgo. No obstante, el hallazgo de que solo el 30 % de los municipios utilizan estos datos para reorientar inversiones revela una desconexión sistémica entre la generación de conocimiento técnico y los procesos de toma de decisiones políticas (UN-Habitat, 2020). Esta brecha no es meramente técnica, sino estructural, al reflejar un distanciamiento entre lo técnico urbano y la concepción de lo urbano desde lo político, muy observable al momento en el que se escuchan declaraciones políticas o proyectos enunciados al calor del discurso y que se contraponen con la lógica técnico-científica de los instrumentos de gestión urbana. La subutilización del Sistema de Alerta Temprana, que opera solo al 45 % de su capacidad, constituye otro síntoma de esta desarticulación, donde la sofisticación tecnológica no se traduce automáticamente en mejoras de la gestión operativa.

Los resultados también evidencian un fenómeno de iteración fragmentada, donde diferentes instrumentos incorporan elementos de mejora continua de manera aislada, pero sin integración sistémica. Mientras el Atlas se actualiza trimestralmente y los “Nidos de Lluvia” aplican ciclos PHVA, no existe un marco metropolitano que articule estos aprendizajes en una estrategia coherente de gestión adaptativa. Esta fragmentación se ve exacerbada por la rotación del 70 % de los directores municipales de Desarrollo Urbano, que interrumpe los ciclos de evaluación y genera pérdida de memoria institucional, un obstáculo recurrente para la consolidación de procesos iterativos en contextos de alta volatilidad política (Torres, 2024).

4.2. Paradojas de la gobernanza multinivel: Lecciones del período de análisis comparativo

El análisis comparativo de los sexenios 2013-2018 y 2018-2024 revela transformaciones significativas en el paradigma de gestión de riesgos, pero también persistencias estructurales que limitan la efectividad de los procesos iterativos. Durante el primer período, la consolidación institucional del IMEPLAN sentó bases fundamentales, como la creación de la Gerencia de Resiliencia y el desarrollo del primer Atlas de Riesgos con participación universitaria. Sin embargo, proyectos emblemáticos como la Línea 3 del Tren Ligero, a pesar de reducir emisiones en un 12 %, experimentaron sobrecostos del 37 %, un patrón recurrente en megaproyectos urbanos que refleja deficiencias en la planificación financiera y la ausencia de evaluaciones *ex ante* rigurosas (Flyvbjerg, 2014). Esta experiencia ilustra cómo la falta de procesos iterativos formalizados en la planificación de infraestructuras genera desviaciones presupuestarias que comprometen la sostenibilidad financiera de futuras intervenciones.

El sexenio 2018-2024 marcó una transición hacia la innovación tecnológica y la cooperación internacional, materializada en el Programa Metro Resilience con financiamiento de €2.3 millones de la Unión Europea. Los 45 “Puntos Verdes” implementados lograron reciclar 120 toneladas mensuales de residuos, demostrando la viabilidad de soluciones basadas en la naturaleza cuando se integran en marcos de gestión adaptativa. Sin embargo, el Sistema de Alerta Temprana, equipado con 85 estaciones de monitoreo con inteligencia artificial, redujo tiempos de respuesta en un 30 %, pero omitió protocolos comunitarios de prevención, evidenciando lo que Latour (2005) identifica como la tendencia tecnocrática a privilegiar soluciones tecnológicas sobre la integración de saberes locales. Esta omisión se torna crítica considerando que el 45 % de los asentamientos informales permanecen fuera del Atlas de Riesgos, perpetuando círculos viciosos de vulnerabilidad que la planificación centralizada no logra romper.

Los resultados confirman que la fragmentación multinivel constituye el obstáculo más persistente para la implementación de procesos iterativos efectivos. Solo el 20 % de los proyectos del POTmet se ejecutaron de

manera coordinada entre municipios, evidenciando que la existencia de marcos metropolitanos no garantiza automáticamente la acción colectiva. Esta fragmentación se ve agravada por asimetrías en las capacidades técnicas y financieras municipales, donde municipios como Zapopan y Guadalajara concentran recursos, mientras que El Salto e Ixtlahuacán enfrentan limitaciones estructurales para implementar políticas de gestión de riesgos. La teoría de la gobernanza multinivel de Hooghe y Marks (2003) ayuda a explicar esta dinámica, donde la dispersión de la autoridad entre múltiples jurisdicciones crea problemas de coordinación que requieren mecanismos institucionales específicos para ser superados.

La evidencia también revela inercias burocráticas que obstaculizan la adopción de procesos iterativos. El 60 % de las dependencias estatales continúan utilizando planes quinquenales rígidos sin mecanismos para revisiones semestrales, contrastando con la flexibilidad requerida en contextos metropolitanos dinámicos donde, como argumenta Sennett (2018), la adaptabilidad institucional es fundamental para la resiliencia urbana. Esta rigidez se manifiesta en la subestimación del 25 % en el aumento de temperaturas por parte de los modelos climáticos del PACmetro para 2023, afectando la planificación energética y evidenciando la necesidad de ciclos de actualización más frecuentes y ágiles.

Los hallazgos sugieren que la consolidación de una gestión adaptativa efectiva en el AMG requiere superar la desconexión cognitiva entre conocimiento técnico-científico y prácticas comunitarias de adaptación. La experiencia de los “Centros de Repliegue Comunitarios”, donde solo el 55 % operaban con protocolos actualizados post-COVID durante las inundaciones de 2023, ilustra cómo la ausencia de mecanismos de retroalimentación sistemática entre planificación centralizada y respuestas locales limita la efectividad de las intervenciones. Esta brecha confirma la necesidad de transitar hacia marcos de producción de conocimiento, como propone el Risk-Tandem Framework (Parviainen et al., 2025), donde la iteración no se limite a ajustes técnicos, sino que incorpore de manera sistemática la retroalimentación social y la adaptación de las estrategias a las realidades territoriales específicas.

5. Conclusiones

El Área Metropolitana de Guadalajara (AMG) enfrenta una encrucijada histórica donde la acelerada urbanización, el cambio climático y las desigualdades socioespaciales convergen en desafíos complejos. La gestión de riesgos hidrometeorológicos, lejos de ser un tema técnico aislado, se revela como un fenómeno intrínsecamente político y social, donde la capacidad de adaptación depende de la interacción entre instituciones ágiles, tecnologías disruptivas y comunidades empoderadas. Los procesos iterativos emergen no como una opción, sino como una necesidad estructural para transformar la planificación urbana de un ejercicio estático en un ciclo vivo de aprendizaje y ajuste.

La experiencia del AMG demuestra que, a pesar de contar con instrumentos “robustos” científica y técnicamente —como la creación del IMEPLAN, la actualización del POTmet y el desarrollo del Atlas de Riesgos—, persisten brechas críticas entre la política técnica y la política de discurso y, por consecuencia, en la implementación y asimilación por parte de los otros ámbitos de gobierno. En cuyo caso, los instrumentos, galardonados y aplaudidos solo se quedan en eso, sin una fortaleza institucional para su consecución.

La fragmentación institucional, la rotación de funcionarios y la resistencia burocrática han limitado la capacidad de traducir diagnósticos técnicos en acciones concretas. Por ejemplo, pese a contar con modelos predictivos de inundaciones de alta precisión, la falta de mecanismos obligatorios para vincular estos datos con la inversión pública ha perpetuado la construcción en zonas de riesgo. Esto evidencia que la iteración no puede reducirse a revisiones periódicas de documentos; debe institucionalizarse mediante protocolos con fuerza vinculante, donde los umbrales de riesgo activen automáticamente ajustes en la planeación.

Un camino prometedor radica en adoptar modelos híbridos que combinen inteligencia artificial con saberes locales. Los gemelos digitales, utilizados exitosamente en ciudades como Singapur para simular escenarios de inundación en tiempo real, podrían integrarse con sistemas comunitarios de monitoreo participativo. En colonias marginadas de Tonalá, Tlajomulco o El Salto, donde el 45% de los asentamientos no están

mapeados, esta sinergia permitiría no solo predecir riesgos, sino también diseñar soluciones contextualizadas, como infraestructura verde modular que responda a patrones climáticos y necesidades vecinales. La clave está en evitar la tecnocracia excluyente y construir plataformas donde algoritmos y asambleas barriales coexistan, generando una gobernanza que equilibre datos duros con narrativas humanas.

La financiación innovadora emerge como otro pilar esencial. Los bonos de resiliencia, indexados a indicadores de reducción de vulnerabilidad, ofrecen un modelo para atraer capital privado sin sacrificar equidad. Róterdam ha demostrado que, al vincular rendimientos financieros a metas verificables —como la disminución de inundaciones en un 20 %—, se pueden movilizar recursos para proyectos de largo plazo. En el AMG, este mecanismo podría financiar la reconversión de corredores bioclimáticos en zonas de reubicación, asegurando que las familias desplazadas accedan a viviendas dignas en entornos seguros y conectados. Además, la creación de un Fondo Metropolitano de Adaptación, alimentado por impuestos prediales progresivos y multas por incumplimiento normativo, garantizaría sostenibilidad financiera independiente de ciclos políticos.

La equidad socioespacial debe ser el eje transversal de cualquier estrategia iterativa. La gentrificación verde —donde proyectos ambientales en zonas centrales desplazan a poblaciones vulnerables— es un riesgo latente que puede mitigarse mediante cláusulas de permanencia en programas de vivienda y la priorización de infraestructura resiliente en periferias. El concepto de “justicia climática iterativa” propone que cada ajuste en políticas urbanas evalúe no solo su impacto ambiental, sino también su efecto redistributivo. Por ejemplo, la ampliación de la Línea 4 del Macrobús debería ir acompañada de planes de reforestación comunitaria en sus corredores, asegurando que la movilidad sostenible no eleve costos de vida ni excluya a usuarios históricos.

En el ámbito académico, el AMG tiene la oportunidad de convertirse en un laboratorio viviente para teorías de resiliencia urbana. La aplicación práctica de marcos como la resiliencia socioecológica o la gobernanza polinivel puede generar conocimiento transferible a otras metrópolis del Sur Global, donde el 78 % de los desastres son exacerbados por modelos extractivos de desarrollo. Establecer un Observatorio de Resiliencia Me-

tropolitana, en colaboración con universidades y organizaciones civiles, permitiría sistematizar lecciones aprendidas y escalar innovaciones locales —desde techos verdes autogestionados hasta sistemas de cosecha de lluvia— a políticas públicas replicables.

La transformación cultural es el cimiento de esta transición. Institucionalizar la iteración exige romper con la dicotomía entre planificación y acción, fomentando una mentalidad donde el error sea visto como insumo para mejorar, no como fracaso. Capacitar funcionarios en metodologías ágiles, crear incentivos para la experimentación controlada y reconocer públicamente a equipos que implementen ajustes basados en evidencia son pasos concretos hacia este cambio. Paralelamente, campañas pedagógicas que traduzcan términos técnicos —como “modelación climática” o “islas de calor”— a narrativas cotidianas pueden empoderar a la ciudadanía para exigir rendición de cuentas y participar en procesos de co-diseño.

El futuro del AMG como metrópoli resiliente no depende de soluciones definitivas, sino de su capacidad para cultivar una gobernanza humilde y adaptativa, donde cada inundación, cada ola de calor, cada desplazamiento forzado sean oportunidades para recalibrar estrategias. Esta visión no es utópica: ciudades como Copenhague y Medellín han demostrado que la combinación de voluntad política, ingenio técnico y participación comunitaria puede convertir crisis en catalizadores de innovación. El reto está en abandonar la ilusión del control absoluto y abrazar la complejidad, tejiendo redes de colaboración donde el aprendizaje continuo sea la verdadera medida del progreso urbano.

6. Referencias

- Adaptation Fund. (2023). *Fortalecimiento de la resiliencia a través de intervenciones para la reducción del riesgo de desastres y de sistemas de alerta temprana: Experiencias y lecciones aprendidas de la cartera del Fondo de Adaptación*. https://www.adaptation-fund.org/wp-content/uploads/2024/05/DRR-Study_Spanish.pdf
- Ajuntament de Barcelona. (2023). *Plan Clima 2030: Evaluación de Impacto*. Barcelona. https://www.barcelona.cat/barcelona-pel-clima/sites/default/files/plan_clima_juny_ok.pdf

- Allen, C. R., & Gunderson, L. H. (2011). Pathology and failure in the design and implementation of adaptive management. *Journal of Environmental Management*, 92(5), 1379–1384. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.10.063>
- Ansell, C., & Gash, A. (2008). Collaborative governance in theory and practice. *Journal of Public Administration Research and Theory*, 18(4), 543–571. <https://doi.org/10.1093/jopart/mum032>
- ARUP. (2014). *City Resilience Index*. The Rockefeller Foundation. <https://www.arup.com/globalassets/downloads/insights/city-resilience-index.pdf>
- Asana. (2025). *Understanding the Iterative Process* (with Examples). <https://asana.com/resources/iterative-process>
- ASF. (2014). *Evaluación de la política pública de Protección Civil*. México, Gobierno de la República. https://www.asf.gob.mx/trans/informes/ir2014i/documentos/auditorias/2014_1647_a.pdf
- Atlas de Riesgos Jalisco. (2021). *Diagnóstico de expansión urbana*. Zapopan, Imeplan. https://plan.jalisco.gob.mx/wp-content/uploads/2024/05/Atlas-de-Riesgos-Informe-Tecnico_2021e.pdf
- Beck, U. (2015). *La sociedad del riesgo. Hacia una nueva modernidad*. Barcelona, Paidós Surcos 25.
- Campos, M., Sánchez, J., & Velásquez, J. (2015). Vulnerabilidad socioeconómica, justicia ambiental y justicia espacial: una aproximación conceptual para el análisis de los riesgos siconaturales. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 24(2), 25-44. <https://www.redalyc.org/pdf/2818/281839793004.pdf>
- Chávez Alvarado, R. (2025). *Gestión de riesgos en Chetumal*. *Comunicación científica*. <https://comunicacion-cientifica.com/doi/cc218/218-01.pdf>
- Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA-UNAM). (2024). *Comunidad y gestión del riesgo de desastres. Procesos participativos en la Sierra-Costa de Michoacán*. Universidad Nacional Autónoma de México. <https://publicaciones.ciga.unam.mx/index.php/ec/catalog/book/88>

- CENAPRED. Centro Nacional de Prevención de Desastres. (2021). *Evaluación de la vulnerabilidad de la vivienda ante sismo y viento / Vulnerabilidad social* (Versión electrónica). Secretaría de Seguridad y Protección Ciudadana. <https://www.cenapred.unam.mx/es/Publicaciones/archivos/57.pdf>
- Davis, M. (2006). *Planet of Slums*. Verso.
- Di Sabatino, S., Vojinovic, Z., Oen, A., & Gunn, E. (2020). Nature-based solutions for hydro-meteorological risk reduction. *Bulletin of Atmospheric Science and Technology*, 1, 109-111. <https://doi.org/10.1007/s42865-020-00007-4>
- El Economista. (2023, 14 de julio). Expansión vertical de vivienda se concentra en zonas de alto valor en Guadalajara. *El Economista*. <https://www.eleconomista.com.mx/estados/Expansio-vertical-de-vivienda-se-concentra-en-zonas-de-alto-valor-en-Guadalajara-20230714-0045.html>
- ESPRESSO Project. (2020). *The ESPRESSO Action Database: Collecting and assessing measures for disaster risk reduction and climate change adaptation*. Enhancing Synergies for Disaster Prevention in the European Union. Disponible en: <https://www.preventionweb.net/publication/espresso-action-database-collecting-and-assessing-measures-disaster-risk-reduction-and>
- Flyvbjerg, B. (2014). *Megaproject Planning and Management: Essential Readings*. Edward Elgar. <https://doi.org/10.4337/9781784713089>
- GeoRiesgos. (2023). *Informe de inundaciones AMG 2023*. Guadalajara. <https://www.georiesgosjalisco.com/inicio/reporte-del-temporal/2023>
- Hanel, R., Thurner, S., & Klimek, P. (2018). *Introduction to the Theory of Complex Systems*. Oxford Scholarship Online. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198821939.001.0001>
- Holling, C. S. (1978). *Adaptive Environmental Assessment and Management*. Wiley. <https://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/823/1/XB-78-103.pdf>
- IMEPLAN & Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). (2021). *Atlas Metropolitano de Riesgos. Área Metropolitana de Guadalajara. Informe Técnico*. IMEPLAN. https://plan.jalisco.gob.mx/wp-content/uploads/2022/12/Atlas-de-Riesgos-Informe-Tecnico_2021e.pdf

- IMEPLAN. (2020). *Impacto de islas de calor urbanas. Plan de acción climática del Área Metropolitana de Guadalajara*. Zapopan, Gobierno del Estado de Jalisco. <https://consultapublica.imeplan.mx/POTmet/downloads/PAC.pdf>
- Impacto Jalisco. (2023). *Estrategia de Resiliencia Metropolitana del Área Metropolitana de Guadalajara: Informe 2023*. Instituto Metropolitano de Planeación (IMEPLAN).
- Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. (2023). *Climate Change 2023: Synthesis Report*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009325844>
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua [IMTA]. (2024). *Soluciones basadas en la naturaleza para la gestión del riesgo hídrico en entornos urbanos*. IMTA.
- International Risk Governance Council (IRGC). (2017). Introduction to the IRGC Risk Governance Framework (Revised version). *Lausanne, EPFL International Risk Governance Center*. Disponible en: <https://irgc.org/wp-content/uploads/2018/09/IRGC.-2017.-An-introduction-to-the-IRGC-Risk-Governance-Framework.-Revised-version..pdf>
- Inzulza, J., Riquelme, A., & Cerda, C. (2023). Resiliencia urbana multidimensional en contextos de riesgo: estrategias para el Programa “Quiero Mi Barrio” desde el caso “Barrio Olga Leiva” en Peñalolén. *Revista EURE - Revista De Estudios Urbano Regionales*, 50(149). <https://doi.org/10.7764/EURE.50.149.10>.
- Jeunesse, I., & Larrue, C. (2019). *Governance Challenges Facing Hydrometeorological Extreme Events*. Facing hydrometeorological extreme events. <https://doi.org/10.1002/9781119383567.ch1>.
- Ladyman, J., Lambert, J., & Wiesner, K. (2020). What is a complex system? *European Journal for Philosophy of Science*, 3, 33-67. <https://doi.org/10.1007/s13194-012-0056-8>
- Latour, B. (2005). *Reassembling the Social: An Introduction to Actor-Network-Theory*. Oxford University Press.
- Mao, Y., Luo, X., Tzioutzios, D., Paba, M., Guo, H., Liang, R., Di, B., & Liao, W. (2024). A systematic literature review of risk management research on hydrometeorological hazards-related Natech events. *Journal of Loss Prevention in the Process Industries*. <https://doi.org/10.1016/j.jlp.2024.105478>

- Narváez, L., Lavell, A., & Pérez Ortega, G. (2009). *La gestión del riesgo de desastres: Un enfoque basado en procesos*. Lima, Secretaría General de la Comunidad Andina. https://www.researchgate.net/publication/44258576_La_gestion_del_riesgo_de_desastres_un_enfoque_basado_en_procesos
- OECD. (2023). *Hacia la Resiliencia y Neutralidad Climática en América Latina y el Caribe: Prioridades políticas clave*, OECD. Publishing, Paris. Experiencias internacionales. https://www.oecd.org/content/dam/oecd/es/publications/reports/2023/10/towards-climate-resilience-and-neutrality-in-latin-america-and-the-caribbean_7589d040/a73c1364-es.pdf
- Parviainen, J., Hochrainer-Stigler, S., Cumiskey, L., Bharwani, S., Schweizer, P.-J., Hofbauer, B., & Cubie, D. (2025). The Risk-Tandem Framework: An iterative framework for combining risk governance and knowledge co-production toward integrated disaster risk management and climate change adaptation. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 116, 105070. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2024.105070>
- Poschlod, B., Zscheischler, J., Sillmann, J., Wood, R., & Ludwig, R. (2020). *Climate change effects on hydrometeorological compound events over southern Norway*. Weather and Climate Extremes. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2020.100253>
- Quevauviller, P. (2014). *Science and Policy Interfacing*, 83-90. <https://doi.org/10.1002/9781118629567.CH1D>
- Ragin, C. (2007). *La construcción de la investigación social*. Siglo XXI.
- Resilient Cities Network. (2023). *Informe de avances: Estrategia de resiliencia del AMG*.
- Rojas-Ramírez, J. J. P. (2025). Inundaciones y expansión urbana, sus implicaciones socioambientales. La Gestión de Riesgos por inundación en Guadalajara metropolitana, México. *Revista de Geografía Norte Grande*, (91). <https://doi.org/10.4067/S0718-34022025000200104>
- Sabiote, C. (2006). La triangulación analítica como recurso para la validación. <https://www.redalyc.org/pdf/916/91612206.pdf>
- Sautu, R. (2014). *Todo es teoría. Objetivos y métodos en investigación*. Lumiere.

- Sennett, R. (2018). *Building and Dwelling: Ethics for the City*. Farrar, Straus and Giroux.
- Serratos, F. (2020). *El Capitaloceno: Una historia radical de la crisis climática*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Spyrou, C., Varlas, G., Pappa, A., Mentzafou, A., Katsafados, P., Papadopoulos, A., Anagnostou, M., & Kalogiros, J. (2020). Implementation of a Nowcasting Hydrometeorological System for Studying Flash Flood Events: The Case of Mandra, Greece. *Remote Sens.*, 12, 2784. <https://doi.org/10.3390/rs12172784>
- Torres, G. (2024). Normativa vs. realidad urbana. *Milenio*. <https://www.milenio.com/opinion/gabriel-torres-espinoza/con-pies-de-plomo/norma-vs-realidad-caos-urbano-amg>
- Torres, L., Blevins, A., Bassett, D., & Eliassi-Rad, T. (2020). *The why, how, and when of representations for complex systems*. ArXiv, abs/2006.02870. <https://doi.org/10.1137/20M1355896>
- UN-Habitat. (2020). Coordinación intermunicipal en áreas metropolitanas.
- Valdivia Ornelas, L., Ramírez, R., & Sánchez, P. (2024). Urbanización acelerada y vulnerabilidad climática en el AMG. *Revista de Estudios Urbanos y Regionales*, 36(107), 45–68.
- Valdivia Ornelas, L. (2022). *Atlas de riesgo por inundaciones*. CUCSH-UdeG. <https://www.cucsh.udg.mx/noticias/hay-31-nuevos-puntos-de-riesgos-para-la-poblacion-durante-el-temporal-de-lluvia-en-el-amg>
- Venegas Herrera, M. A. del C., Castañeda Huizar, P., & Amparo Venegas, D. A. (2020). *Segregación urbana en la Zona Metropolitana de Guadalajara, Jalisco, 2020* (1.^a ed.). Universidad de Guadalajara, INESER. <https://ru.iiiec.unam.mx/5576/1/077-Venegas-Casta%C3%B1eda-Amparo.pdf>
- Walters, C. (1986). *Adaptive Management of Renewable Resources*. Macmillan.
- Zhang, W., Luo, M., Gao, S., Chen, W., Hari, V., & Khouakhi, A. (2021). Compound Hydrometeorological Extremes. *Drivers, Mechanisms and Methods*, 9. <https://doi.org/10.3389/feart.2021.673495>
- Zuñiga, L., & Egler, M. (2016). *Resiliencia cotidiana en contextos urbanos*. CLACSO.

Eje 2

Riesgo ambiental y biomarcadores

Capítulo 2.1

Riesgo ambiental: Eficiencia de *Vibrio fischeri* como bioensayo toxicológico en cuerpos de agua

Villaseñor Vargas Tania¹

Guerrero de León Aída Alejandra²

Gómez González, Yesenia Guadalupe³

DOI: <https://doi.org/10.61728/AE20259440>



¹ Estudiante del Doctorado en Agua y Energía, adscrito al Departamento de Estudios del Agua y la Energía del Centro Universitario de Tonalá de la Universidad de Guadalajara. e-mail: tania.villasenor3610@alumnos.udg.mx

² Profesora investigadora Departamento de Estudios del Agua y la Energía del Centro Universitario de Tonalá de la Universidad de Guadalajara. e-mail: aida.guerrero@academicos.udg.mx

³ Profesora investigadora en el Instituto Transdisciplinar de Investigación y Servicios de la Universidad de Guadalajara. e-mail: tecmicrobiologicos.itrans@cupei.udg.mx

1. Introducción

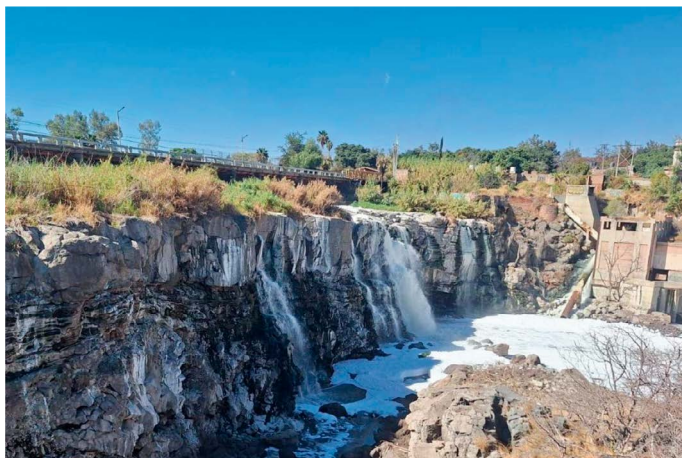
El acceso al agua es uno de los principales desafíos globales del siglo XXI, con graves implicaciones para la salud pública y el medio ambiente. De acuerdo con la literatura consultada, se estima que más del 40% de la población mundial podría enfrentar escasez de agua en los próximos años, afectando especialmente a países en desarrollo. La falta de saneamiento adecuado agrava esta situación, favoreciendo la propagación de enfermedades prevenibles. Además, esta crisis se intensifica por una gestión ineficiente de los recursos hídricos y el deterioro de su calidad, lo que exige soluciones urgentes que equilibren la creciente demanda con la conservación de este recurso vital (Davis, 2023).

La toxicología ambiental acuática se describe en la literatura como la disciplina que estudia los compuestos químicos sobre los organismos acuáticos, desde el nivel subcelular hasta los ecosistemas completos, considerando impactos agudos y crónicos como la mortalidad, las alteraciones en el crecimiento y la reproducción, así como los procesos de recuperación tras la exposición. En los últimos años, ha surgido una subdisciplina que relaciona la estructura molecular de los compuestos con sus efectos tóxicos, con el objetivo de desarrollar modelos predictivos basados en sus propiedades estructurales.

Por otro lado, sin cambios significativos, se ha documentado que la crisis global del agua no se debe únicamente a la escasez del recurso, sino principalmente a la calidad del agua disponible. La bibliografía consultada documenta que la contaminación masiva de ríos, lagos y acuíferos representa una amenaza crítica para la salud pública y los ecosistemas. Además, el vertido directo de aguas residuales domésticas y la filtración de efluentes de fosas sépticas hacia los acuíferos agravan la insalubridad del agua, comprometiendo la sostenibilidad ambiental (Rand, 1995; Arrojo, 2010).

Figura 1

Descargas residuales en el trayecto del río Santiago.



Fuente: Aida Alejandra Guerrero de León, 2025.

El aumento en la producción y uso de sustancias tóxicas ha sido reportado en la literatura, así como el papel del medio acuático como receptor frecuente de estos compuestos, lo que ha generado una necesidad urgente de evaluar sus efectos, no solo en los seres humanos, sino también en los organismos y ecosistemas. Diversos estudios han demostrado que prevenir la contaminación resulta significativamente más rentable, tanto económica como ambientalmente, que intentar restaurar un ecosistema ya deteriorado. La presencia de compuestos xenobióticos en el entorno natural impacta negativamente en sustancias esenciales y elementos físicos y biológicos que sustentan los ecosistemas, además de alterar procesos fundamentales para su funcionamiento. La magnitud de estos efectos varía según las propiedades fisicoquímicas de los contaminantes y sus metabolitos, su concentración y frecuencia de liberación, así como las características del ecosistema receptor (Van Leewen, 1990; Ramamoorthy y Baddaloo, 1995).

Cada ecosistema es único y no puede ser representado por otro, ya que su respuesta a contaminantes varía según sus características específicas. Por eso, para evaluar el impacto de sustancias tóxicas en el medio natural, es esencial considerar todas las condiciones particulares del ecosistema

afectado (Koyman, 1987; Van Leewen, 1990; Sibila, 2008). El crecimiento poblacional, tecnológico e industrial ha incrementado la presencia de sustancias químicas en el ambiente, cuyos efectos en los seres vivos aún no se comprenden totalmente. Según Lavoisier, la materia y la energía se transforman, pero no se destruyen, por lo que estas sustancias deben acumularse, transformarse o eliminarse. Un sistema es estable cuando los organismos o el ambiente pueden asimilar o eliminar fácilmente esas sustancias (Albert, 1985). La clasificación de la contaminación del agua se basa en varios parámetros, que incluyen el tipo de escurrimiento, la naturaleza del contaminante, su composición química y si es tóxico o no. Según Díaz (2004), existen dos tipos principales de contaminación:

- a) Contaminación localizada: Se origina en un punto específico, generalmente debido a actividades industriales o descargas domésticas.
- b) Contaminación no localizada: Ocurre cuando los contaminantes se liberan en áreas determinadas y luego son arrastrados hacia los cuerpos de agua por la lluvia o la erosión. Es importante identificar los distintos contaminantes, ya que sus impactos en el agua varían y afectan las regulaciones industriales y las medidas necesarias para restaurar los recursos.

El objetivo de esta revisión bibliográfica es sintetizar y analizar la literatura científica existente sobre el uso de *Vibrio fischeri* como bioensayo para la evaluación del riesgo toxicológico ambiental, especialmente en el monitoreo de cuerpos de agua contaminados. Se abordan tres aspectos clave reportados en estudios previos:

1. Características biológicas de *Vibrio fischeri*: Se exploran sus propiedades biológicas, destacando su capacidad de bioluminiscencia y su sensibilidad a los contaminantes.
2. Mecanismos de detección de toxicidad: Se analizan los procesos bioquímicos que permiten a *Vibrio fischeri* detectar sustancias tóxicas y cómo esto afecta su luminosidad.
3. Revisión de estudios previos: Se comparan investigaciones anteriores que han utilizado esta bacteria para identificar patrones y evaluar su efectividad como herramienta de monitoreo ambiental.

El artículo busca proporcionar una visión integral sobre la utilidad de *Vibrio fischeri* para la evaluación de riesgos toxicológicos, resaltando su potencial para complementar metodologías existentes en la gestión de recursos hídricos y la investigación ambiental.

1.1. Antecedentes

La enfermedad de Minamata, causada por contaminación por mercurio, evidenció que los impactos en la cadena alimentaria marina pueden detectarse antes de afectar a la población humana. Este caso resalta la importancia de monitorear cambios iniciales en los ecosistemas como señales tempranas de daños mayores, un enfoque clave en investigaciones recientes sobre biomagnificación y alteración de la biota y funciones de ecosistemas acuáticos (Yorifuji et al., 2013). El DDT es un contaminante persistente conocido por su capacidad de bioacumularse y biomagnificarse. Estudios desde los años cincuenta y sesenta evidenciaron su impacto negativo en aves silvestres, hallazgos que recientes investigaciones sobre plaguicidas clorados han confirmado. Estos casos subrayan la necesidad de un enfoque integral que considere tanto la teoría como la dinámica de comunidades y ecosistemas para evaluar contaminantes específicos (Planes y Fuchs, 2015).

Investigaciones coinciden en la necesidad de una teorización integral en ecotoxicología. No basta con documentar casos emblemáticos; es esencial vincularlos con el contexto ecológico y adaptar soluciones científicas a escenarios reales. En este contexto, el uso de bioensayos sensibles como el de *Vibrio fischeri* se vuelve crucial para detectar la toxicidad en etapas tempranas del daño ambiental. Casos como Minamata y el DDT fundamentaron el desarrollo de modelos predictivos en ecotoxicología, disciplina que surgió para enfrentar crisis ambientales integrando conceptos como biomagnificación y estructura molecular para prever efectos tóxicos (Newman, 2001). La literatura revisada reporta que, en áreas altamente contaminadas, como el Río Santiago, se han empleado bioensayos con *Vibrio fischeri* para evaluar y mitigar impactos. La toxicología ambiental se formalizó en los años 30 al establecer relaciones causa-efecto entre contaminantes y daños biológicos en peces,

utilizando pruebas de mortalidad como herramienta principal (Ramírez y Mendoza, 2008).

Entre 1940 y 1960, la toxicología ambiental avanzó gracias a investigaciones que incorporaron indicadores ecológicos como el crecimiento y la reproducción en organismos acuáticos y terrestres. Este período destacó la importancia de un enfoque interdisciplinario que integrara química, biología, ecología y toxicología. Estudios sobre plaguicidas clorados, como el DDT, evidenciaron su persistencia y efectos disruptivos en las cadenas tróficas de diversos ecosistemas (Moriarty, 1988).

En 1977, un encuentro histórico reunió a científicos, representantes gubernamentales e industriales con el fin de formalizar los criterios para las pruebas de toxicidad usando organismos vivos. Este evento marcó un hito al establecer los criterios esenciales que debían cumplir estas pruebas, como la relevancia ecológica de los resultados, la validez científica y legal de la información generada, su capacidad para predecir efectos ecológicos, su aplicabilidad a una variedad de compuestos químicos y su simplicidad y rentabilidad económica (Henry, 2006).

Las evaluaciones de toxicidad aguda, que cumplen con la mayoría de estos criterios, se consolidaron como herramientas centrales en los estudios toxicológicos. Los primeros organismos acuáticos utilizados en estas pruebas incluyeron a la carpa dorada, debido a su facilidad de manejo y resistencia en condiciones de laboratorio, en comparación con especies más relevantes ecológica y económicamente, como las truchas. Estos estudios resaltaron la variabilidad en la sensibilidad a los contaminantes entre especies, con diferencias que podían variar en órdenes de magnitud (Macek, 1980). Las pruebas de toxicidad aguda, aunque valiosas, tienen limitaciones, ya que demostrar mortalidad del 50 % en una especie no garantiza daño ecológico a nivel comunitario o ecosistémico. Estudios recientes indican que estas pruebas pueden subestimar efectos subletales, como cambios en comportamiento, reproducción y crecimiento, que impactan significativamente la dinámica ecológica (Ramírez y Mendoza, 2008; Newman, 2001). Estas limitaciones refuerzan la necesidad de integrar herramientas más amplias, como los bioensayos basados en *Vibrio fischeri*, que permiten evaluar impactos no solo a nivel de organismos individuales, sino también en comunidades y ecosistemas, superando las deficiencias de las pruebas tradicionales de toxicidad.

A pesar de sus limitaciones, las pruebas de toxicidad aguda son fundamentales para crear bases de datos que permitan comparar la sensibilidad de diferentes especies frente a contaminantes específicos. En contextos de alta contaminación, estas pruebas son especialmente relevantes, ya que ofrecen una caracterización rápida y económica para identificar los contaminantes más problemáticos. La información generada es crucial para el desarrollo de estrategias de mitigación y se utiliza frecuentemente en programas de monitoreo ambiental (Ramírez y Mendoza, 2008).

Diversos autores señalan que los resultados de laboratorio deben interpretarse como estimaciones de los efectos ambientales, siendo herramientas económicas y accesibles para evaluar riesgos por contaminantes agrícolas, acuícolas, industriales y urbanos. Combinar estas pruebas con bioensayos como los de *Vibrio fischeri* ofrece una visión más integral de la toxicidad, considerando efectos agudos y subletales, lo cual es clave para enfrentar la contaminación en ecosistemas complejos (Henry, 2006).

1.2. Toxicidad: Impacto de los compuestos químicos en diversos organismos

La mayoría de las pruebas de toxicidad se han desarrollado históricamente utilizando especies de ambientes templados, principalmente en Norteamérica. No obstante, esta tendencia ha evolucionado rápidamente. En México, estas pruebas inicialmente se adaptaron a partir de metodologías extranjeras, pero con el tiempo se han ajustado para responder a las condiciones locales específicas. Actualmente, se están diseñando metodologías que reflejan mejor las necesidades y características de cada país, dado que las diferencias geográficas en la sensibilidad de las especies frente a los contaminantes son significativas (Chapman et al., 2006). Estas pruebas son esenciales, ya que vinculan la química ambiental, que estudia la presencia de sustancias en lugares inapropiados o en concentraciones superiores a los niveles normales (Ramírez y Mendoza, 2008). La toxicidad se utiliza como indicador para evaluar el grado tóxico o venenoso de ciertos elementos, considerando sus impactos en organismos completos, bacterias o plantas. Los efectos de toxicidad observados en los ensayos se clasifican en dos categorías principales, según Reinaldo (2011):

- a) Toxicidad aguda: Resultante de exposiciones breves pero intensas a concentraciones tóxicas.
- b) Toxicidad crónica: Producida por exposiciones prolongadas a concentraciones subletales.

Un tóxico se define como cualquier agente químico o físico que provoca efectos adversos en organismos vivos y en el medio ambiente. Estos efectos pueden ser reversibles o irreversibles, dependiendo de factores como la dosis (cantidad absorbida por unidad de peso corporal) y el tiempo de exposición (Sanz y Repetto, 1993; Arango, 2012).

Para evaluar la toxicidad de compuestos, se utilizan bioensayos que miden impactos biológicos a través de biomarcadores. Un ejemplo es *Vibrio fischeri*, una bacteria luminiscente sensible a contaminantes, que permite cuantificar la toxicidad aguda de forma rápida y eficiente (ISO 11348-3, 2018). Este método es fundamental para analizar cuerpos de agua contaminados y evaluar riesgos asociados a metales pesados, apoyando la propuesta de estrategias de mitigación. Además, combinar bioensayos tradicionales con herramientas modernas, como los basados en *Vibrio fischeri*, ofrece una perspectiva más integral sobre la toxicidad ambiental. Esto permite evaluar tanto efectos agudos como subletales, proporcionando información crítica para comprender y gestionar los desafíos ambientales en ecosistemas complejos y diversos.

Los efluentes industriales descargados en cuerpos de agua contienen mezclas complejas de contaminantes orgánicos e inorgánicos, cuyos efectos tóxicos no pueden evaluarse completamente mediante análisis químicos convencionales (García, 2014). Aunque estos análisis proporcionan datos iniciales sobre contaminantes individuales, presentan limitaciones significativas:

1. Altos costos y dificultades técnicas para analizar todas las sustancias presentes.
2. Incapacidad para predecir efectos sinérgicos de mezclas contaminantes.

Por ello, los bioensayos con organismos acuáticos, como *Vibrio fischeri*, son herramientas esenciales para evaluar la toxicidad integrada de los efluentes industriales. Su aplicación en sistemas altamente contaminados permite:

1. Medir impactos reales, más allá de las concentraciones químicas.
2. Identificar zonas críticas mediante respuestas biológicas como la inhibición de luminiscencia.

Además, la combinación de organismos pertenecientes a diferentes niveles tróficos, como algas y crustáceos, mejora la precisión en la evaluación de riesgos eco-toxicológicos (ISO 2018). Los bioensayos toxicológicos constituyen una herramienta fundamental para evaluar efectos tanto agudos como crónicos de los contaminantes en sistemas acuáticos. Organismos como *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna* y *Raphidocelis subcapitata* son ampliamente utilizados debido a su sensibilidad estandarizada (ISO 11348-3, 2018), además de sus respuestas rápidas, que permiten determinar parámetros clave como:

CE50: La concentración efectiva que produce el 50% del efecto máximo esperado.

CL50: La concentración letal que ocasiona la muerte del 50% de los organismos en una población (Solís, 2022).

En México, el estudio de Carreño et al. (2018) en el Río Lerma representa un referente significativo. Sin embargo, este trabajo se ha centrado exclusivamente en la evaluación de sedimentos utilizando el protocolo Microtox® en fase sólida, identificando niveles extremos de toxicidad (CE50: 108-16,436 mg/L) en tributarios afectados por descargas urbanas e industriales. Según la literatura revisada, aún existen vacíos de conocimiento en cuanto a estudios de toxicidad en la columna de agua para sistemas fluviales mexicanos. Hasta ahora, los sedimentos han sido la matriz ambiental más analizada, dejando de lado la evaluación integral de la calidad del agua.

Esta limitante refuerza la necesidad de investigaciones como la presente, que buscan ampliar el enfoque tradicional mediante la evaluación simultánea de agua y sedimentos. Este enfoque permitiría una caracterización más completa de la contaminación en sistemas fluviales como el Río Santiago, aportando información crítica para diseñar estrategias efectivas de mitigación y gestión ambiental. El estudio de Carreño et al. (2018), aunque centrado en sedimentos del Río Lerma y no en agua, es

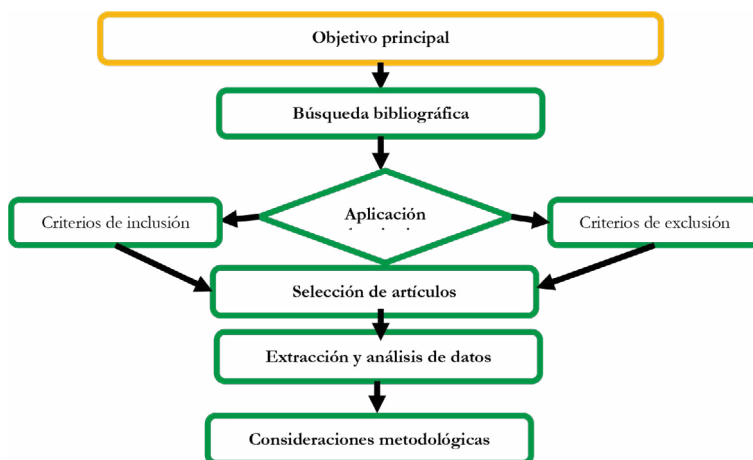
relevante para evaluar la toxicidad en sistemas acuáticos. Los sedimentos actúan como reservorios donde los contaminantes se acumulan y pueden liberarse lentamente, ofreciendo una visión integrada de la contaminación histórica y su impacto, a diferencia de las mediciones puntuales en el agua (Grinberg et al., 2018).

La investigación realizada en el Río Lerma, reportada en la literatura, establece un precedente metodológico esencial para estudios en ríos mexicanos, demostrando que los bioensayos con *Vibrio fischeri* son herramientas eficaces para identificar áreas de acumulación crítica de contaminantes. Incluso cuando los análisis de agua no reflejan concentraciones alarmantes, estos bioensayos permiten detectar zonas problemáticas que requieren atención prioritaria. El enfoque en tributarios industriales, donde la toxicidad es frecuentemente más elevada que en el cauce principal, resulta particularmente valioso para el presente estudio en el Río Santiago.

2. Metodología

El presente estudio constituye una investigación cualitativa/cuantitativa de revisión documental enfocada en evaluar la viabilidad del uso de *Vibrio fischeri* como bioindicador en cuerpos de agua. La metodología se basó en la revisión sistemática de literatura científica, análisis crítico de estudios empíricos previos y síntesis de evidencia para determinar la aplicabilidad y eficiencia de esta herramienta biotecnológica. No se realizaron ensayos experimentales directos, sino que se analizó y sintetizó información proveniente de 38 artículos científicos que reportaron trabajo de campo y laboratorio.

Figura 2
Diagrama de flujo metodológico



Fuente: Elaboración propia

Esta revisión bibliográfica aborda la toxicidad en el agua, utilizando *Vibrio fischeri* como indicador de riesgo ambiental. Su objetivo principal es sintetizar la literatura existente sobre la efectividad de *Vibrio fischeri* en la evaluación de cuerpos de agua, identificando tendencias y metodologías en la investigación, así como los riesgos ambientales. En la tabla 1 se presentan los criterios utilizados para seleccionar estudios incluidos en esta revisión bibliográfica.

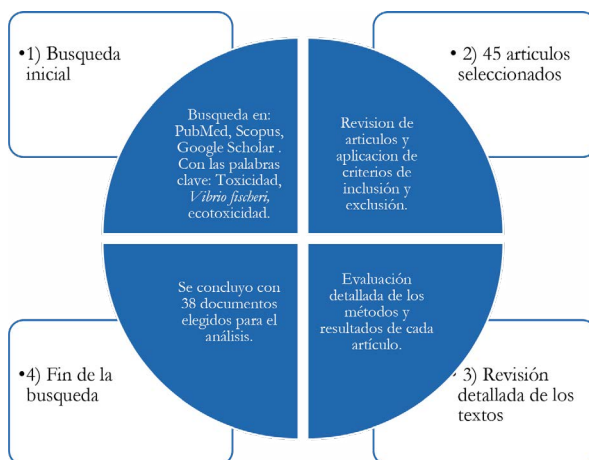
Tabla 1
Criterios de inclusión y exclusión para la selección de estudios.

Inclusión	Exclusión
1. Relevancia temática: Artículos que abordaran el uso de <i>Vibrio fischeri</i> en bioensayos para la detección de toxicidad ambiental.	1. Irrelevancia temática: Artículos que no se centraran en el uso de bioensayos o que abordaran únicamente aspectos no relacionados con la toxicología ambiental.
2. Tipo de estudio: Se incluyeron estudios experimentales, revisiones y artículos de investigación que presentaran datos sobre la eficacia de <i>Vibrio fischeri</i> y que utilicen organismos indicadores diferentes.	2. Tipo de publicación: Se excluyeron comentarios, opiniones y estudios que no presentaran datos experimentales o revisiones sistemáticas.
3. Idioma: Se consideraron publicaciones en inglés y español para garantizar un amplio acceso a la literatura relevante.	3. Fuentes no científicas: Se descartaron documentos como informes técnicos no revisados por pares, tesis no publicadas y literatura gris.
4. Tiempo. Artículos de investigación y revisiones sistemáticas publicados entre 1990 y 2024.	

Fuente: Elaboración propia.

Los datos reportados en los estudios incluidos fueron organizados y analizados para identificar patrones, tendencias y lagunas en la literatura sobre el uso de *Vibrio fischeri* en el contexto de la toxicología ambiental. Esta metodología proporciona una base sólida para comprender la eficacia y aplicabilidad de este bioensayo en la evaluación de riesgos ambientales. La búsqueda bibliográfica se llevó a cabo en bases de datos académicas, entre ellas PubMed, Scopus y Google Scholar, además de literatura gris, como tesis e informes técnicos relevantes. Se utilizaron términos de búsqueda combinados, como ecotoxicidad, *Vibrio fischeri*, contaminación del agua, toxicidad, riesgo ambiental y calidad del agua. El proceso de selección de documentos para la elaboración de este artículo consistió en las siguientes fases (Figura 3):

Figura 3
Proceso de selección de documentos:



Fuente: elaboración propia.

2.1 Extracción y análisis de datos

De los 38 estudios seleccionados en la revisión, se identificó la siguiente información relevante reportada en los mismos:

- Referencias bibliográficas: Autor, año y título del estudio.
- Resultados principales: Hallazgos relevantes sobre ecotoxicidad y la eficacia de *Vibrio fischeri*.
- Metodologías utilizadas: Protocolos de prueba, condiciones experimentales y tipo de análisis realizados.
- Contexto del estudio: Contaminantes evaluados y su relación con riesgos ambientales.

La información reportada fue organizada a partir de las publicaciones para permitir el análisis de tendencias y patrones. Además, se integraron resultados cuantitativos y cualitativos para garantizar una comprensión más amplia de los datos.

2.2 Consideraciones metodológicas

Como parte de la evaluación metodológica, se identificaron algunas limitaciones (Tabla 2):

Tabla 2
Limitaciones metodológicas

Aspecto	Descripción	Impacto en el estudio
Sesgos en la selección	El proceso dependió de las fuentes disponibles en las bases específicas	Limitación en la representatividad de los estudios revisados
Variabilidad en la calidad	Diferencias en el diseño experimental, metodología y profundidad de análisis en los artículos revisados.	Dificultad para obtener resultados comparables
Limitaciones de accesibilidad	Restricciones para acceder a estudios relevantes debido a barreras económicas o de idioma	Menor diversidad de perspectiva en los datos recopilados
Deficiencias en datos históricos	Falta de información actualizada en algunos estudios que dificultó el análisis longitudinal	Impacto en la validez temporal de los resultados obtenidos

Fuente: Elaboración propia

Como se muestra en la tabla anterior, los aspectos metodológicos presentan desafíos importantes que impactan tanto la representatividad como la calidad de los datos recopilados. Estas limitaciones no solo dificultan la comparación entre estudios, sino que también subrayan la necesidad de un enfoque más riguroso y uniforme en el diseño y la selección de investigaciones futuras. A pesar de estas restricciones, la integración de datos cualitativos y cuantitativos permitió una interpretación más amplia y enriquecedora, contribuyendo a una comprensión más integral del problema estudiado.

3. Resultados

La evaluación de la toxicidad ambiental en sistemas acuáticos y agrícolas constituye un reto significativo en la gestión de recursos naturales debido a los múltiples impactos que genera en la biodiversidad, la salud pública y los ecosistemas. Esta investigación de revisión documental cualitativa/cuantitativa evaluó la viabilidad de herramientas bioindicadoras mediante el análisis crítico de normativas específicas y metodologías reportadas en la literatura, proporcionando una perspectiva integral sobre la aplicabilidad de *Vibrio fischeri* en la evaluación de riesgos asociados a la contaminación. Para desarrollar este artículo, se revisaron un total de 38 artículos científicos, de los cuales se seleccionaron para la sección de resultados únicamente aquellos que presentaban estudios basados en trabajo de campo y laboratorio, asegurando así un enfoque aplicado y basado en evidencia empírica. A continuación, se presentan los principales resultados organizados en temas clave:

3.1. Eficiencia de *vibrio fischeri* como herramienta bioindicadora

Diversos estudios reportan que la bacteria *Vibrio fischeri* se ha consolidado como un bioindicador eficiente en la evaluación de la toxicidad aguda en diferentes matrices ambientales debido a su sensibilidad y rapidez para detectar la presencia de contaminantes. La propiedad bioluminiscente de esta bacteria, que se ve afectada en presencia de sustancias tóxicas, la convierte en una herramienta indispensable en estudios que requieren precisión y resultados inmediatos. En sistemas industriales, estudios reportan que el uso de *Vibrio fischeri* ha sido fundamental para evaluar el impacto de aguas residuales antes y después del tratamiento biológico. Por ejemplo, en estudios que emplearon reactores secuenciales por lotes (SBR), los estudios revisados reportan una disminución significativa en los valores de EC50 de los efluentes, indicando una reducción eficaz de la toxicidad tras el tratamiento. Asimismo, se reportaron correlaciones altas entre los niveles de nitrógeno amoniacal y los grados de toxicidad, lo que posiciona a este parámetro como un indicador clave en el monitoreo (Rodríguez et al., 2016).

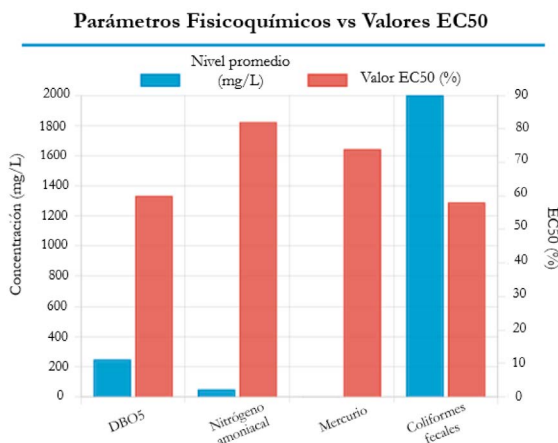
En contextos urbanos, la literatura señala que *Vibrio fischeri* ha evidenciado fallas en plantas de tratamiento municipales. En casos reportados donde los efluentes presentaron altos niveles de DBO5 y tensioactivos, la bacteria permitió identificar una disminución insuficiente en la toxicidad, reforzando la necesidad de optimizar los procesos (Vergel, 2023). Además, su capacidad para generar datos consistentes y fiables, siguiendo normativas como la NMX-AA-112-SCFI-2017, asegura que *Vibrio fischeri* sea una herramienta de alta confianza en la evaluación de toxicidad ambiental. Esta eficiencia ha sido probada tanto en estudios de agua residual como en análisis de sedimentos y suelos agrícolas, consolidando su relevancia en investigaciones de campo y laboratorio.

3.2. Relación entre parámetros fisicoquímicos y toxicidad observada en sistemas evaluados

La revisión documental permitió identificar varios parámetros reportados en la literatura analizada que están directamente relacionados con los niveles de toxicidad en sistemas acuáticos y suelos agrícolas contaminados. La interacción entre variables como la DBO5, DQO, nitrógeno amoniacal y metales pesados demuestra cómo estas características afectan los resultados de bioensayos realizados con *Vibrio fischeri*. La Figura 3, que se muestra a continuación, ilustra la respuesta de *Vibrio fischeri* ante diferentes parámetros fisicoquímicos, expresada como valores de EC50. El nitrógeno amoniacal exhibió la mayor sensibilidad (EC50: 82 %), seguido por mercurio (74 %), DBO5 (60 %) y coliformes fecales (58 %). Esta variabilidad en la respuesta confirma la capacidad del bioindicador para detectar múltiples tipos de contaminación, desde química hasta microbiológica, consolidando su utilidad en evaluaciones integrales de toxicidad ambiental.

Figura 4

Niveles promedio para cada parámetro y los valores de EC50 registrado.

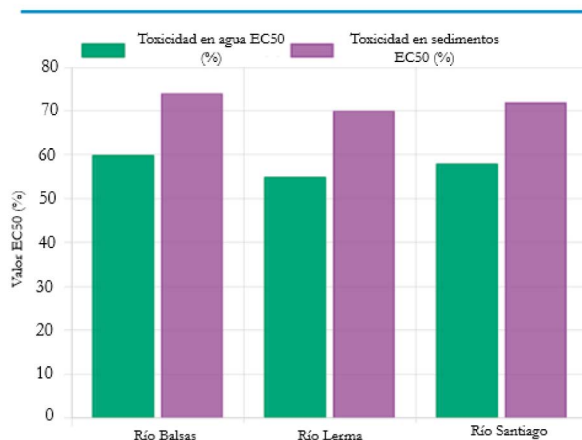


Fuente. Elaboración propia en base a la literatura consultada.

3.3. Comparación de toxicidad en cuerpos de agua contaminados

Los sistemas acuáticos evaluados presentan niveles significativos de toxicidad tanto en agua como en sedimentos, siendo esencial realizar comparaciones para identificar las diferencias entre los casos analizados. La evaluación comparativa de toxicidad mediante *Vibrio fischeri* en los sistemas fluviales Balsas, Lerma y Santiago (Figura 5) demuestra una distribución diferencial de la carga tóxica entre compartimentos. Los valores de EC50 en sedimentos superaron consistentemente a los registrados en agua superficial, con incrementos del 23 % (Balsas), 27 % (Lerma) y 24 % (Santiago). El río Lerma exhibió la mayor toxicidad tanto en agua (EC50: 55 %) como en sedimentos (EC50: 70 %), seguido por Santiago y Balsas. Esta gradación refleja la intensidad y cronicidad de los aportes contaminantes en cada cuenca, correlacionándose con el grado de industrialización y densidad poblacional de las respectivas áreas de influencia. Los hallazgos subrayan la importancia de incluir matrices sedimentarias en protocolos de monitoreo ambiental, dado su potencial para mantener y remover contaminantes hacia la columna de agua, perpetuando efectos eco-toxicológicos a largo plazo.

Figura 5
Niveles de toxicidad en agua y sedimentos de sistemas acuáticos evaluados



Fuente: Elaboración propia en base a Carreño, et al., 2018; Escobar, et al., 2019 y Rodríguez, et al., 2020.

Estos resultados demuestran que todos los sistemas evaluados presentan niveles significativos de toxicidad tanto en agua como en sedimentos, lo que refleja la necesidad de acciones integrales para reducir las fuentes de contaminación y mitigar sus efectos en los ecosistemas y la salud pública.

3.4. Dinámica de acumulación de contaminantes en sedimentos

Los sedimentos actúan como reservorios críticos de contaminantes acumulativos, afectando la calidad del agua y los ecosistemas circundantes:

- a) En el Río Lerma, se identificaron niveles extremos de toxicidad (CE50: 108-16 436 mg/L), reflejando la persistencia de contaminantes industriales como metales pesados y compuestos orgánicos (Carreño et al., 2018).
- b) En el río Balsas, se documentaron altos niveles de DBO5 y coliformes fecales en los sedimentos, lo que subraya su rol como fuente de contaminación microbiológica y orgánica (Escobar Sarabia et al., 2019).

3.5. Evaluación microbiológica y fisicoquímica de sistemas acuáticos

El análisis integrado de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos resultó fundamental para identificar los riesgos asociados con la contaminación:

- a) En sistemas de agua potable, se observaron biopelículas y trazas de aluminio en redes de distribución, atribuidas al uso de coagulantes en procesos de tratamiento (Silva et al., 2012).
- b) En sistemas fluviales como el río Balsas y el Lerma, parámetros críticos como DBO5, DQO y oxígeno disuelto reflejaron niveles severos de contaminación orgánica y baja capacidad de autorregeneración (Escobar Sarabia et al., 2019; Carreño et al., 2018).

3.6. Impacto ecológico y biotecnológico de los vibrios

Las bacterias vibrios, ampliamente estudiadas en ecosistemas costeros, destacan por su capacidad de interacción ecológica y su potencial como herramientas biotecnológicas:

- a) Los vibrios interactúan con bacterioplancton, fitoplancton y organismos superiores, contribuyendo al equilibrio ecológico y al funcionamiento de los ecosistemas marinos (Leyton y Riquelme, 2020).
- b) Se explora su posible uso en la remediación de sistemas acuáticos contaminados y en la acuicultura, posicionando a los vibrios como actores clave en estrategias de gestión ambiental.

3.7. Riesgos microbiológicos y parámetros fisicoquímicos combinados

La interacción entre parámetros microbiológicos y fisicoquímicos permite caracterizar la contaminación de manera integral:

- a) La correlación entre nitrógeno amoniacal, DBO5 y DQO con los niveles de toxicidad refleja cómo estos parámetros actúan como indicadores críticos en sistemas industriales y agrícolas (Rodríguez et al., 2020; Escobar et al., 2019).

- b) La presencia de coliformes fecales en sistemas de agua potable y fluviales evidencia riesgos microbiológicos considerables para la salud pública (Silva et al., 2012; Escobar et al., 2019).

3.8. Evaluación de suelos agrícolas contaminados con herbicidas

Los estudios en suelos agrícolas afectados por herbicidas como paraquat y glifosato reflejaron una alta toxicidad, tanto en el suelo como en las aguas lixiviadas y de escorrentía. Esto afecta directamente la actividad biológica de microorganismos esenciales para la salud del suelo, incluida la bacteria *Vibrio fischeri*. Los valores de toxicidad registrados en las muestras analizadas subrayaron la necesidad urgente de regular el uso de estos agroquímicos y buscar alternativas sostenibles para la descontaminación de los suelos agrícolas.

4. Discusión

Los hallazgos de esta revisión confirman la eficiencia de *Vibrio fischeri* como herramienta diagnóstica para evaluar la toxicidad ambiental, tanto en sistemas acuáticos como en suelos agrícolas. Su respuesta rápida, sensible y reproducible, basada en la inhibición de su bioluminiscencia, la convierte en un bioensayo confiable, como han destacado Rodríguez et al. (2016) y validado normativamente a través de estándares como la NMX-AA-112-SCFI-2017. La consistencia de sus respuestas frente a contaminantes como el nitrógeno amoniacal, la DBO5 y los metales pesados permite su uso comparativo en distintos ecosistemas, a pesar de sus diferencias físico-químicas y biológicas.

La tabla comparativa de los ríos Balsas, Lerma y Santiago evidencia niveles de toxicidad EC50 relativamente cercanos, lo cual señala una problemática compartida: la carga crónica de contaminantes de origen urbano, agrícola e industrial. Esta observación concuerda con los planteamientos de Koyman (1987) y Van Leewen (1990), quienes sostienen que las diferencias entre ecosistemas hacen indispensable una evaluación contextualizada, dado que la misma concentración de un contaminante

puede producir respuestas biológicas divergentes según las condiciones locales. Además, el análisis de los sedimentos como reservorios contaminantes refuerza lo planteado por Ramamoorthy y Baddaloo (1995), quienes subrayaron que estos componentes no deben ser considerados meros pasivos ambientales, sino elementos activos en la dinámica de toxicidad. El caso del río Lerma (Carreño et al., 2018), con valores de CE50 extremadamente altos (hasta 16,436 mg/L), es un ejemplo de cómo la contaminación histórica acumulada puede representar una amenaza incluso cuando los valores actuales del agua parecen aceptables. En cuanto a los riesgos microbiológicos, los estudios de Silva et al. (2012) sobre la calidad del agua potable revelan una problemática sistémica que va más allá de los parámetros fisicoquímicos tradicionales. La presencia de coliformes, así como de residuos de coagulantes como el aluminio, no solo representa un peligro para la salud humana, sino que también puede alterar la microbiota natural del agua, lo cual afecta los procesos biológicos del ecosistema, incluyendo la actividad de bacterias como *Vibrio fischeri*. La integración de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos en la evaluación ambiental ha sido destacada por autores como Escobar Sarabia et al. (2019) y Rodríguez et al. (2020), quienes reconocen que la toxicidad no puede evaluarse de manera aislada.

Esta perspectiva es coherente con enfoques más recientes de toxicología ambiental, donde la interacción sinérgica entre contaminantes puede aumentar significativamente los efectos tóxicos, incluso cuando las concentraciones individuales no superan los límites permisibles. Asimismo, el uso de *Vibrio fischeri* no debe entenderse únicamente como un método de monitoreo, sino como una oportunidad para el desarrollo de tecnologías de remediación ambiental. Leyton y Riquelme (2020) han documentado cómo los vibrios, además de su papel como bioindicadores, pueden participar en procesos de biorremediación, debido a su capacidad metabólica para degradar compuestos orgánicos y su interacción con comunidades microbianas complejas. Esta potencialidad posiciona a *Vibrio fischeri* como una herramienta biotecnológica versátil, alineada con los principios de sostenibilidad y restauración ecológica.

Respecto a la toxicidad en suelos agrícolas, los hallazgos de este estudio advierten que el uso extensivo de herbicidas como paraquat y

glifosato representa un problema ambiental urgente. Estos compuestos no solo afectan la fertilidad y estructura del suelo, sino que también alteran la microbiota, esencial para el funcionamiento ecológico del mismo. La alta sensibilidad de *Vibrio fischeri* ante estos agroquímicos es una señal de alerta que coincide con los planteamientos de Planes y Fuchs (2015) sobre la necesidad de regular el uso de plaguicidas persistentes y promover prácticas agrícolas sostenibles.

En términos metodológicos, las limitaciones encontradas en la literatura revisada (sesgos en la selección de estudios, variabilidad experimental y acceso limitado a ciertos datos) confirman lo señalado por Henry (2006) sobre la importancia de estandarizar las condiciones de los bioensayos para garantizar la comparabilidad entre estudios. Esta necesidad se vuelve aún más crítica cuando se pretende utilizar los resultados para fundamentar políticas públicas o decisiones regulatorias. Finalmente, los casos históricos como la enfermedad de Minamata (Yorifuji et al., 2013) y la contaminación por DDT (Planes y Fuchs, 2015) refuerzan la importancia de la vigilancia ambiental temprana mediante métodos como los bioensayos con *Vibrio fischeri*. Estos eventos muestran cómo la exposición prolongada a contaminantes, incluso a niveles inicialmente considerados “seguros”, puede desencadenar efectos graves sobre la salud humana y los ecosistemas, si no se detectan a tiempo.

5. Conclusiones

El uso de *Vibrio fischeri* como herramienta bioindicadora en la evaluación de riesgo toxicológico ambiental destaca por su aplicabilidad en sistemas acuáticos altamente contaminados, como el Río Santiago, uno de los más afectados en México. Su sensibilidad y rapidez frente a diversas sustancias tóxicas permiten una detección oportuna de contaminantes en distintas matrices, incluyendo agua, sedimentos y suelos agrícolas. Además de su capacidad para detectar toxicidad aguda, los estudios analizados permitieron contrastar su desempeño con otros bioensayos, resaltando la utilidad de *Vibrio fischeri* dentro del marco normativo, como el que establece la NMX-AA-112-SCFI-2017. Esta estandarización facilita su incorporación en procesos de monitoreo ambiental en sectores industriales y agrícolas.

Al comparar diversos cuerpos de agua, como los ríos Balsas, Lerma y Santiago, se identificaron diferencias en los niveles de toxicidad, especialmente en los sedimentos, lo que evidencia la acumulación prolongada de contaminantes en estos compartimentos. Esta información resulta crucial para establecer prioridades de intervención y diseñar estrategias de remediación más efectivas. Sin embargo, también se detectaron vacíos en la investigación, particularmente la escasa integración de estudios que analicen simultáneamente agua, sedimentos y suelos. Este desafío representa una oportunidad para impulsar investigaciones más integrales, que incorporen herramientas rápidas como *Vibrio fischeri* junto con enfoques interdisciplinarios.

En conjunto, los hallazgos aquí expuestos aportan una base sólida para fortalecer la gestión ambiental, promoviendo el desarrollo de metodologías accesibles y técnicamente confiables que contribuyan a la conservación de los recursos naturales y a la protección de la salud pública. Los hallazgos de esta revisión documental confirman la viabilidad técnica y científica del uso de *Vibrio fischeri* como bioindicador en cuerpos de agua, basándose en la síntesis crítica de evidencia empírica disponible. La metodología de revisión cualitativa/cuantitativa permitió identificar patrones consistentes en la literatura analizada, proporcionando fundamentos sólidos para futuras implementaciones experimentales de esta herramienta biotecnológica.

6. Referencias

- Albert, L. A. (1985). *Curso basico de toxicología ambiental*. INIREB. <https://iris.paho.org/bitstream/handle/10665.2/55908/9275370060.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Arango, S. (2012). Biomarcadores para la evaluación de riesgo en la salud humana. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, 30(1), 75-82. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120386X2012000100009
- Arrojo Agudo , P. (2010). *Crisis global del agua: valores y derechos en juego*. Barcelona: Cuadernos por Cristianisme I Justicia. https://www.fnca.eu/guia-nueva-cultura-del-agua/images/documents/Patrimonio/Crisis_global_del_agua.pdf

- Carreño, C., Zarazúa, G., Fall, C., Ávila-Pérez, P., & Tejeda, S. (2018). Evaluación de la toxicidad de los sedimentos del curso alto del río Lerma, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(1). <https://doi.org/10.20937/rica.2018.34.01.10>
- Chapman, P. M., McDonald, B., Kickham, P. E., & McKinnon, S. (2006). Global geographic differences. *Marine Pollution Bulletin*, 1081-1084. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.05.004>
- CONAGUA (2024, octubre 22). *Servicios de agua, fundamentales en el combate a la pobreza*. Gobierno de México. <https://www.gob.mx/conagua/articulos/servicios-de-agua-fundamentales-en-el-combate-a-la-pobreza>
- Davis, S. (2023). *La crisis global del agua de care para el Mejoramiento al Acceso de Agua Potable en Comunidades Pobres*. Atlanta: CARE USA. https://www.care.org/careswork/whatwedo/health/downloads/water_strategy_spanish.pdf
- Díaz Barriga, M. C. (2004). Problemática actual de la contaminación de las aguas continentales. *CODHEM*, 130-148. <http://ru.juridicas.unam.mx/xmlui/handle/123456789/34489>
- Editorial. (2024, octubre 22). *Intereses poderosos detrás de la privatización del agua en Iberoamérica*. Solidaridad iberoamericana. <https://msiainforma.org/es/intereses-poderosos-detras-de-la-privatizacion-del-agua-en-iberoamerica/>
- Escobar Sarabia, L., Álvarez Díaz, M. G., Pérez de Jesús, D., & Zavala Hernández, F. (2007). Impacto microbiológico y toxicológico del cauce del río Balsas, región tierra caliente de Guerrero. *Biológico Agropecuaria Tuxpan*, 68-81. <https://doi.org/10.47808/revistabioagro.v7i1.162>
- García Brennen, A. J. (2014). *Evaluación del estado actual de la ecotoxicidad agua de las aguas de la parte ala de la cuenca del río Cuilco ubicado en San Miguel Ixtlaquacán, San Marcos*. Universidad de San Carlos de Guatemala. <http://www.repositorio.usac.edu.gt/id/eprint/2129>

- Grinberg, S., Porzionato, N., Bussi, E., Mantiñan, L., Gutiérrez, R., & Curutchet, G. (2018). *Agua y sedimentos: testigos clave de una contaminación anunciada*. Universidad Nacional de San Martín Fundación Innovación y Tecnología (FUNINTEC). <https://ri.unsam.edu.ar/handle/123456789/908>
- Henry, M. (2006). *A history of aquatic toxicology*. <http://biology.usgs.gov/s+t/NT/noframe/co116.htm>.
- ISO (2018). ISO 11348-3:2007/Enmienda 1:2018. Ginebra, Suiza: Organización Internacional de Normalización (ISO).
- Koyman, S. L. (1987). A safety factor for IC50 values allowing for differences among species. *Water Research* 21, 269-276. doi:10.1016/0043-1354(87)90205-3
- Macek, K. (1980). Aquatic toxicology: fact or fiction? *Environmental Health Perspectives*, 159-163. <https://doi.org/10.1289/ehp.8034159>
- Moriarty, F. (1988). *Ecotoxicology. The study of pollutants in ecosystems*. (2.a ed.). Academic Press. <https://archive.org/details/ecotoxicologys-tu0000mori>
- Música Álvarez, V., & Figueroa Lara, J. (1996). *Contaminación ambiental, causas y control*. Universidad Autónoma Metropolitana. <https://biblitecahub.uady.mx/bib/244648>
- Newman, M. (2001). *Fundamentals of Ecotoxicology*. Boca Raton: Lewis/CRC Publishers. https://www.academia.edu/36872120/Newman_Michael_C_Fundamentals_of_Ecotoxicology_The_Science_of_Pollution_2014_CRC_Press_
- OECD. (2019). *Estrategia de Competencias de la OCDE 2019: Competencias para construir un futuro mejor*. OECD Publishing Fundación Santillana. <https://doi.org/10.1787/e3527cfb-es>.
- Planes, E., & Fuchs, J. (2015). Cuáles son los aportes de la ecotoxicología a las regulaciones ambientales. *Ciencia e investigación*, 45-62. <http://hdl.handle.net/11336/48860>
- Prensa Animal. (22 de octubre de 2024). *Deforestación y contaminación: causas de crisis del agua*. Prensa animal. de: <https://prensaanimal.com/deforestacion-y-contaminacion-causas-de-crisis-del-agua/>

- Ramamoorthy, S., & Baddaloo, E. G. (1995). *Handbook of chemical toxicity profiles of biological species*. Vol. I.: Aquatic species. CRC Press, Inc. <https://www.cerc.usgs.gov/pubs/center/pdfdocs/90301.pdf>
- Ramirez Romero, P., & Mendoza Cantu, A. (2008). *Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México*. SEMARNAT. http://centro.paot.org.mx/documentos/semarnat/ensayo_toxicologico.pdf
- Rand, G. M. (1995). *Fundamentals of aquatic toxicology. Effects, Environmental Fate and Risk Assessment*. Taylor & Francis. <https://doi.org/10.1201/9781003075363>
- Reinaldo Lansac, E. (2011). *Aplicación de la bacteria Vibrio Fischeri en la medida de la toxicidad en agua* (Tesis de licenciatura). Universidad de Zaragoza. <https://zaguan.unizar.es/record/6412/files/TAZ-PFC-2011-572.pdf>
- Rodriguez-Loaiza, D. C., Ramirez-Henao, O., & Penuela-Mesa, G. A. (2016). Evaluación de la toxicidad en aguas residuales industriales tratadas por procesos biológicos utilizando bacterias luminiscentes. *Actualidades Biológicas*, 211-216. <https://doi.org/10.17533/udea.acbi.v37n105a08>.
- Sanz, P., & Repetto, M. (1993). *Glosario de términos toxicológicos*. <http://busca-tox.com/05pub/glosario%20terminos%20toxicologicos%20toxicologia%20repetto.pdf>
- Sibila Lores, M. A. (2008). *Evaluación de la biodegradabilidad y Ecotoxicidad de Tensioactivos en el Medio Acuático Marino* (Tesis de licenciatura). Facultad de Ciencias del Mar y Ambientales. <http://hdl.handle.net/10498/15738>
- Silva, E., Villarreal, M. E., Cárdenas, O., Cristancho, C. A., Murillo, C., Salgado, M. A., & Nava, G. (2015). Inspección preliminar de algunas características de toxicidad en el agua potable domiciliaria, Bogotá y Soacha, 2012. *Biomédica*, 35(1), 152-166. <https://www.redalyc.org/pdf/843/84340725016.pdf>
- Solis González, G. (2022). *Evaluación tóxica del oxiclورو de cobre sobre los bioindicadores Artemia franciscana, Scenedesmus intermedius y Vibrio fischeri, su comparativa con sulfatos de cobre y el estudio en mezclas binarias con glifosato* (Tesis de maestría). Universidad

- Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. http://bibliotecavirtual.dgb.umich.mx:8083/xmlui/bitstream/handle/DGB_UMI_CH/6754/FQ-FB-M-2022-0512.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Van Leewen , K. (1990). *Ecotoxicological effects assessment in the Netherland: recent development. Environmental managament*. https://www.researchgate.net/profile/K-Van-Leeuwen-Van-Leeuwen/publication/226819824_Ecotoxicological_Effects/links/55e419ae08ae6abe6e8e8d6d/Ecotoxicological-Effects.pdf?origin=publication_detail&_tp=eyJjb250ZXh0Ijp7ImZpcnN0UGFnZSI6InB1YmxpY-2F0aW9uIiwicGF
- Vergel Chingaté, P. A. (2023). *Evaluación de la toxicidad de los vertimientos de agua residual de la sede principal y del campus de la universidad santo tomás en bogotá mediante la técnica de bioensayo Vibrio fischer (Tesis de licenciatura)*. Universidad Santo Tomás. <https://repository.usta.edu.co/items/8c19d275-74d1-4058-b87c-68f439d6261b>
- Yorifuji, T., Tsuda, T., & Harada, M. (2013). Minamata disease: a challenge for democracy and justice. *Late lessons from early warnings: science, precaution, innovation*. (pp. 92-130). European Environmental Agency. <https://www.eea.europa.eu/publications/late-lessons-2/late-lessons-chapters/late-lessons-ii-chapter-5>

Capítulo 2.2

Biomarcadores ambientales y vulnerabilidad en la Presa La Rucia de Tonalá, Jalisco

González Ornelas Perla Patricia¹

García García Edith Xio Mara²

Fausto Roberto Méndez de La Cruz³

DOI: <https://doi.org/10.61728/AE20259457>



¹ Profesora del Centro Universitario de Tonalá de la Universidad de Guadalajara. e-mail: perla.gonzalez6321@academicos.udg.mx

² Profesora-Investigadora del Centro Universitario de Tonalá de la Universidad de Guadalajara. e-mail: xio.garcia@academicos.udg.mx

³ Profesor-Investigador de la Universidad Nacional Autónoma de México. e-mail: faustor@ib.unam.mx

1. Introducción

En México, se experimenta una serie de problemas de índole ambiental que comprometen su desarrollo sostenible. Asimismo, algunos problemas son isomorfos a los que también experimentan países del primer mundo, relacionados con los procesos de industrialización y urbanización que se han acelerado en los últimos años. No obstante, otro tipo de problemas son característicos de los países en vías de desarrollo, y están asociados a la transformación del hábitat y la sobreexplotación de los recursos naturales (Sánchez-Bayo et al., 2013).

En este contexto, es posible afirmar que diversos eventos antrópicos han ocasionado transformaciones reversibles, cuasirreversibles e irreversibles *in situ*, que han afectado física y químicamente la composición de ríos, arroyos y cuerpos de agua en lo general. Es decir, la sustitución de vegetación y artificialización del suelo terminan aniquilando la flora y fauna nativas, y provocan una disminución de la cantidad de especies y una reducción de la calidad de los cuerpos de agua (Mateo-Sagasta et al., 2017). En este sentido, las actividades de índole agropecuario, la extracción, tratamiento y distribución del agua para consumo humano, la ocupación urbano-habitacional y los cambios de usos del suelo, entre otras actividades de índole fabril, producen residuos contaminantes que son vertidos con poco o nulo tratamiento en los cuerpos de agua receptores (Soto-Cortés, 2016).

Los habitantes del municipio de Tonalá, Jalisco, en México, desarrollan actividades agrícolas de una gran variedad de cultivos (SAGARPA, 2004), utilizando compuestos químicos peligrosos para la salud de los organismos nativos, así como del humano. Uno de esos compuestos nocivos es el dimetoato, de la familia de los organofosforados, que son arrastrados por escurrimientos a cuerpos de agua lénticos (FAO, 2021; Palma et al., 2009). A estas actividades, muy comunes en la región, se asocian cuerpos de agua temporales formados en las depresiones del

terreno, denominados humedales de temporal, que son embalses que pueden verse afectados por el ingreso de contaminantes usados en la zona. Sin embargo, dichos cuerpos de agua son sitios de reproducción de anfibios y otros organismos acuáticos (Palma et al., 2009). No obstante, estos organismos ocupan diversos hábitats espacial y temporalmente, pero dependen de estos lugares para reproducirse (Albarca y Herzig, 2002). Considerando que los anfibios son organismos sensibles a los contaminantes ambientales (Blaustein et al., 1994), se ha considerado que son indicadores de la calidad ambiental (Wake y Vredenburg, 2008).

Para este estudio se realizó una colecta de muestras de huevos de dos especies de anfibios, para ser utilizados como biomarcadores ambientales. Concretamente, las especies *Dryophytes eximius* (Olvera-Mendoza et al., 2023) y *Spea multiplicata* (Farr et al., 2010), las cuales se encuentran comúnmente en cuerpos de agua y están bien representadas en el centro y norte de México (Méndez de la Cruz et al., 2009).

El desarrollo larval de estos anfibios coincide en que la mitad de su ciclo de vida se cumple en ambientes acuáticos y el resto en ambientes terrestres. De ahí, se determinó que en estados larvales estas especies presentan una alta susceptibilidad y vulnerabilidad al cambio climático global (Pounds, 2005). Por ello, en este estudio se propone determinar la supervivencia de expuestos a diferentes concentraciones de diversos contaminantes.

En función de lo anterior, y a partir de bioensayos en laboratorio y extrapolación de efectos ocasionados por exposiciones ante agentes químicos, se determinó que resulta de gran importancia realizar estudios con poblaciones nativas de anfibios, utilizándolos como bioindicadores ambientales bajo condiciones cambiantes. Estos modelos son vitales para estudios ecotoxicológicos que sirvan como biomarcadores ambientales e indicadores de la salud y calidad del cuerpo de agua. Los anfibios nativos son organismos modelo para determinar la calidad del agua, ya que su sobrevivencia se ve afectada, aun a bajos niveles de contaminantes, por lo que pueden considerarse bioindicadores de la calidad de los cuerpos de agua.

2. Metodología

La metodología se indica en la Tabla 1 y la zona de estudio en la Figura 1.

Tabla 1
Fases del estudio

1. Ubicación del estudio			
Microcuenca El Ahogado (Tonalá, Jalisco):			
• Coordenadas: 20°32' latitud norte, 103°18' longitud oeste. • Altitud: 1200–1700 m s. n. m. • Colindancias: Municipios de Guadalajara, Zapotlanejo, Juanacatlán, El Salto y Tlaquepaque. • Superficie: 0.21 % del estado de Jalisco. • Cuerpo de agua: Presa La Rucia.			
2. Muestreo y recolección			
• Periodo: Junio y agosto de 2019. • Objetivo: Identificación de especies en el cuerpo de agua y estudio de huevos de anfibios. • Proceso: ◦ Recolección de huevos durante el estado reproductivo en la periferia del humedal. ◦ Cultivo en peceras durante 2 meses para observación del desarrollo larval. ◦ Análisis del estadio larval (basado en González-Ornelas, 2004).			
3. Especies estudiadas			
Especie	Nombre Común	Tamaño	Características
<i>Dryophytes eximius</i>	Ranita verde	3.5–4.0 cm (ambos sexos)	Cabeza triangular, discos adhesivos en patas.
<i>Spea multiplicata</i>	Sapo (Southern Spadefoot)	Machos: 4.7 cm; Hembras: 5.5 cm	Tamaño mediano, adaptación a ambientes áridos.

4. Diseño experimental

- Variables:
 - Variable de respuesta: Índice de mortandad por especie.
 - Factor: Contaminante organofosforado Dimetoato (0,0-Dimetil-S-N-metilcarbamoilometilo fosforo-ditioato).
 - Niveles:
 - Control (0 concentración).
 - Dos niveles de dosis del contaminante (0Ug, 0.2Ug, 0.25Ug)
 - Réplicas: 4 individuos por nivel y especie.
 - Organismos por condición: 20 ejemplares por pecera.
-

5. Condiciones controladas

- Parámetros fisicoquímicos:
 - Temperatura: 20 °C.
 - Fotoperiodo: 14 horas luz / 10 horas oscuridad.
-

6. Análisis estadístico

- Objetivo: Determinar ecuaciones de sensibilidad al contaminante
 - Métodos:
 - Correlación (tipo y fuerza mediante (r²)).
 - Regresión para modelar la relación entre dosis y mortandad.
 - Validación:
 - Intervalo de confianza del 95 % ($p < 0.05$).
 - Diseño factorial con dos factores independientes (sin interacción).
 - El diseño experimental es cuantitativo porque se basa en la medición numérica y el análisis estadístico para probar hipótesis. Su objetivo es identificar relaciones de causa-efecto entre variables mediante la manipulación controlada de una variable independiente y la observación de su impacto en una variable dependiente, utilizando datos estructurados y replicables.
-

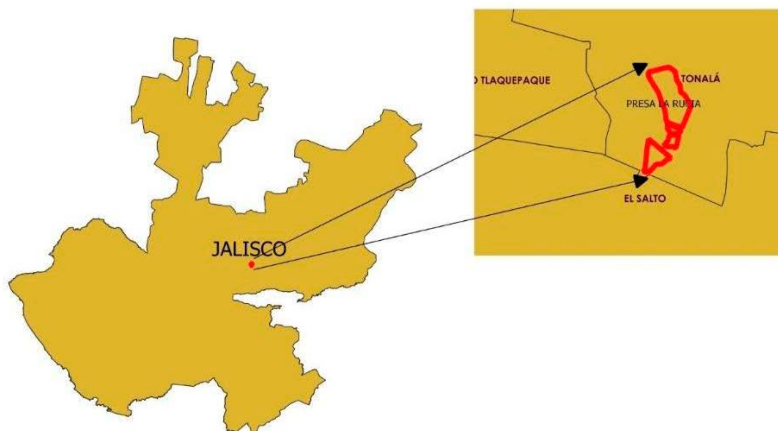
7. Objetivo principal

Determinar ecuaciones que expliquen la sensibilidad de las especies a diferentes niveles de Dimetoato, mediante modelos estadísticos validados.

Fuente: González-Ornelas, 2016.

Figura 1

Delimitación de la Presa La Rucia en la Cuenca de El Ahogado, Tonalá, Jalisco



Fuente: González-Ornelas, 2016.

3. Resultados

La supervivencia contra la concentración de organofosforados de las dos especies: Valor de sobrevivencia organofosforado de las dos especies: índice de supervivencia para este estudio comparando las dos especies (*Dryophytes eximius* y *Spea multiplicata*) contra el nivel de concentración de organofosforados (OP) (Figura 2).

Figura 2

Supervivencia en diferentes dosis de exposición para ambas especies.

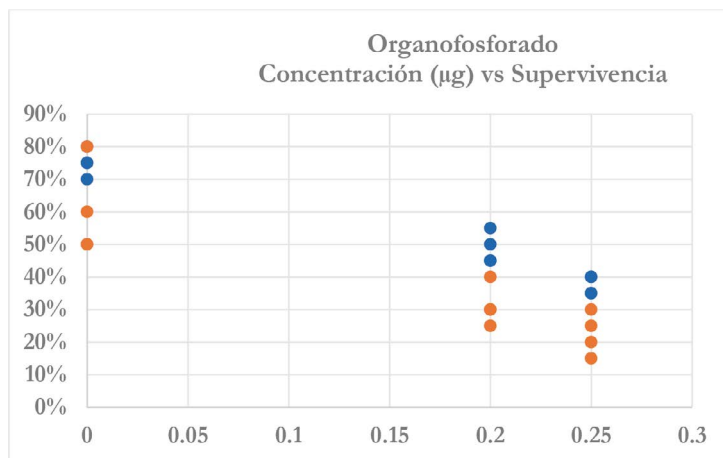


Fuente: González-Ornelas, 2016.

Análisis de supervivencia especies utilizadas (*Dryophytes eximius* y *Spea multiplicata*) (Figura 3).

Figura 3

Supervivencia de Dryophytes eximius y Spea multiplicata en función del nivel de concentración de Organofosforados Dimetoato.



Naranja: *Dryophytes eximius*

Azul: *Spea multiplicata*

Fuente: González-Ornelas, 2016.

Ambas especies (*Dryophytes eximius* y *Spea multiplicata*) presentan una correlación negativa en supervivencia con la concentración del organofosforado dimetoato. Los datos marcan una clara relación: esto es, a mayor nivel de OP, menor supervivencia. El índice de regresión nos muestra un valor $r^2 = 91.4$, lo cual significa que la ecuación mostrada explica el 91.4 % del comportamiento, lo cual es muy aceptable.

Los valores de P, tanto para los componentes de la ecuación como para el modelo (análisis de varianza), son menores a 0.05, por lo que se consideran estadísticamente significativos y válidos para explicar la supervivencia (Tabla 2).

Tabla 2
Índice de supervivencia (*Dryophytes eximius*). Organofosforado

Predictores	Coefficientes	Error cuadrático	Valor de T	Valor de P
Constante	0.73036	0.02834	25.77	0.000
OP (µg)	-0.00005141	0.00000481	-10-68	0.000

Fuente: González-Ornelas, 2016.

Basados en el valor de P obtenido en el análisis, podemos concluir que los componentes de la ecuación son estadísticamente válidos ($P < 0.05$). Valor estándar $S = 0.0652141$, R cuadrada $R-Sq = 91.9 \%$, R cuadrada ajustada $R-Sq (adj) = 91.1 \%$. Los resultados del análisis de varianza y el valor de P obtenido nos confirman que la ecuación de regresión es estadísticamente válida ($P < 0.05$) (Tabla 3). Asimismo, solo en el orden de los residuos se encontró una varianza alta, la cual, al no repetirse en el resto de los grupos, se considera no representativa.

Tabla 3
Análisis de Varianza (*Dryophytes eximius*)

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F	Valor de P
Regresión	1	0.48476	0.48476	113.98	0.000
Error residual	10	0.04253	0.00425		
Total	11	0.52729			

Fuente: González-Ornelas, 2016.

Análisis de regresión del índice de supervivencia de la especie *Spea multiplicata*, comparada con la concentración de acetato de plomo (Tabla 4).

Tabla 4*Análisis de regresión índice de supervivencia de (S. multiplicata) vs Dimetoato.*

Predictores	Coeficientes	Error cuadrático	Valor de T	Valor de P
Constante	1	0.0.820051	34.57	0.000
Pb (µg)	1	0.197865	45.23	0.000

Fuente: González-Ornelas, 2016.

Los componentes de la ecuación son estadísticamente válidos ($P < 0.05$). Valor estándar $S = 0.0661438$ R cuadrada $R\text{-Sq} = 96.3 \%$ R cuadrada ajustada $R\text{-Sq}(\text{adj}) = 95.4 \%$ (Tabla 5).

Tabla 5*Análisis de Varianza para (Spea multiplicata).*

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	F	Valor de P
Regresión	2	1.01792	0.508958	116.33	0.000
Error residual	9	0.03938	0.004375		
Total	11	1.05729			

Fuente: González-Ornelas, 2016.

La ecuación de regresión es estadísticamente válida ($P < 0.05$). La validación de supuestos de la regresión para *Spea multiplicata* (normalidad, ortogonalidad y homocedasticidad, varianzas iguales) Solo en el orden de los residuos se encontró una varianza alta, la cual, al no repetirse en el resto de los grupos, se considera no representativa.

4. Discusión

Este estudio analizó la supervivencia de dos especies de anfibios, *Dryophytes eximius* y *Spea multiplicata*, frente a la exposición a organofosforados (OP), específicamente dimetoato. Los resultados revelan patrones claros y estadísticamente significativos que permiten discutir las implicaciones ecológicas y metodológicas de la investigación.

4.1. Correlación negativa entre la concentración de OP y la supervivencia

Ambas especies mostraron una correlación negativa entre la concentración de organofosforados y su supervivencia. Esto significa que, a medida que aumenta la concentración de OP, la supervivencia de las especies disminuye. Este hallazgo es consistente con estudios previos que han demostrado la toxicidad de los organofosforados en anfibios, los cuales afectan su sistema nervioso y su capacidad para sobrevivir en ambientes contaminados. La alta toxicidad de estos compuestos puede explicarse por su mecanismo de acción, que inhibe la enzima acetilcolinesterasa, esencial para el funcionamiento del sistema nervioso.

4.2. Validez estadística del modelo

El análisis de regresión mostró un alto coeficiente de determinación ($R^2 = 91.4\%$ para OP), lo que indica que el modelo explica la relación entre los datos. Además, los valores de p menores a 0.05 para los componentes de la ecuación y el análisis de varianza (ANOVA) confirman que los resultados son estadísticamente significativos. Esto refuerza la confianza en que la relación observada entre la concentración de contaminantes y la supervivencia no es aleatoria, sino que refleja un efecto real.

4.3. Implicaciones ecológicas

Los resultados tienen implicaciones importantes para la conservación de estas especies, especialmente en áreas agrícolas donde los organofosforados se utilizan comúnmente como pesticidas. La disminución en la supervivencia de anfibios puede tener efectos en cascada en los ecosistemas, ya que estos animales desempeñan roles clave como depredadores de insectos y presas para otros animales. Además, la exposición OP también representa una amenaza adicional para *Spea multiplicata*, lo que subraya la necesidad de monitorear y regular el uso de estos contaminantes.

4.4. Limitaciones del estudio

Aunque los resultados son robustos, es importante considerar algunas limitaciones. Por ejemplo, la alta varianza observada en el orden de los residuales podría indicar la presencia de factores no controlados que afectan la supervivencia. Además, el estudio se centró en dos especies específicas, que pueden considerarse indicadores de la calidad ambiental. También sería útil evaluar los efectos combinados de múltiples contaminantes, ya que en ambientes naturales, los organismos están expuestos a una mezcla de sustancias tóxicas.

4.5. Recomendaciones para futuras investigaciones

Sería valioso ampliar el estudio para incluir más especies y evaluar los efectos combinados de múltiples contaminantes. También sería útil investigar los mecanismos fisiológicos específicos que hacen que estas especies sean sensibles a los organofosforados. La información sobre los efectos de los plaguicidas asociados a la agricultura es uno de los principales factores causantes del declive de la población mundial de los anfibios, que ha sido ampliamente documentada (Mann, 2009). Las investigaciones aplicadas a la ecotoxicología, principalmente con plaguicidas en anfibios. Se ha trabajado especialmente en datos derivados de investigaciones que se realizaron en bioensayos de toxicidad en laboratorios. Los siguientes estudios arrojaron resultados contundentes sobre los efectos letales de los daños neurotóxicos que afectan directamente sobre el sistema nervioso (Widder 2008; Brunelli 2009 et al., 2009; Agostini, 2010). Además, estudios previos evidencian los efectos negativos sobre el crecimiento, de la misma manera que sucede en *Hyla eximia* y *Spea multiplicata*, de acuerdo con la presente investigación (Richards y Kendall, 2003).

En el presente estudio fue posible mostrar que la exposición en condiciones de bioensayos que fueron replicados, de igual manera que fueron citados en la literatura, a mínima reducción de movimiento natatorio o, en su defecto, nado errático, así como el retraimiento del crecimiento, fueron resultados muy marcados durante la fase experimental (Linder y Lehman, 2005). El nivel de los efectos observados en los bioensayos

es concordante con las características del proceso de toxicidad, donde muchos estudios citados con anterioridad (Lehman y Williams, 2010).

La mayoría de estudios que documentan el efecto de plaguicidas fueron realizados en laboratorios y se manejaron bajo exposiciones a plaguicidas en forma de compuestos activos. Aún se encuentra poca información sobre investigaciones realizadas y disponible sobre el efecto que causan fórmulas comerciales como lo es el organofosforado como el dimetoato (Lehman y Williams, 2010).

5. Conclusiones

Este estudio evidencia que la exposición a organofosforados, específicamente al dimetoato, reduce significativamente la supervivencia larval de *Dryophytes eximius* y *Spea multiplicata* en el humedal de la Presa La Rucia (Tonalá, Jalisco). Los resultados demuestran una correlación negativa robusta entre la concentración del contaminante y la viabilidad de ambas especies ($R^2 = 91.4\%$ para OP; $p < 0.05$), validando su uso como bioindicadores de calidad ambiental. La alta sensibilidad de estos anfibios, incluso a bajas concentraciones de dimetoato (0.2-0.25 μg), resalta su vulnerabilidad ante actividades antropogénicas asociadas a la agricultura, como el uso de plaguicidas y la transformación del hábitat.

Los modelos de regresión obtenidos confirman que el dimetoato actúa como un factor crítico de estrés ecotoxicológico, con implicaciones directas en la disminución de biodiversidad y en la salud de los ecosistemas acuáticos. Estos hallazgos refuerzan la necesidad de regular el uso de agroquímicos en zonas cercanas a cuerpos de agua y de implementar estrategias de monitoreo continuo que integren biomarcadores larvales. No obstante, se recomienda ampliar la investigación a condiciones *in situ* y evaluar efectos sinérgicos con otros contaminantes, considerando las limitaciones de los bioensayos controlados para replicar la complejidad de los ambientes naturales.

En conclusión, el trabajo aporta evidencia cuantitativa para la conservación de anfibios en regiones agrícolas, subrayando su papel como centinelas ambientales y la urgencia de políticas que equilibren el desarrollo agroindustrial con la sostenibilidad ecológica.

6. Referencias

- Albarca, N. & Herzig, M. (Eds.). (2002). *Manual para el manejo y la conservación de los humedales de México* (3.^a ed.). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales; Arizona Game and Fish Department; North American Wetland Conservation Council; U.S. Fish and Wildlife Service; Society of Wetland Scientists.
- Baird, S. F. (1854). *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 7, 61.
- Blaustein, A. R., Wake, D. B. & Sousa, W. P. (1994). Amphibian declines: Judging stability, persistence, and susceptibility of populations to local and global extinctions. *Conservation Biology*, 8(1), 60–71. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1994.08010060.x>
- Brunelli, E., Bernabó, I., Berg, C., Lundstedt-Enkel, K., Bonacci, A. & Tripepi, S. (2009). Environmentally relevant concentrations of endosulfan impair development, metamorphosis and behaviour in *Bufo bufo* tadpoles. *Aquatic Toxicology*, 91, 135–142. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.10.005>
- Cope, E. D. (1863). On *Trachycephalus*, *Scaphiopus* and other *Batrachia*. *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia*, 15, 43–54.
- Farr, W., Godambe, A. & Lazcano, D. (2010). *Spea multiplicata* (Mexican Spadefoot). Predation. *Herpetological Review*, 41(2), 209.
- González-Ornelas, P. P. (2004). *Desarrollo de un baño de Vibrio parahaemolyticus* [Tesis de licenciatura, Universidad de Guadalajara].
- González-Ornelas, P. P. (2016). *Estudio ecotoxicológico de biomarcadores ambientales (Amphibia) en el humedal Presa La Ruicia, municipio de Tonalá, Jalisco*. <http://sieg.gob.mx/contenido/Municipios/Tonala.pdf>
- Lehman, C. M. & Williams, B. K. (2010). Effects of current-use pesticides on amphibians. En D. W. Sparling, G. Linder & C. A. Bishop (Eds.), *Ecotoxicology of amphibians and reptiles* (2.^a ed., pp. 167–202). SETAC Press.
- Linder, G. & Lehman, C. M. (2005). Ecotoxicology of amphibians and reptiles in a nutshell. En D. W. Sparling, G. Linder & C. A. Bishop (Eds.), *Ecotoxicology of amphibians and reptiles* (2.^a ed., pp. 69–103). SETAC Press.

- Mann, R. M. & Hodson, H. R. (2009). Amphibians and agricultural chemicals: Review of the risks in a complex environment. *Environmental Pollution*, 157, 2903–2927. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.05.018>
- Mateo-Sagasta, J., Zadeh, S. M. & Turrall, H. (2017). *Water pollution from agriculture: A global review*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura; International Water Management Institute.
- Méndez-de la Cruz, F. R., Díaz de la Vega-Pérez, A. H. & Jiménez, V. H. (2009). Herpetofauna. En A. Lot & Z. Cano-Santana (Eds.), *Biodiversidad del ecosistema del Pedregal de San Ángel* (pp. 243–260). Universidad Nacional Autónoma de México.
- Olvera-Mendoza, A. I., Hernández-Jiménez, E., Díaz-Marín, C. A. & Ramírez-Bautista, A. (2023). Primer registro de electromelia de *Dryophytes eximius* (Anura: Hylidae) del centro de México. *Revista Latinoamericana de Herpetología*, 6(3), e746. <https://doi.org/10.22201/fc.25942158e.2023.3.746>
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). (2021). *Código Internacional de Conducta para la Gestión de Plaguicidas*. <https://www.fao.org/3/cb3328es/cb3328es.pdf>
- Palma, G., Barra, R., Ruiz, J., Parra, O., Pizarro, H. & Vera, J. (2009). Environmental risk assessment of pesticide residues in aquatic systems. *Chemosphere*, 76(6), 813–821. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.04.032>
- Pounds, J. A., Fogden, M. P. L. & Masters, K. L. (2005). Responses of natural communities to climate change in a highland tropical forest. En T. E. Lovejoy & L. Hannah (Eds.), *Climate change and biodiversity* (pp. 70–74). Yale University Press.
- Richards, S. M. & Kendall, R. J. (2003). Physical effects of chlorpyrifos on two stages of *Xenopus laevis*. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 66(1), 75–91. <https://doi.org/10.1080/00984100306412>
- Sánchez-Bayo, F., Hyne, R. V. & Navarro-Cantero, G. (2013). Ecological impacts of pesticides in freshwater ecosystems. *Science of the Total Environment*, 454–455, 1–326. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.051>

- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA). (2004). *Boletín oficial*, núm. 004/04 [Mimeo].
- Soto-Cortés, J. J. (2016). La modificación del suelo agrícola a urbano en el municipio de Texcoco, estado de México. *Revista Espacio I+D Innovación más Desarrollo*, 5(10), 106–132. <https://doi.org/10.31644/IMASD.10.2016.a05>
- Tonalá, H. Ayuntamiento de. (2010). Plan Municipal de Desarrollo de Tonalá 2010–2012.
- Wake, D. B. & Vredenburg, V. T. (2008). Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(Suppl. 1), 11466–11473. <https://doi.org/10.1073/pnas.0801921105>
- Widder, P. D. & Bidwell, J. R. (2008). Tadpole size, cholinesterase activity and swim speed in four frog species after exposure to sub-lethal concentrations of chlorpyrifos. *Aquatic Toxicology*, 88, 9–18. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.03.005>

Eje 3

Sostenibilidad y manejo de aguas

Capítulo 3.1

Evaluación económica y ambiental del tratamiento de aguas residuales en Durango: Un enfoque de desarrollo sostenible

*Flores Montelongo Isela¹
Arcadia Peralta Edgar Antonio²
Flores Vilchez Fernando³*

DOI: <https://doi.org/10.61728/AE20259464>



¹ Profesora del Instituto Tecnológico de Durango. e-mail: iselafm@yahoo.com.mx

² Profesor Investigador de la Universidad Autónoma de Nayarit. e-mail: edgar.arcadia@uan.edu.mx

³ Profesor Investigador de la Universidad Autónoma de Nayarit. e-mail: vilchez@uan.edu.mx

1. Introducción

A nivel mundial, la transición hacia una gestión hídrica sostenible exige integrar enfoques de economía circular que prioricen la reutilización del agua, la recuperación energética y la reducción de vertidos sin tratar (OECD, 2025). En América Latina, aunque se han dado pasos importantes, la región enfrenta barreras técnicas, normativas y culturales que limitan la implementación plena de estos modelos (Farfán Chilicaus et al., 2025; Beckett, 2025). El caso de zonas áridas y semiáridas, como el norte de México, es particularmente crítico debido a la presión creciente sobre las fuentes hídricas por el cambio climático y la urbanización acelerada (Karimi et al., 2024). Estudios recientes señalan que la aplicación de tecnologías circulares innovadoras en esquemas de tratamiento puede incrementar la eficiencia de los sistemas suministradores del agua, mejorar la viabilidad financiera de los sistemas y fortalecer la resiliencia ante escenarios climáticos adversos (Awinia et al., 2025). Este contexto plantea la necesidad de desarrollar infraestructura hídrica inteligente, evaluada con indicadores de “water smartness” que permitan medir su contribución a la sostenibilidad y la adaptación climática (Bosco et al., 2025).

El informe más reciente de la Organización Mundial de la Salud estima que en 2024 el 56 % del flujo de aguas residuales domésticas fue tratado de manera segura, lo que significa que casi la mitad de las descargas aún no cumple con estándares de tratamiento (World Health Organization, 2025). Según la United Nations University – Institute for Water, Environment and Health (2024), la capacidad de tratamiento varía significativamente según el nivel de ingresos de las naciones: en las de ingresos altos se alcanza un 74 %, mientras que en las de ingresos bajos apenas llega al 4.3 %, con un promedio global del 52 %.

En América Latina y el Caribe, la situación es particularmente compleja: el 54 % del flujo doméstico de aguas residuales no recibe tratamiento

(OECD, 2025), en un contexto de urbanización acelerada, presiones crecientes sobre las fuentes hídricas y desigualdades en el acceso a infraestructura, lo que limita el avance hacia la meta 6.3 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible.

Llevar a cabo una adecuada gestión del uso del agua es fundamental, especialmente en regiones que han experimentado escasez y contaminación, ya que optimizar este proceso conlleva una mayor sostenibilidad ambiental (Benstaali et al., 2024). El desarrollo y crecimiento de los países varía en la medida del suministro de agua (Hashem y Qi, 2021); sin embargo, fenómenos socioeconómicos como la sobrepoblación incrementan la demanda y agravan la escasez (Hussain et al., 2019). El agua es uno de los recursos naturales más afectados a lo largo del tiempo, y su disponibilidad y calidad son determinantes para mantener el equilibrio entre el desarrollo económico y ambiental de los países (Zhang et al., 2020) y preservar la salud de la población (Zuccarello et al., 2021). Es esencial en los procesos productivos y en la vida cotidiana, por lo que se debe evitar su sobreexplotación y mejorar su tratamiento.

En este escenario, muchos países de América Latina enfrentan alta escasez, contaminación y suministro inadecuado debido a la sobrepoblación, la mala planificación urbana y la desigualdad social. Un ejemplo claro es la Ciudad de México, caracterizada por una gestión ineficiente, insostenible y desigual del agua (García-Sánchez y Güereca, 2019), situación que se repite en la mayoría de los estados, lo que hace importante resaltar que una gestión adecuada de los recursos hídricos no solo protege la salud y los ecosistemas, sino que también impulsa el desarrollo económico y social.

México ha mostrado avances: el porcentaje de aguas residuales tratadas aumentó de 43.14 % en 2015 a 49.1 % en 2019 (United Nations Statistics Division, 2024), aunque persisten retos en zonas rurales y en la modernización de plantas para cumplir con normativas más estrictas. En este sentido, la ciudad de Durango ha realizado un gran esfuerzo para tratar el 100 % de sus aguas residuales, reconociendo la importancia de equilibrar el crecimiento urbano e industrial con la sostenibilidad ambiental. Sin embargo, el incremento en la generación de aguas residuales debido al desarrollo económico y demográfico exige reforzar la infraestructura

existente. Por ello, el proyecto de una nueva planta de tratamiento busca incrementar la capacidad futura del sistema, garantizando la calidad del agua, reduciendo impactos ambientales y asegurando la disponibilidad del recurso hídrico para las próximas generaciones. La intervención del Estado a través de regulaciones e incentivos financieros puede fomentar inversiones en infraestructura hídrica y reducir el impacto ambiental negativo.

A la par de estos retos estructurales, el cambio climático emerge como uno de los principales desafíos del siglo XXI, cuyos efectos se manifiestan con especial intensidad en la disponibilidad y calidad del agua. La alteración del ciclo hidrológico, el incremento de eventos extremos como sequías o lluvias intensas y la variabilidad térmica amenazan la sostenibilidad de los sistemas urbanos e infraestructuras hídricas. En este contexto, el tratamiento de aguas residuales adquiere una nueva dimensión: no solo como instrumento de saneamiento, sino como un componente estratégico para la mitigación y adaptación al cambio climático (IPCC, 2018; Ávila y Argueta, 2024).

En México, y particularmente en estados semiáridos como Durango, el desafío no radica solo en alcanzar cobertura de tratamiento, que en el caso del municipio ya es del 100 %, sino en modernizar y expandir las capacidades tecnológicas de sus plantas para responder a nuevas exigencias ambientales y climáticas. A pesar de este logro, persiste la necesidad de transitar hacia modelos de gestión hídrica más eficientes, resilientes y compatibles con los principios de economía circular y sostenibilidad a largo plazo.

Este capítulo analiza el caso del municipio de Durango, México, desde una perspectiva que articula los enfoques de economía ambiental y cambio climático y, a través de una evaluación económica y ambiental del proyecto de una nueva planta de tratamiento, se busca evidenciar cómo este tipo de infraestructura puede convertirse en un instrumento de resiliencia climática, alineado con los Objetivos de Desarrollo Sostenible (especialmente ODS 6, 11 y 13), así como con los compromisos nacionales en materia de cambio climático.

El objetivo de este trabajo consiste en evaluar la viabilidad económica y ambiental del tratamiento de aguas residuales en la ciudad de Durango como una estrategia de adaptación y mitigación ante el cambio climático,

mediante el análisis de costos, beneficios y externalidades asociados a la implementación de una nueva planta de tratamiento con tecnología avanzada y criterios de sostenibilidad hídrica.

1.1. Cambio climático y recursos hídricos urbanos

El cambio climático ha intensificado los desafíos relacionados con la gestión del agua, especialmente en zonas áridas y semiáridas como el norte de México, ya que los efectos del calentamiento global como el aumento de temperaturas, la disminución de la precipitación efectiva y la mayor frecuencia de sequías impactan directamente en la disponibilidad y calidad del agua (IPCC, 2023) y la infraestructura hídrica urbana debe adaptarse a estos escenarios mediante soluciones que promuevan tanto la resiliencia como la mitigación, por lo que la gestión del agua ya no puede entenderse de forma aislada sino como un eje transversal para alcanzar los Objetivos de Desarrollo Sostenible, particularmente el ODS 6 (agua limpia y saneamiento), el ODS 11 (ciudades sostenibles) y el ODS 13 (acción por el clima).

1.2. Infraestructura de tratamiento como estrategia de adaptación y mitigación

Las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) han evolucionado de sistemas tradicionales de saneamiento a plataformas estratégicas de recuperación de recursos y mitigación climática, con tecnologías emergentes como los reactores de membrana, el aprovechamiento de biogás, la generación de energía a partir de lodos y el reúso de agua tratada que permiten que estas infraestructuras contribuyan activamente a la reducción de gases de efecto invernadero (Ávila y Argueta, 2024; Faragò, 2022; Garrido-Baserba et al., 2020).

Cuando se integran con enfoques de soluciones basadas en la naturaleza, como humedales artificiales o infraestructura verde, las PTAR también ofrecen beneficios de adaptación al clima: aumentan la recarga hídrica, mejoran la calidad de los cuerpos receptores y reducen el riesgo de inundaciones (WWAP/UNESCO, 2018; Cassin y Locatelli, 2020).

1.3. Economía ambiental y circular del agua

Desde el enfoque de economía ambiental, el tratamiento de aguas residuales puede evaluarse considerando no solo los costos financieros, sino también los beneficios ambientales y sociales asociados, como la mejora en la salud pública, la valorización de subproductos y la reducción del deterioro ambiental. Este análisis es clave para justificar inversiones públicas y privadas en infraestructura climáticamente inteligente (Azqueta, 2007).

En este contexto, la economía circular del agua se convierte en una estrategia clave para cerrar los ciclos del recurso mediante la reutilización, el reciclaje y la valorización de residuos. A pesar de los avances, aún persisten barreras operativas, normativas y culturales que limitan su implementación en América Latina (Sánchez et al., 2024). Herramientas como el Análisis de Ciclo de Vida (LCA), la Huella de Carbono (CFP) y el Análisis Costo-Beneficio (CBA) permiten cuantificar integralmente los impactos y beneficios de este tipo de proyectos (Fragò, 2022).

1.4. Gestión integrada y sostenibilidad hídrica en el contexto mexicano

La Gestión Integrada de Recursos Hídricos (GIRH) es un enfoque cada vez más relevante en México, donde se busca combinar eficiencia técnica, equidad social y sostenibilidad ambiental, y exige modelos de gobernanza que integren a actores múltiples: gobierno, sociedad, sector privado y academia, para garantizar soluciones de largo plazo. En este marco, la evaluación de proyectos como nuevas plantas de tratamiento debe incorporar indicadores ambientales, sociales y económicos, así como variables climáticas futuras, de manera que se favorezcan decisiones resilientes y costoefectivas (Navarro et al., 2020).

a) Contabilidad ambiental

La contabilidad ambiental busca integrar los costos ecológicos en los análisis financieros de proyectos de infraestructura hídrica. Este enfoque permite medir la sostenibilidad de los recursos naturales, evaluar la

eficiencia de los sistemas de tratamiento de aguas y diseñar estrategias para la gestión del agua a largo plazo (Obst et al., 2015). El capital natural, entendido como el stock de recursos hídricos disponibles para su uso, juega un papel fundamental en la planificación de políticas de tratamiento de aguas residuales (Dasgupta, 2021). La implementación de estrategias de contabilidad ambiental, como el cálculo de la huella hídrica y la depreciación ecológica, ha sido propuesta como una alternativa viable para mejorar la sostenibilidad de los sistemas de saneamiento (Lange et al., 2018).

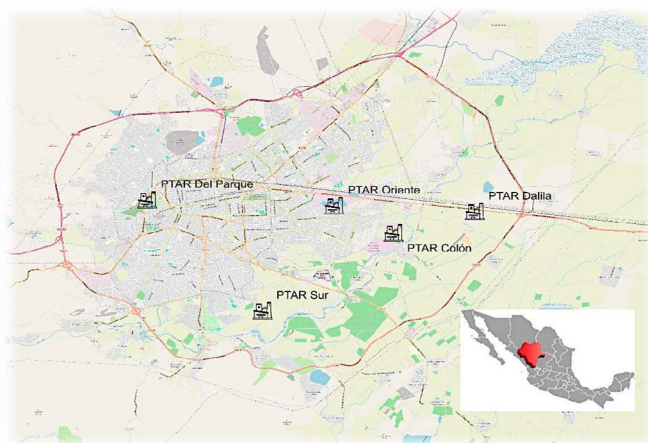
En el caso del proyecto de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR), la aplicación de la contabilidad ambiental permite incorporar el costo del deterioro ambiental, los beneficios de la reducción de contaminación y la economía circular derivada del uso eficiente del agua tratada. Según Delacore y Martínez (2021), la contabilidad ambiental en proyectos hídricos debe considerar la valorización del recurso agua y los costos externos asociados con la degradación de ecosistemas acuáticos.

b) Tratamiento de aguas residuales en la ciudad de Durango

El sistema de tratamiento de aguas residuales en Durango cuenta con cinco plantas que, en conjunto, tienen una capacidad instalada de 2,550 litros por segundo (l/s). Cada una de estas plantas opera con diferentes tecnologías y niveles de eficiencia. Según los análisis más recientes, la calidad del agua tratada en estas instalaciones cumple con la normatividad vigente, ya que los valores de Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días (DBO5) y Sólidos Suspendidos Totales (SST) se encuentran dentro de los límites permitidos (AMD, 2024) (Figura 1).

Figura 1

Mapa de ubicación de las plantas de tratamiento de aguas residuales en la ciudad de Durango



Fuente: Elaboración propia

c) Planta de Tratamiento Oriente

Esta planta opera bajo un sistema de lagunas aireadas, y está diseñada con una capacidad de 2 000 l/s, de los cuales actualmente procesa 1 650 l/s, y su principal función es tratar aguas residuales de origen doméstico, destinando el efluente tratado a actividades agrícolas, procesos industriales y riego de jardines (AMD, 2024).

d) Planta de Tratamiento Sur

Utiliza un sistema de lodos activados y cuenta con una capacidad de diseño de 400 l/s, aunque en la actualidad trata 350 l/s, cuya agua depurada proviene de fuentes domésticas y se reutiliza en riego agrícola y de jardines (AMD, 2024).

e) *Planta de Tratamiento Cristóbal Colón*

Esta planta también opera con el método de lodos activados, con una capacidad instalada de 100 l/s; sin embargo, actualmente solo procesa el 50 % de su capacidad, es decir, 50 l/s. El agua tratada se destina a la irrigación agrícola (AMD, 2024).

f) *Planta de Tratamiento del Parque*

Con una capacidad de diseño de 30 l/s, esta planta opera con un sistema de lodos activados y actualmente trata un volumen de 20 l/s. Su efluente se destina al riego de cultivos y otras actividades agrícolas (AMD, 2024).

g) *Planta de Tratamiento Dalila*

Diseñada para operar con lodos activados, esta planta tiene una capacidad de 20 l/s. No obstante, debido a la baja disponibilidad de caudal, en la actualidad se encuentra prácticamente fuera de operación (AMD, 2024) (Tabla 1).

Tabla 1
Plantas de Tratamiento de Aguas residuales en la ciudad de Durango

Nombre PTAR	Tipo de tratamiento	Tipo de planta	Inicio de operación	Capacidad de diseño (l/s)	Capacidad Tratada (l/s)	Volumen tratado (m³/año)
Oriente	(Aerobia Proceso Bio- lógico)	Lagunas Aireadas	Enero 1996	2 000	1 650	42 461 347
Sur	Biológico	Lodos Activados	Enero 2010	400	350	11 599 279
Cristobal Colón	Biológico	Lodos Activados	Marzo 2013	100	50	1 494 970
Del Parque	Biológica (Aireación Semi Exten- dida)	Lodos Activados	Junio 2014	30	20	163 330
Dalila	Aerobio Anóxico	Lodos Activados	Agosto 2015	20	0.5	31 000

Fuente: Aguas del municipio de Durango

h) Reuso del agua tratada

El agua tratada es principalmente de origen doméstico y se reutiliza en actividades agrícolas, industriales y para el riego de áreas verdes, de acuerdo con la Tabla 2.

Tabla 2
Reuso del agua tratada en el Municipio de Durango, Dgo.

Nombre PTAR	Reuso del agua tratada
Oriente	Para uso agrícola del Distrito de Riego 052 módulo III, riego de camellones,, industrial (Unión Fenosa) y descarga a cuerpo receptor (tipo B Acequia Grande)
Sur	Para uso agrícola del Distrito de Riego 052 módulo III, riego de camellones, venta al Club Campestre y Fracc Real Privanzas y Privanzas.
Cristobal Colón	Para uso agrícola y cuerpo receptor (tipo B río Tunal)
Del Parque	Riego de áreas verdes en parque, llenado de lago y apoyo de pipas de la Secretaría de Recursos Naturales y Medio Ambiente.
Dalila	Riego de áreas verdes en pipas carretera México.

Fuente: Aguas del Municipio de Durango

En cuanto a la calidad del efluente, las plantas operan bajo normativas nacionales que establecen límites permisibles para diversos contaminantes, asegurando que el agua tratada cumpla con los estándares requeridos para su reutilización y para la protección de los cuerpos receptores (AMD, 2024). Para ampliar la capacidad de tratamiento y atender el crecimiento urbano, AMD ha desarrollado proyectos como la ampliación de la Planta Sur, incrementando su capacidad de 400 a 1 000 l/s, y la construcción de una nueva planta en el Ejido 20 de noviembre, con capacidad para tratar 500 l/s adicionales.

i) Tecnología propuesta para la Planta de Tratamiento de Agua Residuales Ejido 20 noviembre

El sistema de tratamiento de aguas residuales Bio Reactores Multi-Media (MMBR) es una tecnología avanzada que combina múltiples tipos de medios biológicos (biopelícula granular, suspendida y fija) en un solo reactor. Su diseño optimiza la capacidad de tratamiento al permitir una alta densidad de biomasa, lo que mejora la digestión de la carga orgánica y facilita la recuperación de energía en forma de biogás y nutrientes (Azi Applied Technology y AmphiBIO Technologies, 2023).

Los MMBR destacan por su eficiencia energética y versatilidad, ya que pueden operar con influentes de baja y alta carga orgánica, desde aguas residuales municipales hasta industriales con más de 100,000 mg/l de DQO. Su capacidad modular permite ampliar el tratamiento mediante configuraciones en serie o en flujo paralelo.

El proceso de tratamiento MMBR integra etapas físicas y biológicas que generan un efluente de alta calidad. Utiliza tecnologías patentadas que maximizan la eficiencia del sistema, incluyendo biomasa granular (alta densidad y capacidad de sedimentación), difusa o suspendida (excelente digestión, pero susceptible a lavado hidráulico) y fija (biopelícula adherida a bioprotectores de HDPE que garantizan estabilidad y alto rendimiento en eliminación de materia orgánica). Este enfoque modular y adaptable hace de los MMBR una solución innovadora para el tratamiento sostenible de aguas residuales (Azi Applied Technology y AmphiBIO Technologies, 2023).

j) Comparación con Otros Sistemas Operadores en México:

- 1) Cobertura Nacional: A nivel nacional, México cuenta con 2 337 plantas de tratamiento de aguas residuales, de las cuales aproximadamente el 30 % operan bajo el proceso de lodos activados. Sin embargo, solo se trata alrededor del 53 % del agua residual generada en el país (Galindo Pardo et al., 2020).
- 2) Posición de Durango: La ciudad de Durango sobresale al tratar el 100 % de sus aguas residuales, superando significativamente el promedio

nacional y posicionándose como una de las pocas ciudades en México con esta cobertura completa. Estos esfuerzos reflejan el compromiso de Durango con la gestión sostenible del agua y la protección del medio ambiente. El sistema operador AMD en Durango demuestra una gestión eficiente en el tratamiento de aguas residuales, con una cobertura total y esfuerzos continuos en el mantenimiento y mejora de sus instalaciones, situándose por encima del promedio nacional en este ámbito.

1.5. Objetivo de la investigación

El objetivo de esta investigación fue evaluar la viabilidad económica y ambiental de implementar una nueva Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) en la ciudad de Durango, considerando criterios de sostenibilidad hídrica, economía circular y adaptación al cambio climático. Para lograrlo, se combinó el análisis de información documental, entrevistas semiestructuradas a actores clave y la aplicación de herramientas de evaluación financiera y ambiental.

2. Metodología

2.1 Diseño de investigación

El estudio adoptó un enfoque mixto (cualitativo-cuantitativo), de carácter descriptivo y de corte transversal, desarrollado entre enero y marzo de 2024.

- a) Enfoque cualitativo: para identificar percepciones, experiencias y retos en la gestión de aguas residuales a partir de entrevistas a personal especializado.
- b) Enfoque cuantitativo: para medir indicadores financieros y ambientales mediante datos numéricos oficiales y cálculos propios.
- c) Carácter descriptivo: porque se describe la situación actual del tratamiento de aguas residuales y se evalúan posibles escenarios de mejora.
- d) Corte transversal: la recolección de datos se realizó en un único periodo temporal, sin seguimiento longitudinal.

2.2. Procedimiento general

El trabajo de investigación se desarrolló en tres fases:

2.2.1. Revisión documental y diagnóstico inicial:

- a) Se recopilaron informes técnicos de *Aguas del Municipio de Durango* (AMD, 2024) y la oferta técnica de *Azi Applied Technology* y *Amphibio Technologies* (2023).
- b) Se consultaron artículos científicos indexados en Scopus y Web of Science, priorizando publicaciones de 2019 a 2024 sobre economía circular del agua, tratamiento de aguas residuales y evaluación económica de infraestructura hídrica.
- c) Se revisaron normativas nacionales (NOM-001-SEMARNAT-2021) y estándares internacionales sobre calidad de efluentes y eficiencia energética en plantas de tratamiento.

2.2.2. Trabajo de campo cualitativo:

- a) Se realizaron entrevistas semiestructuradas a personal del área de saneamiento de AMD para obtener información no disponible en documentos públicos.
- b) La guía de entrevista incluyó seis bloques temáticos: capacidad instalada, tecnologías empleadas, costos operativos, mantenimiento, estrategias de reutilización, retos y oportunidades de mejora.

2.2.3. Análisis cuantitativo y financiero:

- a) Con los datos obtenidos, se desarrolló un Análisis Costo-Beneficio (ACB) incorporando variables ambientales.
- b) Se calcularon el Valor Presente Neto (VPN), la Tasa Interna de Retorno (TIR), el Índice de Rentabilidad (IR) y el Período de Recuperación, con base en flujos proyectados a 20 años.
- c) Se estimaron beneficios ambientales como reducción de carga orgánica, volumen de agua reutilizado y potencial de generación de biogás.

2.3 Técnicas y herramientas empleadas

2.3.1. Parte cualitativa

- a) Técnica utilizada: entrevista semiestructurada.
- b) Instrumento: guía de entrevista elaborada ad hoc, validada por dos especialistas en gestión hídrica.

2.3.2. Criterios de selección de participantes:

- a) Experiencia mínima de 5 años en operación o gestión de plantas de tratamiento.
- b) Participación directa en la operación o planeación de PTAR en el municipio.

2.3.3. Tipo de muestreo: no probabilístico, por discrecional (selección deliberada de personas con conocimiento especializado).

- a) Número de entrevistados: 6 (3 jefes de planta, 2 ingenieros de operación, 1 directivo del área de saneamiento).

2.3.4. Procedimiento de aplicación:

- a) Entrevistas presenciales en instalaciones de AMD.
- b) Duración promedio: 35 minutos.
- c) Registro en audio con consentimiento informado y transcripción literal.

2.3.5. Método de análisis:

Codificación temática inductiva, agrupando respuestas en categorías según su recurrencia y relevancia.

2.4. Parte cuantitativa

2.4.1. Datos utilizados:

- a) Costos de inversión, operación y mantenimiento de la nueva planta (proyección oficial AMD y oferta técnica de proveedores).
- b) Ingresos por venta de agua tratada, biogás y subproductos.
- c) Parámetros ambientales de calidad de efluente y reducción de contaminantes.

2.4.2. Instrumentos y técnicas de cálculo:

- a) **Análisis Costo-Beneficio (ACB):** permite determinar la viabilidad económica y social del proyecto al comparar los costos asociados con la implementación y operación con los beneficios económicos, sociales y ambientales que se derivan de su ejecución.
- b) **Análisis Costo-Beneficio Ambiental (ACB-A):** ajusta el Valor Presente Neto (VPN) y la Tasa Interna de Retorno (TIR) al considerar externalidades ambientales y costos evitados.
- c) **Valor Presente Neto (VPN):** Calcula la diferencia entre los flujos de beneficios y costos proyectados, descontados a una tasa específica, para determinar la rentabilidad del proyecto en términos presentes (utilizando tasa de descuento del 9.5 %, horizonte de 20 años). Un VPN positivo indica que los beneficios superan a los costos, sugiriendo que el proyecto es económicamente viable (Azqueta Oyarzun, 1994). La fórmula para calcular el VPN es:

$$VPN = \sum \frac{B_t - C_t}{(1+r)^t} - C_0$$

Donde:

B_t = Beneficios en el período t

C_t = Costos en el período t

r = Tasa de descuento

C₀ = Inversión inicial

t = Año del análisis

Tasa Interna de Retorno (TIR): calculada a partir de la ecuación $VPN = 0$. Si la TIR es mayor que la tasa mínima aceptable de retorno, el proyecto se considera rentable (Azqueta Oyarzun, 1994).

Índice de Rentabilidad (IR): relación entre el valor presente de los beneficios y el valor presente de los costos. Un IR mayor a 1 indica que los beneficios superan a los costos, sugiriendo que el proyecto es rentable (Azqueta Oyarzun, 1994).

$$IR = \frac{VPN + C_0}{C_0}$$

Período de recuperación: ayuda a evaluar el riesgo y la liquidez del proyecto.

Hoja de cálculo en Microsoft Excel para todos los cálculos financieros.

2.5. Criterios de selección de fuentes documentales

Se seleccionaron documentos y publicaciones que cumplieran los siguientes requisitos:

- a) Pertinencia temática: relacionados con tratamiento de aguas residuales, economía circular, evaluación económica o impactos ambientales.
- b) Periodo de publicación: preferentemente de 2019 a 2024, salvo textos clásicos de referencia en economía ambiental.
- c) Rigor académico: publicaciones arbitradas, informes oficiales o reportes técnicos de organismos gubernamentales o empresas especializadas.

2.6 Alcances y limitaciones

2.6.1 Alcances:

- a) El estudio ofrece una evaluación integral (económica y ambiental) de un proyecto de infraestructura hídrica en un contexto real.
- b) Proporciona datos financieros claros que pueden servir para la toma de decisiones de política pública y planeación urbana.

2.6.2 Limitaciones:

- a) La proyección de costos e ingresos asume condiciones económicas estables y no contempla fluctuaciones abruptas en precios de energía o agua.
- b) El análisis cualitativo se basa en un número reducido de entrevistados, lo que puede limitar la representatividad de opiniones.
- c) Los beneficios ambientales se estiman con base en proyecciones y no en mediciones directas de la nueva planta, ya que aún no está en operación.

3. Resultados

El análisis financiero y ambiental de la nueva Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) en Durango proporciona una evaluación integral de su viabilidad económica, considerando tanto los costos de inversión como los beneficios proyectados. En esta sección se presentan los resultados obtenidos a partir del cálculo de costos iniciales de adquisición de terrenos, construcción y equipamiento, así como los costos operativos y de mantenimiento requeridos para el funcionamiento eficiente de la planta.

Los resultados que se presentan a continuación derivan de la aplicación combinada del análisis documental, las entrevistas semiestructuradas y las herramientas financieras descritas en la metodología. Se organizan en tres apartados: Caracterización del sistema actual, análisis financiero del proyecto de nueva planta de tratamiento y beneficios ambientales y sociales esperados.

3.1. Caracterización del sistema actual

A partir de la revisión documental y las entrevistas al personal técnico y directivo de *Aguas del Municipio de Durango* (AMD), se obtuvo un panorama actualizado de la infraestructura existente para el tratamiento de aguas residuales:

- a) El municipio opera cinco plantas con una capacidad instalada conjunta de 2 550 litros por segundo (l/s), tratando el 100 % de las aguas

residuales generadas, cifra que supera el promedio nacional del 53 % (CONAGUA, 2023).

- b) Las tecnologías empleadas incluyen lagunas aireadas y lodos activados, con variaciones en la eficiencia según la planta.
- c) El agua tratada se reutiliza principalmente para riego agrícola (Distrito de Riego 052), áreas verdes y procesos industriales.

De acuerdo con el personal entrevistado, los principales retos son:

- a) Falta de capacidad para absorber incrementos en la generación de aguas residuales debido al crecimiento urbano e industrial.
- b) Limitaciones tecnológicas para cumplir con normas más estrictas de calidad de efluentes.
- c) Oportunidades desaprovechadas en la valorización de subproductos como lodos y biogás.

3.2. Análisis financiero de la nueva planta (tecnología MMBR)

El proyecto evaluado considera la instalación de una PTAR con tecnología Bio Reactores Multi-Media (MMBR), con capacidad para 500 l/s, en el Ejido 20 de Noviembre. El resumen financiero, con los montos de inversión inicial, ingresos y egresos, se presenta en la tabla 3 y en las figuras 2, 3 y 4.

Tabla 3
Resumen financiero del proyecto

	Concepto	Monto \$(MXN)
Inversión Inicial Co	Adquisición de terrenos	1 000 000.00
	Obra civil	6 004 805.00
	Equipamiento	177 886 797.40
	Total Inversión Inicial	184 891 602.00
Ingresos Bt	Cuotas de vertido	37 324 800.00
	Agua para irrigación	24 862 173.72
	Biogás (calor)	4 446 368.76
	Sustrato orgánico	558 368.76
	Total ingresos	67 191 711.24

Egresos Ct	Energía eléctrica	1 813 602.48
	Personal	882 000.00
	Lodos digeridos	18 662.04
	Mantenimiento	132 596.40
	Pruebas de laboratorio	35 712.00
	Total egresos	2 882 572.92
	Balance neto anual	64 309 138.32

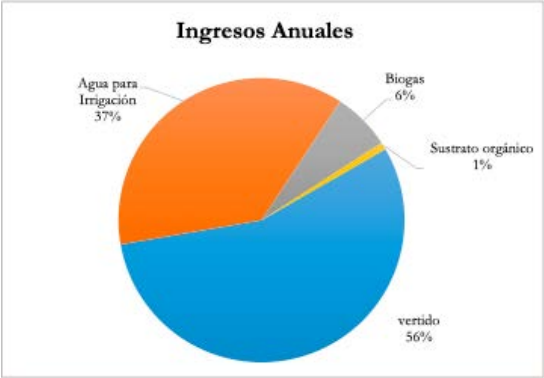
Fuente: Aguascalientes Municipio de Durango

Figura 2
Panorama económico del proyecto de Planta de Tratamiento



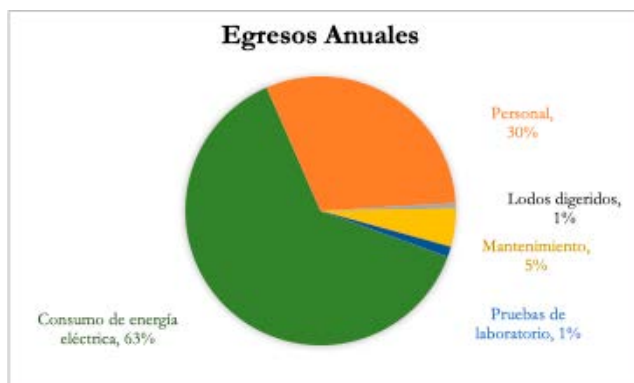
Fuente: Aguascalientes Municipio de Durango

Figura 3
Distribución porcentual de ingresos anuales de la nueva PTAR



Fuente: Aguascalientes Municipio de Durango

Figura 4
Distribución porcentual de egresos anuales de la nueva PTAR



Fuente: Agual Municipio de Durango

3.3 Indicadores financieros:

a) Valor Presente Neto (VPN)

$$VPN = \sum \frac{B_t - C_t}{(1+r)^t} - C_0$$

Para este estudio, se consideró una tasa de descuento del 9.5 % anual ($r = 0.095$), un horizonte de análisis de diez años y los flujos de caja anuales estimados a partir de los ingresos y egresos proyectados. Los cálculos se desarrollaron en una hoja de cálculo de Excel incorporando los beneficios netos de cada año ($B_t - C_t$), actualizados mediante el factor de descuento $(1+r)^t$. El resultado obtenido para el proyecto fue un VPN de \$256 195 681.16 MXN, lo que indica una rentabilidad positiva y una viabilidad económica favorable (Tabla 4).

Tabla 4
Cálculo de Valor Presente Neto

Año	0	1	2	4	5
Co	\$184 891 602.40				
Bt	0.00	67 191 711.24	67 191 711.24	67 191 711.24	67 191 711.24
Ct	\$0.00	2 882 572.92	2 882 572.92	2 882 572.92	2 882 572.92
Bt-Ct	0	64 309 138.32	64 309 138.32	64 309 138.32	64 309 138.32
r	0.095	0.095	0.095	0.095	0.095
(1+r)^t	1	1.095	1.199025	1.312932375	1.574238741
(Bt-Ct)/(1+r)^t	0	58 729 806.68	53 634 526.65	48 981 302.88	40 850 943.79

Año	6	7	8	9	10
Bt	67 191 711.24	67 191 711.24	67 191 711.24	67 191 711.24	159 637 512.44
Ct	2 882 572.92	2 882 572.92	2 882 572.92	2 882 572.92	2 882 572.92
Bt-Ct	64 309 138.32	64 309 138.32	64 309 138.32	64 309 138.32	156 754 939.52
r	0.095	0.095	0.095	0.095	0.095
(1+r)^t	1.723791421	1.887551606	2.066869009	2.263221565	2.478227613
(Bt-Ct)/(1+r)^t	37 306 797.98	34 070 135.14	31 114 278.67	28 414 866.37	63 252 841.94

Fuente: Elaboración propia

Tasa Interna de Retorno (TIR): Tras aplicar el método de iteración, variando la tasa de descuento hasta que el Valor Presente Neto (VPN) se aproximara a cero, se determinó que la TIR del proyecto es de 33.81 %. Este valor supera ampliamente la tasa de descuento considerada en el análisis (9.5 %), lo que indica que el proyecto presenta una rentabilidad significativamente superior al umbral mínimo esperado, confirmando su viabilidad económica.

3.4. Índice de Rentabilidad (IR):

Se calculó con la ecuación

$$IR = \frac{VPN + C_0}{C_0}$$

$$IR = (256,195,681.16 + 184,891,602.40) / (184,891,602.40) = 2.39$$

Es decir, por cada peso invertido, se obtienen 2.39 pesos de beneficio presente.

3.5. Período de recuperación:

El Período de recuperación es el tiempo que se requiere para que los flujos de beneficios acumulados igualen la inversión inicial (Tabla 5). En este proyecto fue de 2.9 años, lo que se considera rápido para proyectos de infraestructura hídrica.

Tabla 5
Periodo de recuperación

Inversión inicial (Co) \$ MNX	Año	Beneficios acumulados (Bt-Ct) \$ MNX
184 891 602.40	1	64 309 138.32
	2	128 618 276.64
	3	192 927 414.96

Fuente: Elaboración propia

3.6. Beneficios ambientales y sociales esperados

El análisis cualitativo permitió identificar que la nueva PTAR no solo responde a necesidades operativas, sino que aporta beneficios directos en términos de sostenibilidad:

3.6.1. Ambientales:

- Reducción de contaminantes orgánicos y sólidos suspendidos en cuerpos receptores.
- Disminución de emisiones de GEI por aprovechamiento energético del biogás.
- Incremento en disponibilidad de agua segura para riego, reduciendo extracción de fuentes naturales.

3.6.2. Sociales:

- a) Mayor seguridad hídrica para actividades agrícolas e industriales.
- b) Mejora en la calidad de vida de comunidades locales por disminución de riesgos sanitarios.
- c) Generación de empleos directos en operación y mantenimiento de la planta.

El análisis financiero realizado a partir de los costos de inversión, operación y mantenimiento, así como de los ingresos proyectados por la venta de servicios y subproductos de la nueva Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Durango, arrojó un Valor Presente Neto (VPN) de \$256 195 681.16 MXN, una Tasa Interna de Retorno (TIR) del 33.81 % y un Índice de Rentabilidad (IR) de 2.39. Estos indicadores evidencian que, por cada peso invertido, se obtienen \$2.39 en valor presente, con una rentabilidad muy superior a la tasa de descuento utilizada (9.5 %), tal como se muestra en la Figura 5.

Figura 5
Indicadores financieros del proyecto de la nueva PTAR



Fuente: Elaboración propia

En términos de beneficios, los ingresos anuales estimados ascienden a \$67 191 711.24 MXN, provenientes de cuotas de vertido (55.5 %), venta de agua para irrigación (37 %), aprovechamiento de biogás (6.6 %) y

comercialización de sustrato orgánico (0.8 %). Por su parte, los egresos anuales suman \$2 882 372.92 MXN, concentrados principalmente en consumo energético (63 %) y costos de personal (31 %).

En el ámbito ambiental, la planta permitirá tratar el 100 % de las aguas residuales generadas en el municipio, reducir la descarga de contaminantes y generar subproductos valorizables, contribuyendo a los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS 6, 11 y 13). Socialmente, el proyecto impactará en la mejora de la salud pública, la seguridad hídrica y la generación de empleo local.

4. Discusión

El análisis realizado evidencia que la instalación de una nueva Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) en Durango, con tecnología Bio Reactores Multi-Media (MMBR), no solo es económicamente viable, sino que aporta beneficios ambientales y sociales significativos. Estos hallazgos refuerzan la idea de que las inversiones en infraestructura hídrica bajo criterios de economía circular representan una estrategia efectiva de adaptación y mitigación frente al cambio climático.

Desde la perspectiva económica, el proyecto muestra un VPN de \$256 195 681.16 MXN y una TIR del 33.81 %, cifras que superan ampliamente los umbrales de rentabilidad establecidos en literatura especializada para proyectos de infraestructura hídrica (Proyectos México, 2021; OECD, 2023). Comparado con experiencias como la PTAR de Atotonilco, cuyo periodo de recuperación estimado es de 10 a 15 años (Torregrosa et al., 2016), la planta proyectada en Durango presenta un retorno de inversión en menos de tres años, lo que la posiciona como un modelo de eficiencia económica a nivel nacional.

En el plano ambiental, los resultados confirman que la nueva planta permitirá:

- a) Reducir la carga contaminante en cuerpos receptores.
- b) Incrementar la reutilización de agua tratada para usos agrícolas e industriales.
- c) Disminuir emisiones de gases de efecto invernadero mediante el aprovechamiento del biogás generado en el proceso.

Estos beneficios se alinean con la evidencia presentada por Faragò (2022) y Sánchez et al. (2024), quienes destacan que las PTAR modernas, integradas a modelos de economía circular, logran un impacto ambiental positivo que trasciende su función básica de saneamiento. En cuanto a la dimensión social, las entrevistas al personal técnico y directivo de AMD subrayan que la nueva infraestructura aumentará la seguridad hídrica de la región y reducirá riesgos sanitarios asociados al uso de aguas no tratadas. Además, se espera la creación de empleos directos e indirectos, lo que generará un efecto multiplicador en la economía local, como también lo documentan estudios de la UNESCO (WWAP, 2018) sobre infraestructura hídrica sostenible.

Un aspecto relevante del presente estudio es el enfoque integral que combina análisis financiero, evaluación ambiental y percepción de actores clave. A diferencia de trabajos previos que se concentran exclusivamente en la viabilidad técnica o económica, esta investigación incorpora también el componente cualitativo, lo que permite una comprensión más amplia del contexto y de las barreras operativas.

No obstante, se identifican limitaciones: las proyecciones financieras dependen de la estabilidad en precios de energía y agua, y los beneficios ambientales se estiman a partir de proyecciones y no de mediciones directas, ya que la planta aún no está en operación. Futuras investigaciones deberían incluir un monitoreo longitudinal posterior a la puesta en marcha, para validar las estimaciones y ajustar los indicadores de rentabilidad ambiental y social. En síntesis, los resultados obtenidos confirman que la implementación de la PTAR con tecnología MMBR en Durango no solo es rentable, sino que constituye un ejemplo replicable de infraestructura resiliente y sostenible, integrando beneficios económicos, ambientales y sociales en línea con los Objetivos de Desarrollo Sostenible 6, 11 y 13.

5. Conclusiones

El objetivo de evaluar la viabilidad económica y ambiental de la nueva PTAR en Durango fue plenamente alcanzado y el análisis evidenció que el proyecto genera un VPN positivo de \$256 195 681.16 MXN, con una TIR de 33.81 % y un IR de 2.39, valores que superan ampliamente los

criterios mínimos de aceptación de inversión. Estos resultados confirman que la planta es económicamente viable, presenta una alta rentabilidad y un período de recuperación reducido.

Desde el ámbito ambiental y social, se verificó que el proyecto permitirá el tratamiento total de las aguas residuales municipales, reducirá la descarga de contaminantes y generará subproductos valorizables, contribuyendo a la mejora de la salud pública y la seguridad hídrica. Además, la incorporación de un enfoque de economía circular y el aprovechamiento integral de recursos convierten este modelo en una alternativa replicable en otras ciudades con condiciones climáticas y socioeconómicas similares. Como aporte, este trabajo presenta un marco metodológico que integra el análisis financiero con la evaluación de impactos ambientales y sociales bajo un enfoque de sostenibilidad integral, ofreciendo una referencia útil para la toma de decisiones en proyectos de gestión del agua en zonas semiáridas.

6. Referencias

- Aguas del Municipio de Durango (AMD). (2024). *Informe técnico: Saneamiento del agua residual en el Municipio de Durango* [Archivo]. Ciudad de Durango, Durango.
- Ávila, M., & Argueta, J. (2024). *El cambio climático y los sistemas de tratamiento de aguas residuales*.
- Awinia, C., Mganga, K. Z., & Kimwaga, R. J. (2025). Effectiveness of innovative circular technologies for water schemes: Lessons from rural contexts. *Frontiers in Sustainability*, 6, 1388175. <https://doi.org/10.3389/frsus.2025.1388175>
- Azi Applied Technology & AmphiBIO Technologies. (2023). *Oferta técnica: Plantas orgánicas de recuperación de recursos de aguas residuales. Autosustentables, carbono positivas* [Informe técnico]. Azimuth.
- Azqueta, D. (2007). *Introducción a la economía ambiental*. McGraw-Hill.
- Azqueta, D., & Sotelsek, D. (2012). *Evaluación económica del medio ambiente: teoría y práctica*. McGraw-Hill.

- Beckett, R. C., & Terziovski, M. (2025). Integrating Circular Economy Principles in Water Resilience: Implications for Corporate Governance and Sustainability Reporting. *Journal of Risk and Financial Management*, 18(5), 261. <https://doi.org/10.3390/jrfm18050261>
- Benstaali, I., Talia, A., & Benadela, L. (2024). Optimized wastewater management utilizing multivariate statistical analysis: a case study of the Mascara wastewater treatment plant, Algeria. *Water Science & Technology*, 90(4), 1290–1305. <https://doi.org/https://doi.org/10.2166/wst.2024.276>
- Bosco, C., Seglem, K. N., Sivertsen, E., Jovanović, O., & Helness, H. (2025). Developing a framework to assess water smartness and sustainability of circular economy solutions in the water sector. *Journal of Cleaner Production*, 517, 145874. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2025.145874>
- Cassin, J., & Locatelli, B. (2020). *Guía para la evaluación de infraestructura natural para seguridad hídrica*.
- Dasgupta, P. (2021). *La economía de la biodiversidad: la revisión de Dasgupta*. Ministerio de Hacienda, Gobierno del Reino Unido . <https://www.gov.uk/government/publications/the-economics-of-biodiversity-the-dasgupta-review>
- Delacore, P., & Martínez, J. (2021). Environmental accounting in water infrastructure projects. *Journal of Environmental Economics*, 45(3), 112-130.
- Faragò, M. (2022). *Sustainability assessment of water resource recovery facilities* [PhD Thesis].
- Farfán Chilicaus, G. C., Cruz Salinas, L. E., Silva León, P. M., Lizarzaburu Aguinaga, D. A., Vera Zelada, P., Vera Zelada, L. A., Luque Luque, E. O., Licapa Redolfo, R., & Ramos Farroñán, E. V. (2025). Circular Economy and Water Sustainability: Systematic Review of Water Management Technologies and Strategies (2018–2024). *Sustainability*, 17(14), 6544. <https://doi.org/10.3390/su17146544>
- Ngene, B. U., Nwafor, C. O., Bamigboye, G. O., Ogbigye, A. S., Ogunbare, J. O., & Akpan, V. E. (2021). Assessment of water resources development and exploitation in Nigeria: A review of integrated water resources management approach. *Heliyon*, 7(e05955). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e05955>

- García-Sánchez, M., & Güereca, L. P. (2019). Environmental and social life cycle assessment of urban water systems: The case of Mexico City. *Science of the Total Environment*, 693. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.270>
- Garrido-Baserba, M., et al. (2020). *Environmental and economic assessment of water recovery facilities*.
- Hashem, M. S., & Qi, X. Bin. (2021). Treated wastewater irrigation-a review. *Water (Switzerland)*, 13(11). <https://doi.org/10.3390/w13111527>
- Hernández-Sampieri, R., & Mendoza, C. P. (2018). *Metodología de la investigación: Las rutas de la investigación cuantitativa, cualitativa y mixta*. McGraw-Hill/Interamericana Editores S.A. de C.V.
- Hussain, M. I., Muscolo, A., Farooq, M., & Ahmad, W. (2019). Sustainable use and management of non-conventional water resources for rehabilitation of marginal lands in arid and semiarid environments. In *Agricultural Water Management* (Vol. 221). <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.04.014>
- IPCC. (2023). *Sixth Assessment Report*. <https://www.ipcc.ch/assessment-report/ar6/>
- Karimi, M., Tabiee, M., Karami, S., Karimi, V., & Karamidehkordi, E. (2024). Climate change and water scarcity impacts on sustainability in semi-arid areas: Lessons from the South of Iran. *Groundwater for Sustainable Development*, 24,101075. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2023.101075>
- Lange, GM, Wodon, Q. y Carey, K. (2018). *La cambiante riqueza de las naciones en 2018: construyendo un futuro sostenible*. Publicaciones del Banco Mundial .
- Navarro-Sousa, S.; Estruch-Guitart, V.; García, C. (2020). Uso de indicadores causa-efecto para el diagnóstico de la sostenibilidad hídrica en las Islas Baleares (España). *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 85, 1-48. <https://doi.org/10.21138/bage.2833>
- Obst, C., Hein, L. y Edens, B. (2015). Contabilidad nacional y valoración de los activos ecosistémicos y sus servicios. *Environmental and Resource Economics*, 64(1), 1-23. <https://doi.org/10.1007/s10640-015-9921-1>
- OECD. (2023). *Sustainable infrastructure investment: Environmental considerations*. OECD Publishing.

- Organisation for Economic Co-operation and Development. (2025). *The Circular Water Economy in Latin America*. OECD Urban Studies. OECD Publishing. <https://doi.org/10.1787/a0508572-en>
- OECD (2018), *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use*. OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264085169-en>.
- Proyectos México. (2021). *Evaluación socioeconómica: Construcción de la presa Tunal II para el abastecimiento de agua potable para la ciudad de Durango, Dgo.* <https://www.proyectosmexico.gob.mx/wp-content/uploads/2021/09/Anexo-4-Factibilidad-Econ%C3%B3mica.pdf>
- Sánchez, M., Gutiérrez, C., Viancos-González, P., y González, P. (2024). Economía circular del agua en Latinoamérica: Un análisis de eficiencia y productividad. *Revista De Ciencias Sociales*, XXX(Número Especial 10), 745-759.
- Torregrosa, ML, Hernández, E., & Cárdenas, A. (2016). Evaluación de la eficiencia de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Atotonilco. *Ingeniería y Ciencia Ambiental*, 13(2), 45-61.
- UNESCO. (2023). *UN World Water Development Report 2023: Partnerships and cooperation for water*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000384659>
- United Nations Environment Programme. (2022). *Greening the Blue Report 2022: The UN system's environmental footprint and efforts to reduce it*. United Nations. https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/41373/Greening_the_blue_2022.pdf
- United Nations Statistics Division. (2024). *SDG Report 2024 – Goal 6: Ensure availability and sustainable management of water and sanitation for all*. <https://unstats.un.org/sdgs/report/2024/Goal-06/>
- United Nations University – Institute for Water, Environment and Health. (2024). *Global Wastewater Status*. UNU-INWEH. <https://unu.edu/inweh/tools-and-resources/global-wastewater-status>
- World Health Organization. (2025). Proportion of safely treated domestic wastewater flows (%) [Indicator]. En *World health statistics 2024: Monitoring health for the SDGs*. <https://data.who.int/indicators/i/6E-FF579/A37BDD6>

- WWAP/UNESCO. (2018). *Nature-Based Solutions for Water*.
- Zhang, S., Xiang, M., Xu, Z., Wang, L., & Zhang, C. (2020). Evaluation of water cycle health status based on a cloud model. *Journal of Cleaner Production*, 245. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118850>
- Zuccarello, P., Manganelli, M., Oliveri Conti, G., Copat, C., Grasso, A., Cristaldi, A., De Angelis, G., Testai, E., Stefanelli, M., Vichi, S., Fiore, M., & Ferrante, M. (2021). Water quality and human health: A simple monitoring model of toxic cyanobacteria growth in highly variable Mediterranean hot dry environments. *Environmental Research*, 192. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110291>

Capítulo 3.2

Tecnología sostenible para la experimentación hidráulica: Integración de energías renovables en equipos de laboratorio

Márquez Soto Abel¹

Cabrera Chavarría José de Jesús²

Carrasco García Julieta³

Cabrera Chavarría Lourdes Graciela⁴

<https://doi.org/10.61728/AE20259471>



¹ Estudiante del Doctorado en Agua y Energía. e-mail: abel.marquez8282@alumnos.udg.mx

² Profesor investigador del Centro Universitario de Tonalá de la Universidad de Guadalajara. e-mail: jose.cchavarria@academicos.udg.mx

³ Profesora investigadora del Centro Universitario de Tonalá de la Universidad de Guadalajara. e-mail: julieta.cgarcia@academicos.udg.mx

⁴ Especialista en temas hídrico-energéticos. Doctora en Agua y Energía. e-mail: luliscabrera@gmail.com

1. Introducción

El transporte del agua ha sido materia de estudio desde el principio de la humanidad, el hombre ha construido canales para llevarla de un lugar a otro (Mumford, 1961; Jacobsen, 1976), estos poseen características que deben ser estudiadas para entender la dinámica del fluido que transportan, tales como longitud, altura, superficie libre, bordes, pendiente, y otras más que deben ser consideradas para la construcción de los mismos (Chow 1994).

El estudio de los fenómenos que intervienen en el transporte del agua ha motivado a los investigadores a desarrollar diversos estudios, como ejemplos, la optimización del flujo por Swamee y Chahar (2012) y Gleick (2003), así como Bougamouza et al. (2015), Marín et al. (2012), que realizaron análisis a nivel laboratorio del flujo, geometría, fenómenos físicos y pendiente del canal. Vatankhah (2013) estudió el flujo a través de secciones semirrectangulares, y así muchos más.

Diversos estudios en hidráulica aplicada han demostrado la utilidad de los modelos físicos y electromecánicos para la comprensión de fenómenos de flujo en canales abiertos (Chanson, 2009; Wang, 2011). Asimismo, la incorporación de energías limpias y tecnologías de automatización se ha consolidado como un eje fundamental en el diseño de equipos de laboratorio orientados a la sostenibilidad (Apel, 2009; Kumbhakar, 2017). Sin embargo, aún persiste la necesidad de integrar ambos enfoques en una propuesta didáctica autosostenible que pueda ser replicada en instituciones de educación superior.

En este trabajo se propone el diseño de un equipo electromecánico en donde se puedan estudiar diferentes fenómenos hidráulicos a lo largo de un canal de sección trapecial con pendiente variable, con la alternativa de poder conectarse a la red eléctrica; prioritariamente dependerá del uso de energía solar generada por paneles solares, automatizado, con control de flujo mediante válvulas y compuertas, así como vertederos de descarga.

El objetivo general es desarrollar y calcular dicho equipo, asegurando su autonomía energética, funcionalidad experimental y contribución a la sostenibilidad en la formación de recurso humano.

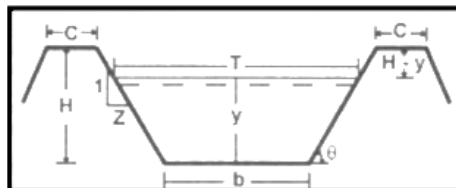
El presente estudio se desarrolló en el Laboratorio de Hidráulica del Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingenierías (CUCEI), Universidad de Guadalajara. La metodología se estructuró en cinco diferentes fases: diseño geométrico del canal, dimensionamiento hidráulico, selección y especificación de la bomba y del sistema de impulsión, configuración de instrumentación y control y diseño energético basado en un arreglo fotovoltaico.

2. Materiales y métodos

El equipo fue concebido para simular condiciones controladas de flujo en un canal trapezoidal a escala de laboratorio. Se establecieron parámetros geométricos (dimensiones de la base menor, taludes y pendiente del canal) mediante cálculos hidráulicos que describen los fenómenos que ocurren en los sistemas de fluidos. Considerando la continuidad, determinación de caudal, velocidad de flujo y la pérdida de carga, facilitan el diseño y la optimización de los mismos. Dichas ecuaciones se describen a continuación; los elementos geométricos de la sección transversal de un canal se muestran en la Figura 1.

Figura 1

Elementos geométricos de la sección transversal de un canal



Fuente: Marin et al., 2013

donde:

y = tirante de agua, es la profundidad máxima del agua en el canal

b = ancho de solera, es el ancho de la base de un canal,

T = espejo de agua, es el ancho de la superficie libre del agua

C = ancho de corona

H = profundidad total del canal

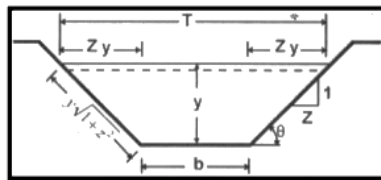
H-y= bordo libre

θ = ángulo de inclinación de las paredes laterales con la horizontal

Z = talud, es la relación de la proyección horizontal a la vertical de la pared lateral

La Figura 2 muestra las relaciones geométricas correspondientes al área hidráulica (A), perímetro mojado (p), espejo de agua (T) y radio hidráulico (R) de las secciones transversales (Villón 2007).

Figura 2
Sección trapezoidal



Fuente: Villón 2007

De la literatura se toman las ecuaciones a utilizar para la obtención de los valores propios del canal.

Ecuación de continuidad (Mijares, 1989):

$$Q = A V \quad (1)$$

donde:

Q = caudal, m^3/s

A = Área de la sección transversal, m^2

V = velocidad del fluido. m/s

Ecuación de Bernoulli con pérdidas o ecuación de la energía (White, 2008; Espert et al., 2018):

$$z_1 + p_1/\gamma + V_1^2/(2g) = z_2 + p_2/\gamma + V_2^2/(2g) + h_L \quad (2)$$

donde:

z = energía potencial.

p/γ = energía de presión.

$V^2/(2g)$ = energía cinética

h_L = pérdidas de energía debidas a la fricción.

Ecuación de Darcy-Weisbach (Bustos y Montoya, 2015):

$$h_f = f \cdot (L/D_h) \cdot (V^2/(2g)) \quad (3)$$

donde:

h_f = pérdida de carga, m

f = factor de fricción.

L = longitud de la tubería, m

d = diámetro interior de la tubería, m

v = velocidad del fluido, m/s

g = aceleración debida a la gravedad, m/s²

La suma de las pérdidas de carga locales en un sistema de tuberías (Chadwick, 2012):

$$h_l = \Sigma(K_i \cdot V^2/(2g)) \quad (4)$$

donde:

h_l = pérdida de carga total

K_i = coeficiente de pérdida local para cada componente del sistema.

V = velocidad del fluido (m/s)

g = aceleración de la gravedad, 9,8 m/s²

La fórmula de Manning para calcular la velocidad media del flujo en canales abiertos (Riveros, 2024):

$$V = (1/n) \cdot R_h^{(2/3)} \cdot S_0^{(1/2)} \quad (5)$$

donde:

V = velocidad media del flujo, m/s

n = coeficiente de rugosidad de Manning, valor adimensional que depende del material y la condición de la superficie del canal.

R_h = Es el radio hidráulico, calculado como el área de la sección transversal del flujo dividida por el perímetro mojado.

S₀ = pendiente del fondo del canal.

Radio hidráulico (Villón, 2007):

$$R_h = A/P \quad (6)$$

R_h = Es el radio hidráulico, m

A = Área mojada, m²

P = Perímetro mojado, m

3. Diseño experimental

Para el diseño del canal se propone una base menor, la cual nos permita conocer las dimensiones de la sección trapecial. La base menor que se propone es de 8 cm; en las demás medidas se considera una inclinación óptima de las paredes del canal, donde tomamos como fundamentos principales lo siguiente: Según la ecuación que se muestra a continuación, el “factor de gasto o conductividad de una sección de canal” se incrementa con el aumento del radio hidráulico o la disminución en el perímetro mojado (Chow, 1959), es decir:

$$K = CA \sqrt{R} = CA \sqrt{(A/P)} \quad (7)$$

donde:

K = factor de gasto o caudal o caudal característico, m³ /s

C= coeficiente de rugosidad de Chézy

A = área hidráulica del canal, m²

R = radio hidráulico del canal, m

Sabiendo que:

$$K = Q/\sqrt{S0}$$

donde:

Q = Caudal de diseño m^3/s

$S0$ = pendiente del canal

Sustituyendo:

$$Q/\sqrt{S0} = CA \sqrt{R} = CA\sqrt{(A/P)}$$

Se sabe que:

$$C = (R^{(1/6)})/n$$

Sustituyendo términos finalmente queda:

$$(Q \times n) / \sqrt{S0} = (A^{5/3})/(P^{2/3})$$

Analizando la ecuación anterior notamos que, teniendo un valor máximo del caudal Q obtendremos R_{max} , que corresponde a un valor mínimo del perímetro mojado P_{min} . Es decir:

$$(Q \times n) / \sqrt{S0} = (A^{5/3})/(P_{min}^{2/3})$$

Al buscar el perímetro mojado mínimo para un área y sección dada, considerando $S0$ constante igual a cero, donde:

$$A = (b + t \cdot h) \cdot h$$

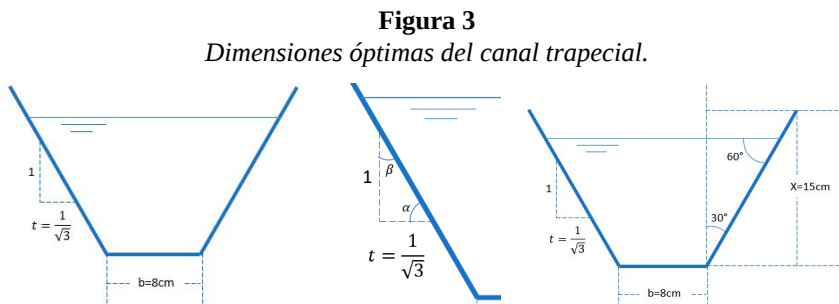
y

$$P = b + 2 \cdot h\sqrt{(t^2 + 1)}$$

Derivando el talud la ecuación queda como:

$$t = \pm\sqrt{1/3} = 1/\sqrt{3}$$

Con lo anterior se pueden completar las dimensiones óptimas del canal, Figura 3.



Fuente: elaboración propia

Con el valor del talud óptimo se definió la geometría completa del canal. La altura total adoptada fue de 15 cm, lo que permitió calcular la base mayor y la longitud de las paredes inclinadas. La proyección horizontal de cada talud se obtuvo mediante la expresión:

$$a = h \cdot \tan(60^\circ) = 15 \cdot 1.732 = 8.66 \text{ cm}$$

y, en consecuencia, la base mayor se calculó como:

$$B = a + b + c = 8.66 + 8 + 8.66 = 25.33 \text{ cm}$$

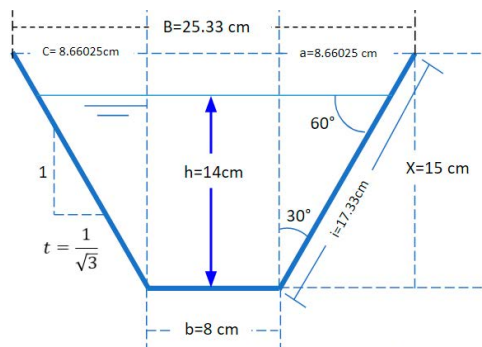
La longitud de las paredes inclinadas resultó:

$$i = h \cdot \sec(60^\circ) = 15 \cdot 1.155 = 17.33 \text{ cm.}$$

Quedando definida la sección transversal del canal con una base menor de 8 cm, una base mayor de 25.33 cm, una altura de 15 cm y paredes inclinadas de 17.33 cm de longitud, con base en las ecuaciones propues-

tas del cálculo del caudal y las dimensiones de diseño y siendo la altura del canal de 15 cm, se propone como tirante máximo (h) un valor de 14 cm (Figura 4).

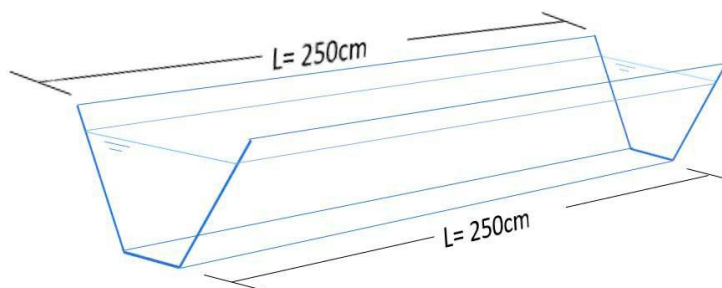
Figura 4
Sección transversal del canal con tirante máximo.



Fuente: elaboración propia

Una vez dimensionada la sección del canal trapezoidal de forma frontal (corte transversal), se propuso una longitud del canal de 250 cm. Para un desempeño correcto, donde se realizarán experimentos, Figura 5.

Figura 5
Largo del canal, sección óptimo.



Fuente: elaboración propia

El cálculo de la capacidad hidráulica de la sección se realizó con un tirante máximo de 14 cm (0.14 m), ligeramente inferior a la altura total del canal, lo que asegura un margen de seguridad durante los ensayos.

El área hidráulica se determinó a partir de la expresión:

$$A = (b + (y / \tan(\beta))) \cdot y$$

al sustituir los valores de diseño se obtuvo:

$$A = (0.08 + 0.14/\sqrt{3})(0.14) = 0.0225 \text{ m}^2$$

De esta manera, el área hidráulica de la sección trapezoidal quedó definida en 0.022516 m².

El dimensionamiento final del canal incluye una base menor de 0.08 m, una base mayor de 0.253 m, una altura de 0.15 m, un tirante máximo de 0.14 m, paredes inclinadas de 0.173 m, un área hidráulica de 0.0225 m² y una longitud total de 2.50 m.

Estos valores fueron confirmados mediante la elaboración de diagramas y un modelo 3D en AutoCAD, lo que permitió visualizar con precisión la geometría del canal y su viabilidad para el desarrollo de experimentos hidráulicos.

Sustituyendo valores en la ecuación de caudal y calculando la velocidad del flujo mediante la ecuación de Mannig, así como del radio hidráulico, y proponiendo una pendiente máxima resultante de la experimentación y ensayos se tiene que:

$$Q = V \cdot A$$

$$\begin{aligned} V_{\text{max propuesta}} &= 2.5 \text{ m/s} \\ S_0 &= 0.001 \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} Q &= (0.5132418727 \text{ m/s})(0.02251606528 \text{ m}^2) \\ Q &= 0.01155618751 \text{ m}^3/\text{s} \end{aligned}$$

Si el Área transversal maxima del canal = 0.02251606528 m², y la longitud del canal es de 250 cm se calcula el volumen máximo retenido dentro del canal, de las tuberías y del tanque de tranquilización, los valores resultantes se muestran en la tabla 1.

Tabla 1
Volúmenes retenidos en los componentes principales del sistema.

Componente	Descripción	Volumen	Unidad
Tanque de tranquilización	Volumen total retenido	0.041928645	m ³
Tubería 1	Volumen retenido (L=1.13 m; Ø≈80 mm)	0.005651635	m ³
Tubería 2	Volumen retenido (L=0.575 m; Ø≈80 mm)	0.002875832	m ³

Fuente: elaboración propia

Se dimensionaron bombas de impulsión y mini turbinas hidráulicas según requerimientos de potencia. Se calculó la carga útil (la ganancia en metros que deberá tener la bomba para satisfacer el sistema y vencer las pérdidas por fricción) aplicando la ecuación de Bernoulli de balance energético. Se consideró una eficiencia de la bomba del $\eta = 70 \%$, cubriendo un margen de posibles pérdidas internas de la bomb. Se hizo una investigación y revisión de diferentes equipos de bombeo a través de catálogos y fichas técnica; se seleccionó una bomba Altamira serieFluxx 12 para 12 litros, de 4 HPP, 3 kWw de 3 fases de 230 V/460 Vv, amperaje de 12-6.

En lo que respecta al control y medición del caudal, se optó por un caudalímetro electromagnético compuesto por un transmisor y un sensor que miden el caudal de manera conjunta. El sensor del caudalímetro magnético se coloca en línea y mide una tensión inducida generada por el líquido a medida que fluye por la tubería. El transmisor toma la tensión generada por el sensor, la convierte en una medición de caudal y transmite esta medición a un sistema de control. Para el cálculo de los paneles solares, se consideró la irradiación solar en las horas pico en Guadalajara, Jalisco, México, siendo 5.89 h la demanda energética total del equipo de 4 kW y operación del equipo por 6 horas; se obtuvo un requerimiento de 24 kWh. Se seleccionó un panel que es un conjunto de 4 paneles con una potencia de salida de 540 watts.

$$\text{numero de paneles} = \frac{\text{potencia requerida por día del equipo}}{(\text{hora solar pico})(\text{potencial del panel})}$$

$$\text{numero de paneles} = \frac{24000 \text{ Watt} \cdot \text{hora} / \text{día}}{(5.89 \text{ hora} / \text{día})(540 \text{ Watt} / \text{panel})}$$

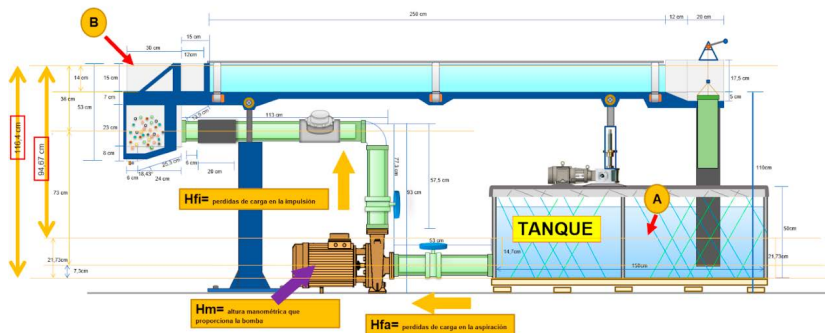
número de paneles = $7.55 \approx 8$

Por lo anterior se requieren dos conjuntos de paneles solares.

4. Resultados

Los resultados geométricos y energéticos obtenidos son consistentes con el objetivo central de diseñar un equipo electromecánico sostenible para experimentación hidráulica en canal trapezoidal. La sección óptima derivada del criterio de mínimo perímetro mojado (talud $t=1/\sqrt{3}$, ángulo de 60°) permite maximizar la conductividad hidráulica para un área dada, lo que se refleja en el área hidráulica calculada ($A \approx 0.0225 \text{ m}^2$) con dimensiones compactas ($b=0.08 \text{ m}$, $B \approx 0.253 \text{ m}$, $h=0.15 \text{ m}$). La elección de tirante máximo ($y=0.14 \text{ m}$) deja un margen libre de 1 cm por debajo de la altura, suficiente para ensayos en régimen controlado. Los volúmenes de almacenamiento obtenidos fueron 0.0419 m^3 en el tanque de tranquilización, $5.65 \times 10^{-3} \text{ m}^3$ en la tubería principal y $2.88 \times 10^{-3} \text{ m}^3$ en la tubería secundaria (Figura 6).

Figura 6
Proyección del equipo didáctico.

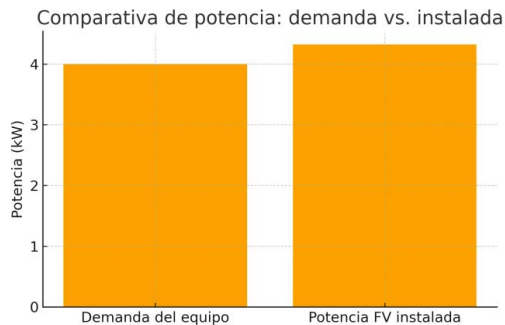


Fuente: elaboración propia

En el frente energético, el sistema fotovoltaico se dimensionó con 8 paneles de 540 W, la potencia fotovoltaica instalada (4.32 kW) frente a la demanda (4.0 kW) otorga $\sim 8\%$ de margen (Figura 6), mientras que la energía diaria estimada (≈ 25.46 kWh/día) supera a la requerida (24 kWh/día) en $\sim 6\%$ (Figura 7). Esta cobertura sugiere que, bajo las horas sol pico consideradas, el arreglo fotovoltaico puede sostener la operación prevista.

Figura 7

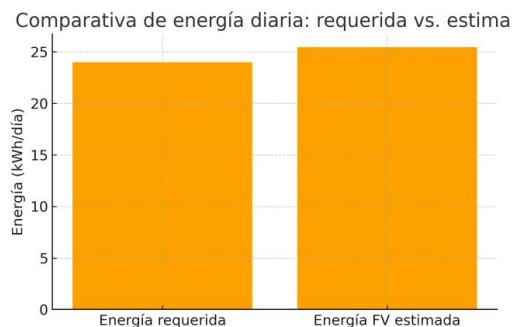
Comparativa de potencia: demanda del equipo, 4.0 kW vs. potencia fotovoltaica instalada 4.32 kW.



Fuente: elaboración propia

Figura 8

Comparativa de energía diaria requerida 24 kWh/día vs. estimada 25.46 kWh/día



Fuente: elaboración propia

5. Conclusiones

El estudio confirma la viabilidad técnica de un equipo electromecánico sostenible para la experimentación de fenómenos hidráulicos en canal trapezoidal a escala de laboratorio, integrando fuentes renovables, automatización e instrumentación para adquisición de datos en tiempo real.

Comparando con la literatura, el uso de la sección hidráulica óptima para canales trapezoidales coincide con formulaciones clásicas de hidráulica de cauces abiertos y con prácticas didácticas en laboratorios universitarios. El enlace fotovoltaica-bombeo también es coherente con tendencias de sostenibilidad y eficiencia energética en equipos experimentales.

Las implicaciones del estudio incluyen aplicaciones directas en docencia, fortaleciendo la formación en hidráulica y energías renovables; mejoras en eficiencia energética al reducir consumo de red; posibilidad de replicar el diseño en otros laboratorios; y gestión más eficiente del recurso hídrico al cuantificar volúmenes retenidos y fomentar el reúso.

En síntesis, el diseño propuesto cumple los objetivos de sostenibilidad, funcionalidad y trazabilidad de datos para un canal trapezoidal de laboratorio, y establece una plataforma robusta para docencia e investigación aplicada.

Referencias

- Apel, H., Aronica, G. T., Kreibich, H., & Thielen, A. H. (2009). Flood risk analyses—How detailed do we need to be? *Natural Hazards*, 49(1), 79–98. <https://doi.org/10.1007/s11069-008-9277-8>
- Bustos, P., & Montoya, J. (2015). *Desarrollo de software para la comparación de la velocidad de un canal abierto utilizando el factor de fricción de Darcy-Weisbach y la ecuación de Manning* [Monografía de pregrado, Universidad Distrital Francisco José de Caldas]. Repositorio Institucional UDFJC. <https://repository.udistrital.edu.co/>
- Castellanos, H. E., Collazos, C. A., Farfán, J. C., & Meléndez-Pertuz, F. (2017). Diseño y construcción de un canal hidráulico de pendiente variable. *Información Tecnológica*, 28(6), 103–114. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642017000600013>

- Chadwick, A. J. (2012). Coeficientes de pérdida de carga en accesorios. En *Hydraulics in civil and environmental engineering*. CRC Press.
- Chanson, H. (2004). *Hydraulics of open channel flow*. Elsevier.
- Chanson, H. (2009). *Hydraulics of open channel flow: An introduction* (2.^a ed.). Elsevier.
- Chow, V. T. (1959). *Open-channel hydraulics*. McGraw-Hill.
- Chow, V. T. (1994). *Hidráulica de canales abiertos*. McGraw-Hill.
- Chow, V. T. (2005). *Hidráulica de canales abiertos*. McGraw-Hill.
- Esper Alemany, V. B., García-Serra García, J., Cabrera Marcet, E., et al. (2018). *Ingeniería hidráulica aplicada a los sistemas de distribución de agua* (Vols. I y II). Instituto Tecnológico del Agua, Universitat Politècnica de València.
- Gleick, P. H. (2003). *Agua para la vida: El agua y el futuro de la humanidad*. Island Press.
- Jacobsen, T. (1976). *The treasures of darkness: A history of Mesopotamian religion* (Vol. 326). Yale University Press.
- Kumbhakar, M. K. (2017). IoT enabled smart water management system: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 19*, 291–300. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2017.08.011>
- Naudascher, E. (2002). *Hidráulica de canales: Diseño de estructuras*. Editorial Limusa.
- Novak, P., Moffat, A., Nalluri, C., & Narayanan, R. (2001). *Estructuras hidráulicas*. McGraw-Hill.
- Marín, C. A., Menjívar, M. J., & Zavaleta, J. M. (2012). *Diseño y construcción de un canal hidráulico de pendiente variable para uso didáctico e investigación* [Tesis de pregrado, Universidad de El Salvador]. Repositorio UES.
- Mijares, F. J. A., & Verduzco, M. B. (1989). Las ecuaciones de continuidad y cantidad de movimiento en la hidráulica. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 40–45.
- Mumford, L. (1961). *The city in history: Its origins, its transformations, and its prospects* (Vol. 67). Houghton Mifflin Harcourt.
- Riveros, D. (2004). *Desarrollo de una metodología para la determinación de coeficientes de resistencia hidráulica asociados a tramos de alcantarillados existentes* [Tesis de maestría, Pontificia Universidad Javeriana]. Repositorio PUJ.

- Swamee, P. K., & Chahar, B. R. (2013). Optimal alignment of a canal route. *Water Management*, 166(8), 422–431. <https://doi.org/10.1680/wama.11.00097>
- Vatankhah, A. R. (2014). Semi-regular polygon as the best hydraulic section in practice (generalized solutions). *Flow Measurement and Instrumentation*, 38, 67–71. <https://doi.org/10.1016/j.flowmeasinst.2014.07.002>
- Villón Béjar, M. (2008). *Hidráulica de canales* (2.^a ed.). Instituto Tecnológico de Costa Rica.
- Wang, H. L. (2011). Hybrid modeling of flow and pollutant transport in rivers. *Journal of Environmental Engineering*, 137(8), 694–703. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000371](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000371)
- White, F. M. (2008). *Mecánica de fluidos* (6.^a ed.). McGraw-Hill.

Capítulo 3.3

Nexo agua-energía y vulnerabilidades climáticas: Planificación integrada en Jalisco

Fajardo Montiel Aída Lucía¹

Ramírez Sánchez Hermes Ulises²

Ulloa Godínez Héctor Hugo³

García Guadalupe Mario Enrique⁴

Alcalá Gutiérrez Jaime⁵

Sánchez Gómez Rubén⁶

<https://doi.org/10.61728/AE20259488>



¹ Profesora investigadora de la Universidad de Guadalajara. e-mail: lucia.fajardo@academicos.udg.mx

² Profesor investigador de la Universidad de Guadalajara. e-mail: hermes.ramirez@academicos.udg.mx

³ Profesor investigador de la Universidad de Guadalajara. e-mail: hector.ulloa@academicos.udg.mx

⁴ Profesor investigador de la Universidad de Guadalajara. e-mail: mario.gguadalupe@academicos.udg.mx

⁵ Profesor investigador de la Universidad de Guadalajara. e-mail: jaime.alcala@academicos.udg.mx

⁶ Profesor investigador de la Universidad de Guadalajara. e-mail: ruben.sgomez@academicos.udg.mx

1. Introducción

El nexo agua-energía constituye uno de los principales desafíos para la sostenibilidad en el siglo XXI. La interdependencia entre ambos recursos se intensifica ante el cambio climático, la urbanización acelerada y la transición energética. Actualmente, fenómenos como las sequías prolongadas, la variabilidad hidrológica y la presión creciente sobre las fuentes de agua impactan directamente en la generación eléctrica, mientras que la producción, distribución y tratamiento del agua dependen de forma cada vez más significativa del suministro energético.

El propósito de este artículo es analizar las vulnerabilidades climáticas asociadas al nexo agua-energía y discutir propuestas de planificación integrada, con énfasis en el caso de Jalisco, México. La pregunta central que guía el análisis es: ¿qué lecciones globales y locales permiten diseñar una estrategia de gestión hídrica-energética sostenible en contextos de alta vulnerabilidad climática? Las alianzas para mejorar la eficiencia en el uso del agua y la energía requieren un enfoque que reconozca tanto las diferencias como las sinergias entre ambos sectores, evaluando ventajas y desventajas de esta relación. Sin embargo, persiste una desconexión entre la formulación de políticas y la planificación, pues cada sector tiende a concentrarse en sus propios mandatos y objetivos. Ejemplo de ello son las presiones derivadas de la evolución del sector energético, que complejizan las tareas de los planificadores hídricos y dificultan garantizar el acceso equitativo al recurso.

En este escenario, el sector privado encuentra oportunidades significativas para operar de manera más eficiente, rentable y sostenible. Gracias a su flexibilidad de gestión, puede adaptar procesos e incorporar mejoras en el uso de recursos. El reto para Jalisco es generar políticas que promuevan tanto la cooperación como la competencia entre los sectores público y privado, fomentando una verdadera sinergia en el manejo sostenible de agua y energía.

Garantizar el acceso a servicios energéticos modernos es un requisito esencial para el desarrollo sostenible. En este sentido, las tecnologías renovables ofrecen alternativas para sustituir los recursos fósiles y reducir la dependencia de insumos finitos. La integración de consideraciones

ambientales en la planificación del agua y la energía constituye la base de un desarrollo equilibrado. De ahí que Jalisco enfrente la necesidad de adoptar enfoques integrados e intersectoriales que eviten la fragmentación institucional y fortalezcan su resiliencia frente al cambio climático.

1.1. Antecedentes

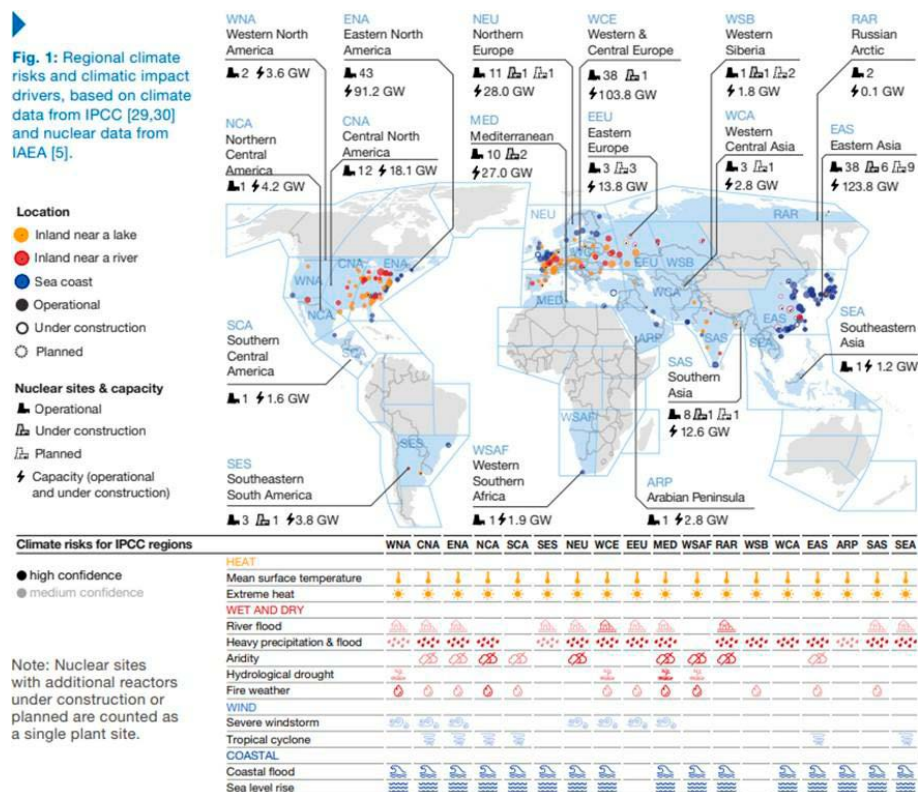
El análisis documental evidencia que la relación agua-energía se ha convertido en un eje crítico de la agenda internacional, regional y local. A nivel global, organismos como la ONU, la AIE y el IPCC advierten que el cambio climático, las sequías prolongadas y la presión sobre los recursos hídricos afectan directamente la seguridad energética y, en consecuencia, el desarrollo económico y social. Casos como Estados Unidos, Venezuela y Brasil ilustran cómo la reducción de caudales ha limitado la generación hidroeléctrica, generando crisis en el suministro eléctrico.

En el contexto regional latinoamericano, las tensiones se acentúan por la dependencia de fuentes hídricas vulnerables y la insuficiente diversificación de la matriz energética. La experiencia europea, por otro lado, muestra que incluso con infraestructura avanzada, las olas de calor y la disminución de caudales en ríos estratégicos ponen en riesgo plantas nucleares y termoeléctricas. En Jalisco, las condiciones locales reflejan estos desafíos en escala reducida.

El estado enfrenta un incremento proyectado de temperaturas y disminución de precipitaciones que amenazan tanto al Lago de Chapala como a los acuíferos sobreexplotados. La agricultura y el bombeo de agua demandan altos volúmenes de energía, mientras que los sistemas de tratamiento de aguas residuales presionan aún más el consumo energético. Pese a ello, Jalisco cuenta con un potencial renovable significativo —particularmente solar y eólico— que puede ser aprovechado para impulsar una transición hacia un modelo hídrico-energético más sostenible y resiliente (Figura 1).

Figura 1

Riesgos climáticos regionales y factores impulsores de impacto climático



Fuente: International Atomic Energy Agency (2022).

2. Metodología

Este estudio adopta un enfoque cualitativo articulado en tres componentes principales:

1. Revisión bibliográfica internacional de informes y literatura científica (IPCC, ONU, Banco Mundial, AIE, entre otros) sobre los impactos del cambio climático en el nexo agua-energía.
2. Análisis comparativo de casos internacionales en regiones representativas —Estados Unidos, Venezuela, Brasil y Europa— que han enfrentado crisis hídricas y energéticas recientes.

3. Estudio de caso local en Jalisco, sustentado en la revisión de documentos oficiales (Estrategia Estatal de Cambio Climático, Plan Estatal de Desarrollo, diagnósticos municipales), con el fin de dimensionar los desafíos y oportunidades de integración agua-energía en el estado.

3. Resultados

3.1 Panorama global

El análisis de casos internacionales revela que la crisis hídrica repercute de manera directa en la seguridad energética. En Estados Unidos, las sequías prolongadas han reducido drásticamente la capacidad hidroeléctrica, obligando a recurrir a fuentes fósiles de respaldo. Venezuela enfrenta un colapso estructural de su sistema hidroeléctrico, consecuencia de la falta de mantenimiento y de fenómenos climáticos extremos. En Brasil, las sequías históricas han puesto en riesgo la estabilidad de sus embalses, afectando el suministro eléctrico nacional. Europa, por su parte, evidencia la vulnerabilidad de sus plantas nucleares y térmicas ante el calentamiento acelerado y la reducción de caudales en ríos estratégicos.

3.2 Innovaciones tecnológicas

Los avances recientes ofrecen alternativas para mitigar estos impactos. Entre ellos destacan: el monitoreo en tiempo real del consumo hídrico en procesos energéticos, el uso de algoritmos de inteligencia artificial para optimizar la distribución de recursos, la aplicación de blockchain en la trazabilidad del uso de agua y la cogeneración como vía para integrar eficiencia hídrica y energética en un mismo proceso.

3.3 Impactos socioeconómicos

La interdependencia entre agua y energía genera efectos significativos a nivel social y económico. Se observan aumentos en los costos energéticos, presiones sobre la seguridad alimentaria y cancelación de inversiones estratégicas. Asimismo, la pérdida de empleos vinculados a proyectos

energéticos evidencia que la vulnerabilidad del nexo trasciende el ámbito técnico para convertirse en un desafío de desarrollo.

3.4 Caso Jalisco

En el contexto local, Jalisco enfrenta retos específicos que reflejan las tensiones globales. Las proyecciones climáticas anticipan incrementos de temperatura de hasta 2.9 °C para 2080 y reducciones de precipitación que agravarán la presión sobre fuentes de agua como el Lago de Chapala. El 76 % del territorio estatal presenta alta vulnerabilidad a sequías, mientras que el sector agrícola y los sistemas de tratamiento de agua demandan grandes cantidades de energía. A pesar de ello, el estado cuenta con un notable potencial en energías renovables —2 475 MW solares y 2 907 MW eólicos— que puede aprovecharse como estrategia de transición hacia un modelo más sostenible y resiliente.

4. Discusión

Los hallazgos presentados muestran que los retos de Jalisco se inscriben en una dinámica global donde la interdependencia entre agua y energía se ha convertido en un factor crítico de vulnerabilidad climática. La comparación con casos internacionales evidencia que incluso países con alta capacidad tecnológica y financiera —como Estados Unidos o Europa— enfrentan limitaciones cuando el acceso a recursos hídricos se ve comprometido. Esta constatación subraya que la seguridad hídrica es condición indispensable para la seguridad energética.

En el ámbito local, Jalisco refleja estas tensiones en un escenario de creciente presión demográfica, dependencia de fuentes hídricas vulnerables y demandas energéticas en expansión. El contraste entre el potencial renovable disponible y las limitaciones institucionales ilustra una brecha común en contextos emergentes: la existencia de recursos y tecnologías viables, pero con barreras regulatorias, financieras y de gobernanza que obstaculizan su despliegue.

Asimismo, la revisión de innovaciones tecnológicas sugiere que la transición hacia un modelo hídrico-energético sostenible requiere no solo infraestructura, sino también marcos normativos que faciliten la adopción

de soluciones avanzadas. La experiencia internacional demuestra que las políticas fragmentadas limitan la efectividad de las estrategias, mientras que los enfoques integrados permiten generar resiliencia y eficiencia a largo plazo.

En este sentido, Jalisco tiene la oportunidad de convertirse en un referente nacional mediante la implementación de proyectos piloto que combinen energías renovables con una gestión hídrica eficiente. Sin embargo, alcanzar este objetivo demanda fortalecer la cooperación entre sectores público y privado, crear incentivos claros para la innovación y consolidar una visión de gobernanza intersectorial que articule agua y energía bajo un mismo marco estratégico.

5. Conclusiones

El nexo agua-energía constituye un eje estratégico para la sostenibilidad y la resiliencia climática. Su adecuada gestión es indispensable para garantizar la seguridad hídrica y energética en el corto y largo plazo. Los casos internacionales analizados muestran que, incluso en contextos con alta capacidad tecnológica, la escasez de agua puede comprometer la generación de energía, generando efectos en cascada sobre la economía y la sociedad.

En Jalisco, la combinación de vulnerabilidades climáticas, presión demográfica y dependencia de fuentes hídricas frágiles configura un escenario crítico que requiere respuestas integradas y oportunas. El potencial renovable del estado representa una oportunidad clave para reducir la presión sobre el nexo agua-energía y avanzar hacia un modelo más sostenible. Sin embargo, aprovecharlo demanda superar las barreras regulatorias, financieras e institucionales actuales.

Se recomienda consolidar un marco de gobernanza intersectorial que articule políticas de agua y energía bajo una visión compartida, promueva la cooperación pública-privada y fomente proyectos piloto de innovación tecnológica. Futuras investigaciones deberían profundizar en el modelado de escenarios y en la evaluación de los beneficios socioeconómicos derivados de la integración hídrico-energética, especialmente en regiones con alta vulnerabilidad climática.

Referencias

- Agencia Europea de Medio Ambiente. (2023). *Climate change, impacts and vulnerability in Europe: 2023 indicator report*. Publications Office of the European Union.
- Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. (2022). *Relatório de situação dos recursos hídricos no Brasil 2022*.
- Autorité de Sûreté Nucléaire. (2023). *Rapport annuel sur l'état de la sûreté nucléaire et de la radioprotection en France*.
- Banco Mundial. (2021). *Venezuela: Evaluación de la situación del sector eléctrico* (Informe No. 156221).
- Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2022). *Balance preliminar de las economías de América Latina y el Caribe 2022 (LC/PUB.2022/18-P)*.
- Comisión Europea. (2022). *Informe sobre el estado de la Unión de la Energía 2022*.
- Ecopolítica Venezuela. (2023). *La crisis del sistema eléctrico venezolano: causas reales, alternativas sustentables, superación*. <https://ecopoliticavenezuela.org/la-crisis-del-sistema-electrico-venezolano-causas-reales-alternativas-sustentables-superacion/>
- Empresa de Pesquisa Energética. (2022). *Balanço energético nacional 2022*.
- Imagine H2O. (2024). *Thirsty energy, hungry water: Balancing the resource equation*. <https://imagineh2o.org/thirsty-energy-hungry-water-balancing-the-resource-equation/>
- Instituto de Información Estadística y Geográfica de Jalisco. (2022). *Diagnóstico del Municipio de Guadalajara*. Gobierno del Estado de Jalisco.
- Instituto de Planeación y Gestión del Desarrollo del Área Metropolitana de Guadalajara. (2019). *Plan Estatal de Desarrollo y Gobernanza Jalisco Visión 2024*. Gobierno del Estado de Jalisco.
- International Atomic Energy Agency. (2022). *Climate change and nuclear power 2022*.
- International Energy Agency. (2022). *South America: Energy Outlook 2022*. IEA Publications.

- IPCC. (2023). *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. IPCC. <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>
- Marttunen, M., Mustajoki, J., Sojamo, S., Ahopelto, L., & Keskinen, M. (2019). A framework for assessing water security and the water–energy–food nexus—The case of Finland. *Sustainability*, 11(10), 2900. <https://doi.org/10.3390/su11102900>
- Naciones Unidas. (2020). El agua, un recurso que se agota por el crecimiento de la población y el cambio climático. *Noticias ONU*. <https://news.un.org/es/story/2020/11/1484732>
- Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial. (2021). *Estrategia Estatal de Cambio Climático de Jalisco: Visión 2050*. Gobierno del Estado de Jalisco.
- U.S. Bureau of Reclamation. (2023). *Colorado River basin water supply and demand study: 2023 update*.
- U.S. Energy Information Administration. (2023). Hydroelectric generation in Western U.S. drops to lowest level in 22 years. *Today in Energy*.
- United Nations University Institute for Integrated Management of Material Fluxes and of Resources (UNU-FLORES). (n.d.). *What is the nexus approach*. Recuperado de: <https://unu.edu/flores/what-nexus-approach>
- WHO/UNICEF. (2023). *Joint monitoring programme for water supply and sanitation: Global resource access report*. World Health Organization.
- World Bank Group. (2023). *High and Dry: Climate Change, Water, and the Economy*. World Bank, Washington, DC. <https://www.worldbank.org/en/topic/water/publication/high-and-dry-climate-change-water-and-the-economy>
- Ye, B., Jiang, J., Liu, J., Zheng, Y., & Zhou, N. (2021). Research on quantitative assessment of climate change risk at an urban scale: Review of recent progress and outlook of future direction. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 135, 110415. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110415>

Territorios en riesgo. Estudios multidisciplinarios

Se terminó de imprimir en junio de 2026
en los talleres de Astra Ediciones

Av. Acueducto No. 829

Colonia Santa Margarita, C. P. 45140

Zapopan, Jalisco, México.

33 38 34 82 36

E-mail: edicion@astraeditorial.com.mx

www.astraeditorialshop.com

Impresión digital con interiores en papel bond de 75 g.

El tiraje consta de 300 ejemplares

Este libro agrupa una serie de investigaciones multienfoques que abordan desde distintas escalas urbano-territoriales los desafíos que enfrentan nuestras ciudades frente al riesgo ambiental, la degradación ecológica y la búsqueda de un desarrollo más justo y sostenible. Los 15 trabajos aquí reunidos fueron elaborados por docentes, investigadores y estudiantes de doctorado, interesados en problemáticas vinculadas a la gestión del agua, los residuos, la movilidad, la contaminación, la salud ambiental, la percepción del riesgo y la vulnerabilidad territorial.

ISBN: 978-607-8964-45-1



Consulta y descarga



Universidad
Autónoma
de Nayarit

