



ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias de Agua



Tortuga, río Santa Catarina, Nuevo León, México. Foto: Andrea Villarreal Rodríguez.



Tecnología y Ciencias del Agua

Vol. 16, núm. 5, septiembre-octubre de 2025

Portada: tortuga, río Santa Catarina, Nuevo León, México. La gobernanza hídrica en América Latina se ha desarrollado en las últimas décadas no tanto por el liderazgo y voluntad política de los gobiernos, sino a partir de protestas y movilizaciones sociales, donde se defiende a los ecosistemas y a población vulnerable que se ven afectados ante proyectos promovidos desde el Estado. En ese sentido, México no puede seguir basando la gestión del agua solo en conocimiento hidráulico y de mega obras de cemento y acero, pues ello obedece al modelo de la política del agua del siglo XX. Así, en los últimos años, la gestión de los recursos hídricos ha detonado un mayor involucramiento político de diversos actores que buscan democratizar las decisiones de gobierno. Ver el artículo “Movilización y participación ciudadana en la defensa del río Santa Catarina en Nuevo León, México / Social mobilization and citizen participation in the defense of the Santa Catarina River in Nuevo Leon, Mexico” de Cuauhtémoc Osorno-Córdova.

Foto: Andrea Villarreal Rodríguez.





Tecnología y Ciencias del Agua

Comité Editorial

Consejo Editorial

Dra. Patricia G. Herrera Ascencio
Directora General
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editor en Jefe
Dr. Álvaro Alberto Aldama Rodríguez
Consultor Independiente, México

Editor en Agua y Energía
Dr. Rodolfo Alvarado Montero
Consultor independiente, Holanda

Editora en Calidad del Agua
Dra. Maricarmen Espinosa Bouchot
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Editor en Tratamiento del Agua
Dr. Miguel Ángel López Zavala
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México

Editor en Ciencias Hidroagrícolas
Dr. Jaime Garatuza Payán
Instituto Tecnológico de Sonora, México

Editora en Ciencias Sociales
Dra. María Luisa Torregrosa y Armentia
FLACSO, México

Editor en Gestión del Agua
Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco
Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México

Editor en Hidráulica
Dr. Francisco Javier Aparicio Mijares
Consultor independiente, México

Editora en Hidrología Subterránea
Dra. Graciela Herrera Zamarrón
Universidad Nacional Autónoma de México

Editor en Hidrología Superficial
Dr. Martín Alfonso Gutiérrez López
Universidad Autónoma del Estado de Querétaro, México

Editor en Innovación Científica y Tecnológica
Dr. Salvador Peña Haro
Photrack AG, Suiza

Secretario Técnico
Mtro. Eduardo López Ramírez
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Coordinadora editorial
M.I.D. Helena Rivas López
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Coordinación Editorial
Seguimiento del proceso de arbitraje: Elizabeth Peña Montiel y Luis Aviles Rios
Marcación y XML: Luisa Guadalupe Ramírez Martínez
Webmaster: Claudia Patricia Martínez Salgado
Apoyo administrativo: Josefa Figueroa Miranda

- **Dr. Alcides Juan León Méndez**, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Cuba • **Dr. Alejandro López Alvarado**, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile • **Dra. Alma Chávez Mejía**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Andrei S. Jouravlev**, Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Chile • **Dr. Andrés Rodríguez**, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina • **Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Ariosto Aguilar Chávez**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Armando Guevara Gil**, Pontificia Universidad Católica, Perú • **Dr. Arturo Marciano**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Venezuela • **Dra. Aziza Akhmouch**, Organisation for economic Cooperation and Development, Francia • **Dr. Carlos Chairez Araiza**, consultor, México • **Dr. Carlos Cruickshank Villanueva**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Carlos Díaz Delgado**, Universidad Autónoma del Estado de México • **Dr. Carlos E. Puente**, University of California, EUA • **Dr. Cleverson Vítório Andreoli**, Centro Universitario Unifae, Brasil • **Dr. Daene C. McKinney**, University of Texas at Austin, Estados Unidos • **Dr. Daniel Murillo Licea**, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, México • **Dr. Eduardo A. Varas Castellón**, Pontificia Universidad Católica, Chile • **Dr. Emmanuel Galindo Escamilla**, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México • **Dr. Enrique Cabrera Marcet**, Universidad Politécnica de Valencia, España • **Dr. Enrique Playán Jubillar**, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España • **Dr. Eric Rendón Schneir**, Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú • **Dr. Erick R. Bandala**, Desert Research Institute, Reno, EUA • **Dr. Ernesto José González Rivas**, Universidad Central de Venezuela • **Dr. Federico Estrada**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Dr. Gerardo Buelna**, Centre de Reserche Industrielle Québec, Canadá • **Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez**, Universidad Politécnica del Estado de Morelos, México • **Dr. Gueorguiev Tzatchkov Velitchko**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **M.I. Horacio Rubio Gutiérrez**, Comisión Nacional del Agua, México • **Dr. Ismael Aguilar Barajas**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **Dr. Ismael Mariño Tapia**, Instituto Politécnico Nacional, México • **Dr. Ismael Piedra Cueva**, Universidad de la República, Uruguay • **Dr. Iván Obando Camino**, Universidad de Talca, Chile • **Dr. Jaime Iván Ordóñez Ordóñez**, Universidad Nacional, Bogotá, Colombia • **Dr. Joaquín Rodríguez Chaparro**, Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, España • **Dr. José Ángel Raynal Villaseñor**, Universidad de las Américas, Puebla, México • **Dr. José D. Salas**, University of Colorado, EUA • **Dr. José Joel Carrillo Rivera**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. José Luis Pimentel Equihua**, Colegio de Postgraduados, México • **José María Gómez Espín**, Universidad de Murcia, España • **M.C. Juan Andrés Martínez Álvarez**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Juan B. Valdes**, The University of Arizona, EUA • **Dr. Juan Pedro Martín Vide**, Universidad Politécnica de Cataluña, España • **Dr. Julio Kuroiwa Zevallos**, Universidad Nacional de Ingeniería, Perú • **Dr. Karim Acuña Askar**, Universidad Autónoma de Nuevo León, México • **Dra. Luciana Coutinho**, Universidad de Do Minho, Portugal • **Dr. Luis F. León Vizcaino**, Waterloo, University, Canadá • **Dr. Luis Teixeira**, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • **Dra. Luisa Paré Ouellet**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Manuel Contijoch Escontría**, consultor • **Dr. Marcos von Sperling**, Universidad Federal de Minas Gerais, Brasil • **Dra. María Claudia Campos Pinilla**, Pontificia Universidad Javeriana, Colombia • **Dra. María Rafaela De Saldanha Matos**, Laboratorio Nacional de Ingeniería Civil, Portugal • **Dra. María Teresa Oré**, Pontificia Universidad Católica del Perú • **Dra. María Victoria Vélez Otálvaro**, Universidad Nacional de Colombia • **M.I. Mercedes Esperanza Ramírez Camperos**, consultora, México • **Dr. Michel M. Rosengaus Moshinsky**, consultor, México • **Dr. Miguel A. Medina**, Duke University, EUA • **Dr. Moisés Berezowsky Verdusco**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Omar A. Miranda**, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina • **Dr. Oscar L. Palacios Vélez**, Colegio de Postgraduados • **Dra. Natalia Uribe Pando**, Water Lex, Suiza • **Dr. Óscar F. Ibáñez Hernández**, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, México • **Dr. Paulo Salles Alfonso de Almeida**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Rafael Val Segura**, Sistema de Aguas de la Ciudad de México • **Dr. Rafael Pardo Gómez**, Instituto Superior Politécnico • **Dr. Ramón Domínguez Mora**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Ramón Fuentes Aguilar**, Instituto de Innovación en Minería y Metalurgia, Chile • **Dr. Ramón Ma. Gutiérrez Serret**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Ing. Raquel Duque**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Colombia • **Dr. Raúl Antonio Lopardo**, Instituto Nacional del Agua, Argentina • **Dr. Rodolfo Silva Casarín**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Serge Léonard Tamari Wagner**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Simón González Martínez**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Tomás Martínez Saldaña**, Colegio de Postgraduados, México • **Dr. Víctor Hugo Alcocer Yamanaka**, consultor • **Dra. Ximena Vargas Mesa**, Universidad de Chile •



Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

El huachicoleo de agua en el ciclo hidrosocial: fracturando la subordinación clientelar del agua en Ecatepec, México
Hugo Hernández-Gamboa
Oscar Iván Reyes-Maya

Comparación experimental de la socavación alrededor de pila cuadrada de puente con y sin paneles sumergidos
Joselyn Barros
Marcelo Echeverría
Khaled Hamad-Mohamed
Jorge Escobar-Ortiz
Darío Calderón-Vásquez

Modelling flood map during Alex hurricane: Simulation enforced by multisensory precipitation in the city of Monterrey, Mexico
Juan M. Stella

Movilización y participación ciudadana en la defensa del río Santa Catarina en Nuevo León, México
Cuahtémoc Osorno-Córdova

Demanda de agua para uso doméstico en Oaxaca, México
José Luis Montesillo-Cedillo
Miguel Angel Cruz-Vicente

Importancia biofísica y económica del servicio ecosistémico de regulación de inundaciones sobre el sector agrícola: cuenca Ameca-Mascota, Jalisco, y Cuenca Jamapa, Veracruz
Daniel Revollo-Fernández
Debora Lithgow
Juan José von Thanden
María del Pilar Salazar-Vargas
Aram Rodríguez de los Santos

Caracterización hidroambiental de cuencas en la Reserva Parque Costero del Sur, Argentina
Jazmín Glustein
Tatiana Arturi
Eliana Berardozi
María Isabel Delgado

Modelling the impact of snowmelt in flows in the Mansfield Hollow Lake Watershed in Connecticut, USA
Juan M. Stella



Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Huachicoleo of water in the hydrosocial cycle: Breaking clientelistic subordination of water in Ecatepec, Mexico 01
Hugo Hernández-Gamboa
Oscar Iván Reyes-Maya

Experimental comparison of scour around square bridge pier with and without submerged vanes 48
Joselyn Barros
Marcelo Echeverría
Khaled Hamad-Mohamed
Jorge Escobar-Ortiz
Darío Calderón-Vásquez

Modelación de mapa de inundaciones durante el huracán Alex: simulación usando precipitación multisensorial en la ciudad de Monterrey, México 97
Juan M. Stella

Social mobilization and citizen participation in the defense of the Santa Catarina River in Nuevo Leon, Mexico 135
Cuahtémoc Osorno-Córdova

Water demand for domestic use in Oaxaca, Mexico 193
José Luis Montesillo-Cedillo
Miguel Angel Cruz-Vicente

Biophysical and economic importance of the ecosystem service of flood regulation on the agricultural sector: Ameca-Mascota Basin, Jalisco, and Jamapa Basin, Veracruz 226
Daniel Revollo-Fernández
Debora Lithgow
Juan José von Thanden
María del Pilar Salazar-Vargas
Aram Rodríguez de los Santos

Hydro-environmental characterization of watersheds within the Parque Costero Sur Reserve, Argentina 257
Jazmín Glustein
Tatiana Arturi
Eliana Berardozi
María Isabel Delgado

Modelación del impacto del deshielo en lo caudales en la cuenca del lago Mansfield Hollow en Connecticut, EUA 310
Juan M. Stella

Notas (originales)*Notes (original)***Notas (traducción)***Notes (translation)*

El saneamiento desde una perspectiva histórica. Desafíos y oportunidades

Denise Soares

Sergio Vargas

Sanitation from a historical perspective. Challenges and opportunities

Denise Soares

Sergio Vargas

357

Técnicas actuales de optimización de generación de energía en hidroturbinas: una revisión

Juan Bobadilla

Current techniques for optimizing power generation in hydro turbines: A review

Juan Bobadilla

387

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-05-01

Artículos

**El huachicoleo de agua en el ciclo hidrosocial:
fracturando la subordinación clientelar del agua en
Ecatepec, México**

**Huachicoleo of water in the hydrosocial cycle: Breaking
clientelistic subordination of water in Ecatepec, Mexico**

Hugo Hernández-Gamboa¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0878-5685>

Oscar Iván Reyes-Maya², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5381-883X>

¹Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología, Estado de México, México,
hughernandezgamboa@gmail.com

²Universidad Autónoma Chapingo, Estado de México, México,
oreyesm@chapingo.mx

Autor para correspondencia: Hugo Hernández-Gamboa,
hughernandezgamboa@gmail.com



Resumen

Las disputas urbanas en torno al agua, aunque han sido un tema constante en ciudades de todo el mundo, solo recientemente han impulsado análisis interdisciplinarios, especialmente desde enfoques teóricos llamados híbridos, como la ecología política urbana, que busca desentrañar la compleja relación entre lo político y el recurso hídrico en ámbitos metropolitanos. Este artículo se centra en analizar las alteraciones en el ciclo hidrosocial de Ecatepec, de la Zona Metropolitana del Valle de México, provocadas por el "huachicoleo" (robo de agua mediante tomas clandestinas) y sus consecuencias políticas. Se indaga si el huachicoleo busca hacer valer los derechos políticos de los ciudadanos carentes del recurso y dismantelar las redes políticas-clientelares ligadas con la precariedad hídrica. A diferencia de otros estudios, este análisis no se limita a las estrategias empleadas por aquellos que ostentan el poder sobre aquellos que carecen de él, sino que se adentra en las complejidades de la interacción. La metodología incluyó trabajo de campo y entrevistas semiestructuradas a vecinos y empleados del organismo operador de aguas del municipio durante los años 2020 y 2021. Se concluye que aunque el huachicoleo no busca primordialmente desafiar las redes de poder que limitan los derechos políticos ha tenido un impacto disruptivo en los flujos de agua y las dinámicas de poder en la región.

Palabras clave: ecología política urbana, ciclo hidrosocial, estrés hídrico, huachicoleo de agua, Zona Metropolitana del Valle de México.

Abstract

Urban disputes over water, while a constant theme in cities worldwide, have only recently spurred interdisciplinary analyses, particularly from theoretical approaches termed hybrids such as urban political ecology. This approach seeks to unravel the complex relationship between the political and the water resource in metropolitan areas. This article focuses on analyzing disruptions in the hydrosocial cycle of Ecatepec, in the Metropolitan Area of the Valley of Mexico, caused by 'huachicoleo' (water theft through clandestine connections) and its political consequences. It explores whether huachicoleo aims to assert the political rights of citizens lacking access to the resource and dismantle the political-clientelist networks linked to water scarcity. Unlike other studies, this analysis goes beyond the strategies employed by those in power over those without it, delving into the intricacies of the interaction. The methodology included fieldwork and semi-structured interviews with residents and employees of the municipal water management agency during the years 2020 and 2021. It is concluded that, although huachicoleo does not primarily seek to challenge power networks that limit political rights, it has had a disruptive impact on water flows and power dynamics in the region.

Keywords: Urban political ecology, hydrosocial cycle, water stress, water huachicoleo (water theft), Metropolitan Area of the Valley of Mexico.

Recibido: 25/01/2024

Aceptado: 27/06/2024

Publicado *ahead of print*: 22/07/2024

Versión final: 01/09/2025



Introducción

Las metrópolis en el mundo, por sus propias características de densidad poblacional, son espacios en los que se desarrollan luchas, disputas y tensiones por la reducida disponibilidad, acceso y uso de sus recursos naturales. Entre estos recursos, el agua destaca como uno de los más significativos, lo cual plantea retos ambientales y de gestión de gran relevancia.

A pesar del constante contexto de conflicto y disputa por el vital recurso en los ámbitos urbanos, el interés en explorar la interacción entre los temas relacionados con el agua y las disputas políticas y de poder de manera entrelazada es relativamente reciente (Ávila, 2015). Este interés ha coincidido con el creciente reconocimiento de que las ciudades son parte integral de la naturaleza y no entidades separadas de ella (Harvey, 1995; Latour, 1993).

Para abordar el análisis de la relación entre lo político y el agua urbana de manera entrelazada se han adoptado enfoques teóricos híbridos. Entre estos se encuentran la ecología política y la ecología política urbana, además de categorías de análisis, como el ciclo hidrosocial y el metabolismo hídrico; todas ellas herramientas teóricas que buscan enriquecer la investigación al vincular la materialidad del recurso hídrico con las dinámicas sociales, al mismo tiempo que introducen un elemento intrigante en el estudio de la gestión del agua al considerarla como fuente de poder (Swyngedouw, 2006).

En la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM), Ecatepec es el segundo municipio más poblado de la metrópolis y ha enfrentado

históricamente desafíos significativos relacionados con la escasez de agua (Tiburcio & Perevochtchikova, 2009). La elección de esta zona de estudio se basa en la gravedad de su problemática hídrica, la cual se ha documentado ampliamente en diversos estudios (Castillo, 2018; Pastrana-Miranda & González-Caamal, 2022). Dichos antecedentes destacan la administración del agua de los pozos de Ecatepec (Escolero, Kralisch, Martínez, & Perevochtchikova, 2016) y una gestión ineficiente del recurso (Zaragoza & del Rocío, 2012), factores que han contribuido a una crisis persistente en el suministro de agua para la población local.

Las investigaciones dentro del marco de la ecología política y la ecología política urbana que han examinado este territorio resaltan que los marcos normativos, la infraestructura y los elementos materiales asociados con la gestión del agua han desempeñado un papel crucial en la creación de relaciones de subordinación y dominio político (De Alba & Hernández, 2014; Castillo & De Alba, 2017). Entre las dinámicas identificadas se incluyen patrones de clientelismo electoral como respuesta a la demanda de este recurso, al igual que otros usos políticos del agua (De Alba & Hernández, 2017).

No obstante, en los últimos años ha surgido en este municipio un fenómeno contemporáneo relevante: el "huachicoleo del agua". Este término alude al acto de apropiarse del agua con la intención de comercialarla o consumirla mediante la fractura de la infraestructura hídrica que provoca el robo del líquido, es decir, a través de tomas clandestinas.

En tal contexto, el propósito central de este artículo consiste en analizar los flujos del agua a lo largo del proceso de suministro en Ecatepec, prestando especial atención al fenómeno del huachicoleo y sus implicaciones en las disputas y el ejercicio de poder político que se

desarrolla en la cotidianidad de los trayectos del agua. La propuesta propone explorar cómo el "huachicoleo", inserto en el ciclo hidrosocial de Ecatepec, puede entenderse como una estrategia adoptada por la población que carece del acceso al recurso vital.

Se parte de la premisa de que la estrategia de apropiación del agua, mediante la ruptura de la red hídrica, busca subyacemente hacer valer los derechos políticos y dismantelar las redes políticas-clientelares vinculadas con la gestión cotidiana del suministro de agua en el municipio.

Lo que distingue a este estudio de otras investigaciones sobre el ciclo hidrosocial es su enfoque, que no se limita a la observación de las estrategias empleadas por aquellos que ostentan y ejercen el poder sobre aquellos que carecen de él. Otra relevancia de este análisis también radica en su contribución a los estudios de la ecología política urbana y del ciclo hidrosocial, lo que respalda la perspectiva de:

"un cambio en la concepción teórica, alejándose de un enfoque en la política institucionalizada (...) hacia un punto de vista que considera otras formas de contestación, incluso si carecen de la forma organizativa o legitimidad de los movimientos sociales" (Karaliotas & Swyngedouw, 2019: 370).

Metodológicamente, para la obtención de información empírica se adoptó un enfoque cualitativo, con especial énfasis en la dimensión política tanto de procesos formales como informales. Para analizar estos procesos y las prácticas asociadas con el ciclo hidrosocial y el fenómeno del "huachicoleo" del agua en Ecatepec se llevaron a cabo investigaciones de campo y entrevistas con actores clave en el área de estudio durante

2020 y 2021. Se eligió este periodo debido a una coyuntura política, ya que coincidió con la posible reelección del presidente municipal (2021-2024), que condenaba el uso político del agua.

Las entrevistas incluyeron a residentes locales, funcionarios del gobierno y empleados del organismo operador de aguas, lo cual proporcionó una amplia perspectiva sobre las dinámicas socio-ecológicas del agua en la región. Además, se realizaron observaciones directas que permitieron una triangulación de información para obtener una comprensión detallada y contextualizada de las prácticas estudiadas. Si bien la representatividad de los datos puede ser limitada, el enfoque cualitativo permite una comprensión profunda de las dinámicas locales y proporciona información sobre cómo las prácticas informales relacionadas con el agua influyen en las relaciones de poder y en la vida cotidiana de los habitantes.

El agua y sus flujos: ¿productos sociales?

El tema del agua en entornos urbanos ha generado un debate multidisciplinario que ha cobrado relevancia en diversas áreas académicas. Este diálogo ha incorporado análisis técnicos (Arreguín, 2018), enfoques institucionales (Arreguín, Martínez, & Trueba, 2004; Herrera, 2017) y estudios sociales (Delgado, 2014; Delgado, 2015; De Alba & Amaya, 2015). Asimismo, ha ganado importancia en el ámbito político, al influir en la toma de decisiones (Perló & González, 2006; Perló & Zamora, 2017; Duquino, 2018).

Sin embargo, en las últimas décadas, la investigación ha transitado a ser interdisciplinaria al adoptar enfoques sociopolíticos para abordar la

problemática del agua. En lugar de concentrarse exclusivamente en la formulación de políticas públicas o en la toma de decisiones, estos estudios han desarrollado marcos teóricos y metodológicos que buscan comprender la dimensión social del agua como fuente de poder y conflicto (Pacheco-Vega & Hernandez-Alba, 2014).

Un enfoque interdisciplinario destacado ha sido la ecología política urbana, que se concentra en investigar cómo las normativas, reglas, prácticas y procedimientos operan como mecanismos para definir el acceso y uso de los recursos naturales, los cuales son establecidos por aquellos que ejercen poder e influencia en las decisiones relacionadas con estos recursos (Boelens, 2014).

La ecología política urbana aspira a ir más allá de lo "natural", al analizar y comprender diversas dimensiones. Se enfoca en cuestionar las interpretaciones tradicionales de las "ciudades" como entidades separadas de la "naturaleza" y en "cómo la creación de asentamientos está metabólicamente vinculada con los flujos de capital y los procesos ecológicos que trascienden lo humano" (Tzaninis, Mandler, Kaika, & Keil, 2020).

Entre las principales líneas de análisis del tema hídrico con este enfoque se encuentran las siguientes: el agua como recurso vinculado con interrelaciones económicas y gubernamentales (Rahmi, Abdullah, & Lulofs, 2015; Ávila, 2015); como herramienta política (Castillo & De Alba, 2017); como motor de movimientos sociales (Lipietz, 2002); como producto del mercado electoral (De Alba & Hernández, 2014; De Alba & Hernández, 2017), y como configurador del espacio urbano (Swyngedouw, 2004), entre otros.

En consonancia con los postulados de la ecología política urbana, en este trabajo se reconoce que tratar el agua meramente como un recurso natural o económico es insuficiente. En cambio, se requiere:

“un acercamiento y exploración que articule sus aspectos biofísicos, ecológicos, técnicos, socioeconómicos, políticos y culturales” (Soares, 2021: 81).

Uno de los referentes clave en estos análisis hídricos es Erick Swyngedouw, cuyo libro "Social power and the urbanization of water: Flows of power" (Swyngedouw, 2004) propone examinar los recorridos del agua en Guayaquil, Ecuador, para comprender su relación con el poder social, económico y político en el contexto de la urbanización de esa ciudad ecuatoriana. Swyngedouw (2004) argumenta que la circulación del agua en los centros urbanos forma parte de un conjunto de procesos híbridos socionaturales, donde el flujo del agua está vinculado con los flujos de capital y poder. El autor belga sitúa la circulación del agua en el mismo ámbito que la circulación del dinero y sugiere que el acceso al agua está condicionado por las posiciones de poder social, económico, de género y cultural.

Siguiendo esta premisa, que reconoce que los flujos de agua, la escasez de este recurso y su gestión no son simplemente fenómenos naturales, sino procesos complejos influenciados por una variedad de actores con intereses en juego (Damonte & Lynch, 2016: 7), se vuelve fundamental realizar una identificación y análisis detallado de las alteraciones en las dinámicas de circulación de este líquido, como las asociadas con el huachicoleo.

Al adoptar este enfoque se amplía el espectro de análisis para examinar en detalle los aspectos políticos vinculados a las fracturas a las tuberías, al robo de agua y su repercusión en las relaciones de poder en Ecatepec. Se identifica que aquellos que carecen del recurso y del poder son, al mismo tiempo, agentes dentro del entramado hídrico con un cierto grado de influencia, resaltando la complejidad de la interacción entre agua, poder y dinámicas sociales en este contexto particular.

¿Qué es el ciclo hidrosocial?

La categoría de análisis del ciclo hidrosocial, aunque relativamente reciente, ha sido desarrollada y aplicada por varios autores como una herramienta analítica fundamental para comprender cómo el agua circula en un ciclo que va más allá de lo natural (Arahuetes, Villar, & Hernández, 2016). Originada en el marco de la ecología política urbana, esta categoría desafía la visión convencional del ciclo hidrológico, que a menudo se considera como un proceso constante e independiente de la actividad humana (Larsimont, 2014).

El ciclo hidrosocial nos lleva a considerar las posibles causas humanas en la degradación de los recursos hídricos, al tener en cuenta de manera explícita los roles de diferentes grupos sociales (Budds, 2012).

No obstante, en la revisión de la literatura que ha utilizado esta categoría de análisis es posible identificar, como señala Schmidt (2014), al menos dos formas de concebir y, por lo tanto, "operacionalizar" el ciclo hidrosocial. En primer lugar está el enfoque que lo considera como un contrato hidrosocial. Desde esta perspectiva se busca identificar y comprender la intersección de la gestión del agua con las normas sociales

y jurídicas, incluyendo los derechos de los individuos al recurso y las normas sociales que enmarcan el agua en el contexto social.

En segundo lugar encontramos una perspectiva crítica que cuestiona el dualismo sociedad/naturaleza. Esta crítica se dirige al pensamiento que trata de categorizar las cosas como pertenecientes exclusivamente a la "sociedad" o a la "naturaleza", y excluye cualquier forma de interacción entre ambas. En esta investigación adoptamos esta segunda posición teórica crítica (Schmidt, 2014).

El ciclo hidrosocial que aquí se aplica se basa en la noción de hibridación propuesta por Latour (1993). Ello significa que el agua no puede ser clasificada simplemente como completamente social o completamente natural. En cambio, se considera al agua como un objeto no humano que interactúa con otros actores humanos y no humanos, lo que implica que el agua es parte de una red de actores. Bajo este enfoque teórico, el agua no se percibe como una naturaleza neutral, sino como un objeto no humano con:

“múltiples propiedades y facetas: es poderosa, productiva, destructiva, diseñada, natural y sobrenatural” (Boelens, Hoogesteger, Swyngedouw, Vos, & Wester, 2016: 4).

Siguiendo esta línea, el ciclo hidrosocial facilita el reconocimiento de los actores involucrados en los flujos del agua, ya que:

"no se minimiza el rol de la agencia humana (...), lo que permite incorporar la materialidad, evitando el espectro del determinismo ambiental" (Garnero, 2018: 97-98).

De esta manera, podemos identificar una variedad de:

"estrategias de manipulación del agua, no solo mediante infraestructuras hidráulicas, sino también a través de la elaboración de marcos jurídicos, la influencia de las instituciones y prácticas culturales" (Langhoff, Gerald, & Rosell, 2017: 63).

La importancia del ciclo hidrosocial radica en su capacidad para revelar y analizar las dinámicas sociales, y cómo "los grupos sociales conciben y materializan los usos del recurso hídrico", además de examinar:

"cómo se relacionan con los flujos del agua y la infraestructura hidráulica, arrojando luz sobre las dinámicas sociales y políticas entre los actores en un espacio determinado" (Damonte & Lynch, 2016: 7).

En este punto, el ciclo hidrosocial adquiere una relevancia crucial para el análisis propuesto, ya que esta categoría permite concebir que la circulación del agua, especialmente en su abastecimiento:

"es un proceso social y físico combinado, un flujo híbrido socio-natural que fusiona la naturaleza y la sociedad de manera inseparable" (Larsimont & Grosso, 2014: 2).

Con esta perspectiva, el ciclo hidrosocial ofrece la capacidad de:

"reinterpretar las implicaciones sociales y ecológicas que surgen como efectos de las relaciones de poder" (Linton & Budds, 2014: 170).

En este contexto, la exploración no se limitará a examinar el ejercicio del poder en la gestión del agua por parte de quienes lo detentan, sino que también se busca explorar el "huachicoleo" como un desafío a

los flujos de agua y a las estructuras de poder en un entorno marcado por la precariedad.

La histórica conflictividad del agua en Ecatepec

Las metrópolis latinoamericanas presentan características distintivas intrínsecamente vinculadas con las condiciones socioeconómicas de sus habitantes. Entre estos atributos se incluyen procesos de gentrificación, hacinamiento y la carencia de acceso a servicios urbanos básicos, como la insuficiente provisión de agua potable (Ramírez & Pradilla, 2013).

En el contexto específico de México, el estrés hídrico en la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM) constituye un problema grave derivado de diversos factores, entre los que destacan los flujos migratorios, el rápido crecimiento poblacional concentrado en áreas específicas, las particularidades geográficas, y la proliferación de asentamientos irregulares (Castro, Kloster, & Torregrosa, 2004; Cabestany, 2017).

Ecatepec, con una población de 1.6 millones de habitantes —ubicado en el noroeste de la ZMVM, la región metropolitana más grande y central del país, con una población de aproximadamente 22 millones de habitantes (INEGI, 2020)—, exhibe la persistencia de estos factores a lo largo de su historia (Figura 1).

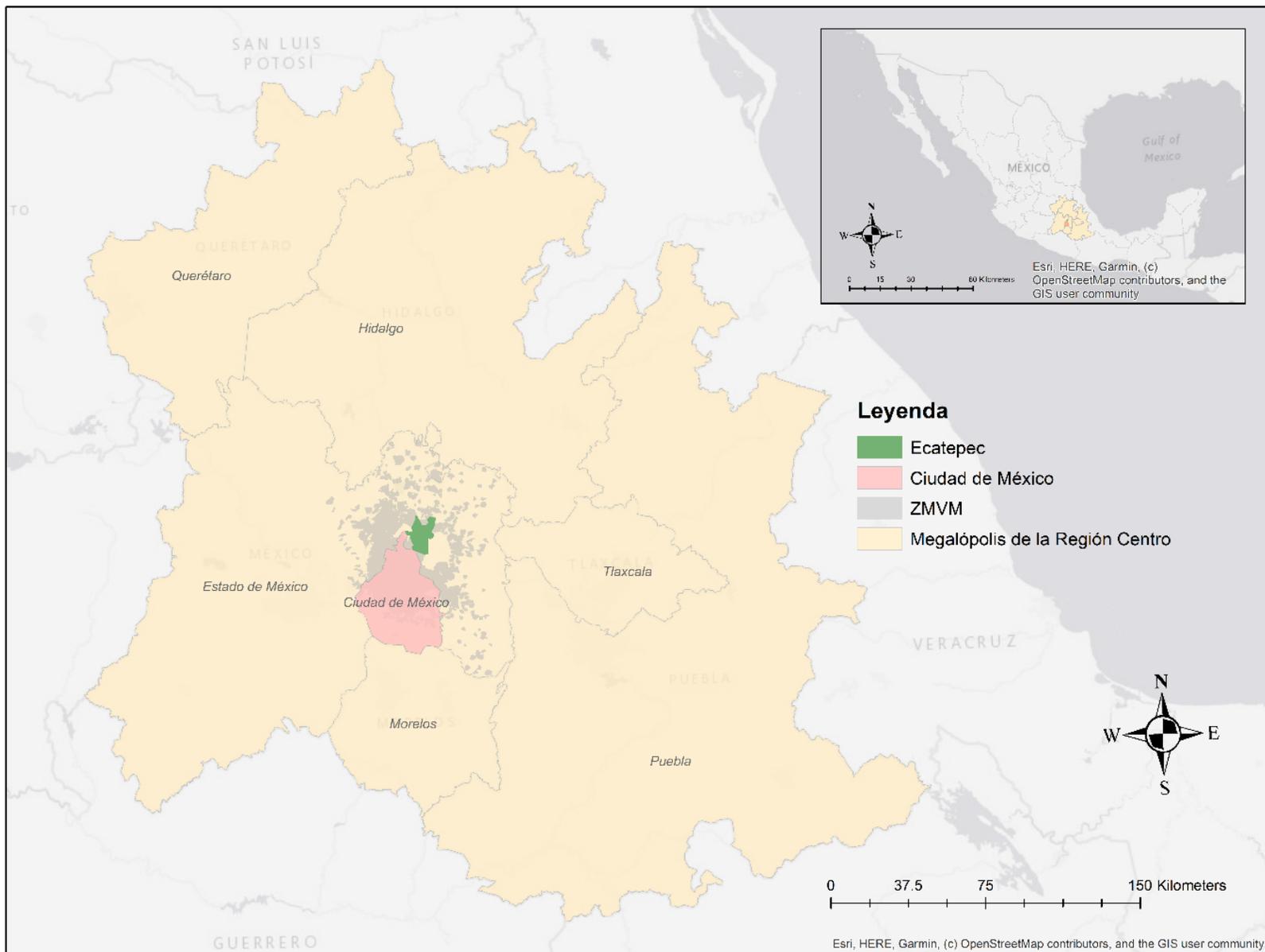


Figura 1. Localización de Ecatepec.

Debido al alto costo del suelo en lo que hace unas décadas era el Distrito Federal, ahora Ciudad de México, se produjo una migración masiva desde el centro de la urbe, generando un crecimiento poblacional exponencial en Ecatepec durante las últimas siete décadas. La población

aumentó de poco más de 15 000 habitantes en 1950 a 1 645 352 en 2020 (INEGI, 2020).

Debido a este aumento de población en el municipio, el gobierno se vio paulatinamente limitado en su capacidad para proporcionar un suministro adecuado de agua de manera constante. En lugar de ello, el suministro se realizó de manera intermitente, y en tiempos y espacios diferenciados. Esta situación específica justifica la elección del territorio de estudio, ya que, como en muchos otros territorios urbanos, en Ecatepec:

"se han extraído de tal forma irracional y a un ritmo intenso que se han abatido los niveles freáticos, en consecuencia, se disminuyó la disponibilidad natural del agua" (Tiburcio & Perevochtchikova, 2009: 143).

Es crucial destacar que este crecimiento poblacional no se produjo de manera planificada ni regulada, lo que dio lugar al desarrollo masivo de viviendas de interés social y construcciones populares, algunas de las cuales se ubicaron en asentamientos irregulares (Duhau & Carrión, 2012). Esta rápida transformación en el uso del suelo tanto para actividades económicas como de vivienda ha tenido un impacto significativo no solo en la demanda y el uso del recurso hídrico en el municipio, sino que también ha resultado en impactos ambientales significativos. Por ejemplo, debido a la falta de planificación en la construcción de viviendas se han producido alteraciones en:

"los patrones del ciclo hidrológico, impidiendo la infiltración del agua en el suelo urbano, así como la aceleración de flujos superficiales y el arrastre de materiales

sedimentarios hacia la planicie” (Tiburcio & Perevochtchikova, 2009: 144).

Aunado a estos factores, la falta de planificación y las prácticas recurrentes de arbitrariedad, discrecionalidad y falta de rendición de cuentas en la toma de decisiones relacionadas con la administración del agua en Ecatepec han sido una constante (De Alba, 2017). Esto subraya aún más la complejidad de la gestión del recurso en el municipio.

Sin embargo, la realidad en Ecatepec parece ser significativamente diferente de lo que sugieren los datos estadísticos oficiales. Según el censo del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) de 2020, de un total de 448 623 viviendas particulares habitadas en el municipio, 443 357 tienen acceso al suministro de agua dentro de sus hogares. Esto aparentemente indica que solo alrededor de 5 000 viviendas, aproximadamente el 1.17% del total, carecen de esta conexión (INEGI, 2020).

Estos datos podrían sugerir que a pesar del rápido crecimiento demográfico, la proliferación de asentamientos informales y la expansión de áreas residenciales se ha logrado una instalación efectiva de infraestructura de suministro de agua para satisfacer la demanda, con una cobertura cercana al 99 %. Sin embargo, esta aparente paradoja plantea una pregunta crucial: ¿cómo se puede explicar la persistente precariedad en el acceso al agua y, en consecuencia, la práctica del huachicoleo del agua en este municipio?

De la precariedad hídrica a lo político del agua

En respuesta al persistente contexto de escasez hídrica —producido ya sea por la falta de disponibilidad del recurso ante la ola migratoria descrita o por la ineficaz gestión del mismo la administración municipal de Ecatepec mediante su Organismo Público Descentralizado para la Prestación del Servicio del Agua Potable Alcantarillado y Saneamiento de Ecatepec (SAPASE), encargada de la distribución de agua— ha recurrido de manera regular a dos soluciones alternativas como medidas de emergencia: implementación del sistema de tandeo y provisión a través de pipas. El sistema de tandeo implica la distribución de agua a diferentes colonias en horarios variables para satisfacer sus necesidades, a pesar de carecer de un marco legal específico y de utilizar la red hídrica "formal".

En paralelo, el suministro a través de pipas consiste en el transporte de agua potable en camiones-cisterna, una medida adoptada por el sector público para mejorar la distribución y reducir las posibles pérdidas debido a fugas en la red hídrica. No obstante, en la mayoría de los municipios de la Zona Metropolitana del Valle de México, incluyendo Ecatepec, la falta de regulación abarca aspectos cruciales, como el destino de las pipas; la frecuencia del servicio; los requisitos para acceder al mismo; las circunstancias que justifican su uso; los precios y las rutas, entre otros detalles.

Ambas soluciones temporales han evolucionado hacia prácticas sistemáticas que reflejan rasgos de informalidad e incluso ilegalidad. En dicho contexto de carencia y lagunas legales, estas prácticas se han convertido en herramientas de instrumentalización política y clientelar del agua, como han señalado varios estudios (De Alba & Hernández, 2014;

De Alba & Hernández, 2017; Castillo & Hernández, 2020; Hernández-Gamboa, 2023). Esto implica, por ejemplo, que se realicen cortes de agua en función de los tiempos y procesos electorales, o que, para recibir suministro de agua a través de pipas, sea necesario formar parte de una red clientelar compuesta por actores políticos, líderes comunitarios, intermediarios operativos y usuarios-clientes.

En medio de esta dinámica, los ciudadanos, cuya necesidad del recurso vital es imperante, a menudo se ven obligados a ceder o negociar sus derechos político-electorales, ya sea de manera explícita o implícita. Tales dinámicas adquieren un impacto significativo al desplegarse en el quinto municipio más poblado del país, donde reside una gran cantidad de votantes, cuyo peso resulta considerable en la configuración de los resultados en elecciones locales y nacionales, y por lo tanto en la construcción de poder político (IEEM, 2023).

Debido a la peculiar evolución urbana en Ecatepec, caracterizada por la migración de personas desde el centro hacia la periferia, se generó una creciente demanda de servicios públicos, como drenaje, alumbrado y pavimentación a lo largo de décadas. Estos servicios solían intercambiarse en una relación de clientelismo político. Una vez satisfechas estas necesidades, se ha observado cómo el agua, por su esencialidad, se convirtió en el recurso utilizado por los actores políticos para obtener apoyo entre aquellos que buscan soluciones a sus necesidades concernientes al agua (Pastrana-Miranda & González-Caamal, 2022).

El tradicional intercambio de favores por votos —una relación clásica en la ciencia política— parece haber evolucionado hacia un intercambio socioambiental, donde el agua se utiliza como moneda de cambio por apoyo político. En este nuevo escenario, el agua se ha convertido en un:

"componente intrínseco del mercado político, sujeto a negociación, condicionamientos, restricciones o distribución abundante, dependiendo de los tiempos y prioridades de los políticos" (De Alba & Hernández, 2014: 133).

Aunque el flujo del agua está predominantemente dirigido por quienes ostentan el poder, es esencial reconocer que aquellos que carecen del recurso también pueden desempeñar un papel como agentes en el ciclo hidrosocial y modificar los flujos según sus posibilidades.

La conflictividad hídrica y lo político del huachicoleo

En los últimos años, ante la escasez de agua en Ecatepec, los residentes han optado por instalar tomas clandestinas, como estrategia para asegurarse un suministro mínimo de agua. Estas tomas clandestinas implican la manipulación de la red hidráulica, ya sea que pase cerca de sus hogares o no. Utilizando bombas hidráulicas extraen el líquido antes de que llegue a sus vecinos en el flujo regular del abastecimiento de agua. Esta práctica, conocida como "huachicoleo", hace referencia al término previamente asociado en México con el robo de gasolina mediante la manipulación de los ductos de Petróleos Mexicanos (Pemex) (Ortega, 2021):

"Huachicol es el nombre con el que se le conoce al delito de obtener y vender gasolina ilegalmente. Para la adquisición de la gasolina se perforan y se extraen los ductos que forman parte de la estructura de la red de distribución de

Pemex (...). El huachicolero entonces será tanto el que extrae o roba (...), pero también será el que distribuye y vende" (Miquel & Carbajal, 2022: 250).

Este término ha sido trasladado a la problemática hídrica, donde, de manera similar, se excava hasta encontrar el tubo que abastece de agua, se perfora y se roba el líquido. A esta práctica se le ha llamado "huachicoleo de agua".

Durante el trabajo de campo centrado en el "huachicoleo del agua", se identificó que los residentes han comenzado a cuestionar la verdadera escasez de agua o si existe algún actor con poder que controla y decide quién tiene acceso al agua y quién no. Un entrevistado expresó esta inquietud, al señalar: "Sí hay agua, sí hay agua, pero no sé por qué nos la controlan, si el agua siempre llega" (Sr. Jesús, 2020).

En una entrevista con un "huachicolero", es decir, alguien que extrae o realiza tomas clandestinas para su venta, se proporcionó una explicación sobre la presión con la que llega el agua cuando se tiene una conexión clandestina. Según el exfuncionario del SAPASE, esto se debe a la forma en que se realiza la toma para extraer el líquido (Figura 2), que se efectúa en la parte inferior del tubo de la red y "no al costado, como regularmente se hacen las tomas domiciliarias".

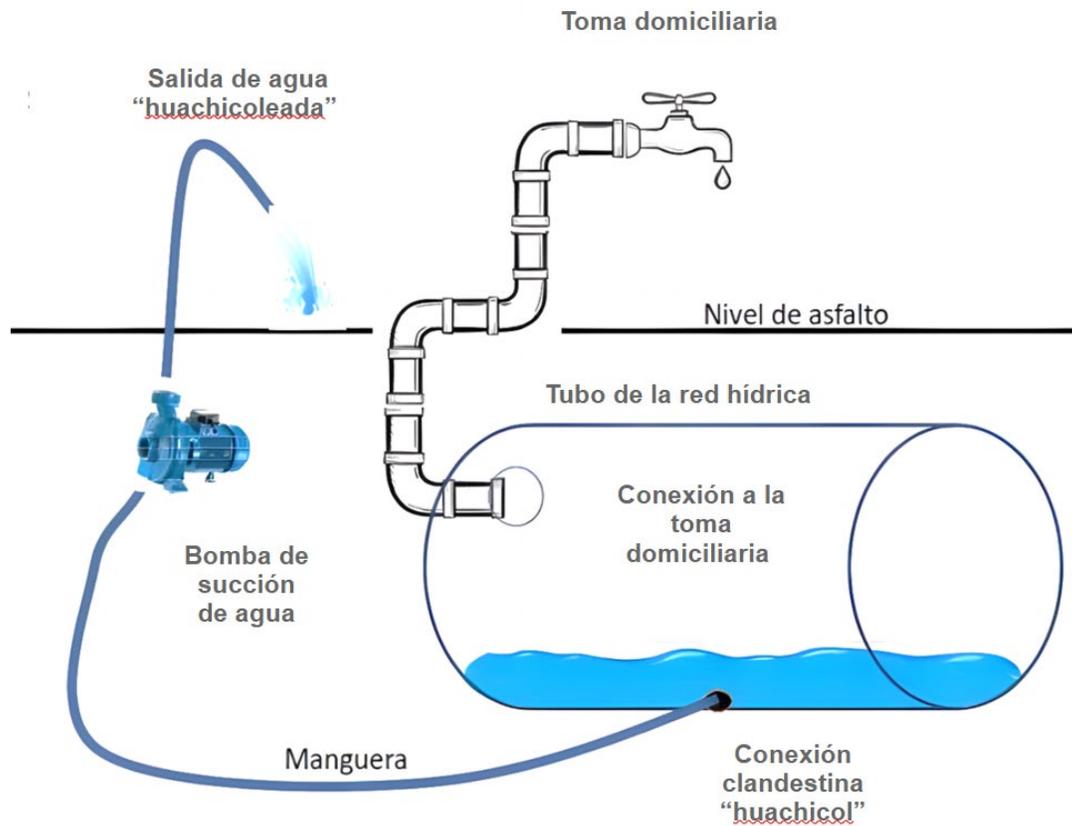


Figura 2. Toma clandestina.

Según los recorridos y las entrevistas realizadas, quienes llevan a cabo las tomas deben poseer un conocimiento técnico especializado, por lo que se sospecha que han sido empleados del organismo encargado de abastecer el líquido, como lo han confirmado vecinos previamente:

"Pero mire, siento yo que (para hacer las tomas clandestinas) están asesorados por alguien que sabe, ¿no? Porque, ¿cómo me voy a aventar a hacer un hoyo? ¿Qué tal si rompo o parto algo...? ¡El problemón! Veo los taponcitos, las llavecitas y pienso: 'esto no lo hizo cualquiera'" (Sr. Alberto, 2014).

Durante las investigaciones de campo se pudo constatar que el agua proveniente del "huachicoleo" ha provocado tanto de manera literal como metafórica una ruptura en la red y en los flujos políticos asociados con el abastecimiento del líquido. No obstante, esto no implica que, a diferencia de lo ocurrido con el abastecimiento de agua mediante pipas, no existan relaciones cotidianas de poder que faciliten el suministro a través de este mecanismo. Más bien sugiere que al tratarse de una forma permanente de obtener el líquido, sin un contacto social continuo, la red de contactos de poder se limita al momento de la conexión inicial y no se extiende a la cotidianidad de la escasez.

Es decir, se utiliza la estructura de poder en una ocasión y no más, mientras que la estructura hidráulica se utiliza todos los días, como lo señala uno de los vecinos al relatar cómo llevaron a cabo su conexión:

"Ese día (el día que hicieron la ruptura a la tubería) llegaron dos patrullas y la persona que la estaba haciendo les dijo a los policías: '¿qué onda?, ¿qué pasó? Soy de SAPASE'. Me imagino que se conocen (porque), solo les enseñé su credencial, un papel y les di 'nada más para el chesco' (soborno). Le dijeron 'nada más tienes hasta las 6:00 de la mañana porque ya cambia el turno, llegan otros (policías) y va a ser otro lío'" (Sr. Jesús, 2020).

Como se puede apreciar, la distinción entre la clandestinidad y la ilegalidad en la forma en que los vecinos obtienen agua a través del "huachicoleo" resulta irrelevante. La clasificación como formal o clandestino no se determina por la forma en que se lleva a cabo la acción, sino por la necesidad que impulsa a realizarla o no, como expresó un vecino:

"¿A ver si no hay lío aquí? ¿A ver si no vienen (las autoridades) a revisar las tomas y digan: 'no, pues aquí hay fugas' (risas), pero pues ya estamos metidos en el lío, al menos ya tenemos agua" (Sr. Jesús, 2020).

A diferencia de los procesos de clientelismo político asociados con el suministro mediante pipas, las tensiones relacionadas con el acceso al agua a través del huachicoleo surgen entre habitantes de diversas colonias, donde no hay exclusividad en el proceso de obtener una conexión ilegal. La clandestinidad o la tolerancia hacia el "huachicoleo" se convierten en asuntos de poder. ¿Quién tiene el derecho de llevar a cabo la conexión? ¿Quién puede realizar una toma sin enfrentar consecuencias legales? ¿Quién forma parte de la red de contactos políticos influyentes? ¿Qué conexiones son más valiosas que otras?:

"(Frente a la estructura y las redes de huachicoleo), el año pasado (durante el primer año del gobierno municipal), nos costó mucho estabilizar el agua, porque tú (cualquier persona) eres cómplice de él (otra persona), y a ti (otra persona) te manda aquel (alguien que tiene la capacidad de hacerlo). Es una cadena, y son los que conocen y saben el 'balbuceo', cuando le llega (el agua), o cuando se quita" (Pascual Soto Cruz, 2020).

En estos procesos, el poder manifiesta su ejercicio en las formas y la capacidad de obtener líquido. Se evidencia quién se apropia de la naturaleza, quién tiene el control sobre los soportes materiales y quién tiene la capacidad de obtener más agua. En este caso, no son aquellos que controlan el abastecimiento de agua por pipas o mediante el tandeo quienes se benefician de la escasez de manera cotidiana y luego utilizan

esta carencia para obtener apoyo político durante los procesos electorales:

“En los edificios (en la colonia, barrio, CROC de Aragón), todos los de esa calle (la calle de enfrente) ya se conectaron también, no sé cómo estuvo, pero vino un chavo con un trascabo, con una máquina, ¿le daría una lana a los de SAPASE o quién sabe? Pero escarbaron y les pusieron un tubo ancho (que abastece más), ¿quién sabe quién habrá sido (quien pagó)? Yo creo que algún ‘politiquillo’” (Sr. Jesús, 2020).

El acceso a una conexión de huachicoleo requiere formar parte de una red, ya sea a través de un vecino, un amigo, un conocido que trabaje en SAPASE o un político, entre otros. Esto desencadena una cadena de relaciones en redes de poder que se activa de manera temporal, y con fines e intereses principalmente económicos, que facilitan la ruptura de la tubería. Sin embargo, también hay quienes optan por crear sus propias redes de poder y asumir posteriormente los riesgos asociados con el usufructo de este recurso:

“Hay una señora que se siente muy ‘ruda’ y se conectó ‘a la mala’ y ‘a la macha’ (por su cuenta), que porque según ella pagó sus impuestos (...). Ella decía que iban a venir los de SAPASE a ver cómo los demás nos habíamos conectado, que nos iban a desconectar a nosotros porque no habíamos pagado impuestos. Es de esas señoras que a nadie saluda, de esas problemáticas (...), parece política” (Sr. Jesús, 2020).

No obstante, en las entrevistas, así como en el propio trabajo de campo, el uso político del agua de alguna manera sale a relucir, o al menos aparece como un discurso recurrente entre los vecinos:

“Esa señora hizo tres tomas después de nosotros sin contratar a este señor (al que a él lo conectó), ya ellos lo hicieron solos. Primero hicieron una toma allá atrás para ella. Ya después de esa misma toma, ella le vendió a otro vecino una línea, y luego a otra (vecina). Hizo una lana ella (ganó dinero), fue muy abusada porque les pasa agua y les cobra” (Sr. Jesús, 2020).

Entre los funcionarios municipales existe un conocimiento arraigado acerca del poder del agua y los niveles en los que este poder opera. Dicha comprensión está respaldada por una aceptación generalizada de prácticas específicas, las cuales encuentran su fundamento en la cultura organizativa y la historia institucional que ha perpetuado dichos comportamientos a lo largo del tiempo:

“Lo que hacían (los trabajadores realizando tomas de huachicoleo) no era formal, nada más que eran utilizados, amenazados; su premio era su trabajo, mantener su trabajo; eso no es nuevo, no es algo que estés descubriendo” (Pascual Soto Cruz, 2020).

No obstante, a diferencia del suministro a través de pipas, el huachicoleo constituye un método de abastecimiento particular, es decir, dirigido a domicilios específicos y con un beneficio permanente:

“Las pipas siguen pasando a cada rato, pero ahorita ya no sé cuánto estén cobrando (las pipas), siguen pasando

porque aquí en mi calle no todos tienen la línea que yo tengo (la conexión); nada más ahí de mi calle le hicimos a cinco; de este lado (de la acera) le hicimos a tres; del otro lado a dos, pero yo ya no sé si (quien trabajaba en SAPASE —entrevistado que no quiso acceder a la grabación—) llegó a pasar a la otra calle, la del Conalep (escuela); yo ya no sé, la calle está muy acabada, pues todos le hicimos hoyos (risas)” (Sr. Jesús, 2020).

No se requiere volver a depender constantemente de esa cadena de poder. Esto implica que un ciudadano sin acceso regular al recurso, pero con una conexión de huachicoleo, no se ve obligado a enfrentar diariamente la venta o la deuda de su apoyo político.

Las tomas clandestinas de huachicoleo de agua proporcionan una valiosa oportunidad para analizar de manera empírica el ciclo hidrosocial. Estas tomas no solo representan una estrategia palpable de manipulación de los flujos de agua, sino que también ilustran cómo el ejercicio del poder en la gestión del agua está desafiando las estructuras de poder preexistentes en un entorno caracterizado por la precariedad. En la actualidad, esta forma de abastecimiento deja de lado características propias de un uso político del agua, por ejemplo, se ha desvanecido el papel de los *brokers* que intercambiaban agua por apoyo político, o la representación misma del abastecimiento de agua mediante pipas como una actividad de dativa política, lo cual se puede constatar a partir de la presencia de abastecimiento de agua como propaganda electoral, principalmente en tiempos de campañas electorales.

Por último, es necesario señalar que con la llegada de la nueva administración municipal (2018-2024), la cual se autodeclara progresista

y de izquierda, y que como parte de su estrategia política y promesas de campaña señaló regular el tema del abastecimiento de agua, al menos cuatro actores con intereses diversos en el huachicoleo (personal administrativo del municipio, funcionario de SAPASE, vecino y probable huachicolero) coinciden en que la accesibilidad a esta forma de abastecimiento se ha visto limitada.

Personal administrativo del municipio:

“(Los trabajadores de SAPASE) eran condicionados (a hacer los cortes de agua o a hacer las tomas clandestinas, por las propias autoridades), es una cadena que existía (...). Es una cadena de 80 años, no es fácil romperla. Lo que hacían (los trabajadores) no era formal, nada más que eran utilizados, amenazados; su premio era su trabajo, mantener su trabajo; eso no es nuevo, no es algo que estés descubriendo” (Pascual Soto Cruz, 2020).

Funcionario de SAPASE:

“Él (jefe) te cobraba (por hacer la toma), y en ese tiempo se podía hacer a cualquier hora (risas). Pero ahora eso ya no se puede, porque si te encuentra la patrulla, a la hora que sea, si tú no llevas una orden de instalación o una orden de reparación, o una orden por falta de agua, la patrulla tiene la orden de subirte ieh! Así seas sindicalizado, así seas quien seas, eso no se puede. Anteriormente, varios de los compañeros traían un documento, un papelito que decía fuga o toma tapada y ya, la patrulla no te decía nada (...). De hecho, a tres compañeros se los acaba de llevar la

patrulla. A un sobrestante, de años (que tenía años de trabajar en SAPASE) se lo llevaron y mejor tuvo que pedir su renuncia porque aún lo están investigando. Hasta a la Procuraduría fue a dar” (funcionario de SAPASE, Jorge, 2020).

Vecino carente de toma clandestina:

“Después ya no dejaron al chavo hacer las tomas clandestinas; digo, entre comillas clandestinas, porque nosotros pagamos, seguimos pagando el agua, y ya no le dieron chance, trajeron una patrulla” (Sr. Antonio, 2020).

Probable huachicolero:

“Pero ya no te dejan conectar. Si te ven que estás haciendo una toma ‘te la hacen de jamón’ (es un gran problema). Mejor quien hizo una toma (anteriormente) se la pasa (se la vende) a dos o tres más (vecinos); entonces, ¿te imaginas como está la red? Todo el día se está succionando” (Sr. Jesús, 2020).

No obstante, las conexiones clandestinas ya realizadas ahora operan no solo como conexiones particulares, sino como tomas comunitarias o tomas que se rentan a los vecinos que carecen de ellas. Surge la interrogante: ¿cómo esta nueva modalidad de conexión determina el ciclo hidrosocial en Ecatepec y si ello constituye una tipología diferente de redes clientelares o simplemente una forma alternativa de hacerse del líquido sin comprometer los derechos políticos?

Huachicoleo: ¿una tipología del ciclo hidrosocial?

En el contexto del huachicoleo de agua, además de considerar las dinámicas sociales y las ahora limitantes políticas, es crucial tomar en cuenta el recorrido "natural" del flujo hídrico, es decir, la configuración de la red hidráulica, pues desempeña un papel crucial en el acceso al recurso. En otras palabras, la eficiencia de las tomas clandestinas se ve afectada 1) por quienes lograron realizar tomas clandestinas antes de la actual administración, y 2) por la ubicación de la colonia y la posición específica de los domicilios.

A medida que la colonia se aleja del tanque del sistema Cerro Gordo, que es el sistema que abastece del líquido, se incrementa el tiempo de espera y disminuye la probabilidad de obtener agua a través de la toma clandestina. La espera se prolonga, ya que es necesario que las colonias primeras en ubicación sean abastecidas. Además, la distancia desde el domicilio hasta el tubo subterráneo de la red que abastece también influye en la dificultad de acceso al líquido, y se necesita esperar a que el flujo del agua alcance la ubicación específica del hogar:

“Últimamente los (vecinos de las colonias) del Río (de los Remedios, las últimas colonias ubicadas del municipio), ‘se ponen al brinco’ (se molestan) porque el agua no les llega hasta allá (risas), y es cierto lo que dicen ellos (risas), tantos que nos conectamos (clandestinamente) aquí que ya no les llega el agua allá. No sé si se acuerde cuando cerraron la avenida (central), fue porque ya no tenían agua” (Sr. Jesús, 2020).

En este sentido, si en la colonia previa en el flujo del agua los vecinos realizan tomas de huachicoleo, la cantidad de líquido que llega a las próximas es reducida:

“¿Qué te crees? Una vez hubo una manifestación en donde decían (los vecinos del Río de los Remedios) que no les llegaba agua. Y es que como está primero aquí (el tubo pasa primero por estas colonias), pues (con las tomas) sí le quitamos presión” (Sr. Antonio, 2020).

En el mismo sentido, la ubicación de las casas influye en la cantidad de agua que llega a éstas:

“Aquí derecho (sobre la misma calle), los de la otra colonia hicieron un verdadero desmadre: abrieron bombas, perforaron tubos, hicieron un pinche relajo; pero ¿qué cree?, nadie (de las autoridades) ha venido a ver qué es lo que hicieron. La gente de allí agarra el agua, compran todo el carrete de manguera (para llevarse el agua hasta su casa), entonces aquí (en esta colonia que sigue) ya no llega agua” (Sr. Ángel, 2020).

Esta determinante en la ubicación influye en las disputas por el líquido que se dan tanto en la escala de colonias como en la escala de las casas de los vecinos:

“Yo tuve que abrir (el pavimento), hice la abertura; según mi manguera estaba rota, la arreglé, salió agua, pero después dejó de salir. Yo era uno de los que siempre tenían (agua), abría la llave y salía el chorro (sin necesidad de toma clandestina), eso fue hace unos 10 años. Ahora con

lo que hicieron mis vecinos ya nunca tengo agua” (Sr. Ángel, 2020).

Si un vecino realiza una conexión de huachicoleo y utiliza una bomba hidráulica para succionar el agua, la presión con la que llega el agua al siguiente domicilio en el recorrido "natural" se reduce. Este efecto se propaga sucesivamente a lo largo del trayecto del agua en el municipio:

“Mucha gente, después de que vieron que sí nos dio resultado el ‘bisnes’ (de hacer las tomas clandestinas), muchos después ya querían; pero los de los edificios (de la CROC de Aragón, la colonia siguiente que se abastecía de la misma red) se juntaron, porque ya no quisieron que abriéramos (rompiéramos la red), porque les iba a bajar la presión y (decían) que ya después nadie iba a tener agua; ya sabes cómo es la grilla” (Sr. Jesús, 2020)

Sin embargo, este método de abastecimiento es una alternativa práctica solo para aquellos que tienen la oportunidad de realizarlo, es decir, para aquellos que se encuentran en una ubicación alcanzable del tubo que abastece, incluso para aquellos que inicialmente se oponían a esta forma de obtener líquido.

“Después, de la otra calle todos le entraron, unos diez; de la siguiente, como otros 15; estaban entrando varios, hasta los de los edificios (de la colonia CROC Aragón, que en un principio se negaban) también le entraron a pagar para que les hicieran un hoyo” (Sr. Jesús, 2020).

La ruptura del pavimento, la apropiación de la calle, la modificación del espacio, todo se justifica ante la necesidad del líquido:

“Después de que (los vecinos) vieron que les funcionó lo de la toma, en todos lados (de la colonia) hicieron mucho ‘escarbadero’ (se notaba un claro enojo en el entrevistado). ¡Bueno... claro! Todo ante la necesidad de tener agua (con una actitud de resignación)” (Sr. Ángel, 2020).

El enojo surgía como resultado, en primer lugar, de la falta de agua a través de la red domiciliaria y, en segundo lugar, por la alteración del paisaje debido a la cantidad de hoyos hechos en el pavimento por parte de los vecinos. La resignación se expresaba porque aunque el domicilio del vecino no estaba en la trayectoria del tubo de suministro, su solución previa al problema estaba relacionada con el mismo acto: la extracción de agua desde una toma clandestina, pero compartida comunitariamente:

“Ese (registro) de la esquina es una toma (clandestina); entre todos los vecinos cooperamos y la hicimos, de allí agarrábamos agua, cualquiera podía tomar agua, aunque casi nada más los que cooperamos (para hacerla), pero ya no hay agua. Nunca han venido a investigar lo que hicieron los de la otra colonia, ¿por qué hicieron eso? ¿Por qué perforaron todo eso? ¿Por qué a nosotros ya no nos cae agua? Nada” (Sr. Ángel, 2020).

Para quienes la ubicación no permite realizar este tipo de conexión existen dos alternativas, las cuales son también derivadas del mismo huachicoleo del agua: 1) la conexión externa, es decir, no por debajo del pavimento, sino por medio de mangueras que se conectan a tomas clandestinas comunitarias; y 2) la compra, renta o alquiler de la conexión de huachicol a un vecino o líder de la colonia que cuente con ella.

Para la primera de estas alternativas de abastecimiento, los vecinos reúnen el dinero suficiente para realizar una toma clandestina comunitaria de la cual se surten y para la cual existen horarios específicos y determinados para que cada vecino haga uso:

“Yo traigo la manguera desde mi casa, traigo mi bomba, traigo mi extensión. Cada quien trae su bomba y su manguera. Yo me conecto dos horas desde las 4:00 de la mañana, porque después ya se están peleando por conectarse (...). Cada quien tiene su hora, no te puedes quedar más; si no, hasta hay bronca” (Sr. Javier, 2020).

Para esta forma de abastecimiento se requieren cuando menos tres componentes indispensables: una bomba hidráulica, una manguera que conecte de la toma comunitaria al domicilio y una extensión que dote de electricidad a la bomba hidráulica:

“Entonces, quien quiera tener agua debe tener su cable, su manguera y su bomba. Hay quien compra hasta 100 m de cable y de manguera para que el agua llegue hasta su casa (...). Antes, hace 36 años que yo llegué aquí, no era necesario tener bomba, por eso yo no hice cisterna, porque siempre tenían agua. Ahora si no tienes bomba o manguera no tienes agua” (Sr. Javier, 2020).

Ante la limitante de la localización territorial se presenta la segunda opción: la compra, renta o alquiler de la conexión de huachicol a algún vecino que previamente ya realizó la fractura a la red:

“El otro día me llegó un vecino diciéndome: ‘dame chance de conectarme, mira que no tengo agua’. Yo le dije a mi

otro vecino (con quien compartió el costo de la toma clandestina): ‘¿cómo ves?’, y mi vecino me dijo: ‘está bien, pero que se moche (que nos pague)’” (Sr. Jesús, 2020).

El contar con una toma clandestina en un momento en el que, al parecer, las posibilidades para realizar una nueva toma se encuentran reducidas por las políticas del nuevo gobierno municipal se ha convertido en un negocio:

“Pero ya no te dejan conectar, si te ven que estás haciendo una toma te la hacen de jamón (es un gran problema). Quien hizo una toma (anteriormente) se la pasa (se la vende) a dos o tres más (vecinos), entonces, ¿te imaginas como está la red? Todo el día se está succionando” (Sr. Jesús, 2020).

El pagar por 1 o 2 horas para succionar el agua a una toma de agua “huachicoleada” resulta mucho más económico que contratar una pipa. Para quien la vende resulta un negocio redituable, en el que obtiene agua sin mayor problema y recupera parte de la inversión realizada; quien la compra evita un pago mayor por el agua y los problemas que pudieran conllevar el hacerse de una toma clandestina:

“Yo tengo como dos años con esta conexión (la bomba que succiona agua a la red), sale un chorrote, es una bomba de un caballo y medio; así es como repartimos el agua aquí. Yo le doy a mi carnal (hermano, que es su vecino), luego vienen (vecinos) y me dan \$20 o \$30, y les digo sí, ¡ahí agarren!, de ahí sale para la luz” (Sr. Jesús, 2020).

Aunque posteriormente esta forma de distribución también trae consigo disputas con los vecinos:

“Al otro día el chavo llegó ‘muy sabroso’, y ya le dije que mi vecino decía que sí, pero que trajera la lana, pero son de esos que no aflojan. Él me estuvo cazando y cuando salí a trabajar llegó y que le dice a la señora (a su esposa): ‘¿sabe qué, señora?, me voy a conectar, me dijo Jesús que me conectara, ya me dio chance’. Mi esposa le dijo que sí, si yo le había dicho que lo hiciera; pero que me habla mi esposa y me pregunta si le había dado permiso de que se conectara, le dije: ‘No, está reloco, ¿cómo crees? Él no me ha dado nada y me va a meter en una bronca con el vecino, dile que no, que se espere’, porque ese chavo es encajoso (aprovechado). Somos cuates, pero que le entre (pague) (...), es que es de esos chavos aferrados, piensa que como soy su amigo, ya (no hay que pagar). ‘Somos amigos, agarra la onda (me decía)’. Yo también le dije al que nos conectó ‘somos valedores, no seas cabrón’, pero me cobró (risas)” (Sr. Jesús, 2020).

A pesar de la existencia de conflictos vecinales como los mencionados, no se evidencia una conexión directa con actores políticos ni con aquellos que buscan obtener poder a través del abastecimiento mediante el huachicoleo, al menos no según la investigación realizada. Esto contrasta con lo observado en el suministro a través de pipas, donde se han identificado con precisión líderes que buscan obtener beneficios económicos y políticos mediante este método.

El mayor indicio que se acerca a la politización del abastecimiento por tomas clandestinas se encontró en el modelo de venta o renta de tomas:

“Esa señora hizo tres tomas después de nosotros sin contratar a este señor (al que a él lo conectó), ya ellos lo hicieron solos. Primero hicieron una toma allá atrás (de la colonia) para ella; ya después de esa misma toma ella le vendió a otro vecino una línea y luego a otra (vecina); hizo una lanota ella (ganó dinero), fue muy abusada, porque les pasa agua y les cobra” (Sr. Jesús, 2020).

Respondiendo a la pregunta: ¿quién gana y quién pierde en los procesos urbanos y ambientales que se analizan con la ecología política urbana?, puede argumentarse que, en el huachicoleo, quienes ganan son los carentes del recurso, al encontrar una nueva forma para hacerse de él sin sacrificar sus derechos políticos; quienes pierden son los actores que participaban en el recorrido del agua por medio de pipas.

Para explicar esto con mayor detalle es importante entender la forma alternativa de abastecimiento de agua, distinta a la proporcionada por la red hídrica oficial. Este método, basado en el uso de pipas de agua, crea una red de relaciones en la que participan diversos actores, como políticos en busca de capital político, líderes vecinales, piperos y conductores. Estos actores, mediante el suministro cotidiano de agua, buscan generar empatías y compromisos con los vecinos que carecen del recurso.

En tiempos electorales, estas empatías y compromisos se convierten en una moneda política, ya que los actores aprovechan las

deudas y lealtades generadas para obtener apoyo electoral. El huachicoleo, al proporcionar una vía independiente para acceder al agua, socava este entramado clientelar, y disminuye el poder de aquellos que se benefician políticamente del control y la distribución del recurso mediante pipas. Por lo tanto, mientras los ciudadanos ganan acceso directo al agua, los actores que capitalizan políticamente el suministro a través de pipas ven disminuido su poder e influencia:

“Aquí (en esta colonia) mandan pipas, pero la gente que se dedica a andar dando apoyos, las presidentas de la colonia, le dan el agua a su comadre, a sus primos, a sus conocidos, pero a uno nunca, jamás le dicen a uno: ‘¿qué onda? ¡Ya llegaron las pipas!’. Entonces nunca nos dan agua” (Sr. Javier, 2020).

He aquí la importancia del análisis de la fractura de la red tanto de conexiones hídricas como de conexiones políticas:

“Las pipas estaban muy caras. A mí me llenaban la cisterna por mil pesos, es de 10 mil litros. Una vez fueron a echar agua y me acuerdo que le dije al ‘Trompo’ (un compañero de su trabajo, líder de su organización de taxis) cuando tenía su pipa, me dijo que \$700, pero eso parece maldición, porque no rinde, quién sabe qué pasa, pero no rinde” (Sr. Antonio, 2020).

A diferencia de otras formas de abastecimiento, excluyendo el suministro regular y formal a través de la red por parte del gobierno municipal, las tomas clandestinas no tienen como objetivo final la subordinación política. Por el contrario, el huachicoleo, aunque no como

su fin primordial, busca fracturar las redes de poder que condicionan o limitan los derechos políticos, especialmente aquellos que otorgan el líquido mediante el suministro de pipas.

Sin embargo, empiezan a surgir indicios de que las nuevas redes de alquiler o renta de tomas clandestinas se están utilizando con diferentes propósitos. Aunque la necesidad de agua todavía se resuelve mediante favores, todo indica que estos están dejando de ser favores políticos, al menos en relación con los actores "tradicionales".

En resumen, a partir del trabajo de campo fue posible identificar que las fracturas en la red hídrica están funcionando como estrategias empleadas por aquellos que carecen de agua, socavando así las redes clientelares que se habían consolidado anteriormente. Estas acciones, aunque no excluyen la posible participación de actores políticos, indican un cambio significativo en la dinámica del poder local. La escasez hídrica observada no se debe únicamente a la falta de disponibilidad gestionada por el gobierno municipal, sino también a otros mecanismos, como el huachicoleo o la localización geográfica de los domicilios, que garantizan o limitan el acceso al recurso fuera del control institucional. Este fenómeno evidencia la capacidad de las comunidades para organizarse y desafiar las estructuras clientelares establecidas, redefiniendo así las relaciones de poder y acceso al agua en Ecatepec.

Conclusiones

Finalmente, el análisis de los conflictos relacionados con el flujo del agua en Ecatepec permite discutir, desde una perspectiva socioambiental, las consecuencias políticas y las dinámicas de poder asociadas con la escasez

hídrica que enfrenta a agentes como el gobierno municipal, los actores políticos con intereses en la carencia de este recurso y los ciudadanos que carecen de acceso al agua.

Las alteraciones introducidas en el ciclo hidrosocial mediante el huachicoleo en Ecatepec evidencian rupturas significativas en los "ciclos de poder", donde destacan modificaciones importantes en el uso político de la escasez hídrica en un área urbana de la ZMVM. En otras palabras, retomando la idea de Swyngedouw (2004), quien sostiene que "quienes tienen el poder controlan el agua, aquellos que tienen acceso al agua manipulan a aquellos que poseen poder y, como consecuencia, aquellos que carecen de poder se ven privados del acceso al agua" (Swyngedouw, 2004: 61), vale la pena cuestionarse en medio de esta narrativa si el huachicoleo está emergiendo como una práctica que potencialmente fractura estas dinámicas y si aquellos que no tienen ni poder ni acceso al agua también están controlando, desde la informalidad o ilegalidad, los recorridos del ciclo hidrosocial.

Este fenómeno también pone de manifiesto la capacidad de organización y resistencia de las comunidades frente a la ineficaz gestión gubernamental y las prácticas clientelares. Las comunidades están utilizando el huachicoleo no solo como un medio de acceso al agua, sino también como una herramienta para redistribuir el poder y ejercer una forma de control sobre sus recursos, algo que tradicionalmente estaba fuera de su alcance.

En resumen, el huachicoleo en Ecatepec no solo subraya las fallas del sistema de distribución de agua oficial, sino que también evidencia una transformación en las dinámicas de poder locales. Esta práctica plantea preguntas críticas sobre la sostenibilidad y la justicia de los

modelos actuales de gestión del agua y abre la puerta a una reconsideración de cómo las comunidades pueden participar de manera más equitativa en la gestión de sus recursos hídricos. La escasez hídrica, por tanto, se revela no solo como un problema de disponibilidad, sino como una cuestión profundamente entrelazada con las estructuras de poder, y la capacidad de las comunidades para desafiar y reconfigurar esas estructuras.

Referencias

- Arahuetes, A., Villar, R., & Hernández, M. (2016). El ciclo hidrosocial en la ciudad de Torrevieja: retos y nuevas tendencias. *Revista de Geografía Norte Grande*, (65), 109-128. DOI: 10.4067/S0718-34022016000300006
- Arreguín, F. (2018). *Estudio hidrológico, hidráulico y de calidad del agua en la zona de influencia del tren Maya*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Arreguín, F., Martínez, P., & Trueba, V. (2004). El agua en México, una visión institucional. En: Jiménez, E., & Marín, E. *El agua en México vista desde la academia*. México, DF, México: Academia Mexicana de Ciencias.
- Ávila, P. (2015). Hacia una ecología política del agua en Latinoamérica, *Revista de Estudios Sociales*, (55), 2016, 18-31. DOI: 10.7440/res55.2016.01
- Boelens, R. (2014). Cultural politics and the hydrosocial cycle: Water, power and identity in the Andean highlands. *Geoforum*, 57, 234-247. DOI: 10.1016/j.geoforum.2013.02.008

- Boelens, R., Hoogesteger, J., Swyngedouw, E., Vos, J., & Wester, P. (2016). Hydrosocial territories: A political ecology perspective. *Water International*, 41(1), 1-14. DOI: 10.1080/02508060.2016.1134898
- Budds, J. (2012). La demanda, evaluación y asignación del agua en el contexto de escasez: un análisis del ciclo hidrosocial del valle del río La Ligua, Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, (52), 167-184. DOI: 10.4067/S0718-34022012000200010
- Cabestany, G. (2017). Agua y acción colectiva en la Ciudad de México y su zona metropolitana: el actuar contencioso de los residentes de los municipios conurbados. En: Torregrosa, M. L. (ed.). *El conflicto del agua: política, gestión, resistencia y demanda social* (pp. 83-104). Ciudad de México, México: FLACSO-México. DOI: 10.2307/j.ctt21kk1ct.7
- Castillo, O. (2018). *Al filo del agua "hacia una ecología política urbana de las inundaciones: los casos de Ecatepec de Morelos y de Nezahualcóyotl"* (tesis de doctorado). Universidad Autónoma Metropolitana, México. Recuperado de <http://ilitia.cua.uam.mx:8080/jspui/bitstream/123456789/231/1/Tesis%20Oscar%20Ad%c3%a1n%20Castillo%20Oropeza.pdf>
- Castillo, O., & De Alba, F. (2017). Las inundaciones en México vistas desde la ecología política urbana. *Ciudades*, (116), 22-33.
- Castillo, O., & Hernández, J. (2020). Ecología política del sufrimiento hídrico. *Argumentos. Estudios Críticos de la Sociedad*, 241-259. DOI: 10.24275/uamxoc-dcsh/argumentos/202093-11

- Castro, J. E., Kloster, K., & Torregrosa, M. L. (2004). Ciudadanía y gobernabilidad en México: el caso de la conflictividad y la participación social en torno a la gestión del agua. En: *El agua en México vista desde la academia* (pp. 339-369). Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/274019684_Ciudadania_y_gobernabilidad_en_Mexico_el_caso_de_la_conflictividad_y_la_participacion_social_en_torno_a_la_gestion_del_agua
- Damonte, G., & Lynch, B. (2016). Cultura, política y ecología política del agua: una presentación. *Anthropologica*, 34(37), 5-12. Recuperado de <https://revistas.pucp.edu.pe/index.php/anthropologica/article/view/15617>
- De Alba, F., & Hernández, H. (2014). Intermediarios, usos políticos en una metrópolis en stress hídrico en México. *Provincia*, (31), enero-junio, 121-145.
- De Alba, F. (2017). Challenging state modernity: Governmental adaptation and informal water politics in Mexico City. *Current Sociology*, 65(2), 182-194. DOI: 10.1177/0011392116657288
- De Alba, F., & Hernández, H. (2017). *La ecología política del caso de Ecatepec, en la metrópolis de México. ¿Existe un voto hídrico?* *Reflexión Política*, 19(37), 42-59. DOI: 10.29375/01240781.2766
- De Alba, F., & Amaya, L. (2015). *Estado y ciudadanías del agua. Cómo significar las nuevas relaciones*. México, DF, México: Universidad Autónoma Metropolitana-Cuajimalpa.

- Delgado, G. (2014). Ciudad, agua y cambio climático: una aproximación desde el metabolismo urbano. *Medio Ambiente y Urbanización*, 80(1), 95-123.
- Delgado, G. (2015). Ciudad, ecología, clima y bien común: estado de situación, retos y perspectivas desde América Latina. *Entornos*, 28(2), 82-92. DOI: 10.25054/01247905.1235
- Duhau, E., & Carrión, F. (eds.). (2012). *Ciudad de México: la construcción permanente de la metrópoli*. Quito, Ecuador: Organización Latinoamericana y del Caribe de Centros Históricos.
- Duquino, L. (2018). Sustentabilidad ambiental urbana, alternativas para una política pública ambiental, *Revista Bitácora Urbano Territorial*, 28(1). DOI: 10.15446/bitacora.v28n1.52029
- Escolero, O., Kralisch, S., Martínez, S. E., & Perevochtchikova, M. (2016). Diagnóstico y análisis de los factores que influyen en la vulnerabilidad de las fuentes de abastecimiento de agua potable a la Ciudad de México, México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 68(3), 409-427. DOI: 10.18268/BSGM2016v68n3a3
- Garnero, G. (2018). La historia ambiental y las investigaciones sobre el ciclo hidrosocial: aportes para el abordaje de la historia de los ríos. *Historia Ambiental Latinoamericana y Caribeña (HALAC) revista de la Solcha*, 8, 91-120. DOI: 10.32991/2237-2717.2018v8i2.p91-120
- Harvey, D. (1995). *Justicia, naturaleza y geografía de la diferencia*. Quito, Ecuador: Instituto de Altos Estudios Nacionales, La Universidad de Posgrado del Estado; Traficantes de Sueños. Recuperado de https://traficantes.net/sites/default/files/pdfs/PC18_Harvey_web.pdf

- Hernández-Gamboa, H. (2023). Del agua y la política en Ecatepec: una mirada desde la ecología política urbana y el ciclo hidrosocial en tiempos de COVID-19. *Estudios Socioterritoriales. Revista de Geografía*, (34), 227-248. DOI: 10.37838/unicen/est.34-159
- Herrera, V. (2017). *Water and politics: Clientelism and reform in urban Mexico*. Ann Arbor, USA: University of Michigan Press. DOI: 10.3998/mpub.9210462
- IEEM, Instituto Electoral del Estado de México. (2023). *Padrón electoral y lista nominal del Estado de México*. Recuperado de https://dorganizacion.ieem.org.mx/numeralia/padron_electoral.php
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Censo Nacional de Población y Vivienda*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>
- Karaliotas, L., & Swyngedouw, E. (2019). Exploring insurgent urban mobilizations: From urban social movements to urban political movements? In: *Handbook of Urban Geography* (pp. 369-382). DOI: 10.4337/9781785364600.00037
- Langhoff, M. L., Geraldi, A., & Rosell, P. (2017). The concept of hydrosocial cycle applied to the conflicts caused by access to water. The case of the dispute between the Argentine provinces of La Pampa and Mendoza over Atuel River. *Geography Papers*, 63. DOI: 10.6018/geografia/2017/280681

- Larsimont, R., (2014). *Ecología política del agua: reflexiones teórico-metodológicas para el estudio del regadío en la provincia de Mendoza*. Recuperado de <http://www.ina.gob.ar/ifrh-2014/Eje1/1.03.pdf>
- Larsimont, R., & Grosso, V. (2014). Aproximación a los nuevos conceptos híbridos para abordar las problemáticas hídricas, *Cardinalis*, (2), 27-48. Recuperado de <https://revistas.unc.edu.ar/index.php/cardi/article/view/7380>
- Latour, B. (1993). *We have never been modern*. Cambridge, USA: Harvard University Press.
- Linton, J., & Budds, J. (2014). The hydrosocial cycle: Defining and mobilizing a relational-dialectical approach to water. *Geoforum*, 57, 170-180. DOI: 10.1016/j.geoforum.2013.10.008
- Lipietz, A. (2002). *¿Qué es la ecología política? La gran transformación del siglo XXI*. Santiago de Chile, Chile: Editorial LOM.
- Miquel, M., & Carbajal, M. (2021). Clientelismo y seguridad pública: el caso del municipio de Amozoc, Puebla. *Intersticios Sociales*, (22), 237-262.
- Ortega, J. (2021). "¿En manos de la gente?". Apuntes sobre el gobierno de AMLO en México. *el@tina. Revista Electrónica de Estudios Latinoamericanos*, 19(76), 90-105.
- Pacheco-Vega, R., & Hernandez-Alba, A. (2014). Percepciones divergentes de la escasez de agua en León y Guadalajara: un análisis del caso de la presa El Zapotillo. En: Tagle, D. (ed.). *La crisis multidimensional del agua en la ciudad de León, Guanajuato* (pp. 125-138). León, México: Universidad de Guanajuato.

- Pastrana-Miranda, T., & González-Caamal, M. M. (2022). Injusticia ambiental y marginación: la falta de acceso al agua en la Zona Metropolitana del Valle de México. *Territorios*, (46), 1-25. DOI: 10.12804/revistas.urosario.edu.co/territorios/a.9931
- Perló, M., & González, A. (2006). Del agua amenazante al agua amenazada. Cambios en las representaciones sociales de los problemas del agua en el Valle de México. En: Urbina, J., & Martínez, J. (coords.). *Más allá del cambio climático. Las dimensiones psicosociales del cambio ambiental global* (pp. 47-64). México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología, Facultad de Psicología- Universidad Nacional Autónoma de México.
- Perló, M., & Zamora, I. (2017). Perspectivas ambientales sobre la contaminación y la recuperación del río Magdalena en la Ciudad de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(3), 377-391. DOI: 10.20937/RICA.2017.33.03.02
- Rahmi, E., Abdullah, O., & Lulofs, K. (2015). *Water scarcity on the abundance: Political ecology perspective*. DOI: 10.2139/ssrn.2633699
- Ramírez, B., & Pradilla, E. (2013). *Teorías sobre La ciudad en América Latina*. Ciudad de México, México: Universidad Autónoma Metropolitana, México.
- Schmidt, J. (2014). Historicising the hydrosocial cycle. *Water Alternatives*, 7(1), 220-234.

- Soares, D. (2021). Ecología política y gestión del agua en territorios rurales: caso El Mirador, México. *Regions and Cohesion*, 11(3), 80-101. DOI: 10.3167/reco.2021.110306
- Swyngedouw, E. (2004). *Social power and the urbanization of water: Flows of power*. Oxford, UK: Oxford University Press. DOI: 10.1093/oso/9780198233916.001.0001
- Swyngedouw, E. (2006). Metabolic Urbanization: The making of cyborg cities. In: Heynen, N., Kaika, M., & Swyngedouw, E. (eds.). *In the Nature of Cities, Urban Political Ecology and the Politics of Urban Metabolism* (pp. 21-40). London, UK: Routledge.
- Tiburcio, A., & Perevochtchikova, M. (2009). Análisis del sistema de abastecimiento de agua potable a nivel local: el caso del municipio de Ecatepec, México. *Aqua-LAC*, 1(2), 141-152. DOI: 10.29104/phi-aqualac/2009-v1-2-04
- Tzaninis, Y., Mandler, T., Kaika, M., & Keil, R. (2020). Moving urban political ecology beyond the “urbanization of nature”. *Progress in Human Geography*, 45, 229-252. DOI: 10.1177/0309132520903350
- Zaragoza, H., & Del Rocío, L. (2012). *Escenarios futuros del reúso de agua residual tratada a nivel terciario para abastecimiento público-urbano en Ecatepec, Estado de México*. México, DF, México: Repositorio Nacional Conacyt.

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-05-02

Artículos

Comparación experimental de la socavación alrededor de pila cuadrada de puente con y sin paneles sumergidos

Experimental comparison of scour around square bridge pier with and without submerged vanes

Joselyn Barros¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7628-6899>

Marcelo Echeverría², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0152-1161>

Khaled Hamad-Mohamed³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9365-9602>

Jorge Escobar-Ortiz⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3862-1657>

Darío Calderón-Vásquez⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2171-5809>

¹Centro de Investigaciones y Estudios de Ingeniería de los Recursos Hídricos & Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador, stephanya.barros@gmail.com

²Centro de Investigaciones y Estudios de Ingeniería de los Recursos Hídricos & Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador, marcelo_echeverria_93@outlook.com



³Centro de Investigaciones y Estudios de Ingeniería de los Recursos Hídricos & Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador, khaled.hamad@epn.edu.ec

⁴Centro de Investigaciones y Estudios de Ingeniería de los Recursos Hídricos & Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador, jorge.escobaro@epn.edu.ec

⁵Centro de Investigaciones y Estudios de Ingeniería de los Recursos Hídricos & Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador, dario.calderon@epn.edu.ec

Autor para correspondencia: Jorge Escobar-Ortiz,
jorge.escobaro@epn.edu.ec

Resumen

En el presente artículo se presentan los resultados de la investigación experimental sobre la socavación alrededor de una pila de puente de sección cuadrada en presencia de paneles sumergidos y su comparación con la investigación realizada en ausencia de estos, teniendo ambas iguales condiciones de contorno. Para el estudio se usó arena con una granulometría conocida y uniforme colocada en el tramo de control del canal, una pila de hormigón de sección cuadrada y paneles sumergidos hechos en acrílico. La investigación se desarrolló en el canal hidrodinámico ubicado en las instalaciones del Centro de Investigaciones y Estudios en Recursos Hídricos de la Escuela Politécnica Nacional (CIERHI-EPN) e incluye lo siguientes: la medición experimental de la acumulación de sedimento en el foso de socavación local que se genera alrededor de la

pila en presencia de los paneles; el transporte de sedimentos; los cambios generados en la topografía del fondo debido a los vórtices inducidos por los paneles; el procedimiento de medición de velocidades instantáneas de un flujo turbulento aguas abajo de la pila usando un velocímetro acústico Doppler (ADV por sus siglas en inglés) marca SonTek modelo "FlowTracker 2", y el tratamiento de datos realizado. La comparación con los resultados obtenidos en una investigación previa (sin el uso de paneles sumergidos) permite demostrar que el uso de paneles sumergidos disminuye el efecto de la socavación al pie de las pilas y genera cambios en las características de la turbulencia.

Palabras clave: socavación, paneles sumergidos, turbulencia, transporte de sedimentos, pilas de puentes.

Abstract

This article presents the results of the experimental research on scour around a bridge pier in the presence of submerged vanes and their comparison with the research carried out in the absence of vanes, both having the same boundary conditions. For the study, we used sand with a known and uniform granulometry, placed in a control section of the channel, a square-section concrete pier and submerged vanes made of hard acrylic. The research was developed in the hydrodynamic channel located in the facilities of the Center for Research and Studies in Water Resources of the National Polytechnic School (CIERHI-EPN) and includes: The experimental measurement of the filling of the local scour pier generated around the pier in presence of the vanes; sediment transport; changes generated in the bed topography due to the vortices induced by

the vanes; the instantaneous velocity measurement procedure of a turbulent flow downstream of the pier using an Acoustic Doppler Velocimeter (ADV) brand Sontek model FlowTracker 2, and the data processing carried out. Comparison with the results obtained in a previous investigation (without the use of submerged vanes) shows that, using submerged vans reduces the effect of local scour of the piers and generates changes in turbulence characteristics.

Keywords: Scour, submerged vanes, turbulence, sediment transport, bridge piles.

Recibido: 27/03/2023

Aceptado: 08/07/2024

Publicado *ahead of print*: 22/07/2024

Versión final: 01/09/2025

Introducción

La socavación, en general, es el fenómeno que ocurre cuando el agua de una fuente hídrica va, poco a poco, desgastando su fondo, lo que provoca un descenso de este (Richardson & Davis, 2001). Dicho fenómeno produce el retroceso de las cascadas y de los acantilados que, al ser privados de apoyo en su base, se desploman progresivamente. También juega un papel esencial en la formación y migración de los meandros. Existen dos tipos de socavación (Martín, 2003):

- a) **Socavación general o socavación normal:** se define como el descenso del fondo de un río durante una crecida debido al aumento

de la capacidad de arrastre de la corriente al aumentar su velocidad. Por lo general se mantiene durante un periodo de tiempo corto (una o varias crecidas) o largo (uno o varios años) (Galiano-Ayala & Toapaxi-Alvarez, 2010).

b) **Socavación local:** es producida sobre todo por cambios en la geometría del cauce o por la presencia de obstáculos como estrechamientos, curvas o estructuras en la corriente de un río. Esto provoca un aumento de la capacidad de arrastre del flujo capaz de remover el material del lecho (Galiano-Ayala & Toapaxi-Alvarez, 2010). La socavación local afecta una zona limitada del fondo (alrededor del obstáculo) y se caracteriza por una fuerte turbulencia con remolinos y vórtices desarrollados por la obstrucción al paso del agua.

El vórtice que genera el foso de socavación al pie de la pila aguas arriba se denomina vórtice de herradura. Este vórtice tiene la potencia necesaria para mover las partículas del fondo y dar la forma característica de un cono invertido al foso de socavación (Bateman, Fernández, & Parker, 2006). En el análisis de la socavación local se pueden considerar dos escenarios: socavación en agua clara y socavación en lecho móvil.

a) **Socavación de aguas claras:** ocurre cuando la corriente no puede mover las partículas del material del fondo y solo los vórtices generan el movimiento de las partículas; por lo tanto, no hay reabastecimiento de sedimentos en el foso socavado (Gallardo-Guamán, 2019). El foso socavado alcanza una profundidad máxima o llega al equilibrio cuando el esfuerzo cortante en el lecho es menor que el requerido para el inicio del movimiento de las partículas (Galiano-Ayala & Toapaxi-Alvarez, 2010).

b) **Socavación en lecho móvil:** es producida tanto por el flujo como por los vórtices alrededor del obstáculo. Existe transporte de sedimentos del lecho desde aguas arriba y, por lo tanto, parte de este sedimento queda atrapado en el foso de socavación (Chiliquinga-Chiriboga & Pinto-Franco, 2019). En este caso, la socavación alcanza el equilibrio cuando la cantidad de material que sale del foso es compensada por la cantidad de material que entra (Galiano-Ayala & Toapaxi-Alvarez, 2010).

De acuerdo con un estudio realizado en Colombia (De-León-Barrios *et al.*, 2018), las fallas por socavación representan el 32 % de las causas de colapso de puentes, mientras que las crecientes y avalanchas, que también pueden generar socavación, constituyen el 43 %.

Las estrategias tradicionales utilizadas para proteger estructuras incluyen la construcción de diques, espigones, presas, varios tipos de revestimientos y dragados. Desafortunadamente, estos métodos son costosos y, a veces, incluso perjudican al medio ambiente. Por lo tanto, la técnica de paneles sumergidos se convierte en una alternativa viable, pues protege el medio ambiente y facilita el desarrollo sostenible alrededor del río (Odgaard, 2009). La socavación en pilas de puentes es un problema crítico que afecta la estabilidad de las infraestructuras hidráulicas. Métodos como el uso de estructuras inclinadas de riprap han demostrado ser efectivos para reducir la socavación al modificar las condiciones del flujo y desviar la socavación aguas abajo (Harasti, Gilja, Potočki, & Lacko, 2021).

La técnica de paneles sumergidos ha sido investigada desde 1980 por Jacob Odgaard en el Instituto de Investigación Hidráulica de Iowa (IIHR, por sus siglas en inglés) en la Universidad de Iowa (IU-EUA). El

principal objetivo de estos paneles es cambiar la dirección y los patrones del flujo, teniendo una aplicación práctica en obras como protección de bancos, mejoramiento de bancos de arena, y control de sedimentos en desviaciones y tomas de agua (Hamad-Mohamed, 2015).

La socavación alrededor de los pilares de puente es un fenómeno complejo influenciado por múltiples factores, incluidos los parámetros del flujo y la geometría del pilar. La literatura indica que la formación de un vórtice de herradura y los vórtices de estela son mecanismos primarios que contribuyen a la socavación. Estos vórtices son afectados por la orientación del flujo, que puede ser modificado por los paneles sumergidos (Reza-Namaee, Sui, & Wu, 2020). Un panel sumergido con un ángulo de ataque al flujo, por lo general entre 15 y 25°, induce una circulación horizontal en el flujo hacia aguas abajo. La circulación surge porque los gradientes de presión vertical en las superficies del panel hacen que el agua fluya a lo largo del lado de alta presión (aguas arriba), con lo que adquiere una componente de velocidad hacia arriba; mientras que en el lado de baja presión (aguas abajo) hay una componente de velocidad hacia abajo de los vórtices resultantes (lámina de vórtice) (Ouyang & Lai, 2013).

El ángulo de ataque de los paneles puede alterar de forma significativa la orientación del flujo alrededor del pilar, e influir directamente en la formación de vórtices y, en consecuencia, en la socavación y acumulación de sedimentos. Estudios han demostrado que el flujo alrededor de pilares complejos tiende a ser más turbulento y que la formación de vórtices, como el vórtice de herradura, juega un papel crucial en el transporte de sedimentos aguas abajo (Baranwal & Das, 2024; Yang, Li, Zou, & Chen, 2024); en el borde posterior del panel se

enrollan desde un vórtice grande que surge de una posición cerca de la parte superior del panel, tal como se observa en la Figura 1A. Este vórtice se transporta con el flujo aguas abajo, donde da lugar a un movimiento secundario o helicoidal del flujo, y a los cambios asociados con el esfuerzo cortante y la topografía del lecho. El vórtice que induce el panel se describe como un vórtice de energía inicial constante con una fuerza que decae debido a la difusión viscosa a medida que el vórtice se transporta aguas abajo (Odgaard & Spoljaric, 1986).

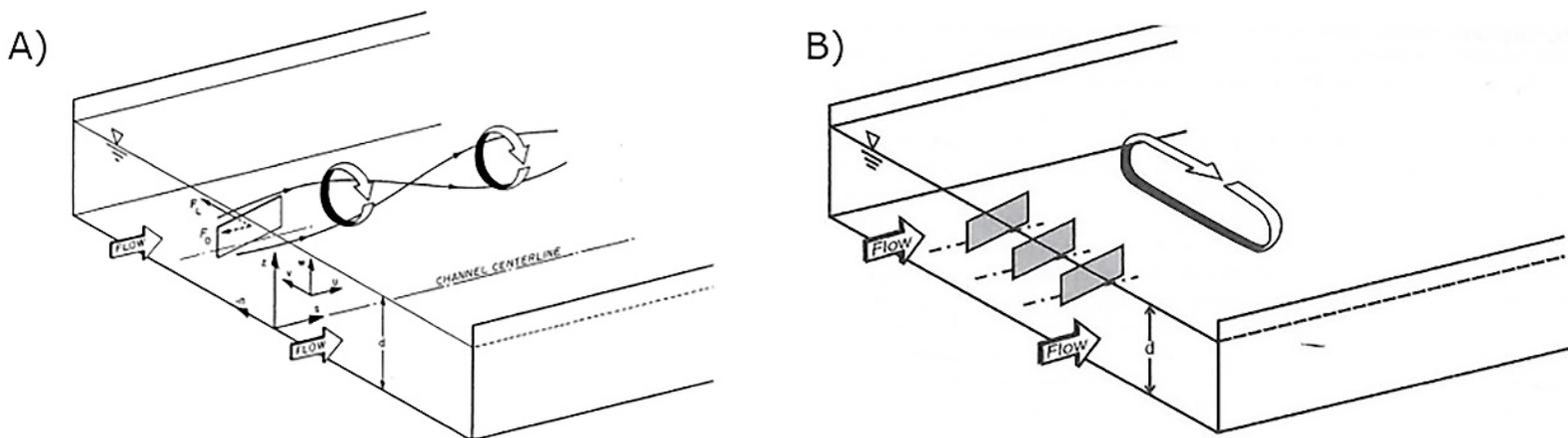


Figura 1. Esquema de circulación inducida por paneles sumergidos: A) un panel; B) un grupo de paneles (Odgaard & Wang, 1990).

El área del fondo del lecho afectada por un panel es limitada porque el vórtice generado es de un potencial constante y tendrá un tamaño máximo el instante en que el flujo abandona las paredes del panel. Después, la difusión viscosa irá mermando la energía del vórtice hasta desaparecer. Los paneles no tienen mayor impacto en la dirección

perpendicular al flujo más allá de tres veces la altura del panel (Odgaard & Wang, 1990).

De modo experimental, Odgaard y Wang (1990) observaron el flujo alrededor de un sistema de dos paneles (colocados uno junto al otro con la misma orientación). Concluyeron que si la distancia entre ellos es muy grande, el efecto del primer panel en el flujo alrededor del otro es nulo; cada panel genera su propio vórtice, y la circulación asociada es aproximadamente similar al efecto de un solo panel y los vórtices no se combinan. Si el espacio es pequeño, los paneles producen un vórtice combinado aguas abajo. En estas condiciones, la interacción entre los paneles se vuelve alta y los vórtices generados por los paneles interfieren entre sí. Esta interferencia causa una reducción en la circulación total debido a la capa de corte en el área entre los vórtices; en consecuencia, la circulación total inducida por dos paneles estrechamente espaciados es menos del doble que debido a un panel aislado. Con base en esto, es preciso colocar los paneles a una distancia tal que el vórtice individual generado por cada panel logre desarrollarse totalmente y, una vez alcanzado este punto, empiece a interactuar con los demás vórtices, sumándose y generando un único vórtice correspondiente a todo el sistema de paneles, como se observa en la Figura 1B.

Los estudios sobre la socavación alrededor de pilas de puentes y otras estructuras sumergidas ayudan a comprender mejor los mecanismos de interacción entre el flujo, los sedimentos y las estructuras. Este conocimiento es fundamental para mejorar los modelos numéricos y predictivos que se utilizan en la ingeniería civil (Du, Wang, Wang, Liang, & Pan, 2022). Estos estudios tienen una relevancia directa en el diseño y la construcción de infraestructuras como puentes, plataformas marinas y

estructuras costeras. Comprender cómo el flujo y la socavación afectan estas estructuras permite diseñar medidas de protección más efectivas, con lo que se mejora la seguridad y durabilidad de las mismas. Desarrollar estrategias de mitigación de riesgos es esencial para la planificación y gestión de proyectos de ingeniería en entornos acuáticos, donde las condiciones de flujo y sedimentación pueden variar de manera significativa (Du *et al.*, 2022).

Investigaciones recientes han explorado el uso de aletas sumergidas para reducir la socavación alrededor de las pilas de puentes. Ghorbani y Kells (2008) demostraron que las aletas reposicionadas estratégicamente pueden alterar los patrones de flujo y disminuir de forma significativa la socavación local. Además, estudios sobre las características de la turbulencia, como el realizado por Lee y Hong (2019), han mostrado que los flujos turbulentos son los principales responsables del transporte de sedimentos y la formación de socavación.

Esta investigación pretende establecer una comparación de los efectos que se producen en el transporte de sedimentos entre el uso y la ausencia de paneles sumergidos en condición de aguas claras. Utilizando los resultados obtenidos por Chiliquinga-Chiriboga y Pinto-Franco (2019) en "Análisis experimental en modelo físico de fenómenos de turbulencia causantes de erosión alrededor de pilas de puentes utilizando Acoustic Doppler Velocimeter ADV", se compararon parámetros tales como la velocidad instantánea, tensiones de Reynolds, energía y disipación turbulenta, e intensidades turbulentas. Estos parámetros permiten observar con mayor claridad las características y propiedades del flujo. Todo esto, con la finalidad de proporcionar una alternativa sencilla, económica y de bajo impacto ambiental al problema de socavación local

al que se enfrentan todas las estructuras ubicadas en cuerpos de agua. La investigación sobre la mitigación de socavación utilizando modificaciones estructurales, como paneles sumergidos, es respaldada por múltiples estudios que demuestran su efectividad. Por ejemplo, Du y Liang (2019) muestran cómo diferentes configuraciones estructurales pueden influir en la socavación, justificando la relevancia de estudios comparativos bajo condiciones controladas.

Materiales y métodos

La experimentación tuvo lugar en el canal hidrodinámico del Centro de Investigaciones y Estudios en Recursos Hídricos (CIERHI) de la Escuela Politécnica Nacional, Quito, Ecuador. Sus características geométricas son las siguientes: 25 m de longitud, 1 m de ancho, 0.8 m de profundidad y una pendiente variable (de 0 a 4 %), como se puede observar en la Figura 2A.

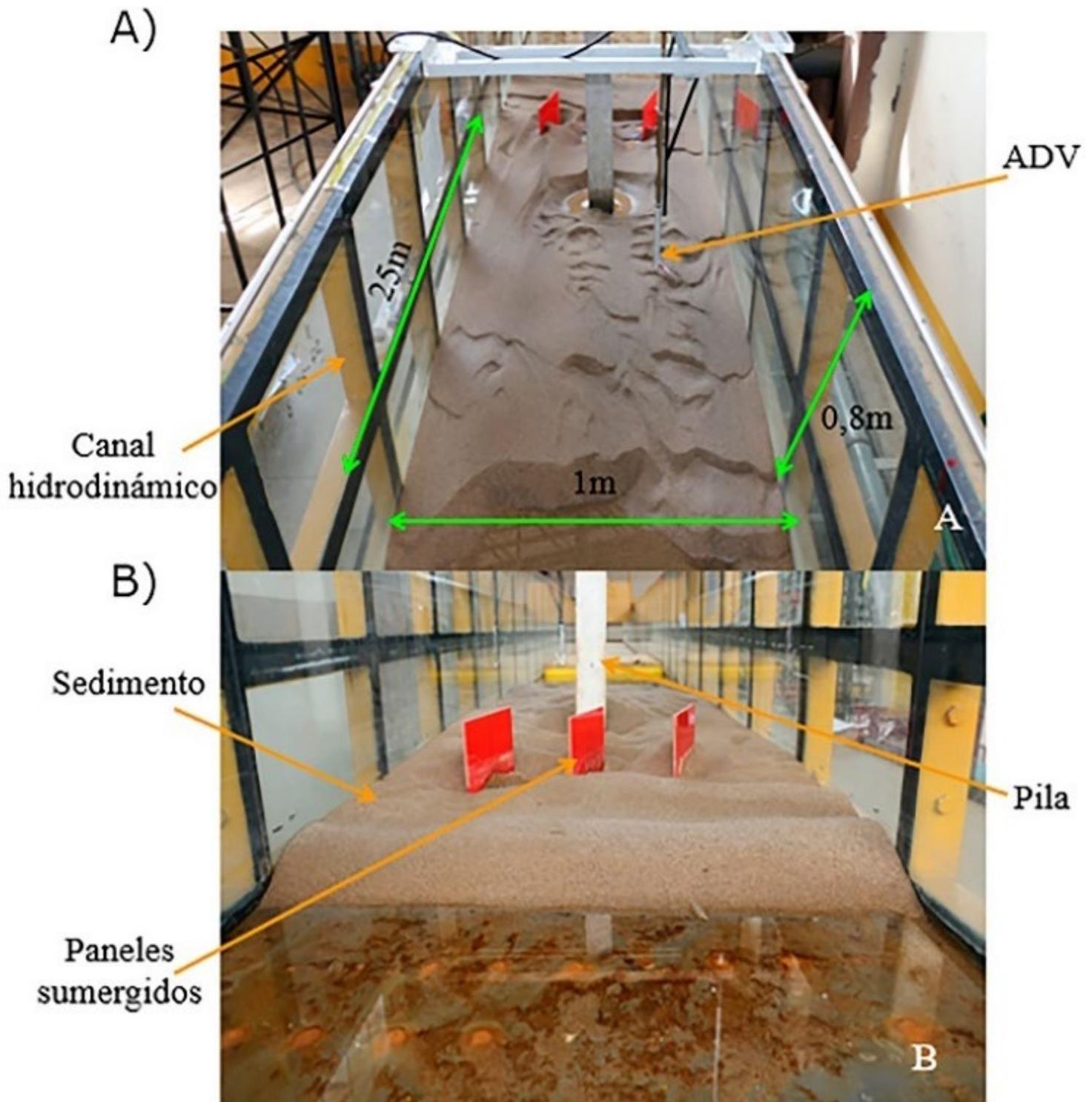


Figura 2. Canal hidrodinámico: A) dimensiones; B) elementos.

El ensayo del inicio del movimiento realizado por Chilibogga-Chiriboga y Pinto-Franco (2019) se reprodujo en el presente estudio y consistió en colocar la capa de sedimento en el canal, con un espesor de 10 cm y una longitud de 3.12 m. La pila se ubicó a 1.5 m aguas arriba del borde inferior de la capa de sedimento y en el centro del canal; el sedimento de granulometría conocida tiene un diámetro medio (D50) de 0.74 mm, parámetro necesario para utilizar el ábaco de Shields; se utilizó una pendiente longitudinal de 0.6 %, un caudal de 52.47 l/s y un calado de agua de 25 cm. La tensión crítica obtenida fue 0.42 N/m², mientras que la tensión del fondo fue 0.19 N/m², lo que resulta en una condición de aguas claras.

La elección de la geometría de las pilas fue un factor crítico para la presente investigación sobre la socavación alrededor de las estructuras de puente. Para este estudio, se escogió la pila cuadrada, ya que, en muchos países, incluyendo Ecuador, la construcción de puentes con pilas cuadradas sigue siendo una práctica común debido a consideraciones económicas y de diseño, a pesar de que las esquinas afiladas de las pilas cuadradas generan mayores turbulencias y vórtices (Moghanloo, Vaghefi, & Ghodsian, 2022). Analizar esta geometría permite evaluar las condiciones más desfavorables y proporcionar soluciones efectivas en los peores escenarios.

En la experimentación se utilizaron paneles sumergidos para alterar el flujo y reducir la socavación, tal como se ha demostrado en investigaciones previas (Ghorbani & Kells, 2008). El diseño de los paneles sumergidos se realizó usando las ecuaciones (1) a (6) recomendadas por Odgaard (2009):

$$15^\circ < \alpha < 25^\circ \quad (1)$$

$$0.12 < \frac{H}{y} < 0.48 \quad (2)$$

$$H \approx 0.33L \quad (3)$$

$$d_b \leq 1.5y \quad (4)$$

$$d_s < 7H \quad (5)$$

$$d_n \leq 3H \quad (6)$$

Donde:

α = ángulo de ataque del panel al flujo ($^\circ$)

H = altura del panel medida sobre el sedimento (cm)

y = calado del flujo (cm)

L = longitud del panel (cm)

d_b = distancia entre panel y pared del canal (cm)

d_s = distancia entre el panel y el eje de la pila (cm)

d_n = distancia entre paneles (cm)

En función de las distancias se determinó el número de paneles que deben colocarse. Según la literatura (Odgaard, 2009; Tajari, Dehghani, Halaghi, & Azamathulla, 2020), un ángulo de ataque efectivo se encuentra generalmente entre 10 y 20 grados. En nuestro estudio se adoptó un ángulo de ataque de 20°; la distancia entre paneles y la distancia hacia las paredes del canal es de 25 cm, por lo tanto, se instalaron tres paneles. Los paneles tienen una altura total de 0.2 m y una longitud de 0.25 m, como se observa en la Figura 3A.

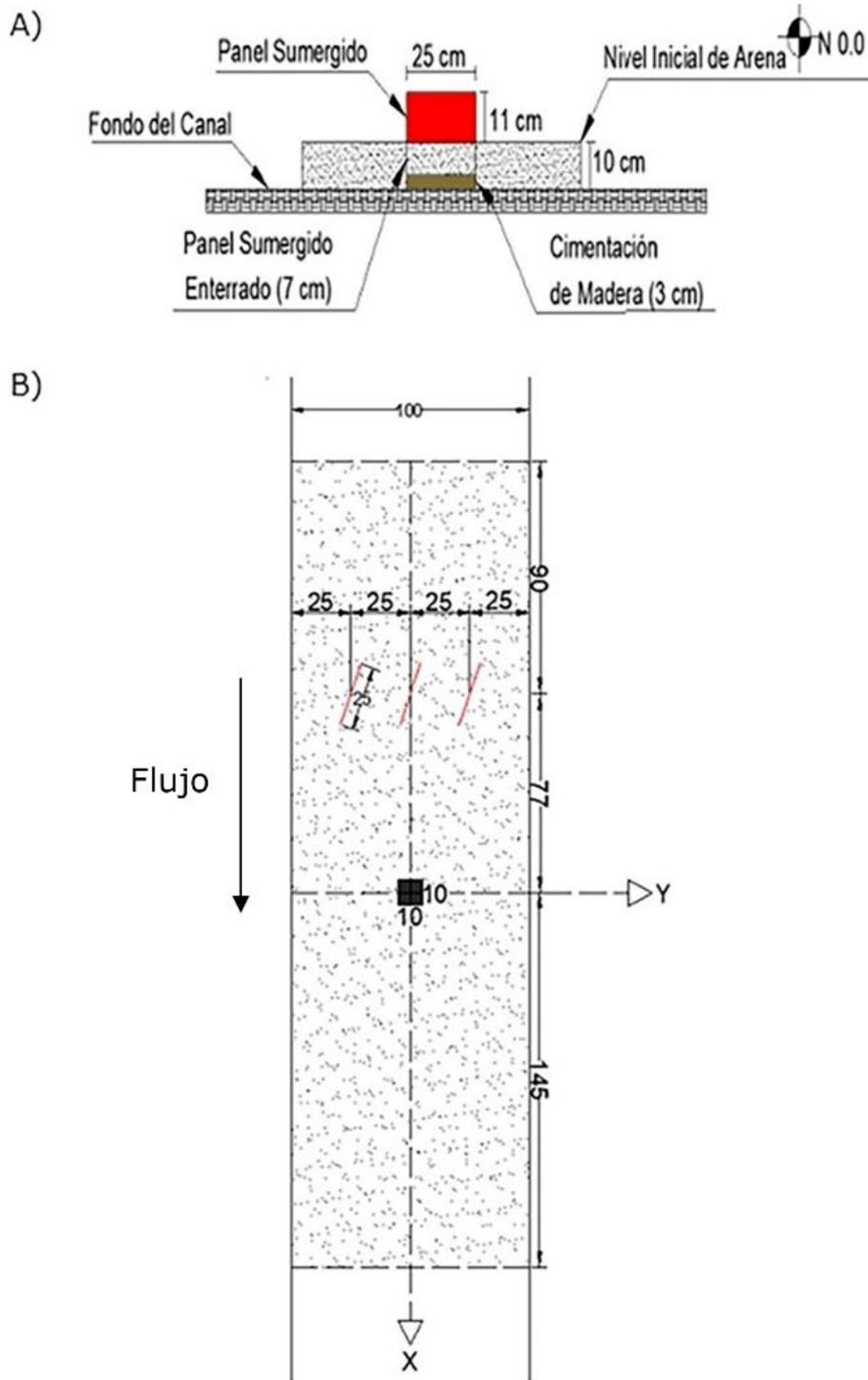


Figura 3. Esquema de la experimentación: A) vista en corte; B) vista en planta.

El caudal circuló por el canal durante aproximadamente 16 horas en dos periodos de ocho horas para generar el primer foso de socavación en ausencia de paneles y se midió la profundidad máxima del foso obtenido para proceder a la colocación de los paneles. Luego se procedió a realizar el ensayo de inicio de movimiento en condiciones similares a las realizadas por Chiliquinga-Chiriboga y Pinto-Franco (2019), lo que dio lugar a la formación de un nuevo foso de socavación alrededor de cada panel sumergido.

Se utilizaron velocímetros Doppler acústicos (ADV) para medir las velocidades tridimensionales y las intensidades turbulentas, los cuales se encontraron aguas debajo del pilar debido a la necesidad de obtener datos precisos y fiables, minimizando las interferencias que el pilar puede causar al equipo ADV; además, aguas arriba del pilar, el flujo puede estar más perturbado y menos desarrollado, con lo que existe la introducción de más ruido y errores en los datos debido a la interferencia y las características de la turbulencia en esa región; así, al colocar el ADV aguas abajo del pilar se garantiza lo descrito por García, Cantero, Niño y García (2005), y Voulgaris y Trowbridge (1998). La frecuencia de muestreo seleccionada fue de 25 Hz para capturar de modo adecuado las fluctuaciones rápidas en el flujo y la turbulencia, como se recomienda en estudios previos (García *et al.*, 2005; Voulgaris & Trowbridge, 1998). Se tomaron datos durante cuatro minutos en cada punto de la malla, formada por 10 puntos distanciados 10 cm entre sí en el eje X (desde $x = 35$ cm hasta $x = 125$ cm), 13 puntos distanciados 5 cm entre sí en el eje Y (desde $y = -30$ cm hasta $y = 30$ cm) y tres puntos distanciados 2 cm entre sí en el eje Z (desde $z = 3$ cm hasta $z = 7$ cm), dando un total

de 390 puntos coincidentes con los del estudio de Chiliquinga-Chiriboga y Pinto-Franco (2019), para mayor precisión en la comparación. Los ejes de medición usados para la malla se muestran en la Figura 4. Además, en la Tabla 1 se indica cómo se recopilaron las mediciones de velocidad, formando una malla con el espaciamiento establecido.

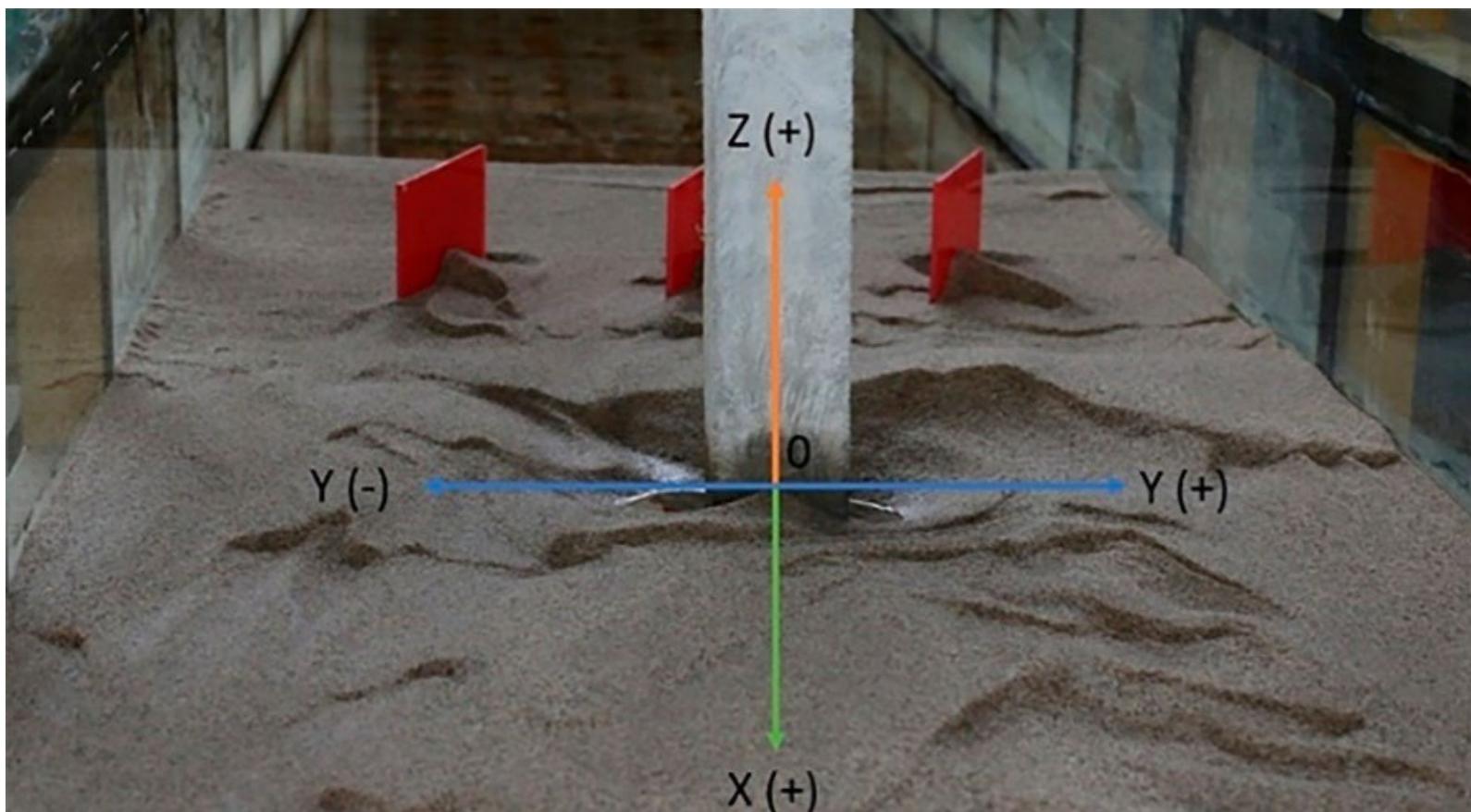


Figura 4. Ejes de medición.

Tabla 1. Plan de pruebas para el registro de velocidades con el ADV.

Pila	Eje	Inicio (cm)	Fin (cm)	Intervalo (cm)	Número de mediciones	Puntos totales	Tiempo (días)
Cuadrada	X	35	125	10	10	390	15
	Y	-30	30	5	13		
	Z	3	7	2	3		

Con ayuda de un limnómetro se realizó un levantamiento topográfico del lecho de sedimentos en el canal con el objetivo de constituir la batimetría correspondiente usando el *software* Autodesk Civil 3D, con lo que se obtuvieron resultados gráficos a detalle en torno al uso de paneles sumergidos. Finalmente, se hizo un registro de la velocidad instantánea del flujo aguas abajo de la pila usando el ADV, minimizando las interferencias que el pilar puede causar al equipo ADV (Trowbridge & Elgar, 2001). Las mediciones aguas arriba, donde el flujo puede estar más perturbado y menos desarrollado, introducen más ruido y errores en los datos debido a la interferencia y las características de la turbulencia en esa región (García *et al.*, 2005).

La Figura 5 resume el proceso de la experimentación realizada: primero se colocaron los paneles en el lecho (Figura 5A); luego de 16 horas de flujo de agua se midió la socavación localizada en los elementos (Figura 5B); se realizó la batimetría del lecho usando el limnómetro (Figura 5C), y por último se tomaron las velocidades instantáneas con el ADV (Figura 5D).



Figura 5. Procedimientos en la investigación: A) colocación de los paneles en el lecho; B) medición de la socavación localizada; C) batimetría del lecho; D) medición de las velocidades instantáneas.

Resultados y discusión

Análisis y comparación de la socavación con y sin paneles sumergidos

Finalizado el ensayo de inicio de movimiento en presencia de los paneles y alcanzada la condición de equilibrio, se realizó un levantamiento topográfico del lecho con el fin de determinar experimentalmente las variaciones ocurridas en las zonas de sedimentación y socavación. En la Figura 6 se observa que tanto la pila como los paneles sumergidos presentan un foso de socavación aguas arriba y el sedimento se depositó del mismo lado en los tres paneles.

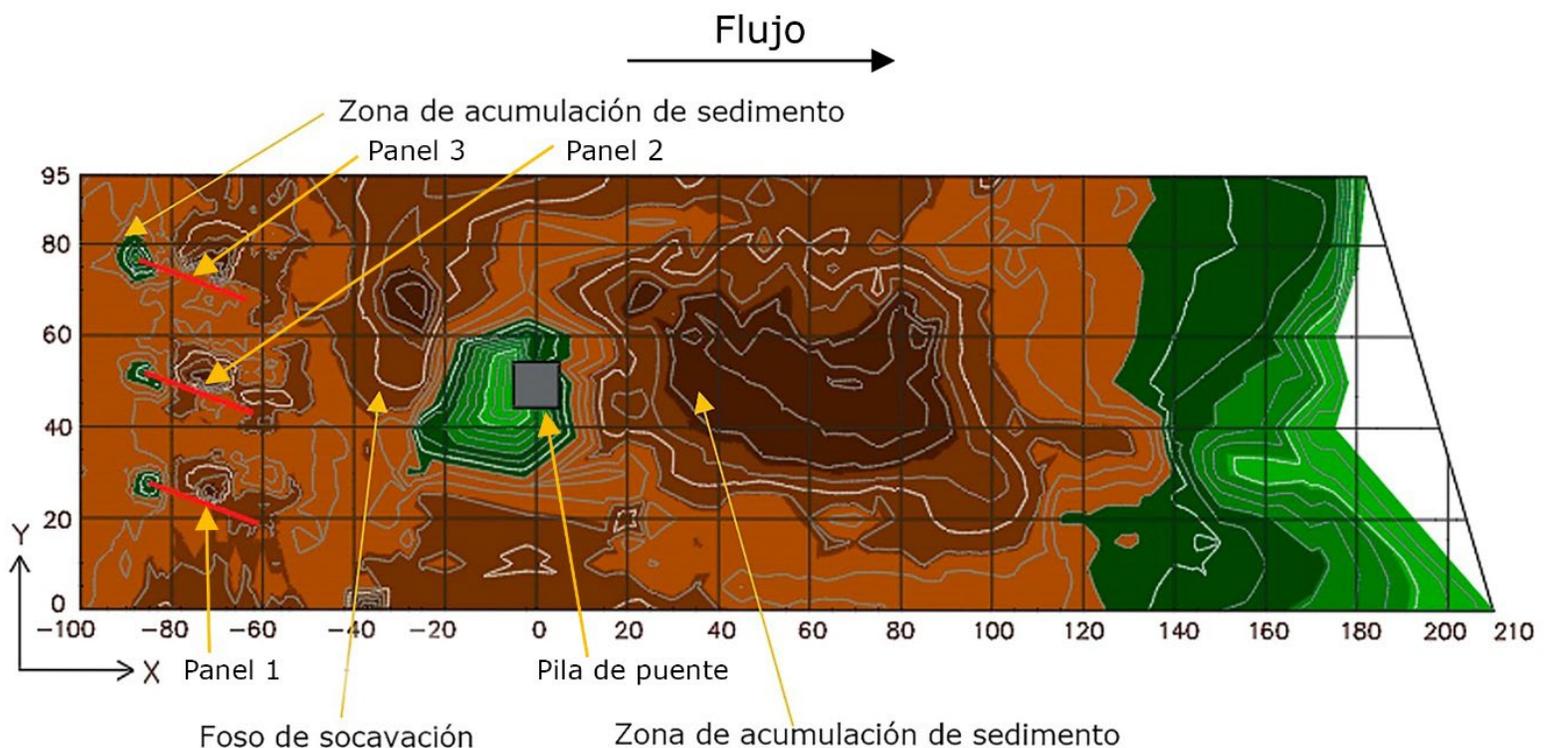


Figura 6. Batimetría del fondo con pila cuadrada y paneles sumergidos.

En el caso de la pila, el depósito ocurrió en la parte posterior, aguas abajo, formando un área de mayor altura (color marrón oscuro) de 0.4 m² y una longitud aproximada de 1.0 m. Es notable la gran influencia que una pila de dimensiones relativamente pequeñas (0.01 m²) ejerce sobre la dinámica del arrastre de sedimentos, al modificar la topografía del lecho, y crear zonas bien definidas de socavación y depósito.

La Tabla 2 muestra un resumen de las características de los intervalos observados en la Figura 5. Considerando que el origen del eje z es medido desde el nivel inicial de la cama de arena antes del ensayo de inicio de movimiento, el foso frente a la pila tiene una profundidad de 2.5 cm y el sedimento acumulado en la parte posterior llega a los 8.7 cm de altura.

Tabla 2. Leyenda de la batimetría en pila cuadrada.

Leyenda de elevaciones				
Intervalo	Elevación mínima (cm)	Elevación máxima (cm)	Área (cm ²)	Color
1	15.70	17.70	2.69	
2	17.70	19.70	417.04	
3	19.70	21.70	1 495.42	
4	21.70	23.70	6 821.85	
5	23.70	25.70	11 687.43	
6	25.70	27.70	2 485.58	

Análisis y comparación de parámetros de turbulencia

Con los datos de velocidad instantánea obtenidos con el ADV se determinaron las velocidades turbulentas, las tensiones de Reynolds, la energía cinética, la disipación y la intensidad turbulentas. Estos parámetros se utilizaron para evaluar la evolución de la turbulencia inducida por los paneles y compararlos con los obtenidos por Chiliboga-Chiriboga y Pinto-Franco (2019). Los resultados comparados corresponden al plano $Z = 7$ cm.

La Figura 7 (A, C, E) muestra la evolución de la velocidad instantánea en el eje X en presencia de paneles, mientras que las secciones B, D, F muestran esta evolución para el caso sin paneles sumergidos. La diferencia principal entre los dos casos es que la velocidad en dirección X en presencia de paneles sumergidos se ve más afectada por la generación de vórtices tipo estela, lo que induce una variación en la velocidad. Sin embargo, sin paneles, las líneas de velocidad son casi paralelas.

I: Velocidades instantáneas

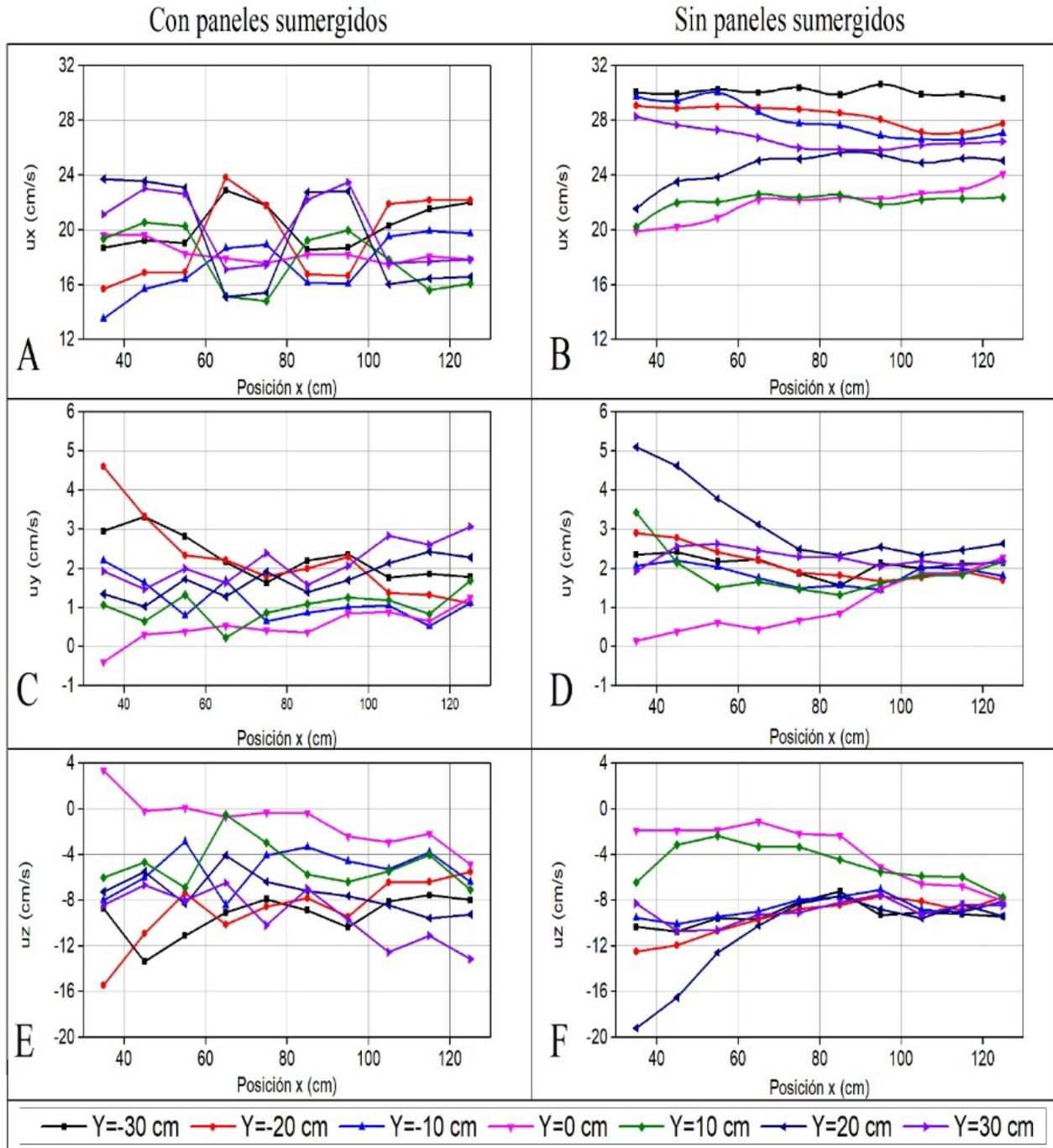


Figura 7. Características del flujo ($Z = 7$ cm). I Velocidades instantáneas.

Una de las características principales de las curvas en la Figura 7 (A) es que al comparar cada par de curvas con un mismo valor de Y en el plano $Z = 7$ cm, pero de signos contrarios, los picos de una de las curvas coinciden con el valle de su opuesto. A medida que los ejes se acercan al centro del canal, las curvas tienden a tomar un valor constante. Para la curva $Y = 0$, la velocidad es casi constante y no posee picos o valles.

Otra consecuencia del uso de paneles es la disminución de la velocidad media, aproximadamente en 5 cm/s. La velocidad se mantiene entre 13 y 24 cm/s en presencia de los paneles, y entre 20 y 30 cm/s en ausencia de estos. Una característica adicional observable en la velocidad del flujo en presencia de los paneles es que los puntos de cruce de estas curvas son aproximadamente periódicos, cada 20 cm, empezando en $x = 65$ cm hasta $x = 105$ cm.

Para la comparación de los parámetros de turbulencia se usaron las ecuaciones empleadas por Hamad-Mohamed (2015), que se muestran a continuación. La fluctuación de velocidad es el parámetro más utilizado en el análisis de la turbulencia, teniendo en cuenta que existen tres componentes y que está en función tanto de la velocidad instantánea (medida con el ADV) como de la velocidad media (Davidson, 2015):

$$u' = U - u \quad (7)$$

Donde:

u' = velocidad fluctuante (cm/s)

U = velocidad media (cm/s)

u = velocidad instantánea (cm/s)

La Figura 8 (A, C, E) muestra la evolución de las tensiones normales de Reynolds a lo largo del lecho en presencia de paneles, mientras que los apartados B, D, F de esta figura indican esta evolución para el caso sin paneles sumergidos.

II: Tensiones normales de Reynolds

Con paneles sumergidos

Sin paneles sumergidos

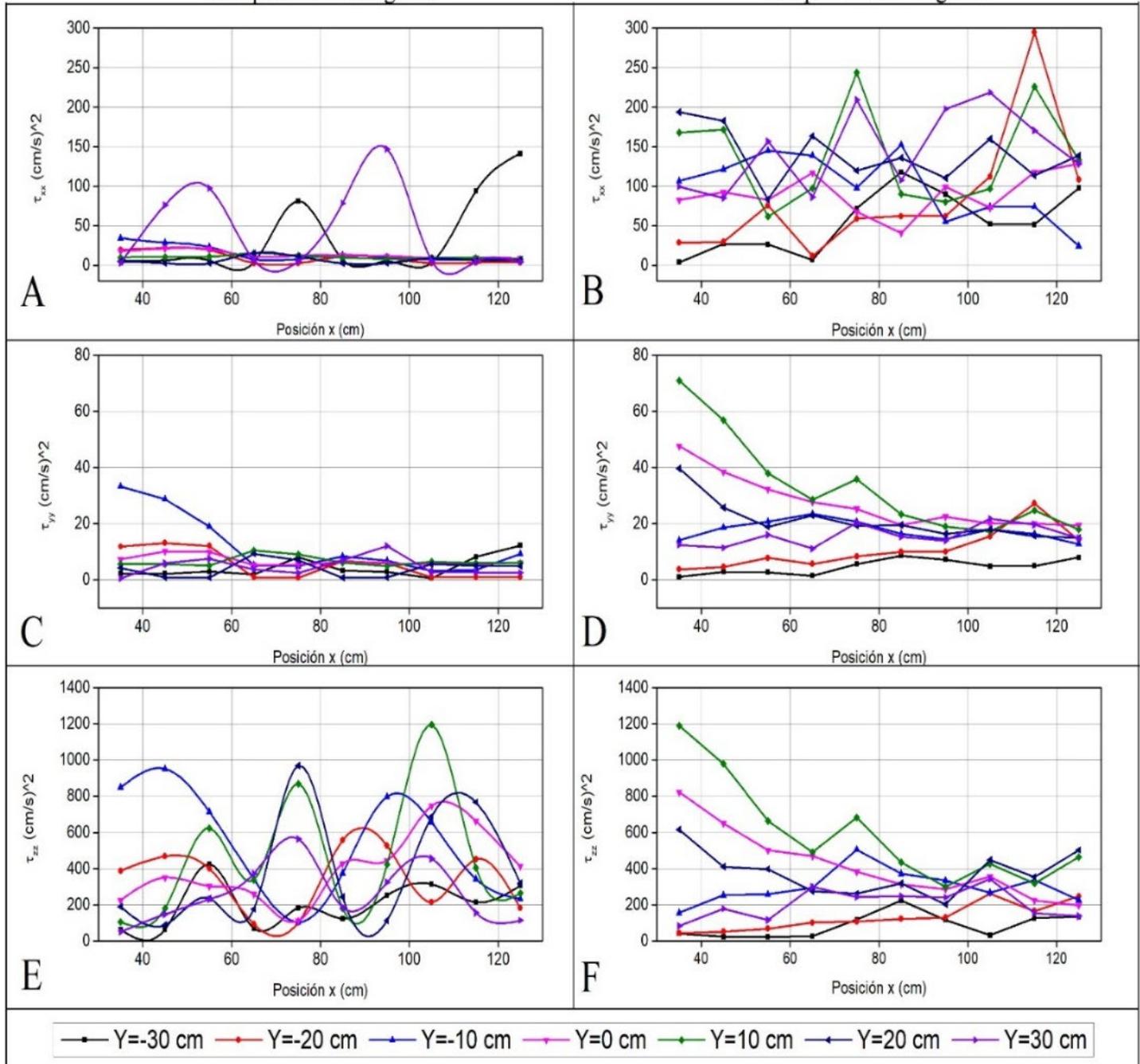


Figura 8. Características del flujo ($Z = 7$ cm). II. Tensiones normales instantáneas.

Las tensiones normales de Reynolds son un parámetro crítico para entender la dinámica de los flujos turbulentos, ya que reflejan la variabilidad de las velocidades en las diferentes direcciones. Estas tensiones son influenciadas significativamente por la presencia de estructuras sumergidas, como los paneles, que alteran el patrón de flujo y la distribución de las fuerzas dentro del fluido.

La Figura 9 (A, C, E) muestra la evolución de las tensiones tangenciales de Reynolds a lo largo de la sección de control en presencia de paneles, mientras que los apartados B, D, F de esta figura muestran esta tendencia para el caso sin paneles sumergidos.

III: Tensiones tangenciales de Reynolds

Con paneles sumergidos

Sin paneles sumergidos

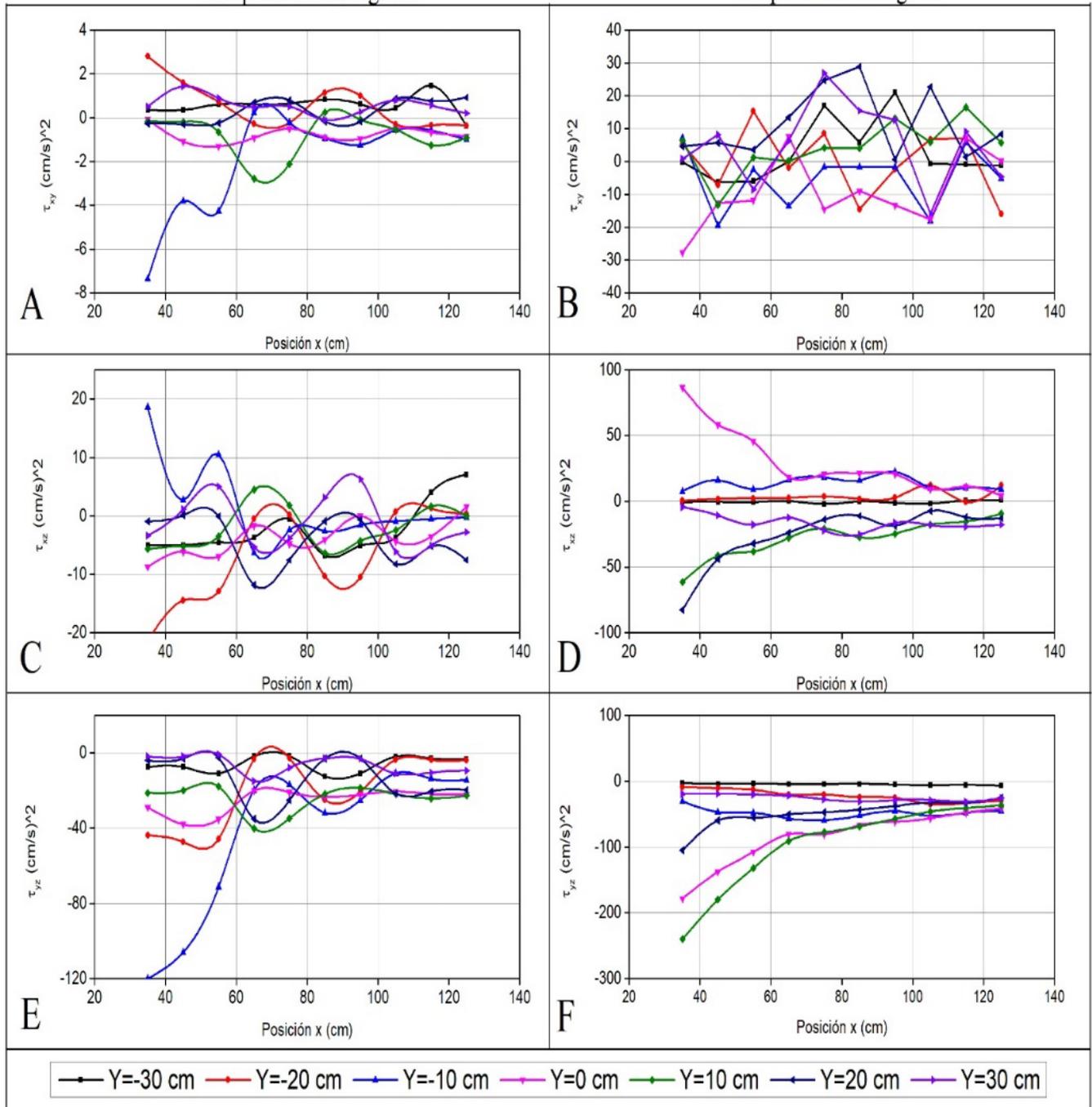


Figura 9. Características del flujo ($Z = 7$ cm). III. Tensiones tangenciales.

Las tensiones tangenciales de Reynolds dependen de las velocidades fluctuantes, en específico del cuadrado de una de las componentes de la velocidad fluctuante, como se evidencia en las ecuaciones (8), (9) y (10). Estas tensiones son fundamentales para el análisis de la transferencia de momentum dentro del fluido, que proporciona información sobre la mezcla y la difusión de las propiedades del flujo:

$$\tau_{xx} = -\rho \cdot u_x'^2 \quad (8)$$

$$\tau_{yy} = -\rho \cdot u_y'^2 \quad (9)$$

$$\tau_{zz} = -\rho \cdot u_z'^2 \quad (10)$$

$$\tau_{xy} = -\rho \cdot u_x' \cdot u_y' \quad (11)$$

$$\tau_{xz} = -\rho \cdot u_x' \cdot u_z' \quad (12)$$

$$\tau_{yz} = -\rho \cdot u_y' \cdot u_z' \quad (13)$$

Donde:

τ_{xx} = tensión normal en dirección X (cm/s)²

τ_{yy} = tensión normal en dirección Y (cm/s)²

τ_{zz} = tensión normal en dirección Z (cm/s)²

τ_{xy} = tensión tangencial al plano XY en dirección Y (cm/s)²

τ_{xz} = tensión tangencial al plano XZ en dirección Z (cm/s)²

τ_{yz} = tensión tangencial al plano YZ en dirección Z (cm/s)²

ρ = densidad del agua (g/cm³)

El uso de paneles sumergidos genera una uniformización en los valores de las curvas de las tensiones normales de Reynolds, lo que provoca que se agrupen alrededor del 0 (cm/s)², excepto en los extremos, donde se mantienen variables con valores mayores a 70 (cm/s)². Este comportamiento se debe al cambio de dirección en el flujo provocado por los paneles, pues al cambiar la dirección del flujo también cambia la dirección en la que la fuerza es aplicada sobre el fondo, lo que modifica la dirección en la que las partículas del fondo se mueven y generan el relleno deseado en el foso. El agrupamiento alrededor de 0 significa que los valores de la velocidad instantánea son cercanos al de la velocidad media; esto también se aplica para la tensión normal en dirección Y.

La tensión normal en dirección Z con y sin paneles presenta rangos de variación amplios; esto indica que las velocidades instantáneas están alejadas de la velocidad media en dirección Z, lo cual se explica porque es la dirección en la que está girando el vórtice. Los paneles provocan que la tensión en dirección Z sea más errática. Al igual que ocurre con las tensiones normales, las curvas de las tensiones tangenciales en presencia de los paneles tienden a agruparse alrededor de 0 y tienen rangos de variación mucho menores que en ausencia de los paneles.

La Figura 10 (A, C) muestra la evolución de la energía cinética turbulenta y de la disipación turbulenta en presencia de paneles sumergidos; mientras que los apartados B, D de esta figura muestran el caso sin presencia de paneles. La energía cinética turbulenta se calcula mediante la Ecuación (14):

$$k = \frac{1}{2}(\tau_{xx} + \tau_{yy} + \tau_{zz}) \quad (14)$$

Donde:

k = energía cinética turbulenta (cm/s)²

IV: Energía cinética y disipación turbulenta

Con paneles sumergidos

Sin paneles sumergidos

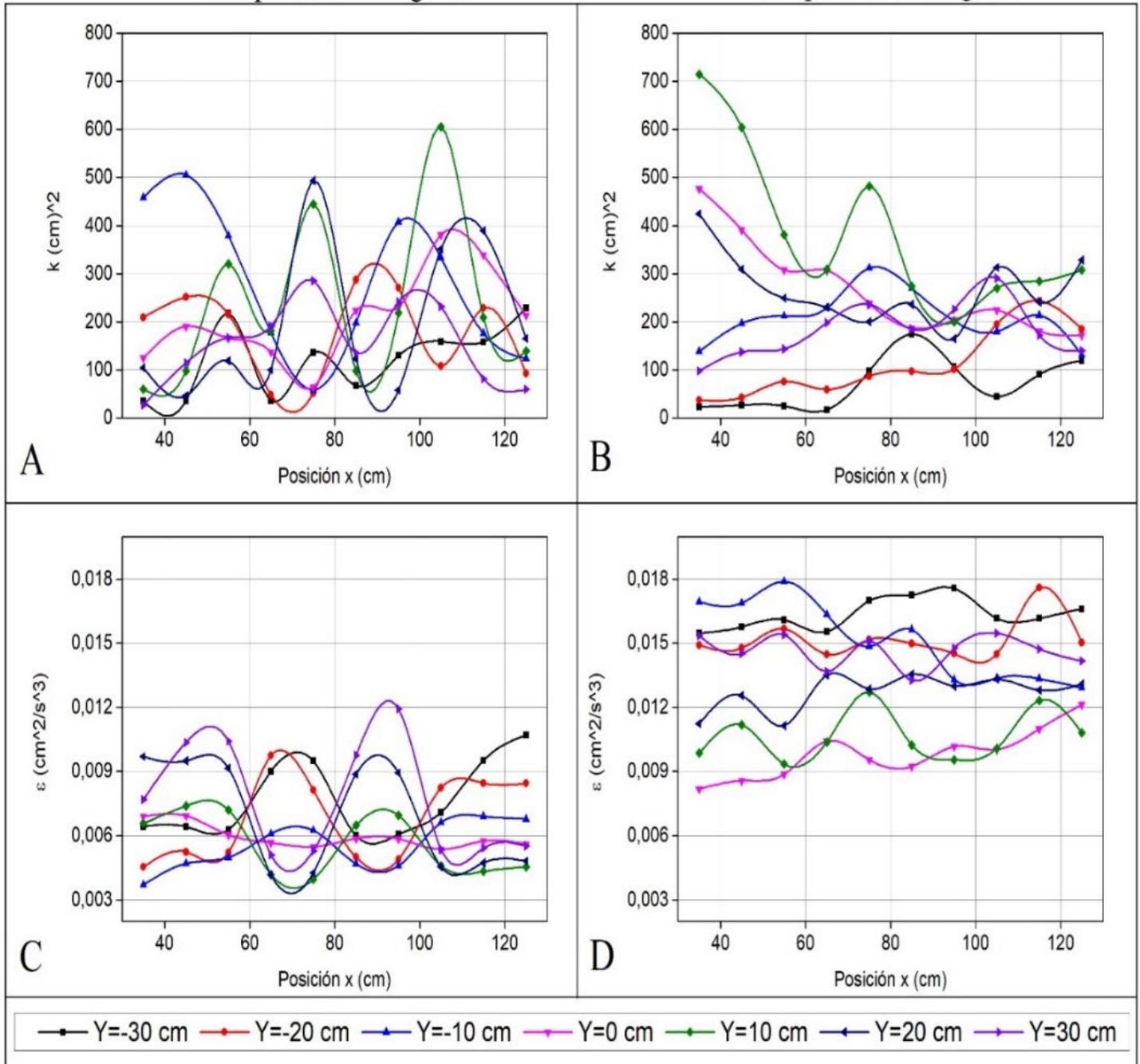


Figura 10. Características del flujo ($Z = 7$ cm). IV. Energía cinética y disipación turbulenta.

En el caso sin paneles, la energía cinética turbulenta tiende a disminuir hacia el final de la sección de control, mientras que en presencia de los paneles, la variación es más errática y no hay una tendencia marcada; ello indica que se necesita una mayor longitud de desarrollo para que la energía del vórtice sea disipada. La energía cinética está relacionada con la velocidad instantánea, por lo que los picos más altos de la Figura 10 (A) están en la misma posición que los picos más altos de la Figura 7 (A).

La disipación turbulenta depende de la viscosidad cinemática del agua y es calculada por la Ecuación (15) (Taylor, 1935):

$$\varepsilon = 15\nu u_x^2 \quad (15)$$

Donde:

ε = disipación turbulenta (cm^2/s^3).

ν = viscosidad cinemática del agua (cm^2/s).

u_x = velocidad instantánea en la dirección X (cm/s).

En ambos casos, la disipación tiene valores bajos en comparación con la energía cinética; pero es notorio que sin el uso de paneles el rango de disipación energética es superior que en el caso del uso de paneles debido a que la disipación turbulenta depende de la velocidad instantánea; en la Figura 7 (A y C) se observa que la velocidad en dirección X es más alta sin uso de paneles sumergidos, lo cual genera una mayor acumulación de sedimento.

La disipación energética es muy baja, por lo que la energía cinética no se ve afectada consistentemente a lo largo de la sección de control; además, depende de la velocidad instantánea en dirección X ; por tanto, la forma de las curvas es similar a la forma de las curvas de la velocidad instantánea.

La intensidad turbulenta se muestra en la Figura 11: los casos A, C, E en presencia paneles y los casos B, D, F sin paneles. Este parámetro es la relación entre la velocidad fluctuante (u') y la velocidad media (U), como se indica en las ecuaciones (16) a (18):

$$TI_x = \frac{|u'_x|}{\sqrt{u_x^2 + u_y^2 + u_z^2}} * 100 \quad (16)$$

$$TI_y = \frac{|u'_y|}{\sqrt{u_x^2 + u_y^2 + u_z^2}} * 100 \quad (17)$$

$$TI_z = \frac{|u'_z|}{\sqrt{u_x^2 + u_y^2 + u_z^2}} * 100 \quad (18)$$

Donde:

TI_x = intensidad turbulenta en dirección X (%)

TI_y = intensidad turbulenta en dirección Y (%)

TI_z = intensidad turbulenta en dirección Z (%)

V: Intensidades turbulentas

Con paneles sumergidos

Sin paneles sumergidos

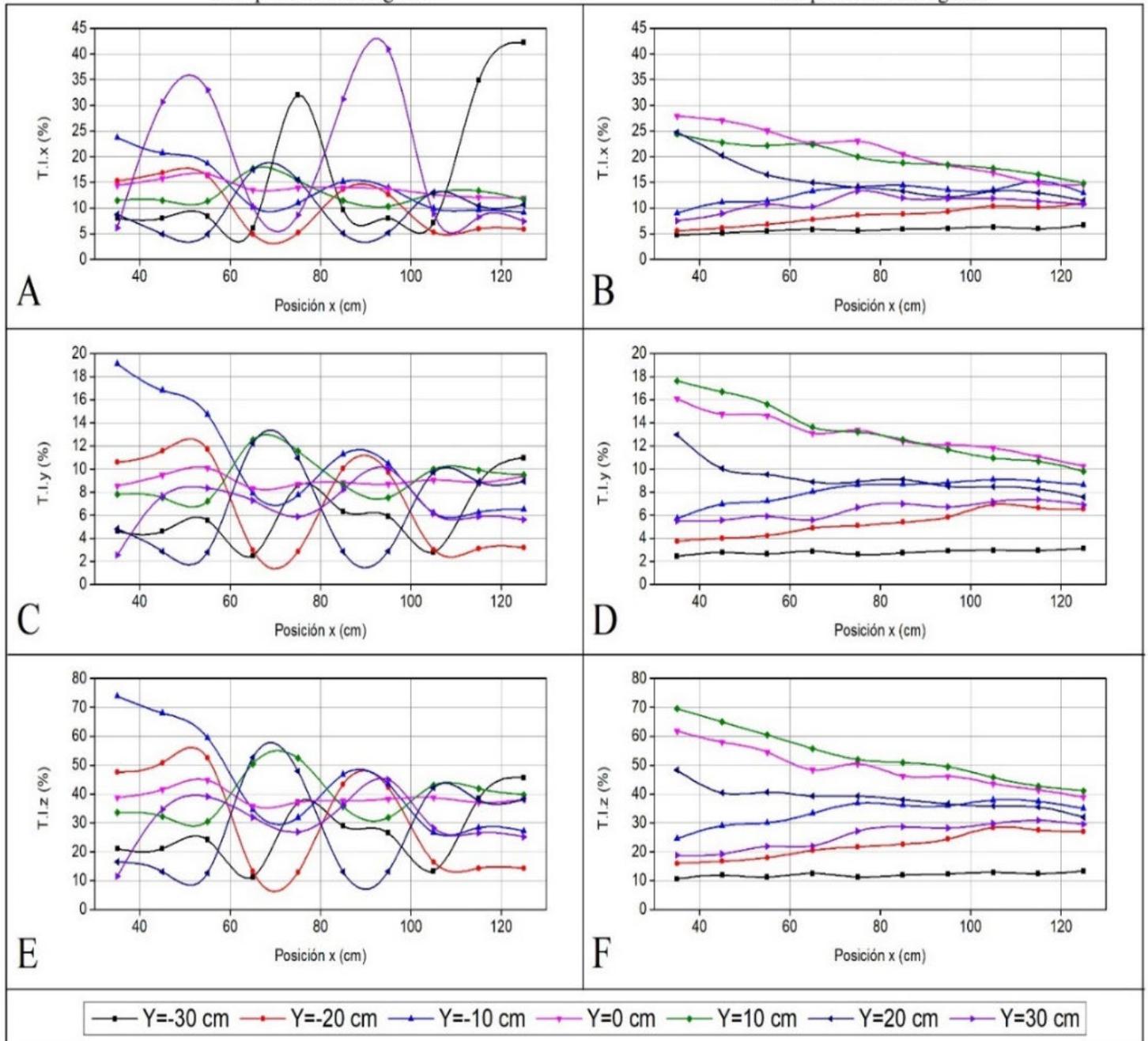


Figura 11. Características del flujo ($Z = 7$ cm). V. Intensidades turbulentas.

La gráfica de la intensidad turbulenta tiende a tener una forma similar que la gráfica de las velocidades instantáneas debido a la dependencia existente entre estos parámetros. En la Figura 11(A) se evidencia que el rango de intensidad fluctúa entre 5 y 40 %, mientras que en la Figura 11(B) lo hace entre 5 y 30 %; en ambos casos, las intensidades turbulentas sobre el eje Y tienen un rango de variación similar entre el 2 y 20 %; sobre el eje Z , como se observa en la Figura 11 (E y F), el rango es mucho más amplio entre el 10 y 80 %, lo que indica que los efectos de turbulencia afectan más al eje sobre el cual está girando el vórtice. Además, se pueden destacar en la Figura 11 (A) dos curvas que sobresalen del resto ($Y = -30$ cm, $Y = 30$ cm), lo cual se explica por la cercanía de esos puntos con las paredes del canal, lo que influye en el desarrollo de las líneas de corriente del flujo.

Los resultados obtenidos muestran que la presencia de paneles sumergidos reduce de manera significativa la socavación alrededor de las pilas, lo cual coincide con los hallazgos de Ghorbani y Kells (2008). Además, las mediciones de turbulencia realizadas con el ADV revelan patrones similares a los descritos por Lee y Hong (2019), e indican que los paneles afectan la distribución de las intensidades turbulentas y las tensiones de Reynolds. Se observó que el uso de paneles sumergidos reduce de forma significativa la socavación alrededor de pilas cuadradas de puente. Los datos mostraron una disminución notable en la profundidad del foso de socavación, y cambios en los patrones de velocidad y turbulencia del flujo. Estos resultados sugieren que los paneles sumergidos son efectivos para mitigar la erosión en la base de las pilas, tal como se investigó en Moghanloo *et al.* (2022) respecto al

impacto de aumentar el grosor de los collares alrededor de pilas en una curva de 180° ; se encontró que esto puede reducir la socavación al modificar el flujo de manera similar a los paneles sumergidos. Este estudio respalda los resultados obtenidos en la presente investigación y demuestra que las modificaciones estructurales pueden ser una solución efectiva para mitigar la socavación.

Respecto a los resultados obtenidos en las mediciones para $Z = 3$, se obtuvieron tendencias similares a las que se tienen en $Z = 7$, esto puede ser ratificado en la Figura 12, Figura 13, Figura 14, Figura 15 y Figura 16.

I: Velocidades instantáneas

Con paneles sumergidos

Sin paneles sumergidos

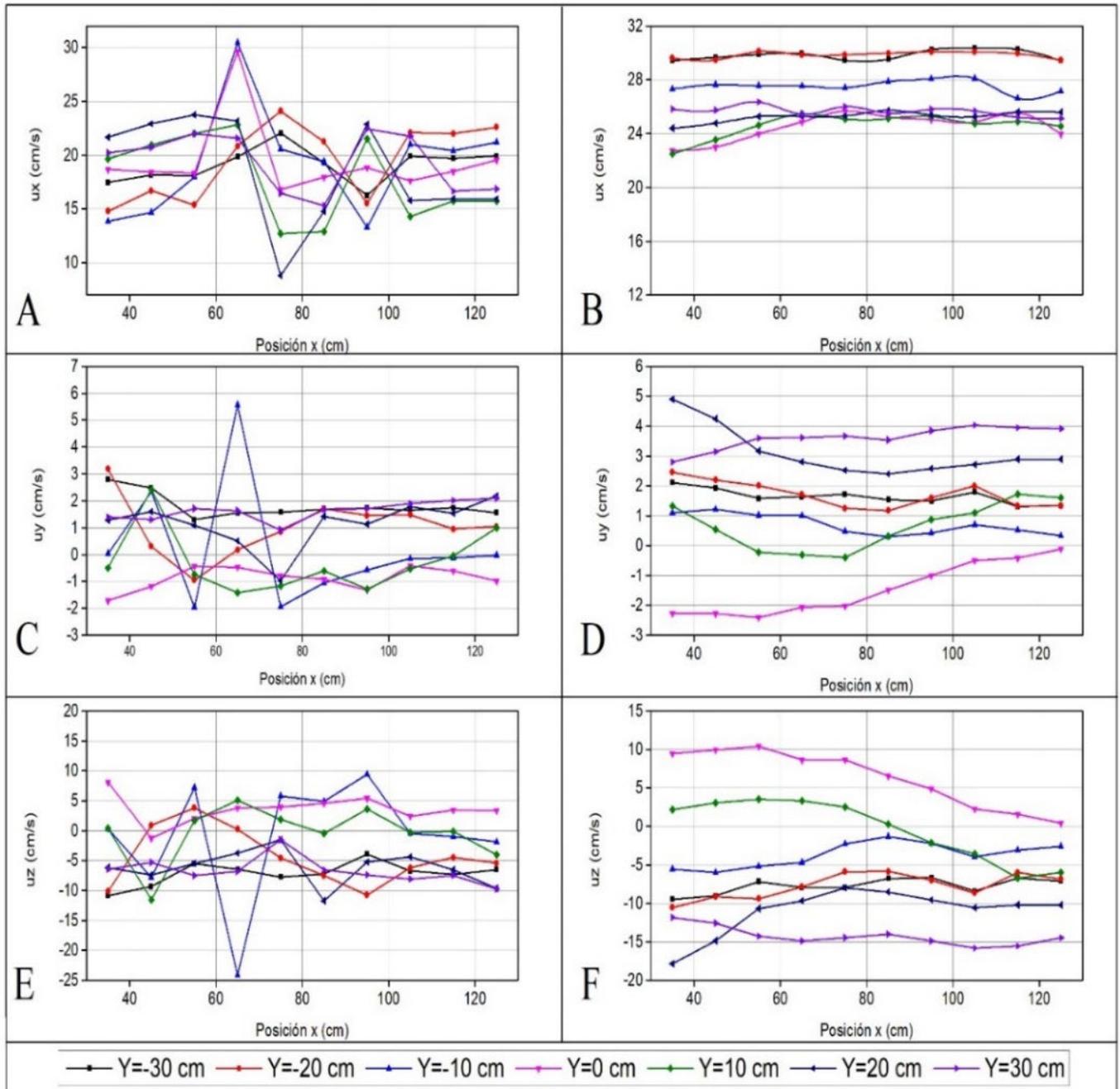


Figura 12. Características del flujo ($Z = 3$ cm). I Velocidades instantáneas.

II: Tensiones normales de Reynolds

Con paneles sumergidos

Sin paneles sumergidos

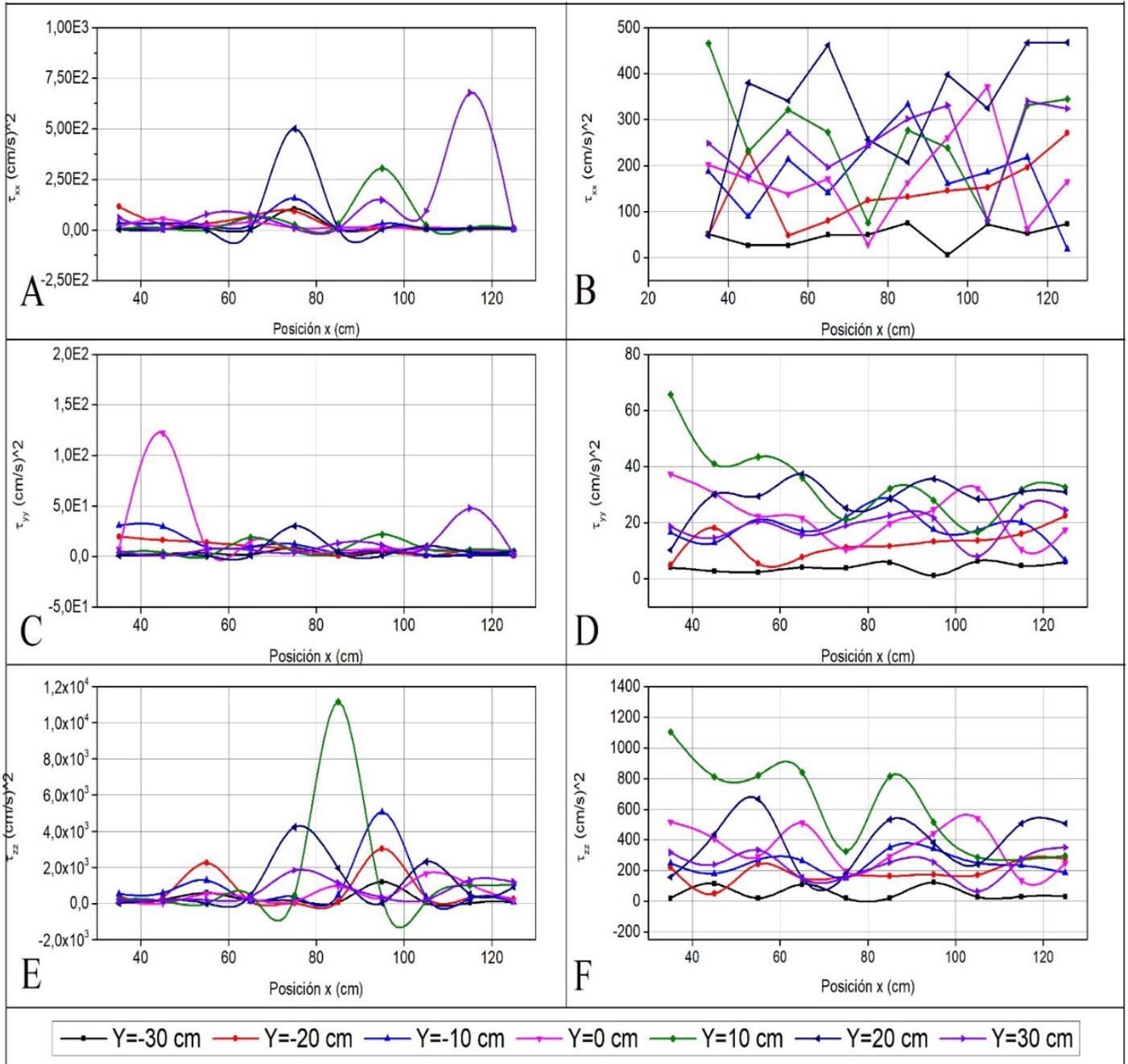


Figura 13. Características del flujo ($Z = 3 \text{ cm}$). II. Tensiones normales instantáneas.

III: Tensiones tangenciales de Reynolds

Con paneles sumergidos

Sin paneles sumergidos

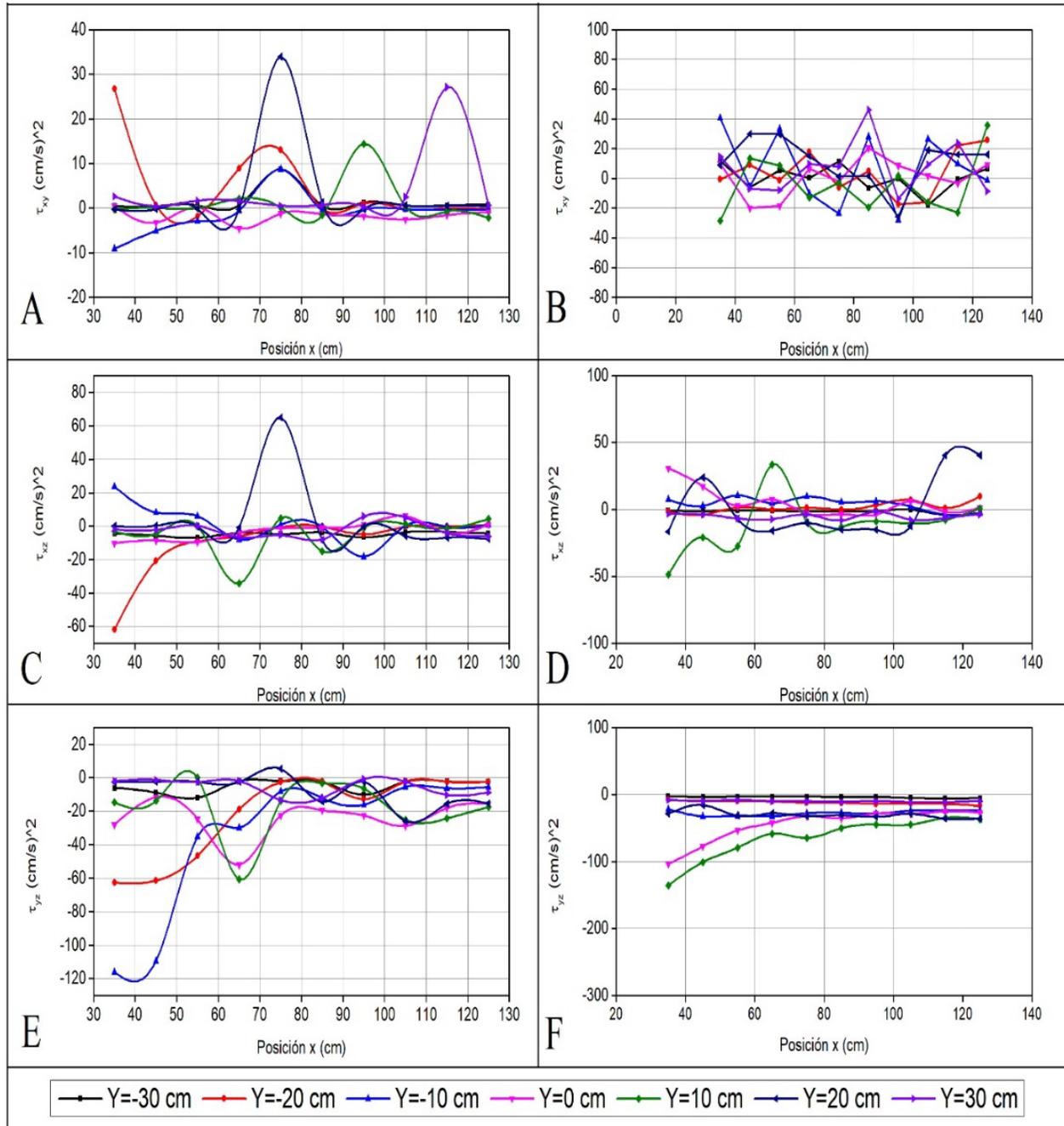


Figura 14. Características del flujo ($Z = 3 \text{ cm}$). III. Tensiones tangenciales.

IV: Energía cinética y disipación turbulenta
Con paneles sumergidos Sin paneles sumergidos

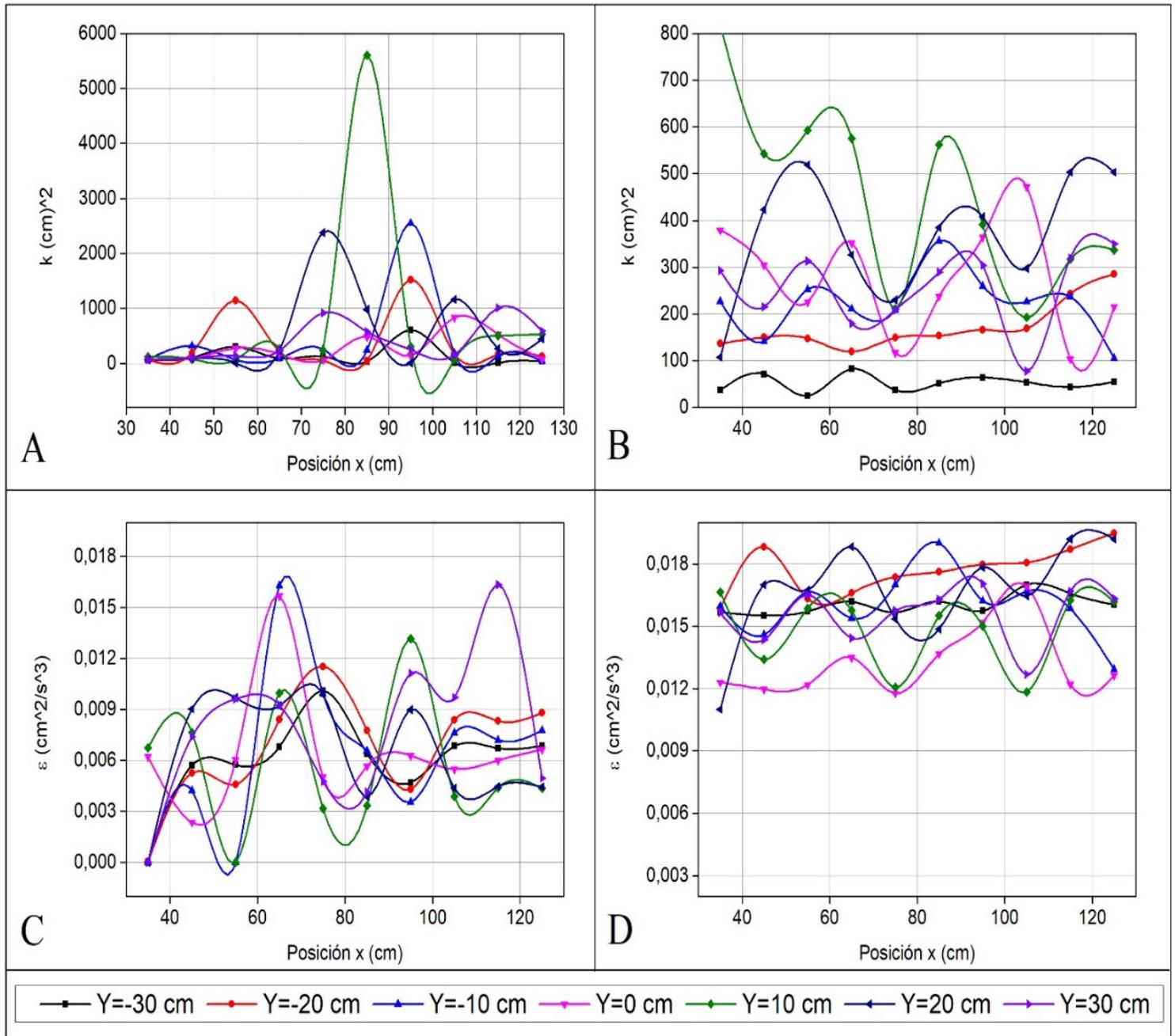


Figura 15. Características del flujo ($Z = 3 \text{ cm}$). IV. Energía cinética y disipación turbulenta.

V: Intensidades turbulentas

Con paneles sumergidos

Sin paneles sumergidos

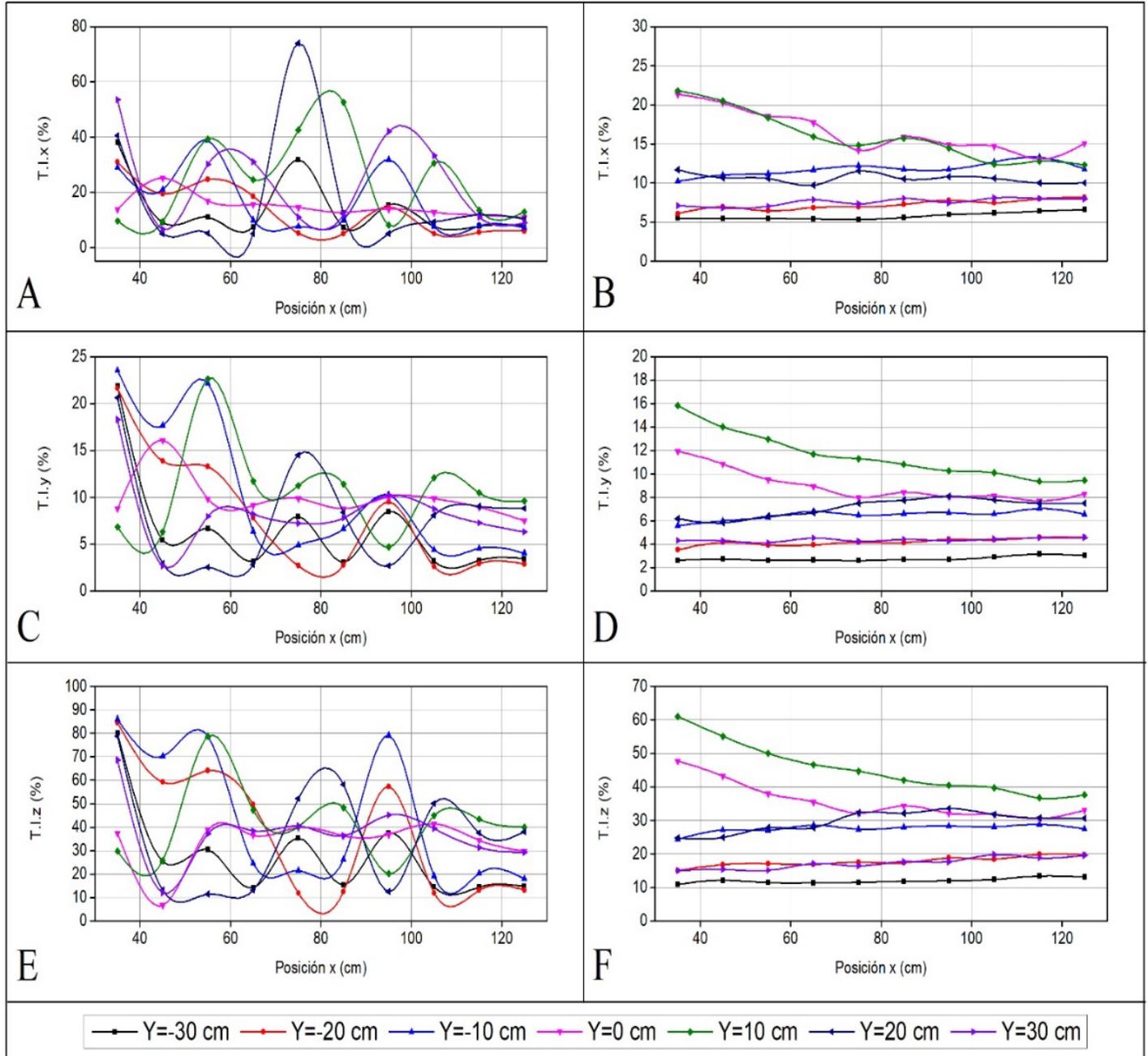


Figura 16. Características del flujo ($Z = 3$ cm). V. Intensidades turbulentas.

Como se observan en la Figura 7 ($Z = 7$ cm) y Figura 12 ($Z = 3$ cm), las velocidades son generalmente mayores en $Z = 7$ cm en ambos casos (con y sin presencia de paneles), lo que sugiere un flujo más agresivo a mayor altura. Respecto a las tensiones normales y tangenciales de Reynolds, son más altas que $Z = 7$ cm, lo cual indica que la influencia de los paneles en reducir las tensiones es más efectiva a $Z = 3$ cm. La energía cinética es mayor que $Z = 7$ cm, mientras que la disipación turbulenta es más efectiva a $Z = 3$ cm con paneles.

Las intensidades turbulentas son mayores que $Z = 7$ cm, lo cual sugiere que la reducción de la turbulencia es más notable a menor altura. Estos cambios indican que la presencia de paneles sumergidos tiene un impacto más pronunciado en la reducción de la socavación y la estabilización del flujo cerca de la base de la pila ($Z = 3$ cm); mientras que a mayor altura ($Z = 7$ cm), el flujo retiene más energía, y muestra mayores intensidades turbulentas y tensiones.

Conclusiones

- El uso de paneles sumergidos genera vórtices que se evidencian en el comportamiento del flujo, reflejado en los cambios en la velocidad a lo largo de la sección de control, lo cual demuestra ser una solución efectiva para mitigar la socavación alrededor de las pilas de puentes; ello se alinea con estudios recientes que han explorado métodos similares (Harasti *et al.*, 2021; Ghorbani & Kells, 2008). La incorporación de tecnologías avanzadas para la medición de

turbulencia, como el ADV, ha permitido obtener datos precisos y comparables con investigaciones previas (Lee & Hong, 2019).

- Dos pares de curvas en dirección del flujo (u_x) con una misma numeración de “Y” y signos contrarios describen una hélice cuyos picos coinciden con el valle de su curva opuesta; a medida que el punto de medición se acerca al centro del canal, las curvas tienden a tomar los mismos valores.
- Los paneles sumergidos inducen vórtices que alteran la magnitud y dirección de las tensiones iniciales del fondo y las velocidades, lo que provoca que la velocidad media se vea disminuida; esto influye en los rangos de variación de las tensiones de Reynolds que, al depender de la velocidad media y la velocidad instantánea, son más pequeños en comparación con el caso sin paneles sumergidos.
- La dirección en la que se colocan los paneles influye en el desplazamiento y la dirección en que se mueve el sedimento, y depende, asimismo, del ángulo de ataque del panel.
- Los paneles pueden ser considerados como estructuras de protección fáciles de diseñar y con un gran desempeño, lo cual permite un relleno del foso de socavación en aproximadamente el 40 % de su tamaño.
- Los beneficios que tiene la aplicación de estos elementos son los siguientes: la reducida cantidad de materiales, sus bajos costos de aplicación y construcción, su diseño simple, y su mínimo o nulo mantenimiento.

Referencias

- Baranwal, A., & Das, B. S. (2024). Scouring around bridge pier: A comprehensive analysis of scour depth predictive equations for clear-water and live-bed scouring conditions. *Aqua Water Infrastructure, Ecosystems and Society*, 73(3), 424-452. DOI: 10.2166/aqua.2024.235
- Bateman, A., Fernández, M., & Parker, G. (2006). Temporal evolution of local scour in bridge piers: A morphodynamic approach. In: *Proceedings 3rd International Conference on Scour and Erosion (ICSE-3)* (pp. 53-61). Amsterdam, The Netherlands, November 1-3.
- De-León-Barrios, M. C., Leiva-Jimenez, C., Rincon-Canabal, K. P., Chamorro, S. C., Malaver-Florian, J. J., & Grau, V. (2018). *Análisis de las causas estructurales del colapso de puentes en Colombia*. DOI: 10.13140/RG.2.2.16102.11842
- Chiliquinga-Chiriboga, J. E., & Pinto-Franco, C. A. (2019). Análisis experimental en modelo físico de fenómenos de turbulencia causantes de erosión alrededor de pilas de puentes utilizando Acoustic Doppler Velocimeter ADV. Quito, Ecuador: Escuela Politécnica Nacional. Recuperado de <http://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/20363>
- Davidson, P. A. (2015). *Turbulence: An introduction for scientists and engineers*. Oxford, UK: Oxford University Press. DOI: 10.1093/acprof:oso/9780198722588.001.0001

- Du, S., & Liang, B. (2019). Comparisons of local scouring for submerged square and circular cross-section piles in steady currents. *Water*, 11(9). DOI: 10.3390/w11091820
- Du, S., Wang, Z., Wang, R., Liang, B., & Pan, X. (2022). Effects of flow intensity on local scour around a submerged square pile in a steady current. *Physics of Fluids*, 34(8). DOI: 10.1063/5.0103556
- Galiano-Ayala, L. M., & Toapaxi-Alvarez, J. A. (2010). *Análisis de la socavación en cauces naturales*. Quito, Ecuador: Escuela Politécnica Nacional. Recuperado de <http://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/1647>
- Gallardo-Guamán, K. G. (2019). *Demostración experimental del efecto de los paneles sumergidos en la erosión local de pilas de puentes cuadradas*. Quito, Ecuador: Escuela Politécnica Nacional. Recuperado de <http://bibdigital.epn.edu.ec/handle/15000/20172>
- García, C. M., Cantero, M., Niño, Y., & García, M. H. (2005). *Turbulence measurements with acoustic Doppler velocimeters*. *Journal of Hydraulic Engineering*, 131(12). DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9429(2005)131:12(1062)
- Ghorbani, B., & Kells, J. A. (2008). Effect of submerged vanes on the scour occurring at a cylindrical pier. *Journal of Hydraulic Research*, 46(5), 610-619. DOI: 10.3826/jhr.2008.3003
- Hamad-Mohamed, K. (2015). *Submerged vanes turbulence: Experimental analysis* (tesis de doctorado). Universitat Politècnica de Catalunya, Escola Tècnica Superior d'Enginyers de Camins, Canals i Ports de Barcelona, España. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10803/377436>

- Harasti, A., Gilja, G., Potočki, K., & Lacko, M. (2021). Scour at bridge piers protected by the riprap sloping structure: A review. *Water*, 13(24). DOI: 10.3390/w13243606
- Lee, S. O., & Hong, S. H. (2019). Turbulence characteristics before and after scour upstream of a scaled-down bridge pier model. *Water*, 11(9). DOI: 10.3390/w11091900
- Martín, J. (2003). *Ingeniería de ríos*. Barcelona, España: Ediciones UPC, Editorial Alfaomega.
- Moghanloo, M., Vaghefi, M., & Ghodsian, M. (2022). Experimental study on the effect of thickness and level of the collar on the scour pattern in 180° sharp bend with bridge pier. *Iranian Journal of Science and Technology - Transactions of Civil Engineering*, 46(1), 535-553. DOI: 10.1007/s40996-020-00511-9
- Odgaard, A. J. (2009). *River training and sediment management with submerged vanes*. Reston, USA: American Society of Civil Engineers. DOI: 10.1061/9780784409817
- Odgaard, A. J., & Spoljaric, A. (1986). Sediment control by submerged vanes. *Journal of Hydraulic Engineering*, 112(12), 1164-1180. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9429(1986)112:12(1164)
- Odgaard, A. J., & Wang, Y. (1990). *Sediment control in bridge waterways*. Iowa, USA: Iowa Institute of Hydraulic Research.
- Ouyang, H.-T., & Lai, J.-S. (2013). Design optimization of a submerged vane with streamlined profile for sediment management in rivers. *Journal of Marine Science and Technology*, 21(3), 11.

- Reza-Namaee, M., Sui, J., & Wu, P. (2020). Experimental study of local scour around side-by-side bridge piers under ice-covered flow conditions. In: *Current practice in fluvial geomorphology - dynamics and diversity*. DOI: 10.5772/intechopen.86369
- Richardson, E. V., & Davis, S. R. (2001). *Evaluating scour at bridges*. Washington, DC, USA: United States Federal Highway Administration, Office of Bridge Technology.
- Tajari, M., Dehghani, A. A., Halaghi, M. M., & Azamathulla, H. (2020). Use of bottom slots and submerged vanes for controlling sediment upstream of duckbill weirs. *Water Science and Technology: Water Supply*, 20(8), 3393-3403. DOI: 10.2166/ws.2020.238
- Taylor, G. I. (1935). Statistical theory of turbulence-II. *Proceedings of the Royal Society of London. Series A-Mathematical and Physical Sciences*, 151(873), 444-454. DOI: 10.1098/rspa.1935.0159
- Trowbridge, J., & Elgar, S. (2001). Turbulence measurements in the surf zone. *Journal of Physical Oceanography*, 31(8), 2403-2417. DOI: 10.1175/1520-0485(2001)031<2403:TMITSZ>2.0.CO;2
- Voulgaris, G., & Trowbridge, J. H. (1998). Evaluation of the Acoustic Doppler Velocimeter (ADV) for turbulence measurements. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 15(1), 272-289. DOI: 10.1175/1520-0426(1998)015<0272:EOTADV>2.0.CO;2
- Yang, Y., Li, J., Zou, W., & Chen, B. (2024). Numerical investigation of flow and scour around complex bridge piers in wind-wave-current conditions. *Journal of Marine Science and Engineering*, 12(1). DOI: 10.3390/jmse12010023

Modelling flood map during Alex hurricane: Simulation enforced by multisensory precipitation in the city of Monterrey, Mexico

Modelación de mapa de inundaciones durante el huracán Alex: simulación usando precipitación multisensorial en la ciudad de Monterrey, México

Juan M. Stella¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5164-6627>

¹Department of Civil and Environmental Engineering, Lamar University, Beaumont, Texas, USA, jstella@lamar.edu

Abstract

Alex hurricane was one of the most intense tropical cyclones in the North Atlantic that caused fatalities and loses in the Northeast of Mexico due to the flash floods. Flood hazard mapping is a vital tool to assess inundation areas, which can be simulated using hydraulic and hydrologic models. This study describes the modelling of a flood event during Alex hurricane in the Santa Catarina River Watershed, Northeast of Mexico, applying HEC-HMS and two dimensional (2D) HEC-RAS models forced with Multi Radar Multi Sensor-Quantitative Precipitation Estimation (MRMS-QPE). A HEC-HMS model was developed forced by (MRMS-QPE) as input to simulate

discharges along the Santa Catarina River. The simulated discharges were introduced as border conditions along the mainstream of the Santa Catarina River inside a HEC-RAS 2D model to simulate a flood map along the mainstream of the Santa Catarina River. The observed against the simulated peak discharges achieved a r^2 of 0.97 and a Nash-Sutcliffe coefficient of 0.97. The observed against the simulated accumulated discharges achieved a r^2 of 0.99 and a Nash-Sutcliffe coefficient of 1.0. The observed against the simulated stages achieved a r^2 of 0.74 and, a Nash-Sutcliffe coefficient of 0.68. The use of HEC-HMS and HEC-RAS 2D models coupled with MRMS-QPE shows that these models are user friendly to setup, the model has stability and the capacity to simulate flood maps along the whole mainstream of the Santa Catarina River with good results.

Keywords: Flood map, HEC-HMS, HEC-RAS 2D, Monterrey MRMS-QPE precipitation, Santa Catarina River.

Resumen

El huracán Alex fue uno de los ciclones tropicales más intensos en el Atlántico norte, causando muertes y pérdidas en el noreste de México debido a las inundaciones. El mapeo de las inundaciones es una herramienta vital para evaluar áreas afectadas, y se puede simular utilizando modelos hidráulicos e hidrológicos. Este estudio describe el modelado de un evento de inundación durante el huracán Alex en la cuenca del río Santa Catarina, noreste de México, aplicando los modelos HEC-HMS y HEC-RAS usando Multi Radar Multi Sensor-Estimación Cuantitativa de Precipitación (MRMS-QPE). Se desarrolló un modelo HEC-HMS utilizando MRMS-QPE como *input* para simular descargas a lo largo

del río Santa Catarina. Las descargas simuladas se introdujeron como condiciones de borde a lo largo de la corriente principal del río Santa Catarina dentro de un modelo HEC-RAS bidimensional (2D) para simular un mapa de inundaciones a lo largo de la corriente principal del río Santa Catarina. Las descargas máximas observadas frente a las simuladas por HEC-HMS lograron un r^2 de 0.97 y un coeficiente de Nash-Sutcliffe de 0.97. Las descargas acumuladas observadas contra las simuladas lograron un r^2 de 0.99 y un coeficiente de Nash-Sutcliffe de 1.0. Las alturas observadas contra las simuladas por HEC-RAS lograron un r^2 de 0.74 y un coeficiente de Nash-Sutcliffe de 0.68. El uso de los modelos HEC-HMS y HEC-RAS 2D junto con Multi Radar Multi Sensor-Estimación Cuantitativa de Precipitación muestra que estos modelos son fáciles de configurar; el modelo tiene estabilidad y la capacidad de simular mapas de inundación a lo largo de toda la corriente principal con buenos resultados.

Palabras clave: HEC-HMS, HEC-RAS 2D, mapa de inundaciones, Monterrey, precipitación MRMS-QPE, río Santa Catarina.

Received: 26/01/2024

Accepted: 25/06/2024

Available ahead of print: 22/07/2024

Version of record: 01/09/2025

Introduction

Pasch (2010) considered that Alex hurricane was one of the most intense and extremely rare tropical cyclones events since 1938 in the North Atlantic, recorded as Category 2 hurricane (González-Alemán, Evans, & Kowaleski, 2018). Interactions of the tropical moisture with the orographic barriers in the Sierra Madre Oriental led to widespread rainfall in the State of Nuevo Leon, Mexico from June 28 to July 2 (Hernández & Bravo, 2010). Alex hurricane generated an accumulated precipitation of 890 mm recorded at La Estanzuela station in the city of Monterrey, Nuevo León while the estimated average trough the State of Nuevo Leon was over 242 mm (Zarco & Magaña-Lona, 2014) with maximum winds of 205 km/h recorded in one day at La Estanzuela station during June 30 (Fuentes-Mariles, Franco, Luna-Cruz, Vélez-Morales & Morales-Rodríguez, 2014). The flash floods triggered by Alex hurricane caused 22 fatalities in the Monterrey Metropolitan Area (MMA) and an estimated loss of US\$2 billion (Sánchez-Rodríguez & Cavazos, 2015).

Flood hazard mapping has undergone significant development during the last century and, are a vital tool in flood hazard and risk management analysis (Mudashiru, Sabtu, Abustan, & Balogun, 2021). The main tools to assess inundation areas are hydraulic and hydrologic models to simulate flood events, search for vulnerable areas and, create a flood management plan (Mihu-Pintilie, Cîmpianu, Stoleriu, Pérez, & Paveluc, 2019).

The Multi Radar Multi Sensor-Quantitative Precipitation Estimation (MRMS-QPE) system is a real time, multisensory precipitation estimates that can provide input to hydrologic models using a grid mesh of 1 km

and with a 5-minute time step. This system has been operating since 1997, when the NEXRAD network was deployed (Zhang *et al.*, 2013; NOAA, 2022; Kitzmiller, Miller, Fulton, & Ding, 2013). The Iowa Environmental Mesonet (2022) collects precipitation, solar radiation, and wind data from cooperating members with observing networks and maintains an archive of the MRMS-QPE Project for public use (Iowa Environmental Mesonet, 2022).

The United States Army Corps of engineers (USACE) models such as the Hydrologic Engineering Center-Hydrologic Modelling System (HEC-HMS) and River Analysis System (HEC-RAS) have become essential tools for hydrologic modelling, hydraulic design, and water management (Halwatura & Najim, 2013), and can be used for the simulation of major storm events (Garcia, Juan, & Bedient, 2020).

HEC-HMS was designed to simulate the precipitation-runoff processes of dendritic watershed systems (USACE, 2022), the model can be applied for a wide range of geographic areas for solving a broad range of problems, such as: Large river basin water supply, flood hydrology for a small urban or natural watershed (Halwatura & Najim, 2013), with the simulation of surface runoff and peak discharges in the watershed (Chu & Steinman, 2009).

HEC-RAS is a hydraulic model developed by USACE that can create a fully functional modelling environment which allows to cope with virtually all types of problems concerning river networks, including flood maps (Pistocchi & Mazzoli, 2002; Beavers, 1994).

Thakur, Parajuli, Kalra, Ahmad and Gupta (2017) applied HEC-HMS and one-dimensional HEC-RAS (1D) models coupled with gage

precipitation in the Copper Slough Watershed, Illinois. Thakur *et al.* (2017) found that forcing the HEC-HMS model with forecasted precipitation can work as flood warning system by generating pre-flood inundation maps with HEC-RAS 1D. Knebl, Yang, Hutchison and Maidment (2005) applied HEC-HMS and HEC-RAS 1D models coupled with Next Generation weather Radar (NEXRAD) rainfall in the San Antonio River watershed, Texas. Knebl *et al.* (2005) research shows that HEC-RAS 1D is a very good tool for hydrological forecasts of flooding on a regional scale. Stella (2022) applied HEC-RAS 1 D model enforce by stream discharges in the Fenton River watershed in October 2005, one of the biggest storms in the watershed to simulate flood maps. Nieto-Butrón, Ramírez-Serrato, Barco-Coyote, Yépez-Rincon and Jacome-Paz (2024) conducted a study to test the impact of vegetation in the Santa Catarina River using IBER hydraulic simulations in the city of Monterrey. Stella (2023) already applied a two-dimensional HEC-RAS model to simulate a flood map using Multisensor grid precipitation in the city of Monterrey. Burgan and Icaga (2019) conducted a flood analysis using Adaptive Hydraulics (ADH) and The Finite Element Surface Water Modeling System (FESWMS) models in the Akarcay watershed in Turkey to simulate flood maps of urban and agriculture lands.

This study focuses on modeling a flood event that occurred during hurricane Alex in mid-2010 in the State of Nuevo Leon, Northeast Mexico. The selected area for model development was the Santa Catarina River Watershed. To generate a flood map of the Santa Catarina River, we first used a HEC-HMS model to simulate discharges in the watershed using MRMS-QPE precipitation data. These simulated discharges were then used as boundary conditions in a two-dimensional HEC-RAS (2D) model to

create the final flood map. The next flowchart (Figure 1) will help with the application procedures.

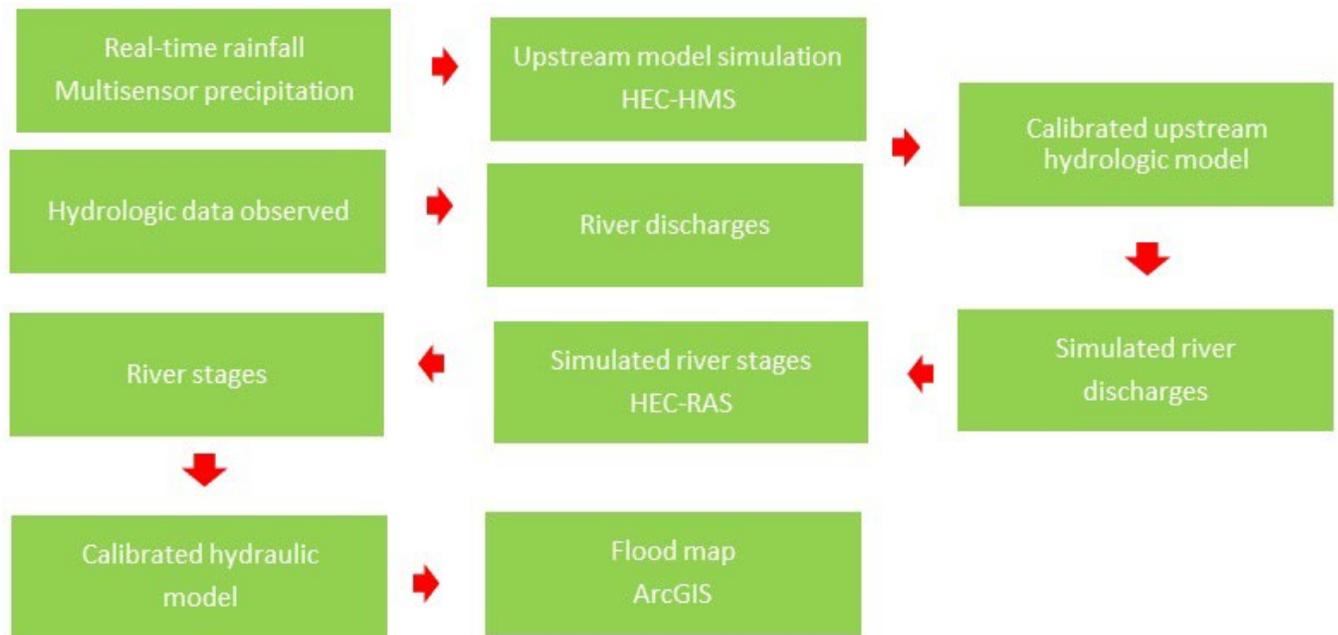


Figure 1. Flowchart of the application procedures.

Materials and methods

Characteristics of the watersheds

The study area for this research is the Santa Catarina River watershed, which is part of the Bravo-Conchos watershed located in the state of Nuevo Leon, Northeastern Mexico and includes part of the MMA, capital of the state and the Santa Catarina River stream (Figure 2).

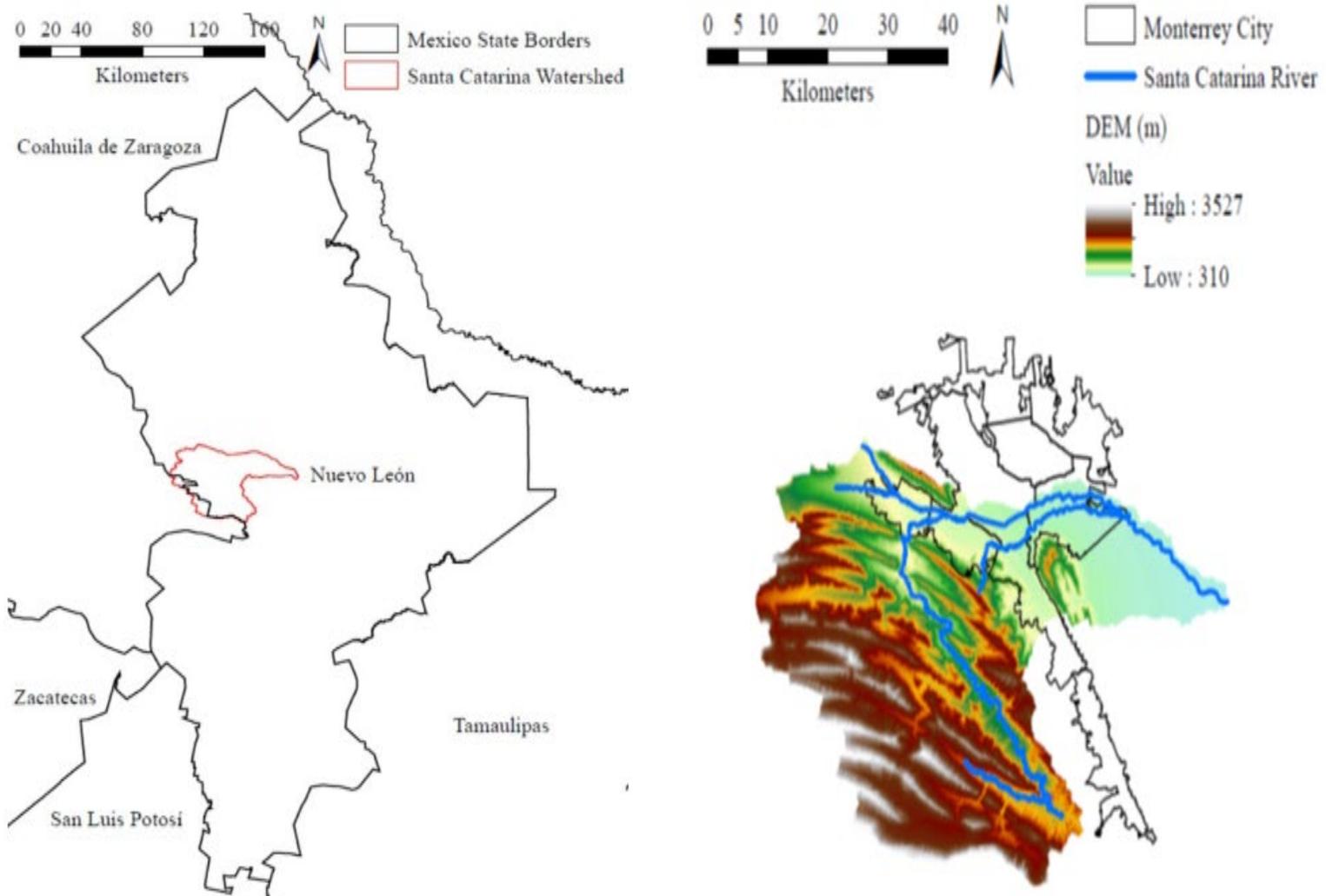


Figure 2. State of Nuevo Leon and the Santa Catarina River Watershed, and MMA.

The watershed has a drainage area of 1 831 km² and a relief of 3 260 m (Cázares-Rodríguez, 2016). The Santa Catarina River watershed has a subtropical semi-arid climate, with hot summers and occasional frosts in some winters such as Nívar and Synnott (2000) characterized.

According to the climatic classification of Köppen the MMA is in a semi-arid zone (BSh). The mean annual temperature is of 21.5 °C with a mean annual precipitation of 602 mm (SMN, 2010), with most of the rainfall occurring in between the months of August and September (Cázares-Rodríguez, 2016). The MMA has a population of approximately 4 million people spread mainly horizontally (Cázares-Rodríguez, 2016) in 2010 reaching an area of almost 650 km².

Land cover is dominated by shrublands, secondary shrublands and mixed woodlands (Cázares-Rodríguez, 2016). Table 1 summarize land cover class by percent of coverage in the Santa Catarina River watershed.

Table 1. Land cover by class.

Land Cover class	Coverage (%)
Shrublands	32.92
Secondary shrublands	23.09
Mixed woodlands	20.83
Human settlements	6.57
Agriculture	3.88
Grasslands	2.07

Soil class is dominated by *lithosols* (Cázares-Rodríguez, 2016), Table 2 summarize soils class by percent of coverage in the Santa Catarina River watershed.

Table 2. Percent of soil class.

Soil class	Coverage (%)
Lithosol	94.23
Regosol	1.07
Rendzina	0.76
Xerosol	0.51
Phaeozem	0.48
Castañozem	0.44
Vertisol	0.31
Fluvisol	0.06

Monterrey, the capital of the State of Nuevo Leon, Mexico, is situated approximately in the center east of the State located in North East of Mexico, close to the Texas border with a latitude of 25° 45´ N and longitude of 100° 15´ W (Aguilar-Barajas, Sisto, & Ramirez, 2015). It has a semi-arid climate by Köppen classification (Aguilar-Barajas *et al.*, 2015) with an average yearly temperature of 22.3 °C, humidity of 79 %, solar radiation of 128 W.m⁻², and an annual cumulative average value of Precipitation of 590.9 mm (Conagua, 2015).

The climatic phenomena that generate floods in the metropolitan area of Monterrey, occur mainly between June and October, during this period the rains are of great intensity and short duration, which causes flooding such as the hurricanes Gilbert in September of 1988 with 446 mm of precipitation and Alex in July of 2010 with 485 mm (Aguilar-Barajas *et al.*, 2015).

The San Juan River watershed vegetative cover around the city of Monterrey is composed mainly by desert-shrub vegetation (62.9 %), agriculture (18.22 %), forest (6.37 %), urban areas (0.53 %) and stratified drift (4.2 %) with a small surface area of barren land (1.4 %) and open water (0.33 %) (INEGI, 2015).

The Santa Catarina River, is born in the upper part of the canyons of La Huasteca in the Sierra Madre Oriental, downstream cross the MMA with the Caldereyta hydrometric station as the outlet of the watershed. Across the Santa Catarina River mainstream there are 39 bridges and culverts from Rompepicos to the outlet of the watershed at Cadereyta Hydrometric Station.

By 2004 a large flood control structure in the mountainous basin upstream of the MMA was completed after planning stages in 1997 after years of consideration (Cázares-Rodríguez, Vivoni, & Mascaro, 2017). The Rompepicos Dam, located at the Corral de Las Palmas, the project was authorized to provide flood protection for the MMA (Schrader & Balli, 2018). The Rompepicos Dam has a gravity curtain with an elevation of 70 m and a maximum length of 240 m, with two outlets, a secondary rectangular opening of 6 m x 6 m at the base of the dam with a capacity of 838 m³/s when the water elevation reaches the maximum design point, and a main Creager spillway with a crest length of 60 m and a capacity of 3 376 m³/s at the maximum design elevation (Cázares-Rodríguez, 2016).

During the Alex hurricane, only two hydrologic observations were available: A visually estimated maximum water level behind Rompepicos Dam (2.5 m below the spillway) and the continuous discharge record at Cadereyta Hydrometric Station # 24327 by the Comisión Nacional del Agua (Conagua) (Conagua, 2015). However, both observations are

uncertain given the flood damages occurring along the measured river reach at the Cadereyta Station and the visual inspection of the maximum level in the reservoir rather than a measured water depth (Cázares-Rodríguez *et al.*, 2017).

HEC-HMS, HEC-RAS and MRMS-QPE precipitation datasets

Data for the application of HEC-HMS and HEC-RAS 2D models such as Digital Elevation Model (DEM) were obtained from the United States Geological Service (USGS) (USGS, 2022), this is the highest resolution DEM available, and precipitation from the Iowa Environmental Mesonet (2022) is the only multisensory source of precipitation in Mexico for this event. Land cover from the Instituto Nacional de Estadística and Geografía (INEGI) (INEGI, 2015) and, soil type from INEGI (2015) are the data closer to represent the study area during the event. Discharges and, Stages were obtained from Conagua (2015) at Cadereyta hydrometric station # 24327. Table 3 summarize the sources of data.

Table 3. Data sources for DEM, land cover, soil type discharges, stages and precipitation.

Data	Data source
DEM	USGS (2022)
Land cover	INEGI (2015)
Soil class	INEGI (2015)
Precipitation	Iowa Environmental Mesonet (2022)
Discharges and stages	Conagua (2015)

Evaluation coefficient

The observed stages of the Santa Catarina River at Cadereyta hydrometric station were used to calibrate and validate the HEC-RAS 2D model. The evaluation was conducted using the r^2 and Nash-Sutcliffe (NS) efficiency coefficients.

(r^2) regression coefficient of determination is the most used statistics to assess the degree of fit of a model, the value measures how much variation the trendline has (Akossou & Palm, 2013), given by Equation (1):

$$r^2 = \frac{SCE_p}{SCE_{tot}} \quad (1)$$

Where:

SCE_p = Sum of squares related to regression.

SCE_{tot} = Total sum of squares.

NS model of efficiency (Nash & Sutcliffe, 1970), given by Equation (2):

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O}_i)^2} \quad (2)$$

Where:

O_i = Observed discharges.

\hat{O} = Mean of observed discharges.

S_i = Simulated discharges.

n = Number of steps modeled.

Table 4 summarize coefficient evaluation criteria for r^2 Nash-Sutcliffe (NS) and Root Mean Square Error (RMSE) by Da Silva *et al.* (2015), and Chicco, Warrens and Jurman (2021).

Table 4. Criteria for evaluating the performance of the model.

Model	Value	Performance	Reference
r^2	+1	Best value	Chicco <i>et al.</i> (2021)
	- infinite	Worst value	
Nash-Sutcliffe	$0.75 < NS < 1.0$	Very good	Boskidis, Gikas, Sylaios, and Tsihruntzis (2012)
	$0.65 < NS < 0.75$	Good	Moriasi <i>et al.</i> (2007)
	$0.50 < NS < 0.65$	Satisfactory	
	$0.4 < NS < 0.50$	Acceptable	
	$NS < 0.4$	Unsatisfactory	
RMSE	$0.0 < RMSE < 0.50$	Very good	Moriasi <i>et al.</i> (2007)
	$0.50 < RMSE < 0.60$	Good	
	$0.60 < RMSE < 0.70$	Satisfactory	
	$RMSE > 0.70$	Unsatisfactory	
MAE	0	Best value	Chicco <i>et al.</i> (2021)
	+ infinite	Worst value	

Results and discussion

A HEC-HMS model was designed for the Santa Catarina River watershed with a 1-meter DEM resolution and NAD27 projection, the model obtained has 4 subbasins, 4 reaches and 1 sink as outlet. The HEC-HMS project include the following components for the subbasins: A projection, basin and, meteorological models, control specifications, grid and, terrain data, Table 5, summarize the HEC-HMS project processes. The meteorological model includes a time shift of -4 h to match the observed peak discharges, a Reservoir was included in the Rompepicos Dam location and the sink of the model located in Cadereyta hydrometric station.

Table 5. HEC-HMS Project.

Component	Process
Basin model	4 Subbasins, 3 reaches and 1 sink
Meteorological model	Gridded precipitation with a time shift of -4 h
Control specifications	From 06/30/2010 17:00 to 07/05/2010 17:00
Grid data	MRMS-QPE precipitation
Terrain data	DEM 1-meter resolution

Figure 3 shows the schematic of the HEC-HMS model of the Santa Catarina River Watershed; the red line is the sub watershed division.

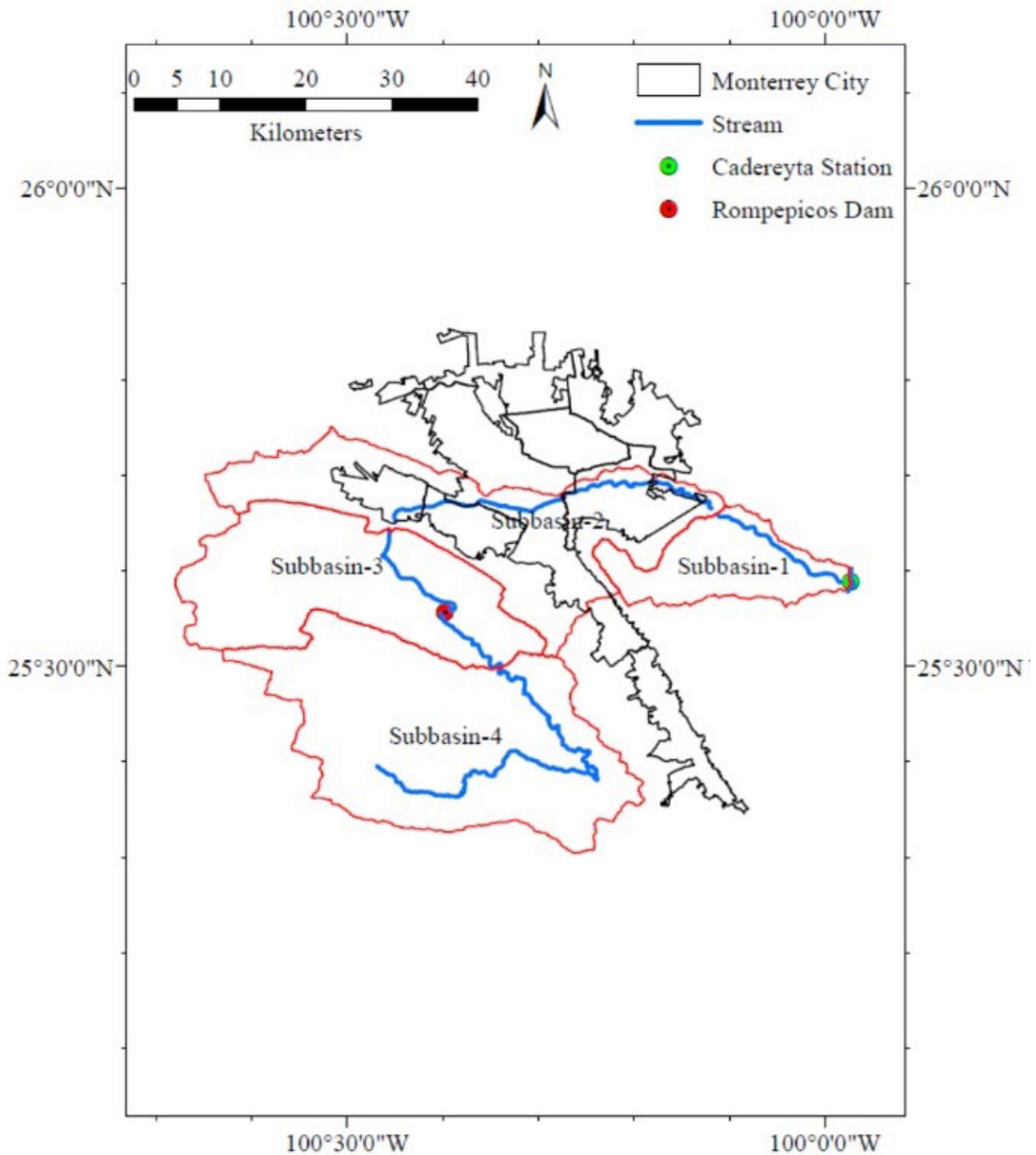


Figure 3. Schematic of the HEC-HMS model.

Subbasin 1 encompasses the city of Monterrey, including the districts of Independencia, Nuevo Repueblo, Caracol, Buenos Aires, Pablo de la Garza, Centro de Guadalupe, Azteca, and the city of Cadereyta.

Subbasin 2 covers the Santa Catarina and San Pedro Garza Garcia districts, as well as Parque La Huasteca.

Subbasin 3 includes locations such as Presa Rompepicos, El Jonuco, Sierra Santa Catarina, and Parque Nacional Cumbres de Monterrey.

Subbasin 4 comprises the areas of Pico Tinajas, El Salto (Cascada), Mirador Don Elio, and La Mano de Dios.

The functions selected to run subbasins processes were, loss with SCS Curve number, transform with SCS Unit Hydrograph, base flow with recession and routing with Muskingum. The HEC-HMS project include the following components for the reaches: routing with Muskingum.

The simulated discharges of the HEC-HMS model were calibrated from 06/30/2010 17:00 PM to 07/05/2010 17:00 PM with the observed discharges at the Cadereyta hydrometric station, the optimized values of the simulated discharges against the observed using CN values as calibration parameter have a r^2 of 0.97 and NS of 0.97. Figure 4 shows the observed and simulated discharges after the calibration of the HEC-HMS model.

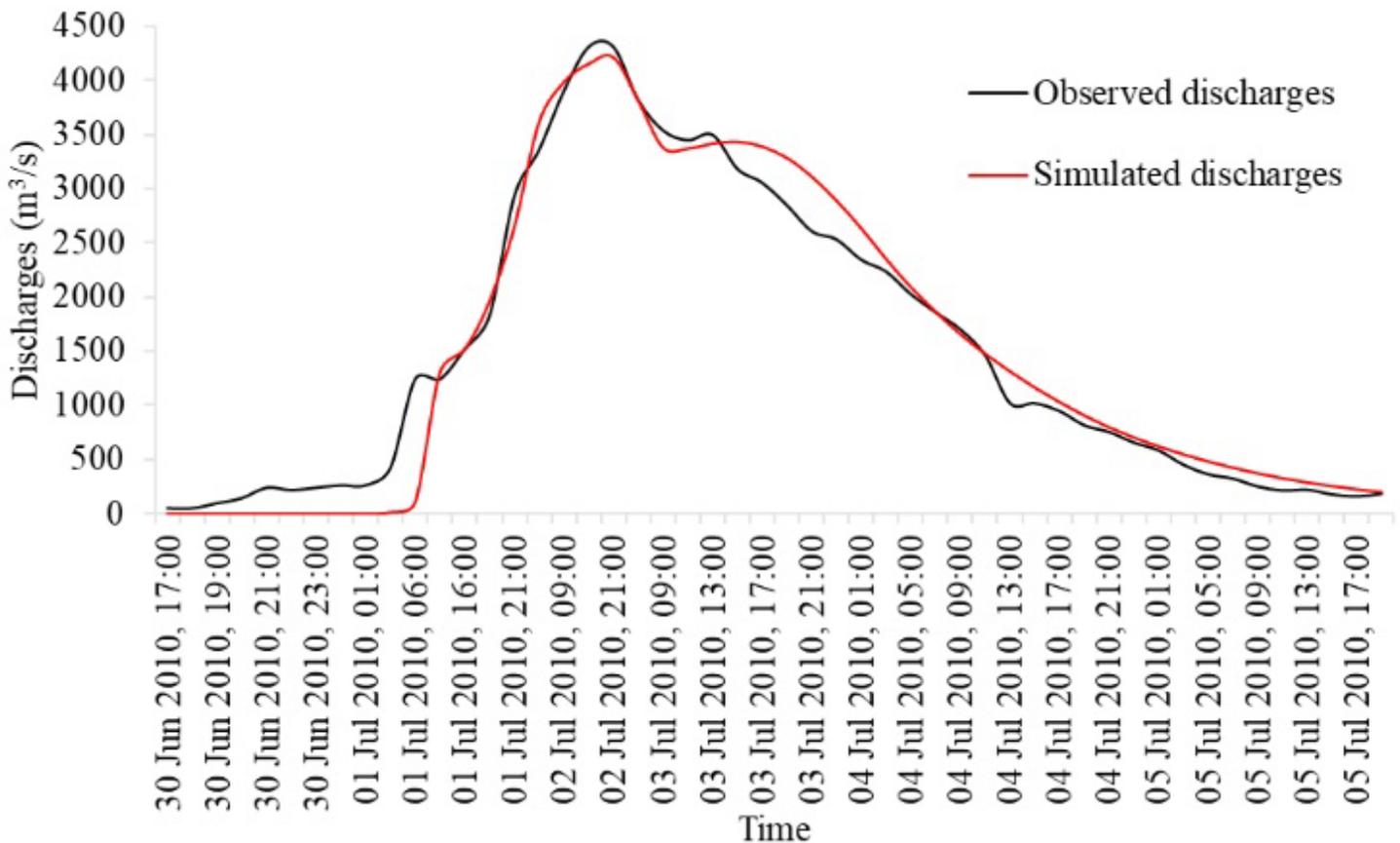


Figure 4. Observed and simulated discharges at Cadereyta hydrometric station.

The accumulated simulated discharges from 06/30/2010 17:00 PM to 07/05/2010 17:00 PM of the HEC-HMS model were compared with the observed accumulated discharges at the Cadereyta hydrometric station, the values have a r^2 of 0.99 and NS of 1.0. Figure 5 shows the observed and simulated accumulated discharges after the calibration of the HEC-HMS model.

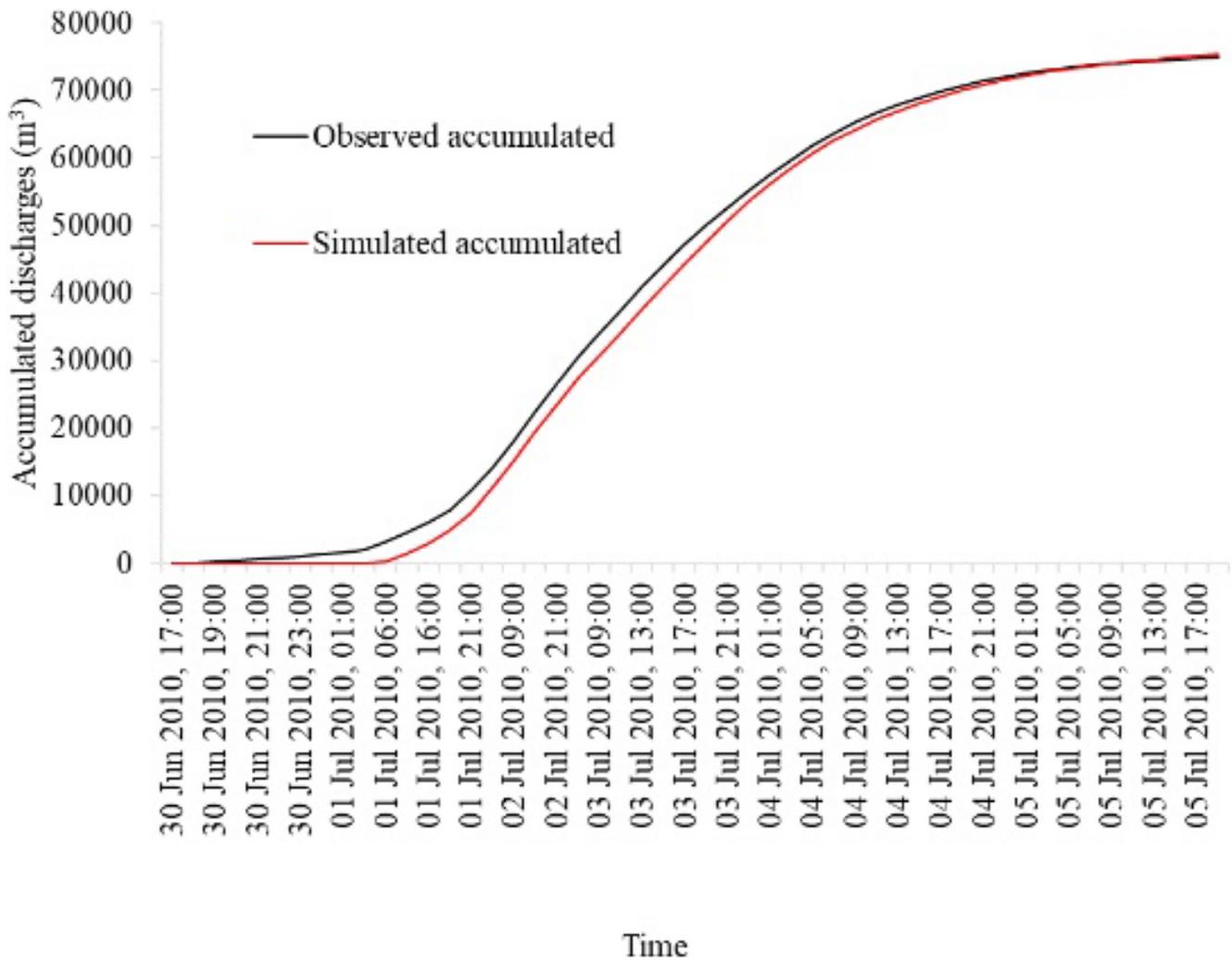


Figure 5. Observed and simulated accumulated discharges at Cadereyta hydrometric station.

A HEC-RAS 2D model was developed for the Santa Catarina River watershed with a 1-meter resolution DEM, with 0.10 meters RMSE, a 500x500 meters Grid and, a NAD27Projection. The spacing of the grid was chosen to preclude any error in the model due to the limitations of HEC-RAS 6.2 to work with a number of cells bigger than 500 000, to

improve the accuracy of the model Break lines with 100 m spacing along the Santa Catarina River were included. The 4 reaches obtained from the HEC-HMS model were used as border conditions along the Santa Catarina River with the calibrated discharges as inputs. Land cover and soils layers were used as input to obtain curve number (CN), Manning number (N_m), abstraction ratio, infiltration rate and percent of impervious land layers, in the watershed. Also, classification polygons were created in the Land Cover and Infiltration layers along the mainstream of the Santa Catarina River with the Manning number (N_m) as parameter to calibrate the model and 100 % as percent of impervious. Figure 6 shows the schematic of the HEC-RAS model of the Santa Catarina River Watershed. A Weir with a culvert and spillway in the Rompepicos Dam location and 39 bridges were located by Google Maps (Google Map©, 2022) are included in the model.

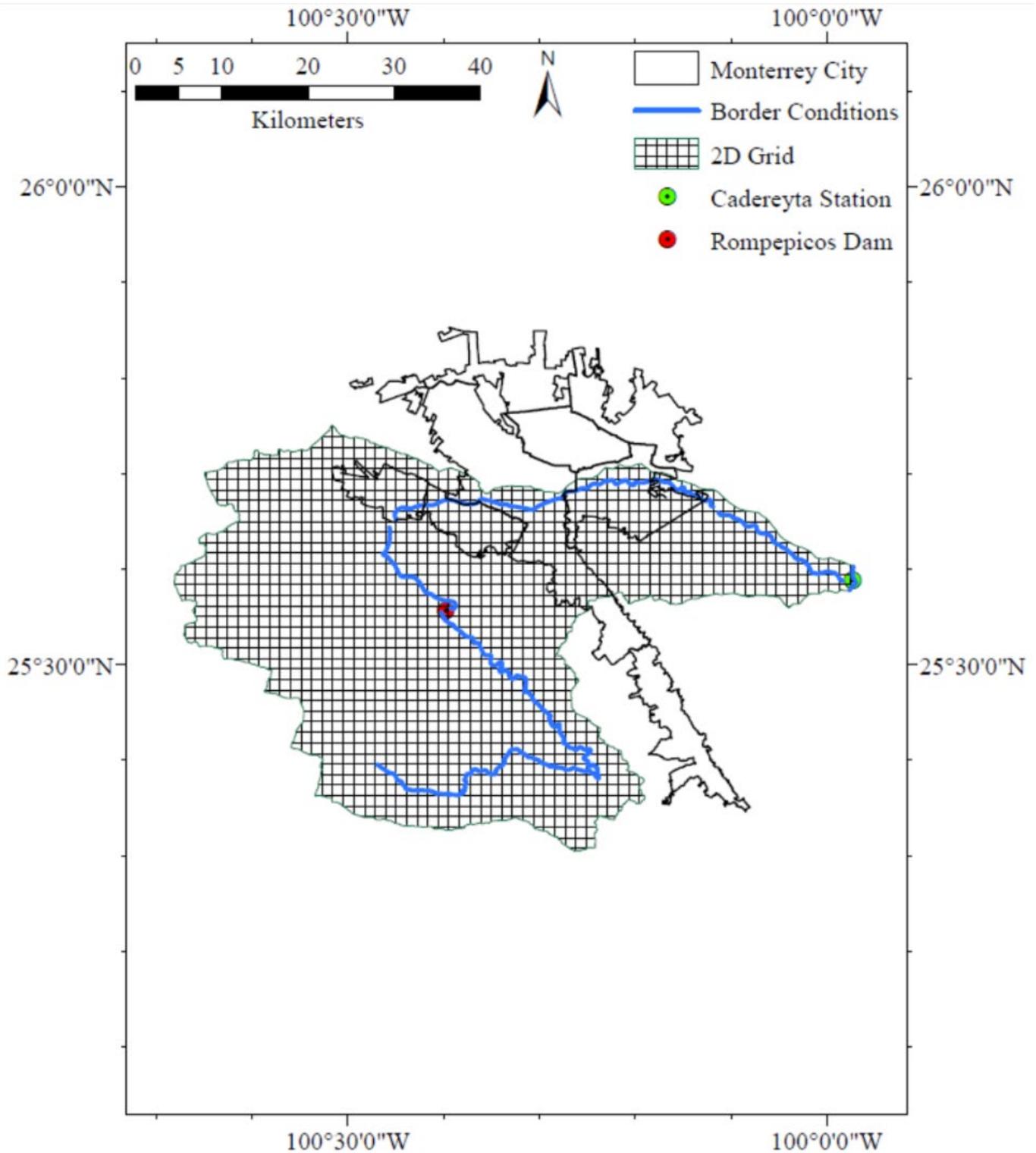


Figure 6. Schematic of the HEC-RAS model.

The simulated stages of the HEC-RAS 2D model were calibrated from 07/30/2010 17:00 AM to 07/05/2010 17:00 PM with observed stages at Cadereyta hydrometric station, the optimized values of the simulated stages against the observed have a r^2 of 0.74 and NS of 0.68. The Manning's number obtained for the calibration was $N_m = 0.02$, corresponding to pit and gravel for the whole stream. Figure 7 shows the observed and simulated stages after calibration of the HEC-RAS 2D model.



Figure 7. Observed and simulated stages at Cadereyta hydrometric station.

Table 6 summarize the results obtained after calibration of the HEC-HMS and HEC-RAS models against observed discharges and stages from 06/30/2010 17:00 to 07/05/2010 17:00 at Cadereyta.

Table 6. Observed and simulated peak and accumulated discharges and stages.

Parameter	Observed	Simulated
Peak discharge (m ³ /s)	4310.6	4215.9
Acc. discharges (m ³)	74960.2	75318.2
Peak stage (m)	9.0	6.86

Table 7 summarize the observed maximum, minimum, median, mean, skewness and standard deviation discharges and stages used data at Cadereyta hydrometric station.

Table 7. Observed maximum, minimum, median, mean, skewness and standard deviation discharges and stages.

Parameter	Discharges	Stages
	(m ³ /s)	(m)
Maximum	4 310.6	9.0
Minimum	0.0	0.0
Median	1 514.9	2.64
Mean	1 839.1	2.68
Skew	0.18	0.61
Standard deviation	1 510.1	1.41

Table 8 summarizes the r^2 and Nash-Sutcliffe coefficients obtained after calibration of the HEC-HMS and HEC-RAS 2D models against observed discharges and stages from 06/30/2010 17:00 to 07/05/2010 17:00 at Cadereyta.

Table 8. r^2 and Nash-Sutcliffe (NS), RMSE and MAE coefficients.

Coefficients	Discharges	Acc. discharges	Stages
r^2	0.97	0.99	0.74
NS	0.97	1.00	0.68
RMSE	0.22	0.11	0.58
MAE	3.21	2.19	4.16

A RMSE of 0.22, 0.11, 0.58 and a MAE of 3.21, 2.19 and 4.16 for the simulated and accumulated discharges and stages respectively. The r^2 , NS, MRSE and MAE indexes show satisfactory results for the calibrated discharges, meanwhile a very good result for the calibrated stages.

Figure 8 shows the Flood map of the Santa Catarina River simulated corresponding to the maximum inundation area obtained at 07/02/2010 02:00.

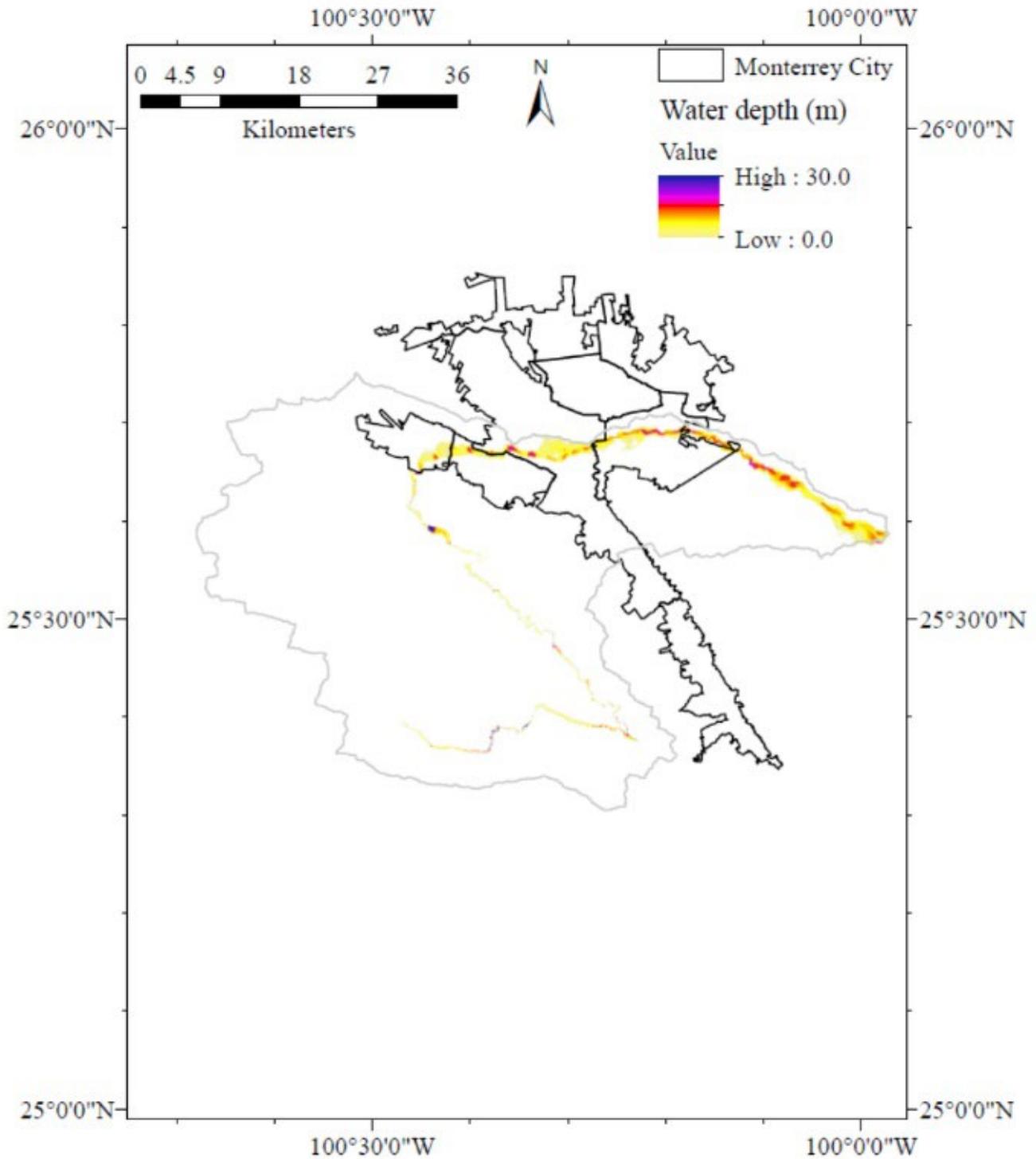


Figure 8. Flood map simulated.

Table 9 summarizes the simulated maximum flood area; water depth and water velocity were obtained in the Santa Catarina River watershed from 06/30/2010 17:00 to 07/05/2010 17:00.

Table 9. Maximum simulated flood area, water depth, velocity, peak flow, and stage.

Parameter	Value
Maximum flood area (km ²)	40.45
Maximum water depth (m)	29.57
Maximum water velocity (m/s)	4.75

Based on this information, the results from the calibration and validation of the HEC-HMS and HEC-RAS models for the Santa Catarina River watershed shows:

- The HEC-HMS model was calibrated using observed discharges at the Cadereyta hydrometric station from June 30, 2010, to July 5, 2010. The calibration yielded an r^2 of 0.97 and Nash-Sutcliffe Efficiency (NS) of 0.97 for simulated discharges, indicating a very good fit between simulated and observed values. Accumulated discharges also showed a high correlation ($r^2 = 0.99$, NS = 1.00, RMSE = and MAE =), suggesting the model accurately captured the total runoff volume over the calibration period. Peak discharge simulations were slightly lower than observed, with a peak discharge of 4 215.9 m³/s compared to an observed 4 310.6 m³/s, but still within a reasonable range.

- A HEC-RAS 2D model was developed for the watershed using a 1-meter resolution DEM and included detailed features such as break lines along the Santa Catarina River. The model was calibrated using observed stages, resulting in an r^2 of 0.74 and NS of 0.68. This indicates moderate agreement between simulated and observed stages, suggesting some room for improvement in stage predictions. The Manning's number (N_m) for calibration was determined as 0.02, corresponding to pit and gravel conditions throughout the stream.
- Evaluation metrics such as Root Mean Square Error (RMSE) and Mean Absolute Error (MAE) were used to assess model performance:
 - For discharges: RMSE = 0.22 and MAE = 3.21
 - For accumulated discharges: RMSE = 0.11 and MAE = 2.19
 - For stages: RMSE = 0.58 and MAE = 4.16

These metrics show that while discharges and accumulated discharges were well simulated with low errors, stage predictions had higher errors, especially in terms of RMSE and MAE.

- The maximum simulated flood area was 40.45 km², with a maximum water depth of 29.57 m and a maximum water velocity of 4.75 m/s during the simulated period. These outputs provide insights into the potential extent and severity of flooding under the simulated conditions, aiding in flood risk assessment and mitigation planning.

The overall assessment of the study shows that the HEC-HMS model demonstrated excellent performance in simulating discharges and accumulated discharges, with high correlation coefficients and low error metrics. The HEC-RAS 2D model, while useful for spatial flood analysis, showed moderate agreement in stage simulations, suggesting areas for

further refinement, possibly through adjustments in model parameters or input data. In conclusion, the calibrated HEC-HMS and HEC-RAS models provide valuable tools for hydrological and hydraulic modeling in the Santa Catarina River watershed. They offer insights into flow dynamics, flood extents, and potential risks, although ongoing refinement and validation against additional data would enhance their reliability for future applications.

Conclusions

This paper presents a methodology to simulate floods along the mainstream of the Santa Catarina River watershed during the event Alex hurricane.

A HEC-HMS model was developed using Multi Radar Multi Sensor-Quantitative Precipitation Estimation as input to simulate discharges along the Santa Catarina River. The simulated discharges were calibrated using observed peak and accumulated discharges at Cadereyta Hydrometric Station, with the Curve Number as calibration parameter.

The calibrated HEC-HMS model achieved a simulated peak discharge of 4 215.9 against an observed of 4 310.6 m³/s and simulated accumulated discharges of 75 318.2 against an observed of 74 960.2 m³.

The observed against the simulated peak discharges achieved a r^2 of 0.97 a Nash-Sutcliffe coefficient of 0.97 a RMSE of 0.22 and a MAE of 3.21. The observed against the simulated accumulated discharges achieved a r^2 of 0.99 and a Nash-Sutcliffe coefficient of 1.0, a RMSE of 0.11 and a MAE of 2.19.

The r^2 and Nash-Sutcliffe coefficient results for the peak and accumulated discharges are very close to 1 showing that the HEC-HMS model have a high degree of accuracy after calibration.

The simulated discharges were introduced as border conditions along the mainstream of the Santa Catarina River inside the HEC-RAS 2D model grid, the simulated stages were calibrated using observed stages at Cadereyta Hydrometric Station, with Manning number as calibration parameter.

The calibrated HEC-RAS 2D model achieved a simulated peak stage of 6.86 against an observed of 9.0 m.

The observed against the simulated stages achieved a r^2 of 0.74 and, a Nash-Sutcliffe coefficient of 0.68, the RMSE is 0.58 and MAE 4.16.

The r^2 and Nash-Sutcliffe coefficient results for the peak stages are over 0.68 showing satisfactory results for the HEC-RAS model.

The novelty of this research lies in several key aspects:

1. The study employs both HEC-HMS and two-dimensional (2D) HEC-RAS models, demonstrating their combined effectiveness in simulating flood events. This dual-model approach provides a more comprehensive understanding of flood dynamics.
2. The research utilizes Multi-Radar Multi-Sensor-Quantitative Precipitation Estimation (MRMS-QPE) data to force the models. This integration is innovative because MRMS-QPE data offers high-resolution precipitation estimates, enhancing the accuracy of the hydrologic and hydraulic simulations.

3. The study achieves high accuracy in its simulations, with r^2 values of 0.97 and 0.99 and Nash-Sutcliffe coefficients of 0.97 and 1.0 for peak and accumulated discharges, respectively. This level of accuracy demonstrates the effectiveness of the methodology and the reliability of the models used.
4. Simulating a flood map along the entire mainstream of the Santa Catarina River, the study provides a detailed and practical tool for flood hazard assessment. This comprehensive mapping is crucial for risk management and urban planning in flood-prone areas.
5. The research highlights the user-friendliness and stability of the HEC-HMS and HEC-RAS 2D models, making them accessible for practical applications in flood management.

Overall, the novelty of this research lies in its methodological advancements, integration of high-resolution precipitation data, and the high accuracy of its flood simulations, providing valuable insights and tools for flood hazard assessment and management.

The methodology and findings of this research lies in the next aspects:

1. The process to design HEC-HMS and HEC-RAS 2D models coupled with MRMS-QPE precipitation is user-friendly to set up, stable, and capable of simulating flood maps along the entire mainstream of the Santa Catarina River with a good degree of accuracy.
2. One of the most important challenges in discharge simulation is that hydrologic and hydraulic models require high-quality spatial data. The use of high-resolution DEM and MRMS-QPE precipitation is critical for achieving high accuracy. The chosen grid size (500 m) limits accuracy,

and the lack of precise stage measurements during the event affects the results of the HEC-RAS model.

3. The successful incorporation of streams from the HEC-HMS model as boundary conditions in the HEC-RAS 2D model shows that this methodology can be generalized for more detailed watersheds. This methodology maximizes the strengths of each model: HEC-HMS simulates precipitation-runoff processes, and HEC-RAS simulates channel stages.
4. The current model can be refined by incorporating a higher resolution grid in the HEC-RAS 2D model, including a greater number of reaches and boundary conditions.
5. The methodology used in this study can be applied to flood map simulations and generalized for other applications, such as assessing environmental impacts. These applications are supported by tools available in the HEC-HMS and HEC-RAS software.
6. The methodology requires the use of HEC-HMS, HEC-RAS software, DEM, land cover and soil information with high resolution, and MRMS-QPE precipitation with short time steps. While HEC-HMS and HEC-RAS are open-source software, the DEM and MRMS-QPE data were obtained from U.S. sources that cover northeast Mexico. High-accuracy data for hydrologic applications are available in only a few countries, and any future application of this methodology in South America will require similarly accurate data.

Acknowledgements

The author acknowledges the assistance and thanks the anonymous reviewers of the journal for their contributions, which enriched this document.

References

- Aguilar-Barajas, I., Sisto, N., & Ramirez, A. (2015). *Agua para Monterrey*. Monterrey, México: D. R. Agencia Promotora de Publicaciones, S.A. de C.V.
- Akossou, A. Y. J., & Palm, R. (2013). Impact of data structure on the estimators R-square and adjusted R-square in linear regression. *International Journal of Computer Mathematics*, 20(3), 84-93. Recovered from https://www.researchgate.net/publication/289526309_Impact_of_data_structure_on_the_estimators_R-square_and_adjusted_R-square_in_linear_regression
- Beavers, M. A. (1994). *Floodplain determination using HEC-2 and Geographic Information Systems* (Master's Thesis). The University of Texas, Austin, USA.
- Boskidis, I., Gikas, G. D., Sylaios, G. K., & Tsihruntzis, V. A. (2012). Hydrologic and water quality modeling of lower Nestos River Basin. *Water Resource Management*, 26, 3023-3051. DOI: 10.1007/s11269-012-0064-7
- Burgan, H. I., & Icaga, Y. (2019). Flood analysis using adaptive hydraulics (AdH) model in Akarcay Basin. *Teknik Dergi*, 30(2), 9029-9051. DOI: 10.18400/tekderg.416067

- Cázares-Rodríguez, J. E. (2016). *Evaluation of flood mitigation strategies for the Santa Catarina watershed using a multi-model approach* (Doctoral dissertation). Arizona State University. Recovered from <https://www.proquest.com/openview/f8be344e76d8c2b12bae24b17b20ab54/1?pq-origsite=gscholar&cbl=18750>
- Cázares-Rodríguez, J. E., Vivoni, E. R., & Mascaro, G. (2017). Comparison of two watershed models for addressing stakeholder flood mitigation strategies: Case study of Alex hurricane in Monterrey, Mexico. *Journal of Hydrologic Engineering*, 22(9), 05017018. DOI: 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001560
- Chicco, D., Warrens, M. J., & Jurman, G. (2021). The coefficient of determination R-squared is more informative than SMAPE, MAE, MAPE, MSE and RMSE in regression analysis evaluation. *Peer J. Computer Science*, 7, 623. DOI: 10.7717/peerj-cs.623
- Chu, X., & Steinman, A. (2009). Event and continuous hydrologic modelling with HEC-HMS. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 135(1), 119-124. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9437(2009)135:1(119)
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015). *Sistema de Información Hidrológica (SIH)*. Recovered from <https://hidros:hidros@sih.conagua.gob.mx/>
- Da-Silva, M. G., De-Aguiar-Netto, A. D. O., De-Jesus-Neves, R. J., Do-Vasco, A. N., Almeida, C., & Faccioli, G. G. (2015). Sensitivity analysis and calibration of hydrological modeling of the watershed Northeast Brazil. *Journal of Environmental Protection*, 6(08), 837. DOI: 10.4236/jep.2015.68076

- Fuentes-Mariles, O. A., Franco, V., Luna-Cruz, F., Vélez-Morales, L., & Morales-Rodríguez, H. L. (2014). *Caracterización fluvial e hidráulica de las inundaciones en México. Convenio CNA-SGTGASIR-09/2014, organismo de cuenca X, Golfo centro ciudad de Veracruz, Veracruz ríos Jamapa y Cotaxtla*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua, Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.
- García, M., Juan, A., & Bedient, P. (2020). Integrating reservoir operations and flood modelling with HEC-RAS 2D. *Water*, 12(8), 2259. DOI: 10.3390/w12082259
- González-Alemán, J. J., Evans, J. L., & Kowaleski, A. M. (2018). Use of ensemble forecasts to investigate synoptic influences on the structural evolution and predictability of Alex hurricane (2016) in the midlatitudes. *Monthly Weather Review*, 146(10), 3143-3162. DOI: 10.1175/MWR-D-18-0015.1
- Google Map©. (2022). *Google Maps*. Recovered from <https://www.google.com/maps>
- Halwatura, D., & Najim, M. M. M. (2013). Application of the HEC-HMS model for runoff simulation in a tropical catchment. *Environmental Modelling & Software*, 46, 155-162. DOI: 10.1016/j.envsoft.2013.03.006
- Hernández, U. A., & Bravo L. C. (2010). *Reseña del huracán "Alex hurricane" del océano Atlántico*. México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recovered from <https://smn.conagua.gob.mx/tools/DATA/Ciclones%20Tropicales/Ciclones/2010-Alex.pdf>

- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2015). *Instituto Nacional de Estadística y Geografía*. Recovered from <https://www.inegi.org.mx/>
- Iowa Environmental Mesonet. (2022). *Disclaimer*. Recovered from <https://mesonet.agron.iastate.edu/disclaimer.php>
- Kitzmiller, D., Miller, D., Fulton, R., & Ding, F. (2013). Radar and multisensor precipitation estimation techniques in National Weather Service hydrologic operations. *Journal of Hydrologic Engineering*, 18(2), 133-142. DOI: 10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000523
- Knebl, M. R., Yang, Z. L., Hutchison, K., & Maidment, D. R. (2005). Regional scale flood modelling using NEXRAD rainfall, GIS, and HEC-HMS/RAS: A case study for the San Antonio River Basin Summer 2002 storm event. *Journal of Environmental Management*, 75(4), 325-336. DOI: 10.1016/j.jenvman.2004.11.024
- Mihu-Pintilie, A., Cîmpianu, C. I., Stoleriu, C. C., Pérez, M. N., & Paveluc, L. E. (2019). Using high-density LiDAR data and 2D streamflow hydraulic modelling to improve urban flood hazard maps: A HEC-RAS multi-scenario approach. *Water*, 11, 1832. DOI: 10.3390/w11091832
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50, 885-900. DOI: 10.13031/2013.23153

- Mudashiru, R. B., Sabtu, N., Abustan, I., & Balogun, W. (2021). Flood hazard mapping methods: A review. *Journal of Hydrology*, 603, 126846. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2021.126846
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models: Part 1 – A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282-290. DOI: 10.1016/0022-1694(70)90255-6
- Návar, J., & Synnott, T. J. (2000). Surface runoff, soil erosion, and land use in Northeastern Mexico. *Terra Latinoamericana*, 18(3), 247-253. Recovered from <https://www.redalyc.org/pdf/573/57318308.pdf>
- Nieto-Butrón, J. J., Ramírez-Serrato, N. L., Barco-Coyote, S., Yépez-Rincon, F. D., & Jácome-Paz, M. P. (April, 2024). *Impact of vegetation on urban open-channel flow: Practical experiment with 2D IBER hydraulic simulations in Monterrey, Mexico*. Vienna, Austria: EGU General Assembly 2024. DOI: 10.5194/egusphere-egu24-11106
- NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration. (2022). Multi-Radar/Multi-Sensor System (MRMS). Recovered from <https://www.nssl.noaa.gov/projects/mrms/>
- Pasch, R. J. (2010). Tropical cyclone report Alex hurricane (AL012010) 25 June-2 July. Miami, USA: NOAA National Hurricane Center. Recovered from https://ialert.com/docs/TCR-AL012010_Alex.pdf

- Pistocchi, A., & Mazzoli, P. (2002). *Use of HEC-RAS and HEC-HMS models with ArcView for hydrologic risk management*. International Congress on Environmental Modelling Software, Lugano, Switzerland. 138. Recovered from <https://scholarsarchive.byu.edu/iemssconference/2002/all/138>
- Sánchez-Rodríguez, R., & Cavazos, T. (2015). Capítulo 1. Amenazas naturales, sociedad y desastres. En: Cavazos, T. (ed.). *Conviviendo con la naturaleza: el problema de los desastres asociados a fenómenos hidrometeorológicos y climáticos en México* (pp. 1-45). Tijuana, México: REDESClim, México, Ediciones ILCSA. Recovered from http://usuario.cicese.mx/~tcavazos/pdf/T_Cavazos_Libro_REDESClim_2015.pdf
- Schrader, E. K., & Balli, J. A. (2018). Presa Rompepicos– A 109 meters high RCC dam at Corral Des Palmas with final design during construction. In: *Roller compacted concrete dams (193-201)*. London, UK: Routledge.
- SMN, Servicio Meteorológico Nacional. (2010). *Normales climatológicas por estado*. Mexico, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recovered from http://smn.cna.gob.mx/index.php?option=com_content&view=article&id=184&tmpl=component
- Stella, J. M. (2022). Mapping floods of Fenton River, an ungauged stream in Connecticut. *Journal of Water Resource and Protection*, 14(7), 531-541. DOI: 10.4236/jwarp.2022.147028

- Stella, J. M. (2023). Modeling Alex hurricane: Flood map simulation applying multisensor grid precipitation, Monterrey, Mexico. *Revista Ambiente & Agua*, 18, 2911. DOI: 10.4136/ambi-agua.2911
- Thakur, B., Parajuli, R., Kalra, A., Ahmad, S., & Gupta, R. (2017). Coupling HEC-RAS and HEC-HMS in precipitation runoff modelling and evaluating flood plain inundation map. In: *Proceedings of the World Environmental and Water Resources Congress 2017* (pp. 240-251). Sacramento, USA, 21-25 May. DOI: 10.1061/9780784480625.022
- USACE, U.S. Army Corps of Engineers. (2022). *HEC-HMS 4.10 User's manual*. Hydrologic Engineering Center. Recovered from <https://www.hec.usace.army.mil/confluence/hmsdocs/hmsum/latest>
- USGS, United States Geological Survey. (2022). *The National Map-3D Viewer*. Recovered from <https://viewer.nationalmap.gov/basic/>
- Zarco, A. I., & Magaña-Lona, D. (2014). *Memoria de trabajo en la Gerencia de Aguas Superficiales e Ingeniería de Ríos, Conagua*. Recovered from <http://ri.uaemex.mx/handle/20.500.11799/26566>
- Zhang, J., Qi, Y., Howard, K., Langston, C., Kaney, B., Ortega, K., Smith, T., Stevens, S. E., & Nelson, B. R. (2013). Retrospective analysis of high-resolution multi-radar multi-sensor QPEs for the United States. *AGU Fall Meeting Abstracts*, 2013, H41I-1357. Recovered from <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2013AGUFM.H41I1357Z/abstract>

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-05-04

Artículos

Mobilización y participación ciudadana en la defensa del río Santa Catarina en Nuevo León, México

Social mobilization and citizen participation in the defense of the Santa Catarina River in Nuevo Leon, Mexico

Cuauhtémoc Osorno-Córdova¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3920-7282>

¹Investigador independiente, México, cuoscor@gmail.com

Autor para correspondencia: Cuauhtémoc Osorno-Córdova, cuoscor@gmail.com

Resumen

En los últimos años, la gestión de los recursos hídricos ha detonado un mayor involucramiento político de diversos actores que buscan democratizar las decisiones de gobierno. Este artículo tiene el objetivo de describir los factores y mecanismos de movilización y participación ciudadana impulsados por el movimiento socioambiental #UnRíoEnElRío desde julio hasta diciembre de 2023 en torno a la deforestación del río Santa Catarina, en Nuevo León, México. Se utilizó la teoría del proceso

político y el concepto de participación ciudadana, y metodológicamente se desarrolló un caso de estudio, una entrevista grupal, observación participante y revisión bibliográfica para saturar de información las variables de acuerdo con esta teoría y concepto, así como a la escalera de participación y el Acuerdo de Escazú. Los resultados muestran que la movilización y participación ciudadana iniciaron a partir de una amenaza ambiental, derivada del daño ecológico al río, mientras que las oportunidades políticas existieron especialmente a causa del conflicto político entre las élites del gobierno estatal. Los principales espacios de participación ciudadana fueron tanto informales —protesta, petición change.org, activismo digital, el festival “Río Fest”— como mecanismos formales —solicitud de audiencia pública, solicitud de petición y amparo legal (los cuales fueron los de mayor nivel de participación)—. El caso expone cómo se puede favorecer la democratización y gobernanza de los recursos hídricos desde la sociedad civil, y que es fundamental que las autoridades de gobierno promuevan procesos participativos proactivos, para lograr políticas públicas legítimas, eficaces e integrales.

Palabras clave: movimientos sociales, participación ciudadana, Acuerdo de Escazú, política del agua, gestión recursos hídricos, democracia hídrica, derechos humanos.

Abstract

In recent years, the management of water resources has triggered greater political involvement of various actors seeking to democratize government decisions. This article aims to describe the factors and mechanisms of mobilization and citizen participation promoted by the

socio-environmental movement #UnRíoEnElRío from July to December 2023, around the deforestation of the Santa Catarina River, in Nuevo León, Mexico. The Theory of the Political Process and the concept of Citizen Participation were used, and methodologically, a bibliographic review, a case study, a group interview and participant observation were developed to saturate the variables with information according to this theory and concept, as well as the Ladder of Participation and the Escazú Agreement. The results show that citizen mobilization and participation began from an environmental threat, derived from ecological damage to the river, while political opportunities existed especially due to the conflict between the elites of the state government. The main spaces for citizen participation were both informal —the protest, the change.org petition, digital activism and the “Río Fest” festival— as formal mechanisms —the request for a public hearing, the petition request and *amparo* appeal (which were the ones with the highest level of participation)—. The case exposes how the democratization and governance of water resources can be promoted from civil society, and that it is essential that government authorities promote proactive participatory processes to achieve legitimate, effective and sustainable public policies.

Keywords: Social movements, citizen participation, Escazú Agreement, water policy, water resources management, water democracy, human rights.

Recibido: 30/04/2024

Aceptado: 13/08/2024

Publicado *ahead of print*: 10/09/2024

Versión final: 01/09/2025



Introducción

El río Santa Catarina es un afluente intermitente con cauce seco en gran parte del año, que fue intervenido desde mediados del siglo XX con obras de rectificación y canalización en su tramo urbano; en 2004 se construyó la presa Rompepicos para evitar grandes inundaciones que han sido parte de la historia de Nuevo León (Nagel-Vega, 2023; Esparza-Hernández, Valdés-Lozano, Cantú-Martínez, & De-la-Mora, 2014). Estas obras hidráulicas, más otras públicas y privadas (como vialidades y edificaciones), vendidas como símbolo de modernidad, invadieron los lechos, meandros y llanuras de inundación del río, lo que hace más vulnerable ante fenómenos meteorológicos al Área Metropolitana de Monterrey, habitada por más de cinco millones de personas (Nagel-Vega, 2023; Esparza-Hernández *et al.*, 2014). El río alberga una biodiversidad de 679 especies, 12 en algún estatus de riesgo (NaturalistMX, s.f.). Al considerar la actual crisis ambiental, es vital proteger los servicios ecosistémicos y restaurar el sistema fluvial del río para favorecer un desarrollo sostenible y resiliente ante el cambio climático (Nagel-Vega, 2023). La Figura 1 y Figura 2 muestran la ubicación y paisaje del río Santa Catarina.

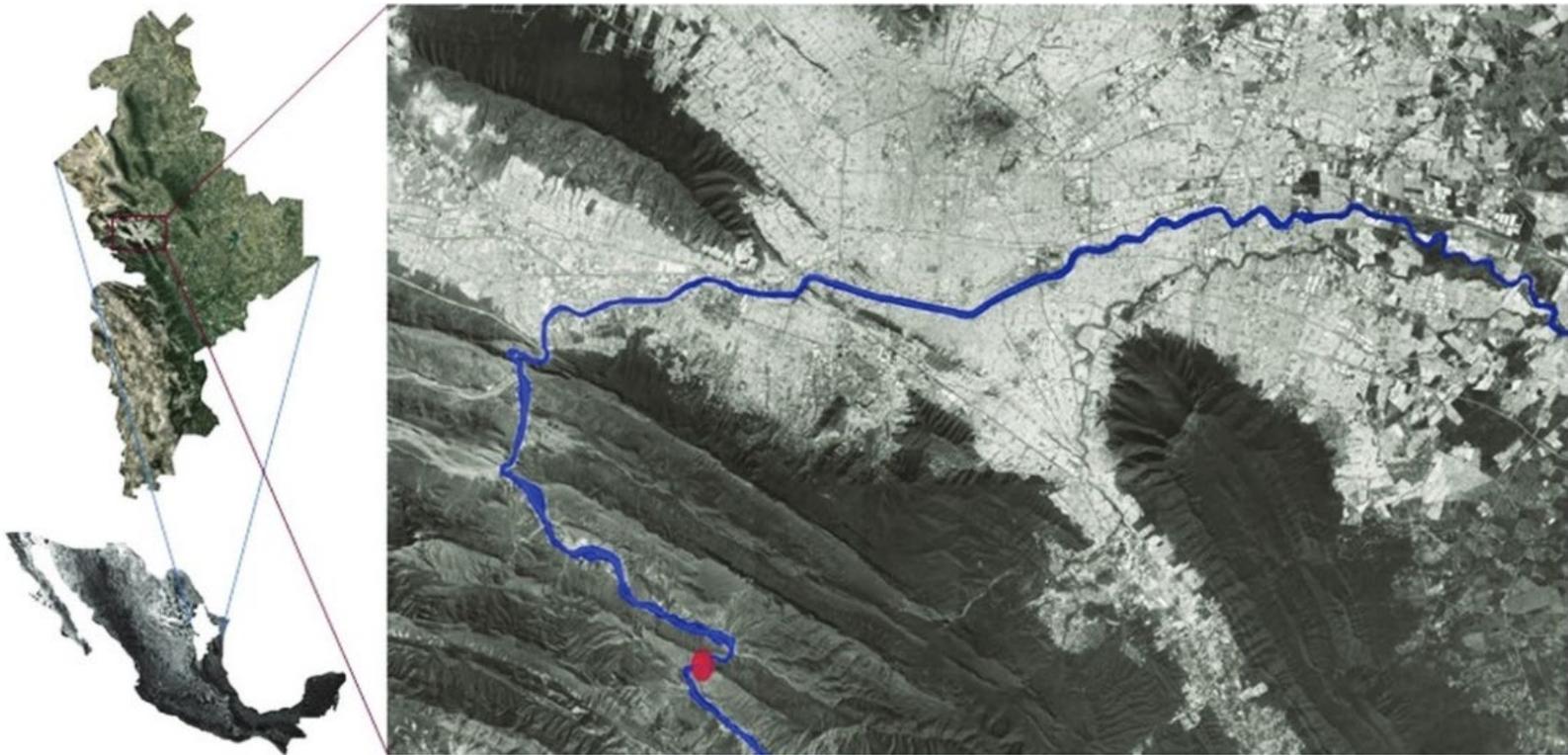


Figura 1. Mapa del río Santa Catarina, con longitud de 158 km. Nota: el punto violeta es la presa Rompepicos. Fuente: Nagel-Vega (2023).



Figura 2. Vista del río Santa Catarina en el Área Metropolitana de Monterrey. Fuente: Rodríguez-Palacios y Macías (2020).

El 6 de julio de 2023, autoridades del gobierno estatal de Nuevo León, por recomendación de la Comisión Nacional del Agua (Conagua), avisaron en rueda de prensa a los medios de comunicación locales —sin invitar a la sociedad— que ante posibles inundaciones que causarían “catástrofe y caos” en la Zona Metropolitana de Monterrey, se tendrían que deforestar y desmontar 24 kilómetros del río Santa Catarina (Gobierno de Nuevo León, 2023a; Telediario Monterrey, 2023). Esta decisión técnica estuvo fundamentada desde la visión física del río, pues

se buscó reestablecer la “capacidad hidráulica”, pero no se reconoció ni el valor sociocultural ni el ecológico (a este tipo de posturas se les conoce como “tecnocráticas” de acuerdo con Daniell, 2012). Ante este hecho, poco integral, en un contexto de contaminación del aire y con déficit de áreas verdes (Anguiano-Orozco, 2023), personas y colectivos ambientalistas se preocuparon, organizaron y movilizaron para protestar y detener la maquinaria pesada que había comenzado la deforestación. A partir de este suceso, se conformó el movimiento socioambiental #UnRíoEnElRío.

El presente artículo tiene el objetivo de describir los factores y mecanismos de movilización y participación ciudadana impulsados por el movimiento #UnRíoEnElRío desde julio hasta diciembre de 2023 en torno a la deforestación del río Santa Catarina, en Nuevo León, México. Este texto está desarrollado en cuatro subsecciones. La primera detalla el apartado teórico-conceptual, que incluye a la teoría del proceso político, el concepto de participación ciudadana y su implicación en la administración del agua; también aborda el Acuerdo de Escazú, alguno de sus retos y proyectos implementados desde el gobierno. La subsección segunda explica el marco metodológico (materiales y métodos) utilizados. La tercera describe los resultados obtenidos de este estudio, estructurados en las 13 variables definidas. La subsección cuarta de discusión y conclusiones logra destacar los principales hallazgos, proponer algunas recomendaciones y exponer comentarios finales. Esta investigación contribuye a generar evidencia empírica en materia de movilización ciudadana en defensa del territorio y de los recursos hídricos.

Marco teórico-conceptual

Teoría del proceso político

La teoría del proceso político busca explicar el potencial de acción pública en un determinado contexto, y centra su atención en las formas y relaciones/interacciones entre actores o grupos nuevos o tradicionales y la política institucionalizada, donde existe una desigualdad de poder en relación con las élites dominantes (Della-Porta & Diani, 2011; McAdam *et al.*, 1999, citados en Mabel-Villalba, 2020). Puede abordarse desde sus dos versiones, que son complementarias: por un lado, la oportunidad política llamada “buenas noticias” y la amenaza política denominada “malas noticias”, por David Meyer (Meyer 2002; Meyer 2004, citado en Almeida, 2020). El modelo de las oportunidades políticas o buenas noticias ofrece el panorama donde el escenario contextual posibilita a ciertos grupos o actores ganar nuevos beneficios y ventajas (McAdam, 1999, 1982; Goldstone & Tilly, 2001, citados en Almeida, 2020). De acuerdo con McAdam y Tarrow (2018) (citados en Almeida, 2020), se identifican cinco tipos de oportunidades políticas, que se describen a continuación:

1. Acceso institucional. Puede ser simbólico o concretamente brindar cambios sustanciales en las políticas públicas, donde los líderes políticos hacen declaraciones públicas o acciones puntuales que favorecen e invitan a la participación y acción de los grupos o actores desfavorecidos en los procesos de toma de decisión.

2. Conflicto entre las élites. Este panorama ofrece inestabilidad y vulnerabilidad dentro del sistema político, lo que, por una

parte, permite la movilización de actores y grupos marginados o con menor poder y, a la par, una de las facciones políticas en conflicto puede formar alianzas con los actores que se han movilizad.

3. Cambio en los alineamientos políticos/elecciones. El cambio de gobiernos, especialmente en periodo de las campañas electorales, por lo general brinda una apertura especial a diversos grupos y actores para vincular sus demandas en las agendas de las y los candidatos políticos que buscan ganar votos.

4. Distensión de la represión gubernamental. Cuando disminuyen los actos de violencia y agresión por parte del Estado hacia ciertos grupos y actores puede ocurrir una organización y movilización de estos, que finalmente contribuye a visibilizar y/o mejorar sus respectivas situaciones y problemas.

5. Múltiples centros de poder dentro del régimen. Si existe una desconcentración legítima y eficaz del sistema político, ciertos actores y grupos desfavorecidos pueden movilizarse para actuar e incidir a diferentes niveles (local, estatal o nacional) o en distintas instancias gubernamentales (ejecutivo, legislativo o judicial).

Por otro lado, como ya se mencionó, la teoría del proceso político incorpora, además de las oportunidades, las amenazas políticas estructurales que pueden contribuir a que actores y grupos se movilicen e intenten incidir en las decisiones gubernamentales. Estas amenazas pueden afectar aún más el problema o situación de interés social (Pinard, 2011, citado en Almeida, 2020). Almeida (2018) (citado en Almeida, 2020) expone cuatro posibles amenazas:

1. Problemas económicos. Cuando el contexto o ciertas decisiones políticas y económicas deterioran las condiciones materiales de vida pueden dar pauta a reacciones, organización y movilización de actores y grupos afectados, y potenciales aliados.

2. Amenazas ambientales/de salud pública. El daño o decisiones gubernamentales en torno a los ecosistemas, agua, aire, suelo, clima y otros elementos naturales pueden perjudicar el bienestar social y ambiental, dando motivos para la acción política.

3. Erosión de derechos. Cuando el sistema político y económico vulnera y violenta los derechos sociales, políticos, económicos, ambientales o culturales, los grupos y actores involucrados o afectados pueden movilizarse para exigir condiciones de justicia.

4. Represión estatal. Ante determinado contexto o decisiones políticas, y desde las instituciones de gobierno, como el ejército o la policía, intimidan o agreden a la población o a ciertos grupos, hay posibilidad de reacción, defensa y contraataque pacífico o violento.

Estas cuatro amenazas políticas, por sí solas o en combinación, pueden impulsar la movilización social; pero tal potencial de acción puede depender de sus características, como su grado de severidad, duración, credibilidad, amplitud, visibilidad y fuente de estas distintas amenazas identificadas (Einwohner & Maher, 2011; Zepeda-Millán, 2017, citados en Almeida, 2020). Sin embargo, en dado caso, no solo las amenazas pueden surgir y conjugarse, sino también aparecer a la par de oportunidades políticas, donde pueden considerarse y sumarse aquellas infraestructuras y recursos con los que cuentan o pueden crear aquellos actores y grupos

que quieren movilizarse para cambiar la situación o problema detectado (Almeida, 2020).

Específicamente, las infraestructuras y recursos se refieren a aquellos elementos materiales, humanos, socio-organizacionales y morales que pueden reunir y poner en marcha los actores y grupos excluidos e interesados en la acción pública (Jenkins, 1983; McCarthy & Zald, 2002; Edwards & Kane, 2014, citados en Almeida, 2020). En este tenor, juegan un papel importante las asociaciones tradicionales informales formadas por lazos comunitarios; la generación de coaliciones con actores externos; el nivel de confianza, cohesión, interacción e intercambio de información; las destrezas y experiencias organizacionales, de comunicación, persuasión y motivación de los líderes locales; la capacidad de aprendizaje, y adaptación de la estrategia en torno al contexto donde se actúa (Oberschall, 1973; Krishna, 2002; Bratton, 2008; Small, 2009; Van Dyke & Dixon, 2013; Lu & Tao, 2017; Rodríguez, 2017, citados en Almeida, 2020).

De forma complementaria, los actores o grupos que lideran la acción política deben tener la habilidad de desarrollar los “encuadres” o “marcos” del contexto donde se pretende incidir, los cuales pueden considerarse tres: 1) el del diagnóstico, para definir cuál es el problema que se quiere cambiar y sus causas; 2) el del pronóstico, para desarrollar un plan, estrategia y objetivos de acción, y 3) el motivacional, donde se requiere comunicar, incentivar e impulsar tanto la organización como la implementación de las acciones acordadas, las cuales deben ser culturalmente adecuadas dependiendo de las capacidades y recursos de las personas involucradas (Snow & Benford, 1988; Snow & Corrigall-Brown, 2005, citados en Almeida, 2020). En este sentido, la acción de

actores y grupos dentro del proceso político puede entenderse y construirse al incluir tanto las oportunidades y amenazas políticas más las capacidades en materia de recursos e infraestructuras y los marcos interpretativos, como se visualiza en la Figura 3.

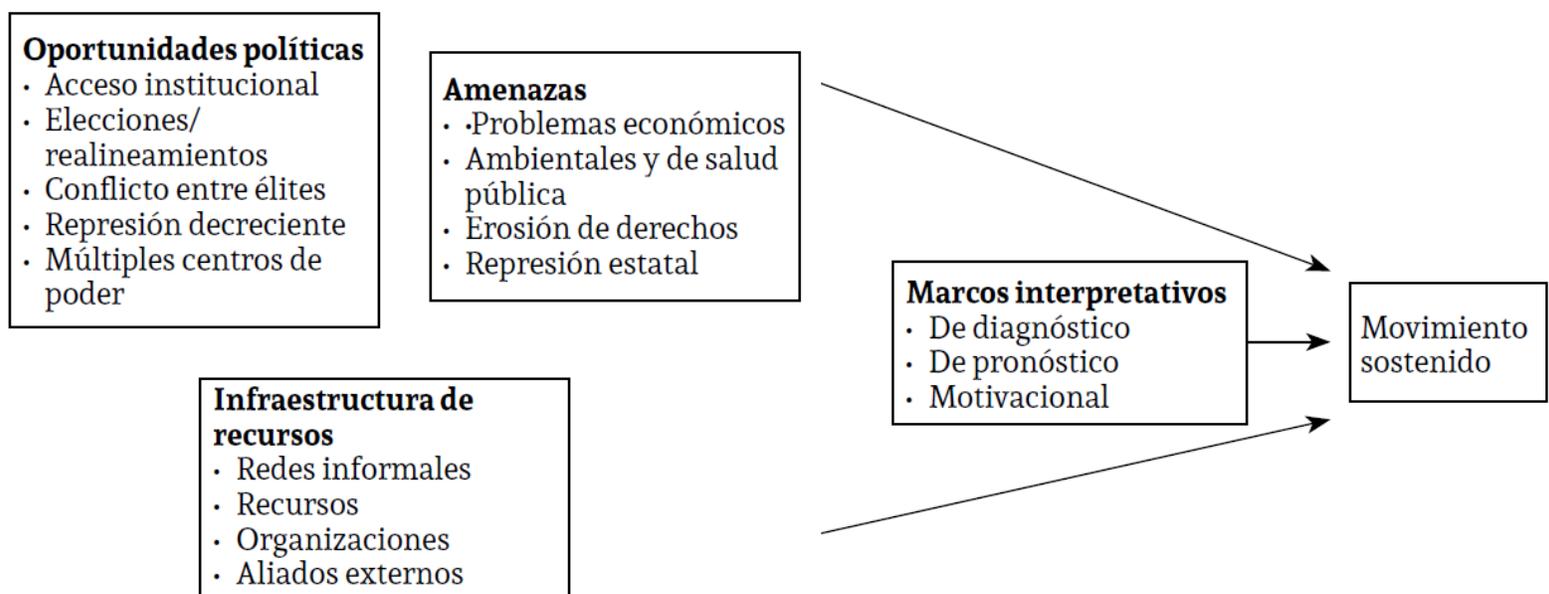


Figura 3. Modelo de las oportunidades y amenazas políticas, infraestructuras y recursos y marcos interpretativos. Fuente: readaptado de Almeida (2020).

Estas condiciones de oportunidades y amenazas, junto con la disponibilidad de las infraestructuras y recursos, más la capacidad de desarrollar marcos interpretativos del contexto, da pauta para el surgimiento de nuevos actores y grupos, así como la adaptación de la acción social en las políticas públicas (Mabel-Villalba, 2020). Es por ello que las características de las políticas públicas marcadas por los contextos

de cada lugar determinan sus respectivos procesos políticos, y los grupos más desfavorecidos —donde el Estado está ausente o es causante de esos perjuicios— son lo que tienen más motivaciones o potencial de actuar y movilizarse (Mabel-Villalba, 2020).

Participación ciudadana y su rol en la gestión del agua en México

Por su lado, el concepto de participación ciudadana denota el reconocimiento entre la sociedad y la política, donde existe un proceso de intervención directa o indirecta de actores individuales o grupales de la sociedad que no tienen cargos gubernamentales; esto, mediante diversas expresiones y prácticas que proponen alternativas en la gestión del problema en el que se trata de incidir o, en general, en los asuntos públicos (Lechner, 2000; Arteaga, 2003; Solano & Gómez, 2014, citados en Córdova-Bojórquez & Romo-Aguilar, 2016; Díaz-Aldret, 2017). Se puede hablar de participación ciudadana informal cuando las actividades no están institucionalizadas por el gobierno, y formal cuando las instituciones regulan los espacios y procesos (Moreno-Torres & Domínguez-Aguilera, 2021). El hecho de que en las últimas décadas se impulsen espacios y políticas participativas ocurre en un escenario donde los gobiernos tienen diversas limitaciones para resolver por sí solos los problemas de la sociedad, pues por una parte sus recursos son siempre limitados y las situaciones a las que se enfrentan son más complejas, dentro de un contexto en donde rápidamente se dan cambios tecnológicos, lo que al final requiere soluciones colaborativas (Thomson & Perry, 2006, citados en Díaz-Aldret, 2017).

La participación ciudadana puede concebirse desde las corrientes democráticas, pero debe reconocerse que existen diferencias dependiendo del sistema político que rige (Díaz-Aldret, 2017). Por ejemplo, la misma autora señala que en gobiernos con democracias de cortes representativos, la participación ciudadana puede ser concebida como un elemento que vulnera la estabilidad y funcionalidad del sistema gubernamental, por lo que se prefiere prácticamente su uso para fines electorales. Por el contrario, en los regímenes democráticos participativos, la participación ciudadana se considera clave para poder atender las complejidades y el pluralismo de los procesos y problemas públicos, por lo que es fundamental recurrir a ella con frecuencia para mejorar los resultados tanto en las políticas como para robustecer la comunidad política trabajando por el bien común. Debido a las limitaciones de la democracia representativa —y la vez el reconocimiento de la participación como derecho humano— es que se ha dado pauta a generar espacios de participación ciudadana (Díaz-Aldret, 2017).

En gran parte, el dilema puede entenderse, por un lado, en que la participación ciudadana directa puede perjudicar en tiempo y calidad (eficacia) las decisiones que requieren altas demandas de capacidades racional y técnicamente complejas (DeSario & Langton, 1987, citados en Díaz-Aldret, 2017). Por la otra parte, se puede cuestionar que este enfoque puramente científico y tecnocrático no necesariamente logre resolver los problemas públicos (Nelkin, 1981, citado en Díaz-Aldret, 2017), y en cambio, la participación permita, además de aportar eficacia a la acción gubernamental, sumar legitimidad, justicia y compromiso (Fung, 2006; King *et al.*, 1998; Yang & Callahan, 2005, citados en Díaz-Aldret, 2017). Pero este dilema ya ha sido debatido y estudiado, pues si

los procesos de participación ciudadana se hacen de forma planificada y con información suficiente y adecuada, se pueden favorecer con mayor eficacia para determinar el problema público, así como para identificar los objetivos de acción y las vías de solución del problema (Kweit & Kweit, 1984, citados en Díaz-Aldret, 2017).

De acuerdo con Lowndes, Lawrence y Stoker (2006) (citados en Flor & Sáenz, 2018), la participación ciudadana se vuelve efectiva cuando se presentan cinco características generales: 1) la sociedad puede participar (existen conocimientos, capacidades y recursos); 2) la sociedad quiere participar (hay motivación y sentido de responsabilidad); 3) la sociedad tiene oportunidades (acceso a espacios y procesos inclusivos, adecuados); 4) la sociedad es convocada (existe invitación, es llamada); 5) la sociedad sabe que sus propuestas y necesidades fueron tomadas en cuenta. No obstante, de las situaciones más complejas que existen en torno a la participación ciudadana, es cómo hacerla operativa en prácticas y procesos concretos que conlleven a hacerla viable, efectiva y sustantiva (Díaz-Aldret, 2017) mediante acciones de debate, decisión y cogestión (Parés, 2009, citado en Díaz-Aldret, 2017). También la autora recalca que es necesario considerar los objetivos y grados de participación, como los que desarrolló Robert Hart para caracterizar sus tipos y niveles, que se muestran en la Figura 4 (Hart, 2001, citado en Flor & Sáenz, 2018).

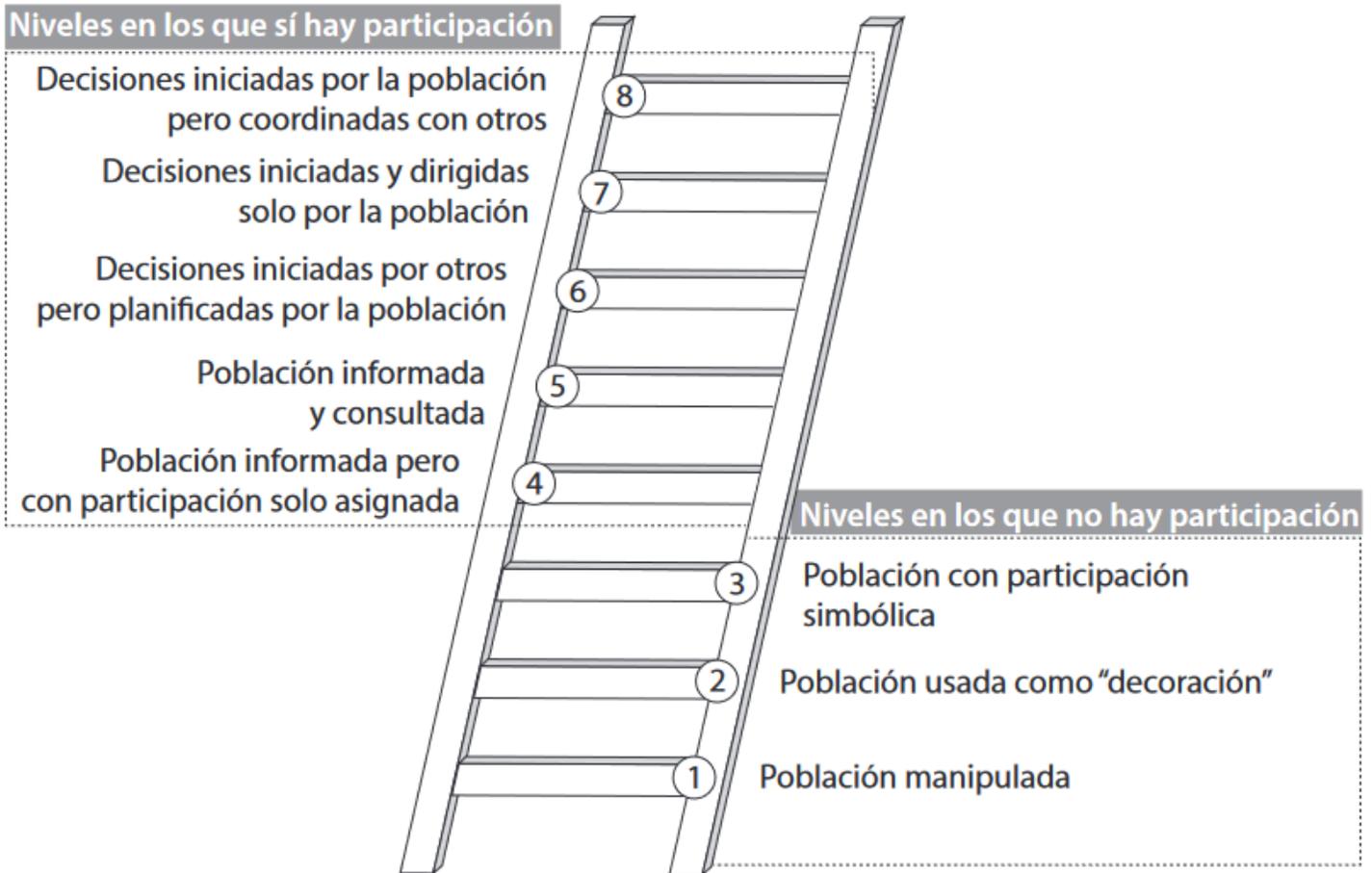


Figura 4. Escalera de la participación. Fuente: Hart (2001) (citado en Flor & Sáenz, 2018).

Lo anterior incita a que para promover la participación ciudadana con mayor éxito esta se desarrolle con evidencia empírica y no solo se use como discurso político, por lo que se vuelve necesario que se estudien y evalúen los procesos, espacios e instrumentos de participación para generar conocimiento, que ayude a tomar mejores decisiones a futuro (Fiorina, 1999; Roberts, 2010, citados en Díaz-Aldret, 2017). De igual manera, a nivel institucional debe existir una debida planeación técnica

de la participación ciudadana y, a la par, existir mecanismos para articular e integrar dicha participación en los procesos y etapas de las políticas públicas, para que las y los funcionarios incluyan los aportes ciudadanos en la toma de decisiones (Díaz-Aldret, 2017). La elección de tales instrumentos y mecanismos de participación ciudadana tienen que evaluarse de acuerdo con los objetivos, tiempos y capacidades institucionales, y existe una diversidad a considerar, como las encuestas, peticiones, audiencias públicas, foros abiertos y consejos, entre otros (Díaz-Aldret, 2017).

Otra de las cuestiones a determinar en los ejercicios participativos es elegir quiénes participan en estos espacios y procesos; se puede considerar participación cerrada cuando existen grados de exclusión al solo invitar e involucrar a cierto tipo de personas, en particular especialistas; por el contrario, una participación abierta es cuando se impulsa una convocatoria hacia el público en general de acuerdo con Fung (2006, citado en Díaz-Aldret, 2017). Este mismo autor expone que al igual es necesario definir en cuál etapa de la política pública se impulsa esta participación, ya que puede ser desde el diagnóstico y la definición del problema público a atender; en la evaluación y selección de alternativas y acciones; en la fase de implementación de las actividades de la política, o en la etapa de evaluación de la política. Sin embargo, con independencia de si el tipo de participación es cerrada o abierta, una de las cosas más importantes al respecto es saber si las personas involucradas en los espacios y procesos participativos tienen representación significativa de grupos y sectores interesados o potencialmente afectados/beneficiados; esto, en gran medida, establecerá el grado de confianza y legitimidad de la toma de decisiones gubernamental (Díaz-Aldret, 2017).

Como lo expone Lara-Trejo (2017), en la gestión de los recursos hídricos es necesario incorporar la participación ciudadana para atender las necesidades puntuales, lo que ayudaría a rediseñar la planeación e implementación de las políticas públicas, al mismo tiempo que puede existir mayor legitimidad y eficacia de la acción gubernamental, así como disminuir los riesgos de cometer prácticas de corrupción, siempre y cuando exista una incidencia genuina de los actores locales. La misma autora exhibe que dentro de la política del agua en México hacen falta mecanismos e indicadores institucionales claros para garantizar y evaluar operativamente este derecho humano a la participación, lo que da pauta a que se continúen tomando decisiones centralizadas por las autoridades responsables, ya sea la Comisión Nacional del Agua (Conagua) o los organismos operadores del agua.

En México, la vigente Ley de Aguas Nacionales promueve dos formas principales de incluir la participación ciudadana. La primera, mediante los consejos de cuenca, 26 en el país (Conagua, 2016). Múltiples estudios han demostrado las pobres capacidades de participación e incidencia en la gestión de los recursos hídricos, al ser espacios con mínimo conocimiento de la sociedad y estar subordinados por la autoridad centralizada de la Conagua (Aguilar-Miranda, 2023; Parra-Armenta; 2022; Pineda-Pablos, Moreno-Vázquez, & Díaz-Caravantes, 2019). La segunda, reconocida en la Ley en mención, se trata del Consejo Consultivo del Agua, A.C., que hasta el momento no ha sido estudiado en materia de sus procesos e impactos de la participación ciudadana en la gestión de los recursos hídricos en México, salvo por mencionarse que hay un mayor involucramiento de las grandes empresas del giro industrial, como embotelladoras y mineras (González-Valencia, 2020).

De los principales obstáculos para robustecer la participación en la gestión hídrica en México destacan —además del centralismo y control institucional federal por la Conagua— los fallos en el diseño y la operación de los procesos de participación, y la baja calidad de información que se proporciona (Castro *et al.*, 2004; Mussetta, 2009; Wester, Rap, & Vargas-Velázquez, 2009; Guerrero-de-León *et al.*, 2010; Marañón, 2010; Hernández-Suárez, 2011; Aguilar-Barajas *et al.*, 2016; Parra-Armenta & Salazar-Adams, 2018, citados en Villada-Canela, Martínez-Segura, Daesslé, & Mendoza-Espinoza, 2019). Los cinco factores más relevantes que limitan la calidad de la participación en asuntos del agua de acuerdo con Villada-Canela *et al.* (2019) son:

1. Las características y el contexto de las personas participantes. Diferencias de clase socioeconómica, género, edad, etnia o idioma.
2. Los diferentes niveles, y la falta de calidad o cantidad de la información. Falta de transparencia o de accesibilidad del conocimiento; exceso de lenguaje técnico; asimetría en los datos e información; diferencias en el conocimiento.
3. Falta de claridad en el arreglo institucional y en los procesos de decisiones. Diseño institucional y legal que no brinda suficiente definición de competencias y coordinación entre autoridades; procesos participantes con escasa regulación y sin decisiones vinculantes; control total del proceso participativo por una autoridad.
4. Falta de espacios y recursos para el diálogo. Recursos económicos, humanos y de tiempo que permitan dar seguimiento y consistencia a los procesos participativos y de toma de decisión.

5. Falta de motivación y voluntad de las personas. Desconfianza entre participantes y carencia de legitimidad hacia la autoridad principal; conflictos sin solución, y frustración por la falta de seguimiento o vinculación de los procesos de toma de decisión.

Específicamente, en Nuevo León, De-Ita-Rubio (2017) explica que los problemas ambientales globales ocasionados en gran medida por el vigente modelo económico extractivista, que se reflejan en la entidad en la contaminación del aire y en la sobreexplotación del agua, han motivado la movilización ciudadana en pro de la sustentabilidad y del respeto de la naturaleza. De-Ita-Rubio (2017) expone que ante una sociedad más informada y crítica dentro del sistema democrático mexicano, en Nuevo León se registran movimientos ciudadanos por el agua, como ante el caso del derrame petrolero en el río San Juan, Cadereyta, de la refinería de la paraestatal Petróleos Mexicanos (Pemex) en 2014; la oposición a la construcción del trasvase “Monterrey VI” desde el río Pánuco en Veracruz en 2016 debido a su gran costo económico y ecológico, así como por la falta de consultas públicas, y finalmente, las protestas anti *fracking* para la explotación del gas *shale* debido a las grandes cantidades de agua requeridas y su contaminación. Asimismo, hubo una importante movilización social durante la crisis hídrica en 2022 (Martínez-Canales, 2023).

Acuerdo de Escazú

Titulado oficialmente *Acuerdo Regional sobre el Acceso a la Información, la Participación Pública y el Acceso a la Justicia en Asuntos Ambientales en América Latina y el Caribe*, el Acuerdo de Escazú es un logro histórico

para la región y para México, en cuanto a promover la democratización y gobernanza en la toma de decisión sobre los recursos naturales y garantizar diversos derechos humanos, al igual que para disminuir la corrupción y violencia hacia las personas defensoras del ambiente. Este Acuerdo entró en vigor el 21 de abril de 2021 en la región (CEPAL, 2021; Semarnat, 2021). Dicho instrumento multilateral establece artículos que determinan criterios mínimos y obligatorios que deben cumplir los países que lo ratificaron, como es el caso México, y que aplican en el ámbito de la gestión de los recursos hídricos. En materia de participación, el Acuerdo en mención contiene el Artículo 7, el cual establece 17 puntos (CEPAL, 2022), de los cuales destacan los siguientes:

- Los gobiernos deben reconocer el derecho humano a la participación, brindando espacios y mecanismos abiertos, accesibles e inclusivos tanto en proyectos como en actividades que puedan generar impactos relevantes al ambiente y a la salud humana, involucrando a la par a la sociedad en instrumentos de política pública como planes, estrategias, programas, ordenamientos, leyes, normas, reglamentos, normas.
- La participación debe fomentarse desde las etapas tempranas de los proyectos o políticas, por lo que debe planearse con tiempos suficientes para el proceso de información y de participación.
- Los gobiernos están obligados a brindar de manera clara, oportuna y comprensible, a través de medios escritos, electrónicos u orales, toda aquella información necesaria que permita a la sociedad o grupos potencialmente afectados entender los objetivos e implicaciones de la actividad o políticas, y las autoridades responsables o involucradas,

y de esta forma recoger y tomarse en cuenta sus propuestas, observaciones, dudas, problemas y necesidades específicas.

- Las propuestas, observaciones, dudas, problemas y necesidades de la sociedad deben reflejarse o esclarecerse públicamente antes o durante el proceso final de toma de decisión de la actividad o política, justificando su aceptación o rechazo de acuerdo con la legislación vigente; esto, como mecanismo de rendición de cuentas.

- Las autoridades deben mostrar los resultados de las evaluaciones de impacto ambiental en materia de la actividad, donde se describa de forma clara el área potencialmente afectada o de interés; medidas previstas para disminuir impactos o compensar las acciones de monitoreo de los impactos, y medidas a implementar.

Cabe destacar que en México se reconocen legalmente los derechos de acceso que ampara el Acuerdo de Escazú antes de su entrada en vigor. Un caso especial, el derecho humano a la participación, se encuentra establecido en la Constitución Política del país en los artículos 8, 26 y 35 (Carrillo-Fuentes & Velasco-Ramírez, 2022), pero también en el artículo 4, donde se establece que se promoverá la garantía de los derechos humanos al agua y al saneamiento con participación ciudadana. A nivel de leyes en México, además de la Ley de Aguas Nacionales (que ya se ha expuesto y los dos espacios de participación que promueve), Carrillo-Fuentes y Velasco-Ramírez (2022) exponen que existen otros marcos normativos que promueven este involucramiento de la sociedad, como la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA), la Ley General de Cambio Climático (LGCC), la Ley General de Desarrollo Forestal Sustentable (LGDFS) y La Ley General de Vida Silvestre (LGVS), entre otras.

De los problemas que detectan Carrillo-Fuentes y Velasco-Ramírez (2022) para lograr la participación ciudadana ambiental en México es que estos procesos se realizan cuando los proyectos ya están planeados y diseñados; son promovidos solo como trámites legales administrativos; no existe regulación para cerciorarse de que estos mecanismos participativos se llevaron a cabo de modo adecuado; se brinda información insuficiente; se establecen tiempos muy cortos para informarse y participar; y existen dificultades para la participación con equidad de género, en particular de las mujeres indígenas, entre otros aspectos.

En este contexto, autoridades federales, como la Secretaría de Relaciones Exteriores (SRE, 2023), coordinan el Mecanismo de Gobernanza para la implementación del Acuerdo de Escazú (#EscazúAhora) junto con diversas organizaciones de la sociedad civil; mientras que la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat, 2023) ha implementado talleres para mejorar la participación ciudadana en 13 mecanismos relacionados con la gestión hídrica, forestal, climática, energética y de áreas naturales protegidas dentro del “Programa de fortalecimiento de capacidades para la implementación del Acuerdo de Escazú en el sector ambiental”. En el ámbito estatal —hasta agosto de 2024— no se encontró evidencia de que el gobierno de Nuevo León haya impulsado acciones dentro de este acuerdo multilateral.

Materiales y métodos

Para alcanzar el objetivo de describir los factores y mecanismos de movilización y participación ciudadana impulsados por el movimiento #UnRíoEnElRío (que defendió el río Santa Catarina), esta investigación utilizó una metodología cualitativa analítica descriptiva, basada en los métodos de caso de estudio, entrevista grupal a profundidad, observación participante y revisión bibliográfica. Las variables elegidas para saturar de información se definieron con base en la teoría del proceso político: 1) amenazas políticas; 2) oportunidades políticas; 3) infraestructuras y recursos, y 4) marcos interpretativos. Por el lado de la participación ciudadana y el Acuerdo de Escazú, las variables fueron las siguientes: 1) mecanismos de participación; 2) tipo y grado de participación; 3) autoridades gubernamentales participantes; 4) seguimiento de acuerdos; 5) leyes e instrumentos internacionales utilizados; 6) reconocimiento institucional del derecho humano a la participación y del Acuerdo de Escazú; 7) accesibilidad e inclusión de los espacios de participación; 8) medios de comunicación, información proporcionada y tiempos de la convocatoria de los espacios de participación; y 9) transparencia de la evaluación de impacto ambiental o informes técnicos sobre el proyecto.

Resultados

Mobilización ciudadana

Amenazas políticas

De acuerdo con la teoría del proceso político, las personas entrevistadas del movimiento #UnRíoEnElRío detectaron que al menos el caso de la deforestación del río Santa Catarina en el estado de Nuevo León representó dos amenazas políticas, que fueron los principales factores que detonaron la movilización social: violencia ambiental, y erosión y violación de derechos humanos.

Violencia ambiental

El daño ecológico se tradujo en este caso por la deforestación indiscriminada (no selectiva), que afectó a las especies de árboles nativas, que tenían más de 10 años de vida en el río. Ello igual denotó una falta de reconocimiento de la importancia de este ecosistema ripario (llamado bosque de galería) y sus servicios ambientales, que además de contribuir con la absorción de gases de cambio climático, así como con la infiltración y recarga hídrica, es un corredor biológico y hábitat para la biodiversidad, donde se reconocen 679 especies, 12 de ellas en algún estatus de riesgo (NaturalistMX, s.f.; Mata-Balderas, Hernández-Cárdenas, Alanís-Rodríguez, & Mora-Olivo, 2020). El movimiento tiene registrado que con la deforestación de 2023 se acumularon 12 hectáreas sin medidas de compensación, más actos frecuentes de incendios, donde hay sospecha que fueron ejecutadas por personas con intereses políticos y económicos

en proyectos de infraestructura en el río, como las ideas de verter aguas residuales tratadas al río (proyecto Río Vivo) o construir nuevas vialidades antes del mundial de fútbol 2026, así como una nueva línea de metro construida sobre el lecho del río.

Erosión y violación de derechos humanos

El derecho más relacionado por el movimiento #UnRíoEnElRío fue a un ambiente sano por las razones ya mencionadas. El segundo fue a la salud, ya que contar con áreas verdes sanas y cercanas, además de contribuir a mejorar la calidad del aire, fungen como espacios para hacer deporte y otras actividades en la naturaleza, y ayudan al bienestar físico y psicológico de las personas (“salirse de tanto concreto”, se expresó en la entrevista). El derecho a la información fue mencionado de igual manera, al no haber en su momento la suficiente información que explicara y justificara la decisión de la deforestación (rendición de cuentas), a la par que se usaron discursos engañosos y de miedo, como señalar los peligros sociales que ocasionan las personas sin hogar que habitan el río o los riesgos catastróficos de posibles inundaciones. Igualmente, se expuso el derecho humano a la participación, a la ciudad, a la justicia ambiental, a la vida y a la dignidad.

Oportunidades políticas

Las personas entrevistadas del movimiento identificaron las siguientes oportunidades políticas, factores que también fueron favorables.

Acceso y apertura institucional

Dado que la Conagua o la Secretaría de Medio Ambiente en su momento no establecieron un mecanismo de participación ciudadana ante la deforestación del río, el movimiento solicitó una audiencia pública respaldada en la Ley de Participación Ciudadana de Nuevo León, dirigida hacia la Secretaría de Participación Ciudadana de dicha entidad, institución que coordinó el evento, donde se logró la asistencia de otras autoridades implicadas y mencionadas más adelante. En especial, para el acceso físico, esta autoridad se encuentra en el mismo edificio que Fuerza Civil, por lo que se tuvo que pasar por un módulo de retención, llevar a cabo una revisión, e inclusive el día de la solicitud de la audiencia se expuso que se negó en un primer momento el paso a las personas que iban vestidas con *shorts*, cosa que se resolvió después con apoyo de la Secretaría de Participación. Asimismo, dicha dependencia impulsó un Foro Público sobre el río Santa Catarina, lo que permitió mayor acceso institucional. En cuanto al Congreso de la Unión del Estado de Nuevo León, fue sencillo su acceso y apoyo por parte de las y los legisladores de diversos partidos. También se pudo contar con el andamiaje institucional del Poder Judicial de la Federación, donde se impusieron ante el Tribunal Colegiado en Materia Administrativa del Cuarto Circuito seis amparos derivados de la deforestación.

Cambio en los alineamientos políticos/elecciones

Derivado del último proceso electoral del gobierno del estado de Nuevo León en 2021, se votó por un nuevo partido político (Movimiento Ciudadano). Por lo cual, buscando mínimas disputas sociales y políticas, las instituciones del ejecutivo estatal mostraron acceso y apertura para atender la movilización ciudadana en torno a la deforestación del río Santa Catarina, lo que favoreció la participación del movimiento #UnRíoEnElRío y la atención al problema de la gestión hídrica. En específico, la Secretaría de Participación Ciudadana tuvo mucha relevancia en este proceso, derivada de la audiencia pública y el posterior foro público; las personas entrevistadas explicaron que inclusive esta situación se aprovechó para hacer protagonismo político, pues el discurso oficial promovió ser un gobierno participativo. Sin embargo, una de las grandes oportunidades políticas que favoreció al movimiento fue la lucha partidista que se tiene en la entidad, la cual también apoyó la movilización, como se explica en el siguiente apartado.

Conflicto entre las élites políticas

A causa de la reconfiguración política que atraviesa el gobierno estatal de Nuevo León han existido diversos enfrentamientos entre las élites de los partidos, en particular entre el Poder Ejecutivo, representado por Movimiento Ciudadano, y el Poder Legislativo, donde se encuentra la oposición, en especial el Partido Revolucionario Institucional (PRI) y el Partido Acción Nacional (PAN), los cuales son conocidos como la “vieja política” de México. Estos constantes conflictos políticos partidistas brindaron un doble camino al movimiento #UnRíoEnElRío: 1) el Poder

Ejecutivo, como ya se mencionó, necesita no perder legitimidad social y brindó cierto apoyo institucional; 2) desde el Poder Legislativo, la oposición política de Movimiento Ciudadano respaldó las demandas y propuestas del movimiento en torno a la deforestación del río, y utilizaron esta situación para criticar y descalificar el desempeño del gobierno estatal, aunque ni el PRI ni el PAN no se destacan por tener agendas ecológicas y en pro de los derechos humanos. Este doble apoyo político, en algún momento generó que personas del partido de Movimiento Ciudadano declararan que personas miembro del movimiento #UnRíoEnElRío eran parte de los partidos de oposición. No obstante, este panorama de conflicto entre las élites se considera como la más importante de las cuatro que incluyen esta sección de “oportunidades políticas” de acuerdo con las personas entrevistadas.

Múltiples centros de poder

El hecho de que el gobierno en México se divida en los tres poderes y niveles, y se reconozcan diversos derechos humanos, permitió cristalizar varias acciones y metas, como solicitar audiencia pública al Ejecutivo de Nuevo León (Secretaría de Participación Ciudadana); los recursos de amparo (Poder Judicial Federal); apertura del diálogo y apoyo del Poder Legislativo de la entidad (Comisión de Medio Ambiente del Congreso presidida por el PAN). Todo ello, en parte, estuvo relacionado con la coyuntura de los dos puntos anteriores (conflictos entre las élites y cambios político electorales), lo que permitió un ambiente favorable y de oportunidades políticas para el movimiento #UnRíoEnElRío. Asimismo, las personas entrevistadas declararon que en este escenario el sistema de

partidos políticos es benéfico para poner en la agenda pública y política la importancia de cambiar la gestión del río Santa Catarina. No obstante, las personas entrevistadas concluyeron que los intereses políticos en Nuevo León tienen más peso que la estructura de gobierno o el manejo sostenible del río.

Infraestructuras y recursos: redes, recursos y alianzas

Las relaciones humanas basadas en la amistad, confianza y valores compartidos (lo que se conoce como “capital social”), así como las herramientas digitales (redes sociales como Facebook, Instagram, y aplicaciones como WhatsApp, etc.) ayudaron con la visibilización y comunicación de la deforestación del río Santa Catarina. El primer resultado concreto fue la promoción, organización e invitación a la protesta y valla humana en el espacio y momento de las acciones de deforestación a cargo del gobierno estatal de Nuevo León. Posterior a la movilización de personas y organizaciones locales fue que se concretó el movimiento #UnRíoEnElRío, el cual está dirigido por una Asamblea General compuesta por aproximadamente 15 personas, más otras organizaciones aliadas que se suman especialmente como firmantes de peticiones y otros documentos. En un grupo de WhatsApp están más de cien personas que comparten información y dialogan sobre el río. Gracias a ello se han podido organizar diversas acciones de participación informal y formal, como se explicará en la sección de “Participación ciudadana”.

Asimismo, el movimiento se ha sumado a actividades académicas, como con el Colegio de la Frontera Norte, sede Monterrey; la Universidad Nacional Autónoma de México en la Ciudad de México, y el Tecnológico

de Monterrey, sede Monterrey; se ha relacionado con organizaciones de otros estados, como de Chihuahua, Querétaro y Chiapas, así como con iniciativas globales, como *The Home River Bioblitz 2023*, *World Migratory Bird Day* y *The Global River Protection Coalition*. Las personas entrevistadas declararon que de los recursos más importantes es su equipo diverso en cuanto a conocimientos ecológicos, legales, políticos, geográficos y de comunicación, más la experiencia de algunas personas miembro en activismo e investigación. Al mismo tiempo se aclaró que el privilegio de clase es algo importante para el movimiento, al poder disponer de tiempo libre y de recursos económicos propios para poder llevar a cabo muchas de las actividades. Finalmente, en cuanto a financiamiento externo, el movimiento ha recibido algunos donativos solidarios y se encontraban aplicando para convocatorias.

Marcos interpretativos

Diagnóstico y pronóstico

Las principales herramientas con las que cuentan las personas miembro del movimiento para desarrollar el diagnóstico, y propuestas técnicas y legales en torno a la gestión del río Santa Catarina provienen de sus formaciones universitarias, pues cuentan con perfiles en ciencias ambientales, legales y políticas, entre otras; al igual que sus capacidades para generar vínculos con la academia, lo que ha ayudado a mejorar su trabajo en la materia. De igual forma, el acceso a información técnica y científica disponible en línea o solicitada vía transparencia a las autoridades correspondientes ha sido importante; a esto se suma la experiencia profesional y campo de algunas personas en el manejo de

cuencas o conservación de ecosistemas. Todo ello ha favorecido la acción del movimiento.

Motivación

Las personas entrevistadas del movimiento reconocen que actualmente existe mayor sensibilidad, responsabilidad y conciencia en torno a la protección y el respeto a la naturaleza, lo que da pauta a la organización, movilización y protesta en casos como la deforestación del río Santa Catarina. Pero de igual manera la sociedad de Nuevo León enfrentó y sufrió una crisis hídrica en 2022 ante la falta de lluvia durante los tres años del fenómeno hidrometeorológico La Niña. También se mencionó que muchas personas tienen contacto frecuente con el hábitat del río y conexión con el territorio, pues realizan diversas actividades de senderismo, identificación de biodiversidad, fotografía, etcétera. Entonces, un acto técnico, como deforestar un río ante una posible inundación, sin comunicación, rendición de cuentas ni participación ciudadana, se tradujo en indignación e injusticia socioambiental. Sumado a esto, la cobertura de la noticia en redes sociales y en diversos medios de comunicación locales y nacionales ayudó para detener la deforestación, y promover la movilización y las acciones que se describen a continuación.

Participación ciudadana y el Acuerdo de Escazú

Mecanismos de participación e instituciones involucradas

De acuerdo con lo identificado, junto con las personas entrevistadas del movimiento #UnRíoEnElRío, se detectaron ocho principales estrategias de participación ciudadana que se desarrollaron durante el periodo julio-diciembre de 2023. Cuatro son de tipo formal (amparos, audiencia pública, petición legal y el foro público), donde los espacios y procedimientos están regulados e institucionalizados por las autoridades responsables. Cuatro son informales (protesta social, petición change.org, activismo digital y festival), pues se impulsaron con los formatos, procesos, lugares, reglas y creatividad de las personas miembro del movimiento. Algunas se muestran en la Figura 5 y Figura 6.



Figura 5. Mecanismos formales de participación ciudadana. Fuentes: Gobierno de Nuevo León (2023b) y El Porvenir (2023).



Detengan el desmonte de vegetación en el lecho del Río Santa Catarina



El desmonte del Río Santa Catarina

25,591 Firmas 35,000
Próximo objetivo

[Apoya la petición ahora](#)

Firma esta petición

Nombre

Apellido

Correo electrónico



Figura 6. Mecanismos informales de participación ciudadana del movimiento #UnRíoEnElRío, Fuentes: Recio (2023), Change.org (2023), Garcino (2023) y Un Río En El Río (2023).

Los cinco eventos de participación, donde existió invitación o convocatoria, fueron de tipo abierto. De acuerdo con la escalera de Hart, en 7 de los 8 mecanismos de participación reconocidos hubo participación real, en especial los amparos, la solicitud de audiencia pública y la petición legal que tuvieron el máxima puntaje, ya que estas acciones fueron desarrolladas por la población (el movimiento) y ejecutadas por las autoridades de gobierno. Por el contrario, el foro público promovido por el gobierno estatal no se catalogó como una acción con participación, pues

no hubo deliberación, ni acuerdos, ni acciones consecutivas y vinculatorias. Lo anterior se presenta en la Tabla 1.

Tabla 1. Descripción de los mecanismos de participación ciudadana utilizados por el movimiento #UnRíoEnEIRío.

Mecanismo participativo	Tipo de participación (formal o informal)	Invitación al espacio de participación (abierta o cerrada)	Grado de participación de acuerdo con la escalera de Hart	Instituciones gubernamentales involucradas
Amparos legales	Formal	No aplica	8	Poder Judicial de la Federación
Audiencia pública	Formal	Abierta	8	Secretaría de Participación Ciudadana, Secretaría de Medio Ambiente, Secretaría de Movilidad y Planeación, Dirección General de Parques y Vida Silvestre, Protección Civil del Estado
Petición legal	Formal	No aplica	8	Gobierno del Estado de Nuevo León
Protesta social	Informal	Abierta	7	No aplica
Petición firma change.org	Informal	Abierta	7	No aplica
Activismo digital	Informal	No aplica	7	No aplica
Festival Río Fest	Informal	Abierta	7	No aplica
Foro público	Formal	Abierta	3	Secretaría de Participación Ciudadana, Secretaría de Medio Ambiente, Secretaría de Movilidad y Planeación, Protección Civil del Estado, Secretaría Técnica de Gobierno

Se destaca especialmente que el movimiento #UnRíoEnElRío, mediante los mecanismos de amparo, obtuvo una suspensión provisional de la deforestación del río a principios de agosto de 2023 y en el mes diciembre del mismo año se logró la suspensión definitiva. Es por ello que este mecanismo es el de mayor puntaje de acuerdo con la escalera de Hart, junto con la audiencia pública y la petición, salvo que el primero sí tuvo vinculación directa con las acciones de gobierno, mientras que los acuerdos derivados de la audiencia solo dos se cumplieron —hasta agosto de 2024—; sobre la petición para decretar al río Área Natural Protegida, el Ejecutivo no ha informado sobre los avances al respecto. Cabe destacar que el gobierno de Nuevo León impulsó un recurso de revisión a la suspensión provisional de amparo otorgada al movimiento, pero sin éxito, para continuar con las obras en el río. Ante la suspensión definitiva, al gobierno estatal solo se le autorizó la limpieza de residuos y desazolves, mas no lo remoción de árboles y vegetación, hasta que muestre una evaluación y manifestación de impacto ambiental.

Seguimiento de acuerdos y propuestas

El principal mecanismo que generó acuerdos formales entre las partes fue la audiencia pública, donde se concretaron cuatro acuerdos, de los cuales dos se cumplieron y el resto estaba en espera de seguimiento, como se expone en la Tabla 2.

Tabla 2. Cumplimiento de los acuerdos de la audiencia pública.

Acuerdo	Cumplimiento
Transparencia de la ficha técnica de la memoria de cálculo para evaluar el riesgo hidrometeorológico en el río Santa Catarina	Sí
Crear mesa técnica con seis especialistas, donde dos o tres personas pueden ser del movimiento, con la finalidad de analizar escenarios de modelación y mitigación de riesgos	Sí
Crear un grupo de acompañamiento para monitorear la transparencia de recursos y acciones derivadas del plan de intervención del río, donde el movimiento propondría 10 perfiles de especialistas	*No
Gestionar la declaratoria del río Santa Catarina como Área Natural Protegida, modalidad corredor biológico ripario, entre los gobiernos estatal y federal	*No

*Nota: la fecha de corte de esta investigación fue en agosto de 2024.

LeYES e instrumentos internacionales utilizados

Las normativas principales utilizadas por el movimiento #UnRíoEnElRío fueron, a nivel federal, la Ley de Amparo, la Ley General de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente, la Ley de Aguas Nacionales, la Ley General de Protección Civil. A nivel Nuevo León, especialmente la Ley de Participación Ciudadana y la Ley Ambiental. A nivel constitucional, se respaldaron las actividades con base en diversos artículos tanto de la esfera federal como estatal, al igual que los vinculados con un ambiente sano, petición, participación y acceso a la información, entre otros.

Reconocimiento institucional del derecho humano a la participación y del Acuerdo de Escazú

Los dos eventos formales que competen en esta sección, la audiencia pública y el foro público (de acuerdo con las personas entrevistadas y la información consultada en las páginas de gobierno sobre este evento), la autoridad responsable del mecanismo, la Secretaría de Participación Ciudadana, no mencionó que estas actividades se desarrollaron en el marco de reconocimiento del derecho humano a la participación ni como parte del ejercicio del Acuerdo de Escazú.

Accesibilidad e inclusión de los espacios de participación

En el caso de la audiencia pública, se promovió inicialmente en un espacio para 300 personas, sin embargo, un cambio repentino por parte de la Secretaría de Participación Ciudadana debido a asuntos de “orden”, autorizó un lugar para 100. Esto conllevó a que el día del evento, las personas no cupieran y muchas tuvieron que estar de pie o fuera del salón.

El foro público se desarrolló en instalaciones del Colegio Civil de la Universidad Autónoma de Nuevo León, que fue considerado por personas del movimiento como suficiente para el número de personas asistentes.

En cuanto a la ubicación de los lugares, ambos eventos se llevaron a cabo en instituciones públicas en el centro de Monterrey, donde existe adecuada accesibilidad física y de transporte, incluso en los espacios había rampas para las sillas de ruedas o para personas invidentes. Para quienes no pudieron asistir, la audiencia y el foro público se transmitieron en vivo

en redes sociales oficiales, que pueden verse en Facebook:
<https://www.facebook.com/watch/live/?ref=search&v=226468973700323>
y
<https://www.facebook.com/SCiudadanaNL/videos/843503550445264/>,
respectivamente.

Medios de comunicación, información proporcionada y tiempos de la convocatoria de los espacios de participación

Para el caso de la audiencia pública, la invitación solo fue promovida en redes sociales por el movimiento #UnRíoEnElRío. En cuanto al foro público, la invitación se hizo por parte de la Secretaría de Participación Ciudadana, la Secretaría de Medio Ambiente, y la Secretaría de Planeación y Movilidad. Sobre la información proporcionada por las instituciones para que la población conociera la situación del río a nivel general y sobre todo con datos técnicos y científicos, a fin de que formara su propia opinión, eso no ocurrió. Lo más destacable fueron los tiempos desde la convocatoria hasta el día del evento, ya que ambos fueron de un día para el otro, lo que dio mínimas oportunidades para informarse de manera adecuada. En dicha materia, el Acuerdo de Escazú no regula la cantidad de días entre la emisión de la convocatoria hasta la fecha del evento de participación, lo que es un área de mejora.

Evaluación de impacto ambiental o informes técnicos

Especialmente, para el caso de la deforestación del río Santa Catarina no se mostraron informes técnicos ambientales, o evaluaciones y manifestaciones de impacto ecológico previo a las acciones. El Gobierno de Nuevo León (2023a) comunicó el seis de julio que por instrucciones de la Conagua (la cual desarrolló un reporte) se tenían que hacer estas acciones de "limpieza". Dicho reporte técnico no se compartió públicamente. No obstante, gracias a los amparos promovidos por el movimiento ante el Poder Judicial de la Federación, que generó la suspensión definitiva de la deforestación, las autoridades públicas solo podrían deforestar y hacer cambios mayores, únicamente presentando una manifestación de impacto ambiental. Posterior a la audiencia pública fue que la Secretaría de Medio Ambiente compartió las fichas técnicas de la memoria de cálculo de evaluación del riesgo hidrometeorológico, la cual fue elaborada con datos desactualizados y variables no contempladas, según especialistas de la academia que fueron consultados por personas del movimiento.

Discusión y conclusiones

Como se pudo constatar en este trabajo de investigación, la teoría del proceso político es útil para entender cómo y qué factores influyeron para que el movimiento #UnRíoEnElRío se movilizara, en este caso, ante la deforestación del río Santa Catarina en el estado de Nuevo León, México. Asimismo, el concepto de participación ciudadana y la escalera de Hart son valiosas para caracterizar la participación ciudadana. De igual

manera, el Acuerdo de Escazú permite agregar otras variables, en especial de asuntos ambientales, como la gestión de los recursos hídricos. La información recabada es de mejor calidad cuando se pregunta directamente a las personas que se movilizan y se colabora directamente en los procesos de participación. La teoría del proceso político inclusive puede servir como instrumento para planear futuras movilizaciones de cualquier actor u organización social.

En este escenario se logró identificar que la raíz de la movilización del movimiento #UnRíoEnElRío fue a causa de una amenaza ambiental (la deforestación del río promovida por la Conagua), que vulneró diversos derechos humanos, como a un ambiente sano, a la salud, a la información, a la participación y a la ciudad. La mayor oportunidad política estuvo especialmente relacionada con la disputa política entre las élites de los diversos partidos de Nuevo León a causa del cambio electoral del gobierno estatal en 2021, donde ganó un nuevo partido político. Los principales recursos con los que cuenta el movimiento son sus relaciones humanas basadas en la confianza y valores comunes, redes sociales digitales, conocimientos universitarios y privilegios de clase, que ayudaron no solo a impulsar diversos mecanismos de participación sino también diagnósticos y propuestas técnicas y legales.

En cuanto a los mecanismos de participación, el movimiento se involucró en al menos ocho durante el periodo julio-diciembre de 2023, los cuales fueron, por la parte de mecanismos formales: amparos, audiencia pública, petición legal y foro público; mientras que los informales: protesta social, petición en change.org, activismo digital y festival Río Fest. De acuerdo con la escalera de Hart, los amparos, la audiencia pública y la petición legal tuvieron el mayor puntaje (8), pues

lograron incidir en las instituciones de gobierno federal y estatales. Mientras que el foro público fue el de menor calificación, ya que la participación no generó deliberación, acuerdos ni seguimiento, por lo que se consideró como acción simbólica. En cuanto a la audiencia y el foro público coordinados por las autoridades de Nuevo León, no reconocieron explícitamente estos mecanismos participativos dentro del marco del derecho humano a la participación ni del Acuerdo de Escazú. Las convocatorias de ambos eventos se hicieron un día antes de llevarlos a cabo, sin brindar información sobre la situación del río. La ubicación física de los lugares se consideró accesible, pero el de la audiencia pública no fue suficiente en cuanto al espacio. Tanto la audiencia como el foro se transmitieron en vivo en redes sociales.

Por otro lado, aunque las decisiones hídricas se traten de una situación urgente, como una posible inundación, hay una necesidad social de ser incluida, informada y participar en la toma de decisiones, y sobre todo en asuntos ambientales, donde existe mayor sensibilidad y preocupación. Esto detona una evolución de la democracia ambiental, donde ya no es suficiente el modelo representativo, sino que se exige transitar hacia una gobernabilidad participativa, lo que abarcaría al concepto de gobernanza. Desde principios de este siglo se concluyó que la crisis del agua se tratará de crisis de gobernabilidad y gobernanza (Gupta, Pahl-Wostl, & Zondervan, 2013). Sin embargo, la lógica que ha dominado la historia de la gestión de los recursos hídricos en México es un paradigma ingenieril hidráulico que no tiene una perspectiva holística y que en ocasiones genera conflictos socioambientales (Domínguez, 2019; Pacheco-Vega, 2017; Olvera-Molina, 2016; Wester *et al.*, 2009;

Lezama-Escalante, 2007), situación que se vio reflejada en el caso del río Santa Catarina.

Por ende, hablando técnicamente, lo adecuado en primera medida es que las instituciones federales, como la Comisión Nacional del Agua, o a nivel estatal, como la Secretaría de Medio Ambiente, desarrollen e implementen protocolos de participación ciudadana desde las fases iniciales de las políticas y de manera proactiva, no reactiva, como en el caso del río Santa Catarina. Esto conllevaría a contar con personal especializado, sobre todo de las ciencias sociales. También es imperiosa la necesidad de vincular estos procesos democráticos con base en los derechos humanos a la participación, a la información y a la justicia ambiental, más con la obligación que establece el vigente Acuerdo de Escazú a México, lo que ayudaría a evitar tensiones y disputas sociales (Carrillo-Fuentes & Velasco-Ramírez, 2022). A la par, se debe mejorar la calidad y cantidad de la información disponible, por lo que es necesario robustecer la transparencia, lo que promovería una participación social con alto desempeño y eficacia (Villada-Canela *et al.*, 2019).

En Nuevo León, para el caso estudiado, fue benéfico que existiera una secretaría y una ley específica de participación ciudadana para regular las interacciones entre sociedad y gobierno, aunque hubiera obstáculos para dar seguimiento y cumplimiento a los acuerdos generados, como los de la audiencia pública. A nivel federal, la Ley de Aguas Nacionales establece mecanismos participativos, como los consejos de cuenca, que además de tener problemas de funcionamiento y de incidencia en las políticas hídricas, presentan conflictos de representatividad de sectores. Por ejemplo, la representación de la sociedad civil de Nuevo León en el Consejo de Cuenca del Río Bravo, periodo 2022-2026

(<https://www.cuencariobravo.org/directorio-1>), está compuesta por el Consejo Estatal Agropecuario de Nuevo León y el Colegio de Ingenieros Civiles de Nuevo León, A. C.; al analizar estas organizaciones, se encontró que no tienen una visión y *expertise* de conservación ecológica o de derechos humanos, sino que representan intereses de producción agropecuaria y de gestión de inversión para la construcción de infraestructura.

Lo expuesto en las líneas anteriores ha sido estudiado por Córdova-Bojórquez y Romo-Aguilar (2022) en el caso de los órganos ciudadanos de la planeación metropolitana, al exponer que en diversas ocasiones las organizaciones de la "sociedad civil" sirven para sobrerrepresentar intereses del sector privado. Continuando con la Comisión Nacional del Agua y el Consejo de Cuenca del Río Bravo, estas instituciones no se han acercado con el movimiento #UnRíoEnElRío para establecer relaciones de colaboración en torno a la gestión del río Santa Catarina de acuerdo con lo informado por las personas entrevistadas, por lo que se puede observar una desconexión entre la institucionalidad formal del agua y los grupos sociales locales.

Puntualmente, para el tema de la gestión de inundaciones, esta no debe de incluir solo cuestiones físicas o mecánicas del agua, como incrementar la capacidad hidráulica y la construcción de una nueva presa, sino que debe impulsarse de manera integral, incorporando elementos sociales y ecológicos en la toma de decisión. En este sentido, en materia sociológica se puede hacer una construcción social del riesgo de inundación, pues el deterioro o la conservación hidrológica de las cuencas y la generación de resiliencia depende también de la participación comunitaria, de ciertos sectores económicos y de diferentes niveles de

gobierno (Merlinsky & Tobías, 2016). En cuanto a lo ecológico, existe evidencia científica para promover una gestión de las inundaciones con soluciones basadas en la naturaleza (SbN), por medio de la restauración de suelos erosionados o de bosques incendiados, y la restauración de ríos y sus ecosistemas ribereños, entre otras alternativas (Hamers, Maier, Zecchin, & van Delden, 2023; Morris & Tippett, 2023; Serra-Llobet *et al.*, 2022; Ilieva *et al.*, 2018); esto permitiría generar un plan integral de gestión de inundaciones en Nuevo León.

Además de requerirse más personas de las ciencias sociales en la Conagua para lograr una gestión más democrática e integral, también es importante incluir personal de las ciencias ambientales. México no puede seguir basando la gestión del agua solo en conocimiento hidráulico y de mega obras de cemento y acero, pues ello obedece al modelo de la política del agua del siglo XX. Pero cambiar esto no es sencillo debido a que la hidrocracia hidráulica del país tiene mucho poder, inclusive con fuertes relaciones con partidos políticos, lo que ha detenido la transición hacia una gestión integrada y con gobernanza (González-Reynoso, 2019; Wester *et al.*, 2009). La nación requiere de una nueva política del agua con visión multidisciplinar, basada en derechos humanos, como a la participación y a la información; en soluciones sustentadas en la naturaleza (cuencas y ecosistemas “infraestructuras verdes”), y con perspectiva de cambio climático. Mientras impere una política del agua desactualizada y centralizada, se generarán conflictos e ineficacia en las políticas, como lo fue el intento de prevención de inundaciones en el río Santa Catarina.

Un aspecto social dentro del movimiento #UnRíoEnEIRío es que cerca de la mitad de las personas tienen una edad que ronda entre los 18

y 35 años. El vigente contexto ofrece diversos instrumentos tecnológicos y digitales que son aprovechados por las juventudes, como las redes sociales, que visibilizan un problema que se coloca en la agenda pública y política, el cual después es impulsado por los medios de comunicación. Un segundo factor social a subrayar al participar en las diversas actividades del movimiento es que existe paridad de género, gracias, en gran parte, a ser un grupo inclusivo y diverso, donde no se tienen posturas machistas y se apoyan enfoques feministas. El tipo de liderazgo observado en el movimiento podría ser conceptualizado como liderazgo policéntrico (el poder está distribuido), ya que no hay una sola persona líder del movimiento, sino que las decisiones son tomadas en horizontalidad y colectividad por medio de la Asamblea, donde hay consensos o acuerdos.

En relación con el proceso del movimiento socioambiental #UnRíoEnELRío, se ha planteado internamente si la organización social solo debe ser temporal o evolucionar hacia su institucionalización, como por ejemplo en un observatorio hídrico o en una contraloría ciudadana del agua. Un caso ocurrido también en el norte de México fue el movimiento social en defensa por el agua contra la cervecera Constellations Brands entre 2017 y 2020, donde se utilizaron diversos mecanismos informales e informales de participación ciudadana para expulsar a dicha empresa de Baja California (Gallardo-Tapia & Cortez-Lara, 2022; Samaniego-López, 2021). A partir de esta movilización social se conformó la Contraloría Ciudadana del Agua de Mexicali (Ramírez, 2021). Ante lo expuesto en este artículo, el movimiento #UnRíoEnELRío se suma a la lista histórica de movimientos sociales por el agua en México y en Nuevo

León, además de los registrados en la entidad por De-Ita-Rubio (2017) y Martínez-Canales (2023).

Asimismo, cabe destacar a los festivales como instrumento de la movilización y participación ciudadana, que no solo promueven la sensibilización y organización social, sino que a la par se realizan actividades artísticas y gastronómicas, entre otras, que hace culturalmente más dinámico, lúdico y atractivo el involucramiento político en la gestión de los recursos hídricos en el territorio. Un claro ejemplo en México es el “Festival Agua que Corre” en el estado de Querétaro (para conocerlo directamente: <https://bajotierra.com.mx/bt/festival-agua-que-corre/>), donde diversas organizaciones de la sociedad civil y personas de la academia han impulsado tres ediciones en los últimos años; este movimiento socioambiental ha logrado, entre muchas cosas, la creación de una contraloría ciudadana del agua y saneamiento en dicha entidad, así como el detenimiento de una ley hídrica estatal que no favorecía la gestión sostenible, equitativa y democrática del líquido vital.

Finalmente, como lo exponen Duarte-Abadía, Hoogesteger y Yacoub (2016), la gobernanza hídrica en América Latina se ha desarrollado en las últimas décadas no tanto por el liderazgo y voluntad política de los gobiernos, sino a partir de protestas y movilizaciones sociales, donde se defiende a los ecosistemas y a población vulnerable que se ven afectados ante proyectos promovidos desde el Estado. Lo anterior explica el caso del movimiento #UnRíoEnElRío, que ha logrado cambiar algunas de las lógicas y acciones gubernamentales centralizadas que excluyen la participación ciudadana en los procesos de toma de decisión. En México, una de las mayores exigencias que se siguen impulsado es el cambio de paradigma de la gestión del agua, de una tecnocrática a una democrática

e integral; pero mientras instrumentos como el Acuerdo de Escazú no se reflejen en autoridades como la Conagua a nivel federal, o en la entidad en la Secretaría de Medio Ambiente, los cambios se tendrán que hacer vía amparos o por cualquier otro método institucional o informal confrontativo.

Queda un gran espacio de oportunidad para cambiar el panorama hídrico en el nuevo sexenio presidencial dentro del Programa Nacional Hídrico 2025-2030, así como en una nueva y anhelada Ley General de Aguas.

Agradecimientos

Agradezco infinitamente a las personas miembro del movimiento #UnRíoEnElRío que aceptaron realizar la entrevista a profundidad para lograr este artículo. También a las demás personas que forman parte de este movimiento, y que colaboran para favorecer una mayor democracia y sostenibilidad en la gestión del río Santa Catarina y de las cuencas de Nuevo León. Gracias especiales al Dr. Gustavo Córdova-Bojórquez por la revisión y comentarios a este texto.

Referencias

Aguilar-Miranda, A.A.P. (2023). Los consejos de cuenca en la federación mexicana. *Espacios Públicos*, 24(60), 51-70. DOI: 10.36677/espaciospublicos.v23i60.21318

Almeida, P. (2020). *Movimientos sociales: la estructura de la acción colectiva*. Buenos Aires, Argentina: Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales. Recuperado de <https://www.clacso.org/wp-content/uploads/2020/09/01-Paul-Almeida.pdf>

Anguiano-Orozco, D. (24 de noviembre, 2023). Nuevo León tiene déficit de áreas verdes de acuerdo a Medio Ambiente. *MVS Noticias*. Recuperado de <https://mvsnoticias.com/nuevo-leon/2023/11/24/nuevo-leon-tiene-deficit-de-areas-verdes-de-acuerdo-medio-ambiente-616031.html>

Carrillo-Fuentes, J. C., & Velasco-Ramírez, A. (2022). Acuerdo de Escazú. En: *Implicaciones legales y participación de los actores* (pp. 12-16). Alemania: Friedrich Ebert Stiftung. Recuperado de <https://library.fes.de/pdf-files/bueros/mexiko/19255.pdf>

CEPAL, Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2021). *Acuerdo de Escazú entra en vigor en América Latina y el Caribe en el Día Internacional de la Madre Tierra*. Recuperado de <https://www.cepal.org/es/comunicados/acuerdo-escazu-entra-vigor-america-latina-caribe-dia-internacional-la-madre-tierra>

CEPAL, Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2022). *Acuerdo Regional sobre el Acceso a la Información, la Participación Pública y el Acceso a la Justicia en Asuntos Ambientales en América Latina y el Caribe*. Recuperado de <https://repositorio.cepal.org/server/api/core/bitstreams/a6049491-a9ee-4c53-ae7c-a8a17ca9504e/content>

Change.org. (08 de julio, 2023). *Detengan el desmonte de vegetación en el lecho del río Santa Catarina*. Recuperado de <https://www.change.org/p/colosioriojas-samuel-garcias-medioambientenl-detengan-el-desmonte-de-vegetaci%C3%B3n-en-el-lecho-del-r%C3%ADo-santa-catarina#decision-makers-heading>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016). *Consejos de cuenca*. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/documentos/consejos-de-cuenca>

Córdova-Bojórquez, G., & Romo-Aguilar, M. D. (2016). Participación ciudadana en el ordenamiento ecológico local: Juárez, Chihuahua. *Estudios Sociales. Revista de Alimentación Contemporánea y Desarrollo Regional*, 25(47), 247-271. DOI: 10.24836/es.v25i47.316

Córdova-Bojórquez, G., & Romo-Aguilar, M. D. (2022). *Gobernanza urbana metropolitana. La experiencia de los institutos de planeación en México*. Tijuana, México: El Colegio de la Frontera Norte-Instituto Municipal de Investigación y Planeación.

Daniell, K. A. (2012). *Co-engineering and participatory water management. Organisational challenges for water governance*. Cambridge, USA: Cambridge University. DOI: 10.1017/CBO9780511998072

De-Ita-Rubio, B. L. (2017). A propósito de medio ambiente, participación ciudadana y sustentabilidad. Tres problemas relacionados con el agua en el Nuevo León contemporáneo. *Humanitas Digital*, 44(2), 75-99. Recuperado de <https://humanitas.uanl.mx/index.php/ah/article/view/162/146>

Díaz-Aldret, A. (2017). Participación ciudadana en la gestión y en las políticas públicas. *Gestión y Política Pública*, 26(2), 41-379. DOI: 10.29265/gypp.v26i2.337

Domínguez, J. (2019). *La política del agua en México a través de sus instituciones, 1917-2017*. Ciudad de México, México: El Colegio de México.

Duarte-Abadía, B., Hoogesteger, J., & Yacoub, C. (2016). *Gobernanza del agua: una mirada desde la ecología política y la justicia hídrica*. Recuperado de <https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/24702/1/Gobernanza%20del%20agua%20OK.pdf>

El Porvenir. (19 de septiembre, 2023). Truenan en foro por ecocidio en río Santa Catarina. *El Porvenir*. Recuperado de <https://elporvenir.mx/local/truenan-en-foro-por-ecocidio-en-rio-santa-catarina/602237>

Esparza-Hernández, L. G., Valdés-Lozano, C. G. S., Cantú-Martínez, P. C., & De-la-Mora, G. (2014). Historia de las crisis del agua en el área metropolitana de Monterrey (AMM), previa a la llegada de las grandes represas (1597-1955). *Ciencia UANL*, 17(67), 37-51. Recuperado de <https://cienciauanl.uanl.mx/wp-content/uploads/2014/07/Historia-Crisis-Agua-1767.pdf>

Flor, E., & Sáenz, A. (2018: 24). La participación como eje central del desarrollo. *Estudios de la Gestión*, 4, 11-37. DOI: 10.32719/25506641.2018.4.1

Gallardo-Tapia, M. F., & Cortez-Lara, A. A. (2022). Procesos fallidos de gobernanza del agua en la región de Mexicali: conflicto socioambiental por la planta cervecera Constellation Brands. *Norteamérica*, 17(1), 1-24. DOI: 10.22201/cisan.24487228e.2022.1.557

Garcino, A. (27 de julio, 2023). Activistas tendrán audiencia pública por desmonte del río Santa Catarina. *ABCNoticias*. Recuperado de <https://abcnoticias.mx/local/2023/7/27/activistas-tendran-audiencia-publica-por-desmonte-del-rio-santa-catarina-194332.html>

Gobierno de Nuevo León. (2023a). *Implementará Gobierno Estatal y Conagua plan de acción de emergencias para reducir inundaciones*. Recuperado de <https://www.nl.gob.mx/boletines-comunicados-y-avisos/implementara-gobierno-estatal-y-conagua-plan-de-accion-de-emergencias>

Gobierno de Nuevo León. (2023b). *Gobierno del Estado realiza audiencia pública sobre la conservación integral y sostenible del río Santa Catarina*. Recuperado de <https://www.nl.gob.mx/boletines-comunicados-y-avisos/gobierno-del-estado-realiza-audiencia-publica-sobre-la-conservacion>

González-Reynoso, A. (2019). Reforma y autonomización del campo de la política hidráulica en México (1976-1994). En: Perló-Cohen, M., & Zamora-Saenz, I. (coord.). *El estudio del agua en México. Nuevas perspectivas teórico-metodológicas*. Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México. Recuperado de <https://www.iis.unam.mx/el-estudio-del-agua-en-mexico-nuevas-perspectivas-teorico-metodologicas/>

- González-Valencia, M. (2020). Los acaparadores del agua. En: *Análisis plural México y la 4T contradicciones y límites* (pp. 209-212). Recuperado de <https://rei.iteso.mx/bitstream/handle/11117/6419/S4-Los%20acaparadores%20del%20agua.pdf>
- Gupta, J., Pahl-Wostl, P., & Zondervan, R. (2013). 'Glocal' water governance: A multi-level challenge in the anthropocene. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(6), 573-580. DOI: 10.1016/j.cosust.2013.09.003
- Hamers, E. M., Maier, H. R., Zecchin, A. C., & van Delden, H. (2023). Effectiveness of nature-based solutions for mitigating the impact of pluvial flooding in urban areas at the regional scale. *Water*, 15(4), 642. DOI: 10.3390/w15040642
- Ilieva, L., McQuistan, C., van Breda, A., Rodríguez, A. V., Guevara, O., Cordero, D., Podvin, K., & Renaud, F. (2018). *Adoptando soluciones basadas en la naturaleza para la reducción del riesgo de inundación en América Latina*. Recuperado de <https://library.alnap.org/system/files/content/resource/files/main/22352820181115111713.pdf>
- Lara-Trejo, N. (2017). *La participación ciudadana: una nueva alternativa para la gestión del agua* (tesis para Maestra en Políticas Públicas Comparadas). Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, Ciudad de México, México. Recuperado de https://flacso.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1026/331/1/Lara_N.pdf

Lezama-Escalante, C. (2007). *La perspectiva hidráulica en el manejo del agua en México*. XXVI Congreso de la Asociación Latinoamericana de Sociología. Asociación Latinoamericana de Sociología. Recuperado de <https://cdsa.aacademica.org/000-066/1089.pdf>

Mabel-Villalba, S. (2020). La dimensión política de los movimientos sociales: el caso de Paraguay. En: *Decidamos, Campaña por la Expresión Ciudadana* (pp. 11-18). Recuperado de <https://ea.net.py/blogs/la-dimension-politica-de-los-movimientos-sociales-el-caso-de-paraguay/>

Martínez-Canales, L. A. (2023). "¡No es sequía, es saqueo!" Propaganda y movimiento social durante la crisis hídrica en Monterrey, México, desde el sentido común de Gramsci. *Transdisciplinar*, 3(5), 130-172. DOI: 10.29105/transdisciplinar3.5-74

Mata-Balderas, J. M., Hernández-Cárdenas, S. E., Alanís-Rodríguez, E., & Mora-Olivo, A. (2020). Riqueza, composición y abundancia de especies en una comunidad vegetal ribereña en el río Santa Catarina, Monterrey, Nuevo León. *CienciaUAT*, 14(2), 6-20. DOI: 10.29059/cienciauat.v14i2.1248

Merlinsky, M. G., & Tobías, M. A. (2016). Inundaciones y construcción social del riesgo en Buenos Aires. Acciones colectivas, controversias y escenarios de futuro. *Cuadernos del Cendes*, 33(91), 45-63. Recuperado de http://saber.ucv.ve/ojs/index.php/rev_cc/article/view/11006

- Moreno-Torres, G., & Domínguez-Aguilera, M. (2021). Guía sobre la participación ciudadana. Centro de Fomento al Desarrollo del Sur A. C. México. Recuperado de <https://es.scribd.com/document/520322407/Guia-Sobre-La-Participacion-Ciudadana>
- Morris, S. A., & Tippet, J. (2023). Perceptions and practice in natural flood management: Unpacking differences in community and practitioner perspectives. *Journal of Environmental Planning and Management*, 67(11), 2528-2552. DOI: 10.1080/09640568.2023.2192861
- NaturalistMX. (s.f.). *Río Santa Catarina, NL, MX*. Recuperado de <https://mexico.inaturalist.org/places/rio-santa-catarina#>
- Nagel-Vega, V. (2023). El río Santa Catarina y su histórico vínculo urbano con Monterrey, Nuevo León. *Academia XXII*, 14(28), 58-86. DOI: 10.22201/fa.2007252Xp.2023.14.28.87236
- Olvera-Molina, M. (2016). Desnaturalizando la cuenca en México. Notas sobre el espacio hidropolítico. *Agua y Territorio*, 7, 11-21. DOI: 10.17561/at.v0i7.2959
- Pacheco-Vega, R. (2017). El megaproyecto de la presa El Zapotillo como nodo centroidal de conflicto intratable. Un análisis desde la ecología política. *Espiral*, 24(69), 193-229. DOI: 10.32870/espiral.v24i69.5283
- Parra-Armenta, E. M. (2022). Diseño institucional y desempeño de un consejo de cuenca mexicano. *Revista Mexicana de Sociología*, 85(1), 103-133. DOI: 10.22201/iis.01882503p.2023.1.60416

- Pineda-Pablos, N., Moreno-Vázquez, J. L., & Díaz-Caravantes, R. E. (2019). La capacidad institucional de los consejos de cuenca en México. El caso del alto noroeste, 1999-2017. *Región y Sociedad*, 31, 1-23. DOI: 10.22198/rys2019/31/1029
- Ramírez, J. C. (24 de abril, 2021). Nace la Contraloría Ciudadana del Agua de Mexicali. *El Siglo de Torreón*. Recuperado de <https://www.elsiglodetorreon.com.mx/noticia/2021/nace-la-contraloria-ciudadana-del-agua-de-mexicali.html>
- Recio, K. (11 de julio, 2023). Piden comparecencia de funcionarios de NL por desmonte en río Santa Catarina. *Milenio*. Recuperado de <https://www.milenio.com/politica/desmonte-rio-santa-catarina-piden-comparecencia-funcionarios>
- Rodríguez-Palacios, E. & Macías, J. L. (2020). *Es Río Santa Catarina un sistema de defensa natural*. Vida Universitaria. San Nicolás de los Garza, México: Universidad Autónoma de Nuevo León. Recuperado de <https://vidauniversitaria.uanl.mx/expertos/es-rio-santa-catarina-mty-un-sistema-de-defensa-natural/>
- Samaniego-López, M. A. (2021). Nuevos usos contra acuerdos precedentes en la cuenca internacional del río Colorado: la cervecería Constellations Brands. *Foro Internacional*, 61(4), 969-1001. México. DOI: 10.24201/fi.v61i4.2793
- Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2021). *Acuerdo de Escazú. Acciones de implementación en el sector ambiental*. Recuperado de <https://www.gob.mx/semarnat/acciones-y-programas/el-acuerdo-de-escazu>

Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2023). *Taller Participación pública en materia ambiental. Programa de fortalecimiento de capacidades para la implementación del Acuerdo de Escazú en el sector ambiental*. Recuperado de https://dsiappsdev.semarnat.gob.mx/datos/portal/escazu/PP_VP_PartPub_SectAmb_Escazu_19oct23.pdf

Serra-Llobet, A., Jähnig, S. C., Geist, J., Kondolf, G. M., Damm, C., Scholz, M., Lund, J., Opperman, J. J., Yarnell, S. M., Pawley, A., Shader, E., Cain, J., Zingraff-Hamed, A., Grantham, T. E., Eisenstein, W., & Schmitt, R. (2022). Restoring rivers and floodplains for habitat and flood risk reduction: Experiences in multi-benefit floodplain management from California and Germany. *Frontiers in Environmental Science*, 15(9), 1-24. DOI: 10.3389/fenvs.2021.778568

SRE, Secretaría de Relaciones Exteriores. (2023). *Se refrendan compromisos con Acuerdo de Escazú en evento #EscazúAhora, avances y retos para México* (Comunicado No. 271). Recuperado de <https://mision.sre.gob.mx/oea/index.php/comunicados/44-comunicados-2023/881-se-refrendan-compromisos-con-acuerdo-de-escazu-en-evento-escazuahora-avances-y-retos-para-mexico-22-jun-23>

Telediario Monterrey. (7 de julio, 2023). *Retirarán vegetación del río Santa Catarina para evitar inundaciones en caso de huracán*. *Telediario Monterrey*. Recuperado de <https://www.youtube.com/watch?v=VWMJ9RFCK9U>

Un Río En El Río (2023). *Sin nombre*. Recuperado de <https://www.facebook.com/photo.php?fbid=142768885580018&set=pb.100095407220283.-2207520000&type=3>

Villada-Canela, M., Martínez-Segura, N., Daesslé, L. W., & Mendoza-Espinoza, L. (2019). Fundamentos, obstáculos y retos de la participación pública en la gestión del agua en México. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(3), 12-46. DOI: 10.24850/j-tyca-2019-03-02

Wester, P., Rap, E., & Vargas-Velázquez, S. (2009). The hydraulic mission and the Mexican hydrocracy: Regulating and reforming the flows of water and power. *Water Alternatives*, 2(3), 395-415. Recuperado de <https://www.water-alternatives.org/index.php/allabs/64-a2-3-6/file>

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-05-05

Artículos

Demanda de agua para uso doméstico en Oaxaca, México

Water demand for domestic use in Oaxaca, Mexico

José Luis Montesillo-Cedillo¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9605-8001>

Miguel Angel Cruz-Vicente², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8401-0406>

¹Centro de Investigación Multidisciplinario en Educación, Universidad Autónoma del Estado de México, Estado de México, México, jlmonte@prodigy.net.mx

²Facultad de Turismo, Universidad Autónoma de Guerrero, Guerrero, México, miguelcruz_vicente@hotmail.com

Autor para correspondencia: José Luis Montesillo-Cedillo, jlmonte@prodigy.net.mx

Resumen

Oaxaca es una de las 32 entidades federativas de los Estados Unidos Mexicanos y cuenta con 570 municipios. La precipitación promedio para el estado de Oaxaca durante el periodo 1990-2023 fue de 1 372.3



milímetros. La entidad, para 2021, contaba con 1 125 892 viviendas particulares de las cuales 1 008 978 disponían de agua entubada, pero solo 793 915 se abastecían del servicio público. El objetivo de la investigación fue calcular la elasticidad-precio, la elasticidad-ingreso y la elasticidad-precipitación de la demanda de agua para uso doméstico; para ello, se estimó un modelo en su forma recíproca logarítmica por medio de mínimos cuadrados ordinarios; se estimó que la elasticidad-precio fue -0.467; la de ingreso, 0.0000002, y la de precipitación de 0.128, los cuales concuerdan, en términos generales, con estudios similares realizados para otras entidades federativas de México, para todo el país y para algunos países de habla hispana.

Palabras clave: municipios, tarifa, elasticidad-precio, elasticidad-ingreso y precipitación.

Abstract

Oaxaca is one of the 32 federal entities of the United Mexican States and has 570 municipalities. The average precipitation for the state of Oaxaca during the period 1990-2023 was 1 372.3 millimeters. The entity, by 2021, had 1 125 892 private homes and only 1 008 978 had piped water, but only 793 915 were supplied with public service. The objective of the research was to calculate the price elasticity, income elasticity, and precipitation elasticity of the demand for water for domestic use; for this, a model was estimated in its reciprocal logarithmic form by means of ordinary least squares; it was estimated that the price elasticity was -0.467; the income rate was 0.0000002 and the precipitation rate was 0.128, which agree, in general terms, with similar studies carried out for

other federal entities in Mexico, for the entire country and for some Spanish-speaking countries.

Keywords: Municipalities, rate, price-elasticity, income-elasticity and precipitation.

Recibido: 17/06/2024

Aceptado: 15/08/2024

Publicado *ahead of print*: 05/09/2024

Versión final: 01/09/2025

Introducción

Ubicación geográfica

Oaxaca es una de las 32 entidades federativas que conforman a los Estados Unidos Mexicanos; se ubica en la mesorregión sur-sureste. Oaxaca de Juárez es su ciudad capital. Colinda al norte con los estados de Puebla y Veracruz de Ignacio de la Llave; al sur, con el océano Pacífico; al oeste, con el estado de Guerrero, y al este con Chiapas (Figura 1); tiene cerca de 600 kilómetros de costa. De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), la entidad federativa tiene una superficie territorial de 93 757.6 km², con una densidad poblacional de 44.1 habitantes por km² (INEGI, 2020); en este espacio geográfico están asentados los 570 municipios que integran al estado de Oaxaca, lo cual la convierte en la entidad con el mayor número de municipios. El 49

% de la población se concentra en centros urbanos y el resto (51 %), en localidades rurales menores a 2 500 habitantes.

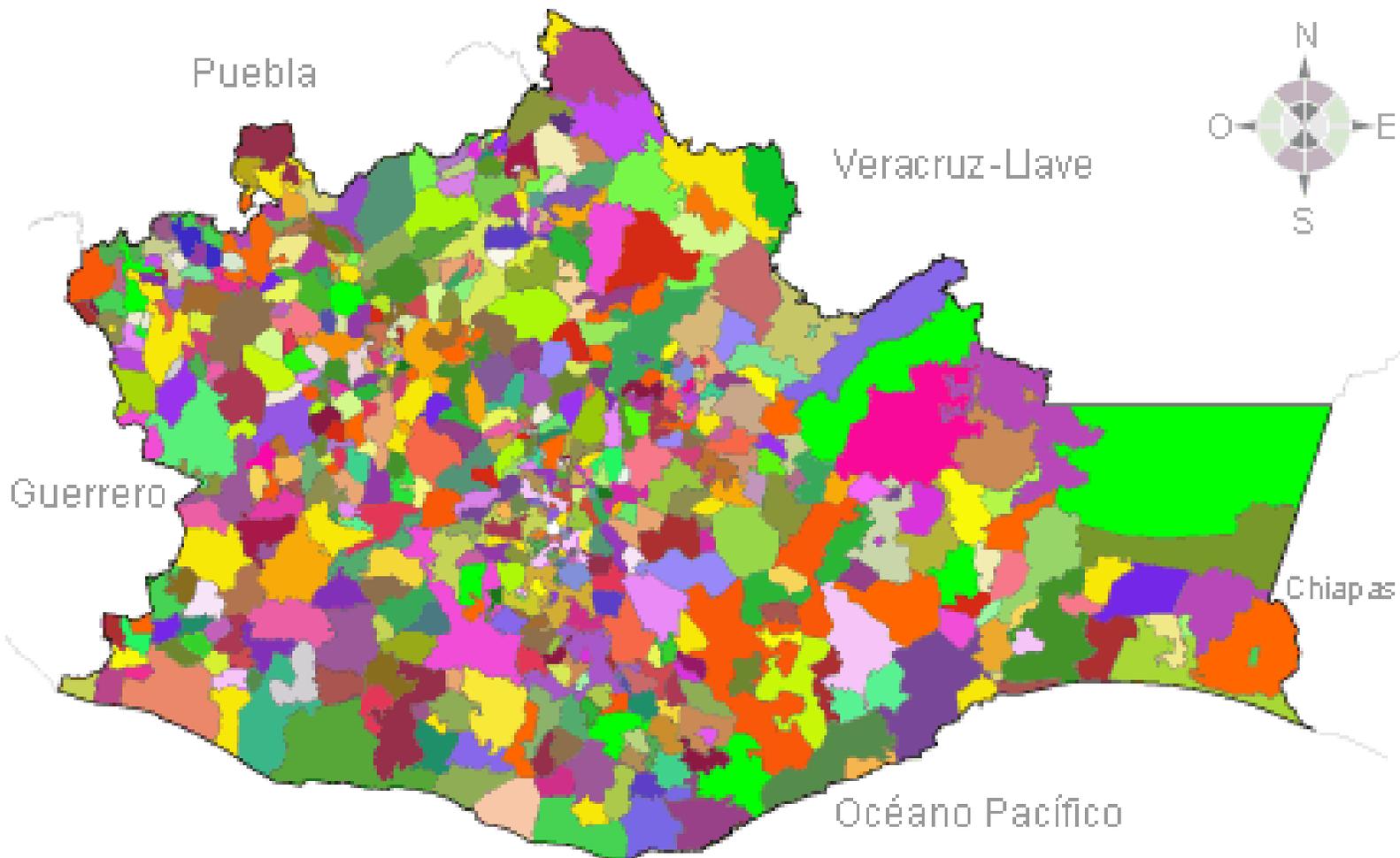


Figura 1. Colindancia y división territorial de Oaxaca. Fuentes: INEGI (2024a), INEGI (2024b).

La división política de Oaxaca es la más complicada del país, ya que está integrada por ocho regiones geográficas y culturales (Cañada, Costa, Istmo, Mixteca, Papaloapan, Sierra Sur, Sierra Norte y Valles Centrales);

segmentadas en 30 distritos, que integran las municipalidades (*supra*) y albergan a poco más de 11 mil comunidades. Del total de alcaldías, 418 se gobiernan bajo el sistema de usos y costumbres (Gobierno del estado de Oaxaca, 2024a).

Aspecto demográfico

De acuerdo con el censo de población de 2020, Oaxaca tenía una población de 4 132 148 habitantes, de los cuales 2 157 305 son mujeres y el resto 1 974 843 corresponden a personas del sexo masculino; en porcentaje representan el 52.2 para las personas del sexo femenino y el 47.8 restante, al masculino (Figura 2); existe una relación hombre-mujer de 0.92, es decir, por cada 92 hombres existen 100 mujeres; y el promedio de hijas e hijos nacidos vivos asciende a 2.4. La esperanza de vida al nacer es de 76.8 y 71.4 años para las mujeres y los hombres, respectivamente. El grado promedio de escolaridad de la población de 15 años y más es de 8.1, lo que equivale a un poco más de segundo año de secundaria; el 11.8 % de las personas de 15 años y más no sabe leer ni escribir un recado (INEGI, 2020).

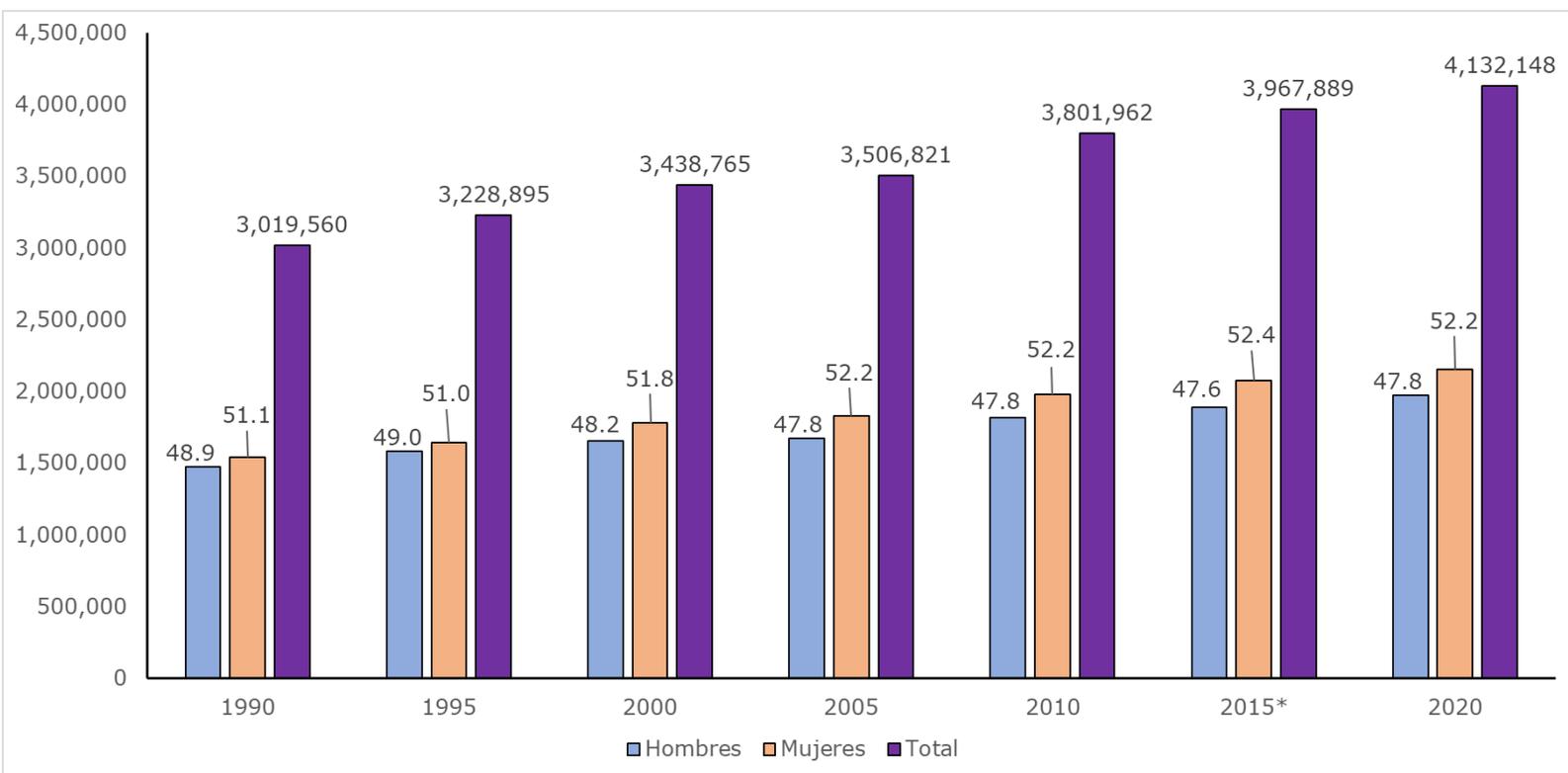


Figura 2. Evolución de la población total y por sexo en Oaxaca, 1990-2020. Fuente: Inafed (2024).

Oaxaca es el claro ejemplo de la multiculturalidad de México, donde conviven diferentes grupos étnicos, pues el 4.7 % del total de la población se considera afrodescendiente; en términos absolutos son 194 474 personas; 1 780 303 habitantes son indígenas en hogares censados. La Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas (CDI) utiliza una metodología que cuantifica la población con base en la definición del hogar indígena bajo el principio de la identidad étnica en el ámbito doméstico (CDI, 2015: 10).

Aspecto económico

De acuerdo con el INEGI (2020), 1 825 593 es la población de 12 años y más económicamente activa, lo que equivale al 44.2 % con respecto a la población total estatal; de las cuales, 98 de cada 100 personas se encuentran ocupadas (Tabla 1). Para el tercer trimestre del año 2023, la tasa de desempleo estatal fue de 1.94 % y la tasa de informalidad laboral ascendió a 81.5 % (Data México, 2024). De la población económicamente activa (PEA), el 59.8 % se trata de hombres y el 40.2 % mujeres. Sobre la población no económicamente activa (1 375 173 habitantes), el mayor porcentaje corresponde a las personas del sexo femenino, con el 70.1 %. Además, el 49 % de la población no económicamente activa (No PEA) son personas dedicadas a los quehaceres del hogar y el 29.3 % corresponde a estudiantes. El porcentaje de la población en condición de actividad no especificada fue de tan solo el 0.4.

Tabla 1. Distribución de la población por condición de actividad económica según sexo.

Años	PEA		Ocupada		Desocupada		No PEA	
	H	M	H	M	H	M	H	M
1990	649 360	126 484	630 826	123 479	649 360	126 484	291 886	889 473
2000	759 910	316 919	751 448	315 110	759 910	316 919	360 011	937 838
2010	935 307	407 882	897 415	400 901	37 892	6 981	388 111	1 093 771
2020	1 092 468	733 125	1 064 732	726 432	27 736	6 693	410 530	964 643

PEA: población económicamente activa; No PEA: población no económicamente activa;
H: hombre; M: mujer.

Fuentes: para 1990, 2000 y 2010 (Inafed, 2024) y para 2020 (INEGI, 2020).

En 2022, las principales ventas internacionales de Oaxaca correspondieron al sector agrícola y a la agroindustria, las cuales ascendieron a 147.3 millones de dólares (MDD), que corresponden al 98.6 % de las ventas totales (149.3 MDD), de las cuales el 83.5 % se comercializa con EUA (Tabla 2); por ejemplo, el valor económico del mezcal se incrementó 2.5 veces en los últimos cinco años, pasando de 3 mil millones en 2017 a más de 7 mil 300 millones de pesos en 2021 (Gobierno del estado de Oaxaca, 2024b). De acuerdo con la información del INEGI (2022), en 2021, la economía de Oaxaca presentó un producto interno bruto (PIB) nominal de 394 292 millones de pesos. En términos porcentuales y sectoriales, las actividades primarias participaron con el 7.5; las secundarias con el 32.1 y las terciarias con 60.4. Durante 2021, la actividad económica registró una variación a tasa anual de 5.1 %; las actividades del sector primario reportaron un incremento anual del 5 %; el sector de extracción y transformación aumentó 13.3 %, y el sector terciario tuvo un ascenso del 2.5 %.

Tabla 2. Principales destinos comerciales de Oaxaca, 2022.

Países	Valor comercial (MDD)	Porcentaje (%)
EUA	124.61	83.5
Canadá	6.78	4.5
Países Bajos	2.70	1.8
Alemania	2.34	1.6
Australia	2.22	1.5
España	2.19	1.5
Resto de los países	8.45	5.7

Fuente: Data México (2024).

Aspecto social: suministro de agua

A pesar del dinamismo (crecimiento) económico presentado en la entidad del 5.1 % en 2021, y de acuerdo con las cifras del Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social (Coneval), Oaxaca tiene el 58.4 % de su población en situación de pobreza (Coneval, 2022a); porcentaje que lo sitúa en el antepenúltimo lugar nacional. Uno de los indicadores que integran la medición multidimensional de la pobreza en México, catalogada como carencia social, es el acceso a los servicios básicos de la vivienda, en el cual se integra la variable relacionada con el agua entubada dentro o fuera de la vivienda, pero dentro del terreno (Coneval, s.f.: 19).

Se considera que una persona cuenta con esta carencia si reside en una vivienda con al menos una de las siguientes características: el agua se obtiene de un pozo, río, lago, arroyo, pipa, o bien, el agua la adquieren por acarreo de otra vivienda, de la llave pública o hidrante (Coneval, 2022b: 8). Además, las viviendas particulares sin agua entubada son una forma de exclusión e implica el no ejercicio de derechos humanos (Artículo 4o de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos) y son incluidas en la medición de la marginación. En este mismo tenor, las viviendas que no disponen de agua entubada de la red pública son un indicador del rezago social de las personas, ya que no acceden a su derecho al agua y carecen de algunos activos en el hogar.

En el estado de Oaxaca se contabilizan 1 125 892 viviendas particulares habitadas, donde el promedio de ocupantes es de alrededor de cuatro personas (INEGI, 2020). El total de viviendas habitadas que

disponen de agua entubada en el ámbito de la vivienda asciende a 1 008 978 (viviendas que tienen disponibilidad de agua dentro de la vivienda o solo en el patio o terreno), mientras que 763 915 son las viviendas que disponen de agua entubada y se abastecen del servicio público. La disponibilidad de servicio de agua entubada es del 40.6 % (INEGI, 2020). El 59.8 % de las viviendas particulares habitadas almacena agua en tinacos; mientras que el 23.1 % lo hace en aljibe o cisterna. En la entidad existen 739 700 personas sin acceso al agua (Secretaría del Bienestar, 2024).

El agua suministrada a las viviendas habitadas proviene de la precipitación, la cual es la principal fuente de abastecimiento. La precipitación se infiltra (de manera natural o por medio de las actividades humanas) y se almacena en el subsuelo (agua subterránea); es retenida (dependiendo de la textura del suelo) y forma humedales, lagos o lagunas, y fluye por la superficie del suelo (escorrentía) de acuerdo con su pendiente. Con base en la información emitida por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN, 2024), la precipitación promedio para el estado de Oaxaca durante el periodo 1990-2023 fue de 1 372.3 milímetros (mm), que alimenta y genera una interesante red hidrológica (Figura 3).

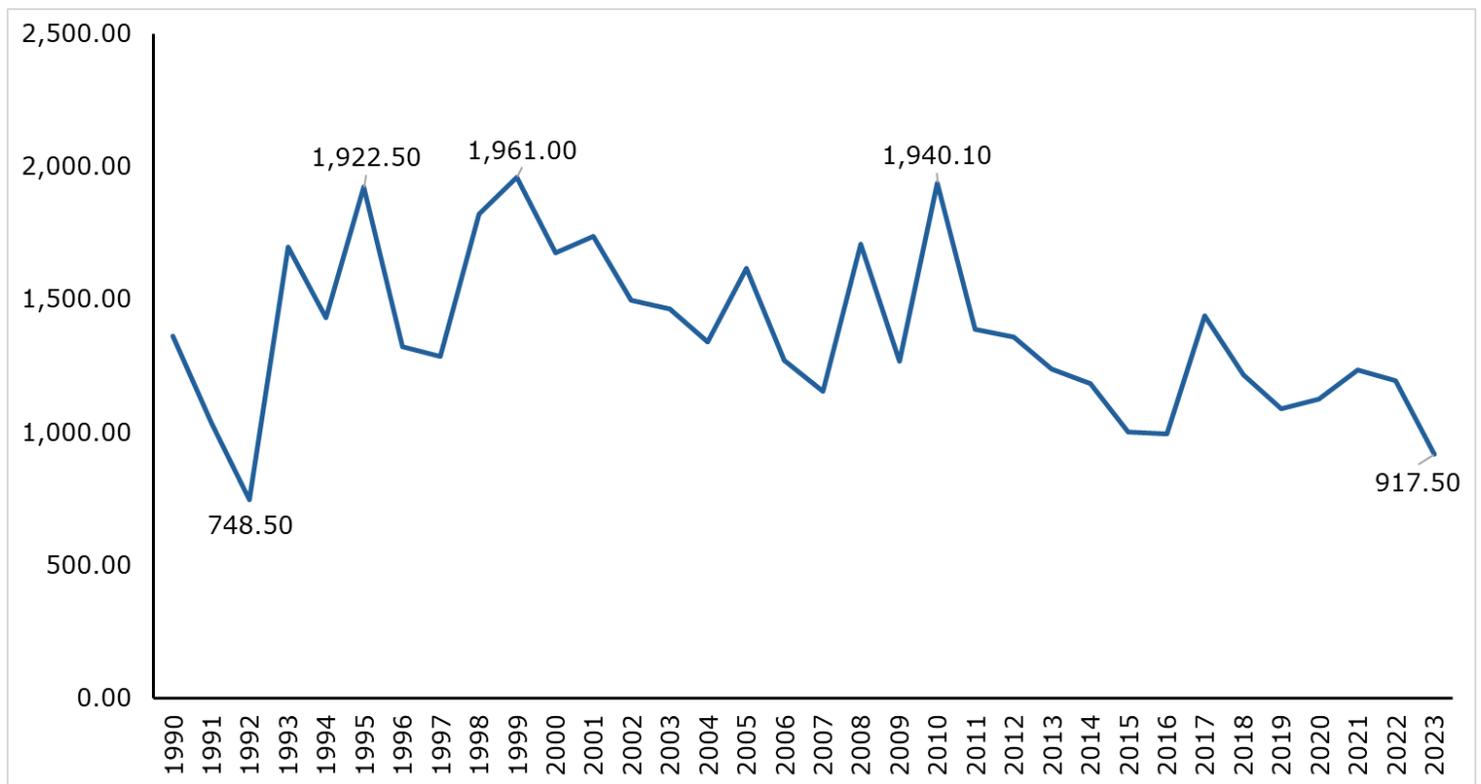


Figura 3. Evolución de la precipitación en Oaxaca, 1990-2023. Fuente: SMN (2024).

Aspecto hidrológico

De acuerdo con el Sistema Nacional de Información del Agua (Sina, 2024a), Oaxaca presenta un entramado hidrológico: confluyen cuatro regiones hidrológicas administrativas de 13 (Balsas, Pacífico Sur, Golfo Centro y Frontera Sur); ocho regiones hidrológicas de 37 (Balsas, Costa Chica de Guerrero, Costa de Oaxaca, Tehuantepec, Costa de Chiapas, Grijalva-Usumacinta, Coatzacoalcos y Papaloapan), y 21 acuíferos de 653.

Del total de acuíferos registrados por la Comisión Nacional del Agua (Conagua, 2024), solamente dos presentan déficit en sus volúmenes disponibles para otorgar nuevas concesiones: 1) Jamiltepec (8.654666 hm³/año) y 2) Río Verde-Ejutla (2.196008 hm³/año). Esto se traduce en la existencia de grandes volúmenes de agua en el medio natural (agua verde y agua azul), derivado de sus altos niveles de precipitación; por consiguiente, el agua renovable *per cápita* en 2019 fue de 13 612 m³/habitante/año (Conagua, 2022: 17). Además, se debe agregar el acopio de agua que se realiza en la infraestructura construida para este fin (presas). En la entidad existen cuatro presas con una capacidad de almacenamiento de 11 486.143 hm³ (Sina, 2024b).

Los grandes volúmenes de agua en el medio natural y almacenada no implican que mejore el suministro de agua a las viviendas o que aumente la cobertura del servicio en las viviendas que se abastecen del servicio público (Alatraste, 2023); esta discrepancia entre abundancia de recursos hídricos y cobertura (desigualdad social) es una característica estructural histórica de América Latina, es decir, regiones o países con abundancia de recursos naturales tienden a un menor desarrollo socioeconómico, más pobreza y mayores grados de desigualdad que los países con menos recursos naturales (Göbel, Góngora-Mera, & Ulloa, 2014: 14). Además, señalan que la economía clásica desarrolló la hipótesis de la maldición de los recursos o la paradoja de la abundancia para explicar esta singularidad.

Para el caso particular de Oaxaca, la discrepancia o singularidad se relaciona directamente con la inversión que se realiza en el subsector agua (Figura 4), el cual está integrado por diferentes conceptos (alcantarillado, saneamiento y eficiencia dentro de otros rubros). Durante

el periodo 2000-2022, el porcentaje promedio de la aplicación de la inversión exclusiva en agua potable fue de 51 puntos porcentuales.

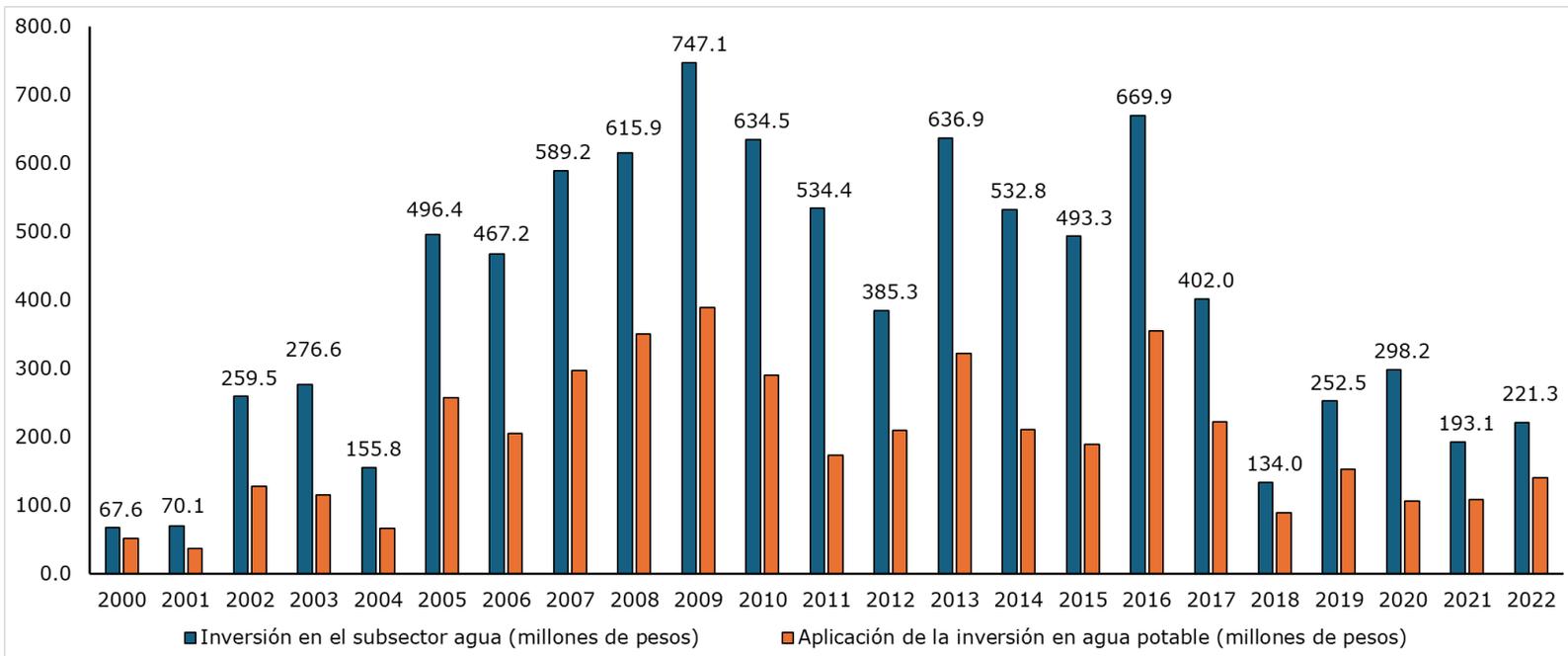


Figura 4. Aplicación de la inversión en el subsector agua, 2000-2022.

Nota: para obtener el valor del año 2017 se realizó una interpolación lineal. Fuente: Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento (Semarnat & Conagua, varias ediciones, s.f.).

El objetivo de la presente investigación fue estimar un modelo econométrico de demanda de agua para consumo doméstico en el estado mexicano de Oaxaca, con la finalidad de analizar la elasticidad-precio (tarifa); la elasticidad-ingreso, representado por el PIB *per cápita*, y la elasticidad-precipitación, a fin de estimar hasta qué grado el suministro del servicio de agua entubada está en función de las variables

mencionadas; esto es relevante debido a la casi nula realización de trabajos al respecto para el estado de Oaxaca. Además, es importante para conocer las elasticidades propuesta y así poder tomar mejores decisiones relacionadas con las tarifas del servicio de agua potable para mejorar la gestión de dicho servicio en el estado de Oaxaca.

Materiales

Para estimar la función de demanda de agua entubada en el estado de Oaxaca para el periodo 2000-2021 se utilizaron los datos de la Tabla 3. El logaritmo natural del agua potable (LAP), habitantes con servicio (hab.c/serv), fue la variable dependiente; la precipitación promedio anual en milímetros (L), el producto interno bruto (PIB) *per cápita* (PIBP) y la tarifa de agua potable para consumo doméstico (pesos/m³) (T) fueron las variables independientes.

Tabla 3. Habitantes con servicio de agua, precipitación, PIB y tarifa del servicio de agua potable, todos los datos pertenecen al estado de Oaxaca.

Años	Agua potable (hab. c/serv)	Precipitación (mm)	Producto interno bruto (PIB), 2018 = 100 *	Tarifa (T)
2000	2 459 808	1 677.10	339 519.535	0.55
2001	2 500 042	1 737.60	341 202.71	0.81
2002	2 551 730	1 496.40	344 299.869	0.80
2003	2 613 438	1 466.60	344 296.101	0.79
2004	2 647 809	1 340.70	351 116.055	0.77
2005	2 595 041	1 618.30	357 425.946	0.76
2006	2 641 444	1 270.20	360 585.405	0.74
2007	2 690 727	1 155.20	358 620.139	0.74
2008	2 746 523	1 710.30	367 669.664	1.26
2009	2 802 319	1 267.70	366 379.308	2.74
2010	2 919 514	1 940.10	363 951.655	1.62
2011	2 965 677	1 388.60	370 013.271	1.62
2012	3 046 728	1 360.00	371 399.446	4.42
2013	3 130 854	1 237.60	382 543.827	5.36
2014	3 154 381	1 185.50	379 745.848	6.35
2015	3 270 672	1 002.40	385 151.807	3.90
2016	3 387 302	993.20	382 957.020	7.78
2017	3 387 302	1 440.80	342 884.034	7.58
2018	3 387 302	1 217.10	366 942.379	7.98
2019	3 387 231	1 089.40	348 181.302	6
2020	3 682 391	1 125.60	331 765.665	3.68
2021	3 682 391	1 236.80	362 670.820	7

Fuentes: precipitación (SMN, 2024); producto interno bruto (INEGI, 2024a; INEGI, 2024b); agua potable (Semarnat & Conagua, varias ediciones, s.f.); tarifa 2000 (Conagua, 2000), 2001 (Semarnat & Conagua, 2001), 2006-2016 (Semarnat, 2018), 2017, 2018 y 2020 (Semarnat, 2023).

Métodos

El modelo se estimó por medio de mínimos cuadrados ordinarios (MCO) en su forma recíproca logarítmica (Greene, 2000: 339-350), esto fue:

$$LAP = \alpha + \beta * T1 + \gamma * PIBP1 + \delta * L1 \quad (1)$$

En donde:

LAP = logaritmo natural del agua potable, habitantes con servicio (hab.c/serv).

T = tarifa de agua potable para consumo doméstico (pesos/m³).

PIBP = producto interno bruto per cápita.

L = precipitación promedio anual en milímetros.

Finalmente, el número uno en cada una de las variables explicativas hace alusión a la forma recíproca.

Para realizar la estimación del modelo propuesto se utilizó el paquete econométrico *Eviews 11* (Quantitative Micro Software, 2019).

Resultados

Los resultados obtenidos fueron:

$$LAP = 14.176 - 0.141 * T1 + 0.066 * PIBP1 + 168.961 * L1$$

$$t = (107.569) (-9.049) (5.859) (168.961)$$

Cabe destacar que los resultados obtenidos son acordes con los postulados de la teoría económica con relación con los signos, esto es, el signo del precio es negativo, tal cual corresponde a una curva de demanda; el del ingreso positivo y el de la disponibilidad de agua positivo.

El R^2 fue de 0.9514, el cual en la bibliografía econométrica se considera alto; el R^2 ajustado ascendió a 0.9433; por su parte, el valor F ascendió a 117.601, con un valor probabilístico de 0.00, y el estadístico de Dubin-Watson a 1.997.

Asimismo, la prueba de correcta especificación funcional Ramsey arrojó un resultado probabilístico de 0.296; la prueba de Breusch-Godfrey, concerniente a la correlación o autocorrelación serial de primer orden, ascendió a 0.399; la referente a la heteroscedasticidad de Breusch-Pagan-Godfrey fue de 0.927; la prueba de Harvey, de 0.935; la de White, sin términos cruzados, de 0.948; y la de White con términos cruzados, que permite probar la correcta especificación funcional, proporcionó un resultado de 0.978.

En la Figura 5 se presenta el histograma de normalidad con la prueba de Jarque-Bera, lo cual permite afirmar que los residuos tienen una distribución normal.

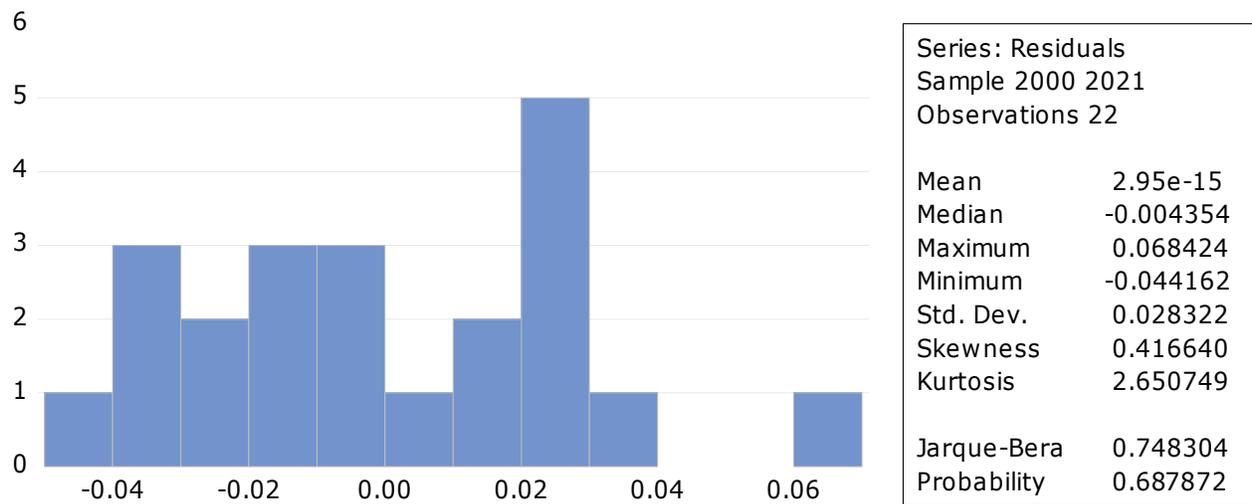


Figura 5. Prueba de normalidad de Jarque-Bera. Elaboración a partir del modelo econométrico estimado.

En la Figura 6 y Figura 7 se presentan las pruebas de estabilidad paramétrica Cusum y Cusum al cuadrado al 5 % de significancia.

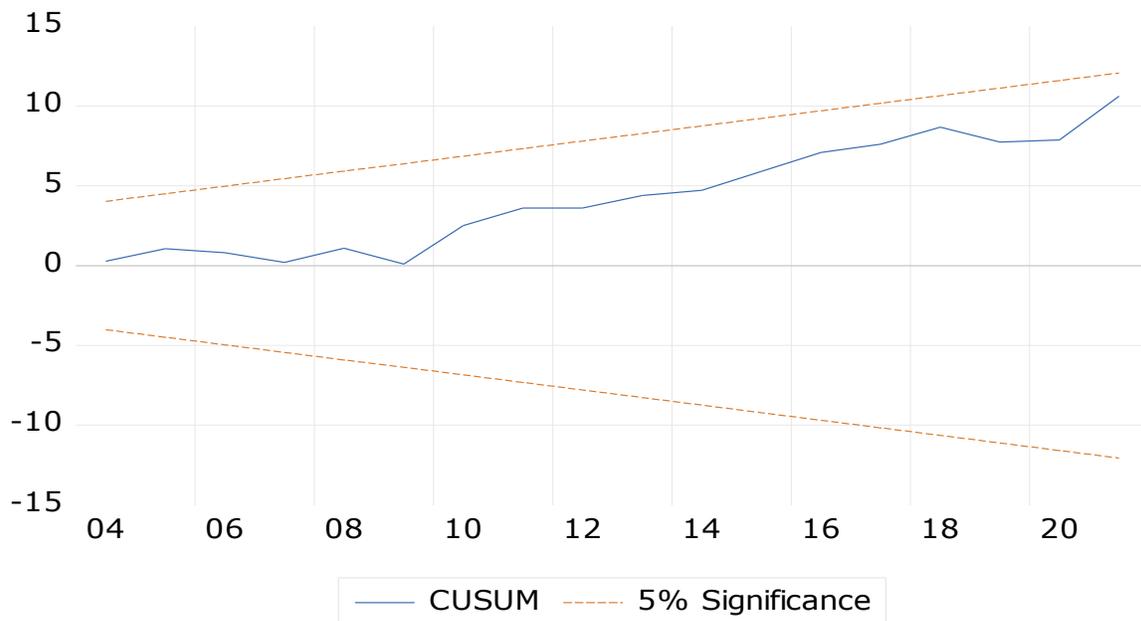


Figura 6. Estabilidad paramétrica Cusum. Elaboración a partir del modelo econométrico estimado.

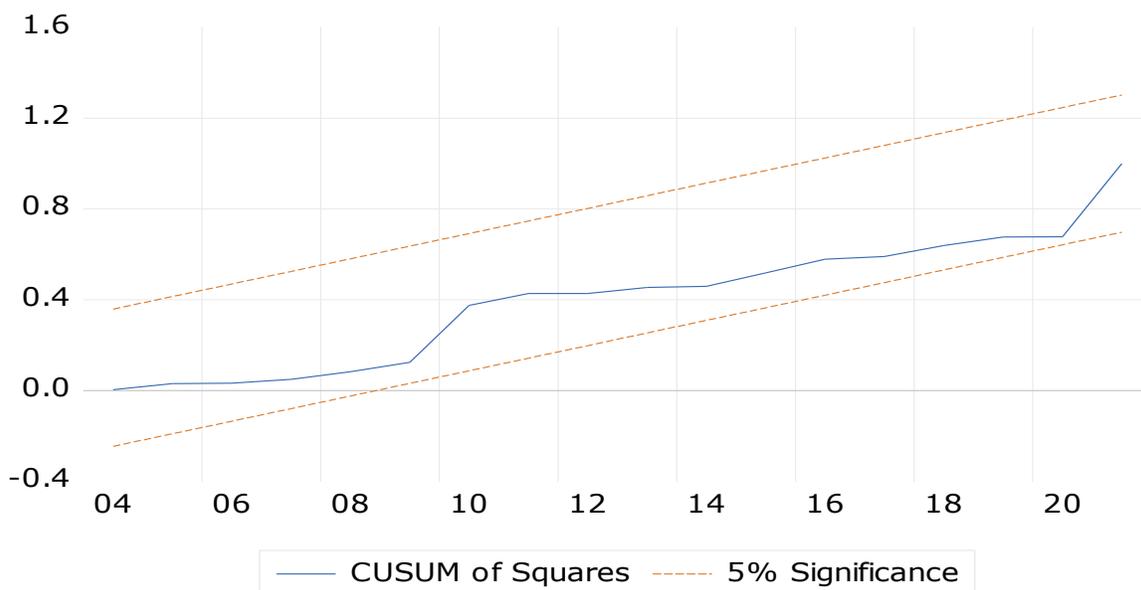


Figura 7. Estabilidad paramétrica Cusum al cuadrado. Elaboración a partir del modelo econométrico estimado.

Cabe aclarar que por la forma funcional —recíproco logarítmico— del modelo estimado, las elasticidades no son constantes para el periodo considerado, pues la elasticidad es $\alpha(1/X)$, esto es, el parámetro estimado por la inversa de la variable considerada. A continuación, en la Tabla 4, se presenta el promedio de dichas elasticidades para el periodo considerado, tal y como lo marcan los textos al respecto.

Tabla 4. Elasticidades precio (T), ingreso per cápita (PIBP) y precipitación promedio anual en milímetros (L).

Años	T	PIBP	L
2000	0.078	1.94E-07	0.101
2001	0.114	1.93E-07	0.097
2002	0.113	1.92E-07	0.113
2003	0.111	1.92E-07	0.115
2004	0.109	1.88E-07	0.126
2005	0.107	1.85E-07	0.104
2006	0.104	1.83E-07	0.133
2007	0.104	1.84E-07	0.146
2008	0.178	1.80E-07	0.099
2009	0.386	1.80E-07	0.133
2010	0.228	1.81E-07	0.087
2011	0.228	1.78E-07	0.122
2012	0.623	1.78E-07	0.124
2013	0.756	1.73E-07	0.137
2014	0.895	1.74E-07	0.143
2015	0.550	1.71E-07	0.169
2016	1.097	1.72E-07	0.170
2017	1.069	1.92E-07	0.117
2018	1.125	1.80E-07	0.139
2019	0.790	1.90E-07	0.155
2020	0.519	1.99E-07	0.150
2021	0.987	1.82E-07	0.137
Promedio	0.467	1.84E-07	0.128

Fuente: elaboración propia con los parámetros estimados y la inversa del valor de cada una de las variables anualmente consideradas y el promedio.

Discusión de resultados

La estimación del modelo econométrico propuesto solo es aplicable a quienes cuentan con el servicio de agua para uso doméstico. Así, de acuerdo con el Sistema Nacional de Información Estadística y Geográfica (SNIEG), el porcentaje de la población con agua entubada en la vivienda o predio apenas cubrió al 89.79 % de la población total del estado de Oaxaca durante 2020, solo por encima de los estados de Guerrero y Chiapas (SNIEG, 2023).

Los resultados obtenidos en la estimación de la demanda de agua para uso doméstico en Oaxaca son acordes con lo hallado en otros estudios. Así, por ejemplo, para el caso de La Paz, Baja California Sur, se encontró que “la elasticidad precio de la demanda de largo plazo fue de -0.90, mayor en términos absolutos que la elasticidad de corto plazo -0.51. Este resultado es consistente con la literatura empírica y sugiere que los hogares ajustan su nivel de consumo en el largo plazo ante incrementos permanentes en la estructura de precios” (Avilés-Polanco, Almendarez-Hernández, Hernández-Trejo, & Beltrán-Morales, 2015: 96).

Por su parte, en el norte de Sinaloa (Torres-Sombra *et al.*, 2013: 304) estimó una elasticidad precio de la demanda de agua para uso residencial de -0.087 (inelástica). Por otro lado, en el sector residencial, la elasticidad precio de la demanda de agua fue de -0.188 (Bautista-Mayorga, García-Salazar, & Mora-Flores, 2023: 286).

La elasticidad-precio del agua para el sector urbano de Guanajuato se estimó en -0.012 (Guzmán-Soria, De-la-Garza-Carranza, Rebollar-Rebollar, Hernández-Martínez, & Terrones-Cordero, 2013: 190). A su vez, Salazar-Adams y Pineda-Pablos (2010: 116), para el caso de Hermosillo,

Sonora, México, estimaron una elasticidad precio de la demanda de agua para uso doméstico de -0.23 y una elasticidad-ingreso de 0.18, lo cual está de acuerdo con el resto de las estimaciones realizadas al respecto.

Por otro lado, al nivel nacional Castro-Rosales y Sisto (2015: 237) estimaron una elasticidad-precio de -0.18. En tanto, Briseño-Ramírez y Declé-Castro (2016: 20), para el consumo urbano en México, encontraron una elasticidad-precio de la demanda de agua para uso doméstico de -0.21; una elasticidad-ingreso de 0.73, y la de población de -1.16.

Por otro lado, la estimación de la elasticidad-precio de la demanda de agua para uso doméstico en Manizales, Colombia, fue de -0.10; la elasticidad-ingreso, 0.05 (Jiménez, Orrego, Vásquez, & Ponce, 2017: 162), y la elasticidad-precipitación fue de -0.0003 (Jiménez *et al.*, 2017: 170). En tanto que la elasticidad-precio del agua para uso doméstico en España fue de -0.759 y la elasticidad-ingreso ascendió a 0.056 (Gálvez, Mariel, & Hoyos, 2016: 21). Para el caso de Chile, Acuña (2017: 1) estimó una elasticidad-precio de -0.12 y una elasticidad-ingreso de 0.20.

Para el caso de Oaxaca, durante el periodo 2000-2021, la elasticidad-precio de la demanda de agua fue de -0.467; la del ingreso 0.0000002, y la de la lluvia de 0.128, lo cual, en términos generales, es acorde con las estimaciones de los mismos indicadores para otras entidades federativas de la república mexicana, para todo el país y para los países citados, tal y como se expuso líneas arriba.

Además, dichos resultados serán de utilidad para toda la población del estado, pero sobre todo para los encargados de proporcionar el servicio bajo estudio, porque tendrán ideas claras acerca de la reacción del consumidor ante variaciones de la tarifa (precio), del ingreso y de la

precipitación, lo cual puede contribuir a realizar una mejor gestión del servicio de agua para uso doméstico en el estado de Oaxaca.

Si bien las estimaciones obtenidas para el estado de Oaxaca concuerdan con las de otros estados del mismo país, al igual que para otros países, no se deben pasar por alto las grandes diferencias entre los estados y países, porque:

“Las condiciones de marginación de la mayoría de los excluidos de la cobertura de agua hace más difícil que se considere su opinión en la definición de las reglas propuestas para hacer que se cumpla el derecho humano al agua en México y, por ende, es más difícil que las soluciones propuestas sean factibles sin considerar las condiciones particulares del entorno en que se encuentran” (Ibáñez & Lazo, 2018: 77).

No obstante, lo que queda claro es que el agua para uso doméstico es inelástica al precio o tarifa, y que la elasticidad-ingreso confirma, una vez más, que dicho bien es de primera necesidad. Además, que la presencia de lluvia provoca un aumento de la demanda de agua, posiblemente por razones de higiene, lo cual queda pendiente para posteriores investigaciones.

Conclusiones

Oaxaca es el estado que ocupa el antepenúltimo lugar en el contexto nacional en cuanto al nivel de desarrollo. No obstante, ocupa uno de los primeros lugares en relación con la cantidad de agua que se precipita

anualmente; esto no implica, como ha quedado demostrado, que la mayoría de la población cuente con el servicio de agua para uso doméstico. En el año 2020, el 89.8 % de la población tenía acceso al servicio de agua entubada (SNIEG, 2023); es decir, 690 300 personas (16.7 %) no tienen acceso al agua en el ámbito de su vivienda (Secretaría del Bienestar, 2024). Solamente el 15.3 % de la población tiene acceso al agua entubada todos los días dentro de la vivienda respecto a la población total (Coneval, 2024).

La demanda agua para uso doméstico en Oaxaca es inelástica al precio (tarifa), lo cual concuerda con los postulados de la teoría económica, y con la mayoría de los estudios al respecto para otros estados y países, de ahí que la administración de la tarifa pueda utilizarse como un medio para una mejor gestión de la demanda de dicho servicio. Además, resultó insensible a las variaciones del ingreso, por lo que se torna relevante la intervención de los diferentes órdenes de gobierno para aumentar la cobertura del servicio bajo estudio.

Finalmente, ha quedado demostrado, una vez más, que el agua es un bien de primera necesidad, esencial para la supervivencia y el desarrollo de las personas, y el Estado debe proveerla, tal y como se indica en la Ley de Agua Potable y Alcantarillado para el estado de Oaxaca, a fin de elevar la calidad de vida de los habitantes de dicha entidad federativa de los Estados Unidos Mexicanos.

Referencias

- Acuña, G. (2017). *Elasticities of water demand in Chile*. Munich Personal RePEc Archive (MPRA) (Paper No. 82916), 1-16. Recuperado de <https://mpra.ub.uni-muenchen.de/82916/>
- Alatraste, A. (2023). *Oaxaca, con agua insuficiente y a punto del colapso, revelan estudios*. Recuperado de <https://mx.com.mx/investigaciones/oaxaca-con-agua-insuficiente-y-a-punto-del-colapso-revelan->
- Avilés-Polanco, G., Almendarez-Hernández, M. A., Hernández-Trejo, V., & Beltrán-Morales, L. F. (2015). Elasticidad-precio de corto y largo plazos de la demanda de agua residencial de una zona árida. Caso de estudio: La Paz, B.C.S., México. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(4), 85-99. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-24222015000400006&lng=es&tlng=es
- Bautista-Mayorga, F., García-Salazar, J. A., & Mora-Flores, J. S. (2023). Análisis econométrico de la demanda de agua en Tijuana, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 14(4), 268-304. DOI: 10.24850/j-tyca-14-04-06
- Briseño-Ramírez, H., & Declé-Castro, J. (2016). Factores asociados al consumo urbano de agua en México: la importancia de la tarifa. *Revista Economía y Política*, (23), 11-24. DOI: 10.25097/rep.n23.2016.01
- Castro-Rosales, G., & Sisto, N. P. (2015). Precio y manejo del agua urbana en México. *Nóesis Revista de Ciencias Sociales y Humanidades*, 24(47), 223-242. DOI: 10.20983/noesis.2015.1.8

CDI, Comisión Nacional para el Desarrollo de los Pueblos Indígenas. (2015). *Indicadores socioeconómicos de los pueblos indígenas de México, 2015*. Recuperado de <https://www.gob.mx/inpi/articulos/indicadores-socioeconomicos-de-los-pueblos-indigenas-de-mexico-2015-116128>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2000). *Situación del subsector agua potable, alcantarillado y saneamiento a diciembre de 2000*. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/documentos/situacion-del-subsector-agua-potable-drenaje-y-saneamiento>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2022). *Estadísticas del agua en México 2021*. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/articulos/calidad-del-agua>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (8 de febrero, 2024). *Aguas subterráneas. Acuíferos: Oaxaca*. Recuperado de <https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/sections/Edos/oaxaca/oaxaca.html>

Coneval, Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social. (s.f.). *La medición multidimensional de la pobreza en México. La evaluación y la medición hacen un mejor gobierno*. Recuperado de https://www.coneval.org.mx/informes/coordinacion/publicaciones%20oficiales/folleto_medicion_multidimensional.pdf

Coneval, Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social. (2022a). *Medición multidimensional de la pobreza, Oaxaca*. Recuperado de https://sostenible.oaxaca.gob.mx/acervo/recursos/recurso_file1695063336478.pdf

Coneval, Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social. (2022b). *Evaluación de la política social*. Recuperado de <https://www.coneval.org.mx/EvaluacionDS/MejorasUso/IPP/Paginas/2022.aspx>

Coneval, Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social. (13 de abril, 2024). *Acceso efectivo a derechos sociales*. Recuperado de <https://sistemas.coneval.org.mx/SIDS/Serie2016-2022/Acceso-efectivo-a-derechos-sociales>

Data México. (2 de febrero, 2024). *Oaxaca. Economía*. Recuperado de <https://www.economia.gob.mx/datamexico/es/profile/geo/oaxaca-ooa?redirect=true#economy>

Gálvez, P., Mariel, P., & Hoyos, D. (2016). Análisis de la demanda residencial de los servicios básicos en España usando un modelo QUAIDS censurado. *Estudios de Economía*, 43(1), 5-28. DOI: 10.4067/S0718-52862016000100001

Göbel, B., Góngora-Mera, M., & Ulloa, A. (2014). Las interdependencias entre la valorización global de la naturaleza y las desigualdades sociales: abordajes multidisciplinares. En: Göbel, B., Góngora-Mera, M. & Ulloa, A. *Desigualdades socioambientales en América Latina* (pp. 13-46). Berlín, Alemania, y Bogotá, Colombia: Ibero-Amerikanisches Institut (Berlín) y Universidad Nacional de Colombia. Recuperado de https://www.desigualdades.net/Resources/Publications/Desigualdades-socioambientales-Gongora-Mera_Goebel_Ulloa.pdf

Gobierno del estado de Oaxaca. (31 de enero de 2024a). *Regiones*. Recuperado de <https://www.oaxaca.gob.mx/regiones/>

Gobierno del estado de Oaxaca. (2 de febrero, 2024b). *En Oaxaca no existen dos mezcales iguales*. Recuperado de <https://www.oaxaca.gob.mx/comunicacion/gobierno-de-alejandromurat-impulsor-del-fortalecimiento-de-la-cadena-productiva-del-mezcal/#:~:text=Para%20orgullo%20de%20las%20y,generada%20durante%20la%20pasada%20administraci%C3%B3n>.

Greene, W. (2000). *Análisis econométrico* (3ª ed.) (inglés). Hernández-Sánchez, J. A., Mora-López, J., Perote-Peña, J., Risueño-Gómez, M., Sánchez-Larrión, R., & Sarda-Pons, J. (eds.). Madrid, España: Prentice Hall.

- Guzmán-Soria, E., De-la-Garza-Carranza, M. T., Rebollar-Rebollar, S., Hernández-Martínez, J., & Terrones-Cordero, A. (2013). Modelo econométrico del consumo urbano e industrial de agua subterránea en Guanajuato, México: 1980-2011. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(3), 187-193. Recuperado de <https://www.revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/373>
- Ibáñez, Ó., & Lazo, J. (2018). El derecho humano al agua para excluidos en los municipios de Juárez y Guachochi, Chihuahua. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(4), 75-109. DOI: 10.24850/j-tyca-2018-04-04
- Inafed, Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal. (31 de enero de 2024). *Sistema Nacional de Información Municipal*. Recuperado de <http://www.snim.rami.gob.mx/>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Panorama sociodemográfico de Oaxaca: Censo de Población y Vivienda 2020*. México. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825197933>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2022). *Producto Interno Bruto por entidad federativa, Oaxaca 2021 preliminar* (Comunicado de prensa número 737/22). Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/contenidos/saladeprensa/boletines/2022/PIBEF/PIBEF.pdf>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (13 de febrero, 2024a). *Producto Interno Bruto por Entidad Federativa. Año base 2018*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/tabulados/default.aspx?pr=19&vr=1&in=3&tp=20&wr=1&cno=1&idrt=3260&opc=p>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (27 de marzo, 2024b). *Cuéntame de México*. Recuperado de https://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/oax/territorio/div_municipal.aspx?tema=me&e=20

Jiménez, D., Orrego, S., Vásquez, F., & Ponce, R. (2017). Estimación de la demanda de agua para uso residencial urbano usando un modelo discreto-continuo y datos desagregados a nivel de hogar: el caso de la ciudad de Manizales, Colombia. *Lecturas de Economía*, (86), 153-178. DOI: 10.17533/udea.le.n86a06

Quantitative Micro Software. (2019). *EViews 11*. Recuperado de <https://eviews.com/home.html>

Salazar-Adams, A., & Pineda-Pablos, N. (2010). Escenarios de demanda y políticas para la administración del agua potable en México: el caso de Hermosillo, Sonora. *Región y Sociedad*, 22(47), 105-122. DOI: 10.22198/rys.2010.47.a447

Secretaría del Bienestar. (2024). *Informe anual sobre la situación de pobreza y rezago social en Oaxaca*. Recuperado de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/887109/20Oaxaca2024.pdf>

Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2018). *Compendio de estadísticas ambientales 2018. Tarifas de agua potable para consumo doméstico*. Recuperado de https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/compendio_2018/dgeiawf.semarnat.gob.mx_8080/ibi_apps/WFServlet7d5e.html

Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2023). *Compendio de estadísticas ambientales 2023. Tarifas de agua potable para consumo doméstico*. Recuperado de http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_AGUA07_08&IBIC_user=c23&IBIC_pass=c23

Semarnat & Conagua, Comisión Nacional del Agua & Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (varias ediciones, s.f.). *Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento, varias ediciones*. México. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales/Comisión Nacional del Agua. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/documentos/situacion-del-subsector-agua-potable-drenaje-y-saneamiento>

Semarnat & Conagua, Comisión Nacional del Agua & Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2001). *Situación del subsector agua potable, alcantarillado y saneamiento a diciembre de 2001*. México, DF, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua.

Sina, Sistema Nacional de Información del Agua. (8 de febrero, 2024a). *Contexto geográfico y socioeconómico*. Recuperado de <https://sinav30.conagua.gob.mx:8080/>

Sina, Sistema Nacional de Información del Agua. (9 de febrero, 2024b). *Monitoreo de presas*. Recuperado de <https://sinav30.conagua.gob.mx:8080/Sina/?opcion=monitoreo>

SNIEG, Sistema Nacional de Información Estadística y Geográfica. (31 de marzo, 2023). *Porcentaje de población con agua entubada en la vivienda o predio*. Recuperado de <https://www.snieg.mx/cni/escenario.aspx?idOrden=1.1&ind=6204642395&gen=10519&d=n>

SMN, Servicio Meteorológico Nacional. (2024). *Resúmenes mensuales de temperaturas y lluvia. Precipitación a nivel nacional y por entidad federativa*. Recuperado de <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/temperaturas-y-lluvias/resumenes-mensuales-de-temperaturas-y-lluvias>

Torres-Sombra, J., García-Salazar, J. A., García-Mata, R., Matus-Gardea, J., González-Estrada, E., & Pérez-Zamorano, A. (2013). Respuesta de la demanda de agua a cambios en el precio: un estudio por tipo de consumidor en el norte de Sinaloa, México. *Agrociencia*, 47(3), 293-307. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=30226978008>

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-05-06

Artículos

**Importancia biofísica y económica del servicio
ecosistémico de regulación de inundaciones sobre el
sector agrícola: cuenca Ameca-Mascota, Jalisco, y
Cuenca Jamapa, Veracruz**

**Biophysical and economic importance of the ecosystem
service of flood regulation on the agricultural sector:
Ameca-Mascota Basin, Jalisco, and Jamapa Basin,
Veracruz**

Daniel Revollo-Fernández¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6350-0924>

Debora Lithgow², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5740-9980>

Juan José von Thanden³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6560-752X>

María del Pilar Salazar-Vargas⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5183-1275>

Aram Rodríguez de los Santos⁵, ORCID: <https://orcid.org/0009-0000-2102-2848>

¹Área de Crecimiento y Medio Ambiente, Departamento de Economía, Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco / Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología, Ciudad de México, México, darevollof@secihti.mx

²Red de Ambiente y Sustentabilidad, Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, México, debora.lithgow@inecol.mx

³Laboratorio de Planeación Ambiental, Departamento El Hombre y su Ambiente, Universidad Autónoma Metropolitana-Xochimilco, Ciudad de México, México, jvonthaden@correo.xoc.uam.mx

⁴Posgrado en Ciencias de la Sostenibilidad, Unidad de Posgrado, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, pilar.salazar@comunidad.unam.mx

⁵Dirección de Economía Ambiental y de Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático, Ciudad de México, México, aram.rodriguez@inecc.gob.mx

Autor para correspondencia: Daniel Revollo-Fernández, darevollof@secihti.mx

Resumen

El servicio ecosistémico (SE) de regulación de inundaciones es un beneficio que se obtiene de la capacidad de los ecosistemas para retener agua y disminuir la velocidad de las corrientes que se forman durante y después de un evento de precipitación. Este servicio se puede evaluar desde los puntos de vista biofísico y económico. En ambos casos, la

valoración busca dimensionar el impacto de las inundaciones en términos físicos y monetarios sobre el bienestar de la sociedad. En ese sentido, el presente trabajo evaluó este SE bajo dos escenarios de precipitación (máxima registrada en un día con y sin evento hidrometeorológico extremo) sobre el sector agrícola para dos cuencas en México. En Ameca-Mascota, se inundarían entre 231 y 557 km², lo cual afectaría entre 120 y 332 km² de cultivos. En Jamapa, se inundarían entre 926 y 1 370 km², que afectaría entre 481 y 548 km² de cultivos y pastizales. En términos económicos, las inundaciones originarían pérdidas anuales en la producción entre USD\$8.3 millones y USD\$67 millones, y entre USD\$11 millones y USD\$88 para dichas cuencas, respectivamente. Los resultados de este tipo de estudios tanto biofísicos como económicos son un insumo valioso para fortalecer el manejo de las cuencas mediante la implementación de acciones de conservación y usos sostenibles de los servicios ecosistémicos.

Palabras clave: valoración biofísica, valoración económica, regulación de inundaciones, sector agrícola, cuencas.

Abstract

The ecosystem service of flood regulation is a crucial benefit derived from the inherent capacity of ecosystems to retain water and mitigate the velocity of currents that occur during and after precipitation events. In this study, we assessed flood regulation service from biophysical and economic perspectives, focused on the impacts on the agricultural sector within two distinct watersheds in Mexico: Ameca-Mascota, which drains into the Pacific, and Jamapa, which drains into the Gulf of Mexico. In the

Ameca-Mascota watershed, an estimated area ranging from 231 to 557 km² would be flooded, affecting agricultural land between 120 and 332 km². Similarly, within the Jamapa watershed, an area of approximately 926 to 1 370 km² would face inundation, leading to the potential loss of crops across an area of 481 to 548 km². Then, the annual production losses for each watershed were calculated to understand the economic implications of these flood events. In the case of Ameca-Mascota, the projected losses ranged from US\$ 8.3 million to US\$ 67 million, while the Jamapa watershed was expected to suffer losses between US\$ 11 million and US\$ 88 million. These results underscore the significant vulnerability of these regions to flood-related disturbances, including the substantial economic burden that flood-induced damages pose to the agricultural sector. Also, the outcomes provide valuable insights that can inform and strengthen watershed management practices.

Keywords: Economic valuation, flood regulation, agricultural sector, watersheds.

Recibido: 20/03/2024

Aceptado: 05/09/2024

Publicado *ahead of print*: 23/09/2024

Versión final: 01/09/2025

Introducción

El acelerado deterioro de los ecosistemas naturales debido a acciones antrópicas, así como los efectos observados por el cambio climático, están originando una pérdida de la capacidad de los ecosistemas para brindar diversos servicios ecosistémicos (SE), definidos como las funciones que resultan de las distintas combinaciones de los procesos físicos, químicos y biológicos, que contribuyen al automantenimiento de los ecosistemas (De-Groot, Fisher, & Christie, 2010). A su vez, las distintas combinaciones de dichas funciones resultan en beneficios tangibles e intangibles que sostienen y satisfacen el bienestar de las sociedades humanas (Daily et al., 2009). Sin embargo, la intensificación de las actividades antrópicas y el cambio en el uso de suelo asociado han afectado a los ecosistemas naturales, y la cantidad y calidad de los SE (Manson, 2004; Da-Silva-Anjinho et al., 2022; Teng et al., 2022).

A pesar de la trascendencia/valor y amplia variedad de SE proporcionados por los bosques y selvas, la deforestación en México alcanzó una de las tasas más altas en América Latina entre los años 1976 y 2000. Para 2014, el 68.55 % de la vegetación natural se conservaba en estado primario; esta vegetación primaria es de suma importancia por su biodiversidad y por sus SE. En cambio, el 31.45 % restante de la vegetación natural presentaba algún grado de perturbación. Se debe subrayar que la provisión y regulación de los SE están disminuyendo indudablemente debido a la deforestación y degradación de los ecosistemas. Esto contribuye a que los desastres asociados con fenómenos hidrometeorológicos, por ejemplo, las inundaciones, sequías, deslaves y tormentas, se presenten de manera más recurrente, con

mayor o menor gravedad, dependiendo del sector económico que se analice (Teng et al., 2022).

Si bien las causas de los cambios en la provisión de SE pueden deberse a eventos naturales y/o antrópicos, se ha documentado que la conversión de ecosistemas naturales a sistemas de aprovechamiento intensificados, como los agropecuarios y las zonas urbanas, son la principal causa de degradación (Wang, Lin, Chen, Megharaj, & Naidu, 2014; Zhang, Zhao, Voss, & Zhu, 2016; Schirpke et al., 2017). Entre las consecuencias del cambio en el uso del suelo se encuentran la pérdida de la biomasa forestal y conectividad del paisaje, que conduce a la fragmentación de hábitats, la erosión de suelos, la disminución en la calidad y cantidad de agua, el aumento en la escorrentía superficial y afectaciones al turismo, así como la emisión de dióxido de carbono (CO₂) y, con ello, a la modificación de las condiciones climatológicas (Briner, Elkin, & Huber, 2013; Turner, Janetos, Verbug, & Murray, 2013; Fu, Li, Hou, Bi, & Zhang, 2017). En ese sentido, la valoración biofísica (VB) —ya sea de calidad y/o cantidad— de los SE es crucial para el diseño de políticas públicas. Sin embargo, esa cuantificación biofísica debe ir acompañada de otras herramientas, por ejemplo, económicas, para evidenciar la vital importancia de los ecosistemas y, por ende, de los SE. Una de estas herramientas es la valoración económica (VE) con base en una valoración biofísica.

El objetivo de la VE radica en determinar el valor económico de los SE que generan un beneficio para la sociedad, así como ser una herramienta de evaluación de las compensaciones. Es decir, el valor de los SE refleja los elementos que la sociedad está dispuesta a intercambiar para conservar los recursos naturales. Particularmente, la VE pretende

visibilizar que los SE son escasos, y que su depreciación o degradación tiene costos sociales y económicos asociados. A diferencia de los indicadores que se miden, por lo general, en unidades físicas, la valoración económica se mide en términos monetarios (Polasky, 2012). Para realizar una VE, es crucial entender: a) cómo diferentes acciones, por lo general antrópicas, impactan positiva o negativamente en las condiciones ecológicas o funciones ecosistémicas; b) cómo los cambios en condiciones ecológicas conllevan a la modificación en el uso directo o indirecto de un SE; y c) cómo estas variaciones afectan directa o indirectamente el bienestar de las personas. Es decir, cómo los cambios en la cantidad y calidad de SE repercuten de manera positiva o negativa el bienestar humano (De-Groot et al., 2010; Polasky, 2012; Olander et al., 2015).

Principalmente, al realizar un ejercicio de VE se desea ofrecer mayores herramientas económicas para la toma de decisiones que deben ejecutar los actores vinculados con el manejo de los ecosistemas que proveen dichos SE, incluyendo iniciativas relacionadas con acciones de mitigación y adaptación al cambio climático. Además de contar con valoraciones biofísicas de los SE, tener una medición económica provee información crítica que fortalece argumentos que permiten la toma de mejores decisiones, así como la intervención oportuna en los ecosistemas. Esta herramienta económica puede servir para la toma de decisiones en diferentes tipos de proyectos, lugares geográficos, contextos y problemáticas, que incluyen iniciativas ligadas con acciones de mitigación y adaptación al cambio climático, entre otras.

En ese sentido, el presente artículo tiene como objetivo identificar y medir la importancia, desde el punto de vista biofísico y económico, del

servicio ecosistémico de regulación de inundaciones para el sector agrícola de dos cuencas mexicanas prioritarias para la producción de alimentos. La primera es Ameca-Mascota y está situada en la vertiente del Pacífico mexicano. La segunda es Jamapa y se localiza en la vertiente del Golfo de México. Se espera que la información obtenida sirva de referencia para enriquecer la toma de decisiones, la formulación de acciones y políticas que favorezcan la recuperación verde, así como la implementación de acciones climáticamente inteligentes.

Fundamento conceptual

Impacto de las inundaciones en la sociedad

Las inundaciones pueden ser de aparición lenta o súbita. Las primeras, cuando ocurren en grandes áreas de poca pendiente, pueden presentarse en cuestión de días dando oportunidad de evacuar. Las segundas suceden en cuestión de minutos, como consecuencia de lluvias intensas que caen sobre una superficie pequeña con fuerte pendiente (Cenapred, 2018). Las inundaciones se convierten en un riesgo cuando se produce la interacción entre un elemento natural excepcional y las actividades humanas (Cenapred, 2004). Sin embargo, la vegetación natural puede desempeñar un papel clave en estas clasificaciones. Por ejemplo, en las inundaciones de aguas pluviales, la vegetación reduce la escorrentía, ralentiza los flujos superficiales y crea espacio para el agua (Cenapred, 2018).

Aunado a lo anterior, las inundaciones tienen efectos a nivel económico, social y ecológico. A nivel económico, las inundaciones provocan la pérdida de grandes cantidades de bienes materiales, a la que hay que sumar el costo de la reconstrucción de la infraestructura. De acuerdo con el Centro Nacional de Prevención de Desastres (Cenapred) (Cenapred, 2020), se estima que para el año 2020, los daños y las pérdidas materiales y económicas de los desastres asociados con eventos hidrometeorológicos en todo México ascendieron a unos USD\$1 680 millones. A nivel social, las inundaciones pueden originar enfermedades, dado el acumulamiento de agua y el exceso de humedad, y la interrupción de servicios básicos de salud pública, entre otros (Teng et al., 2022). A nivel ecológico, la fuerza del agua arrastra parte del sustrato y de la vegetación, así como las semillas poco profundas, lo que puede afectar la capacidad de rebrotar y, por tanto, de colonización de las especies (Pickup, McDougall, & Whelan, 2003). Otro de los efectos sobre el medio ambiente que pueden tener las inundaciones es la dispersión de contaminantes cuando se producen en zonas en las que hay tales sustancias (Da-Silva-Anjinho et al., 2022).

Sin embargo, no todos los efectos de las inundaciones en el entorno, especialmente el vegetal, son negativos. Según Folch (1993), los cambios en el régimen hídrico dan lugar a ambientes con una elevada diversidad biológica. En el caso de los bosques ribereños, las crecidas modelan su estructura, por ejemplo, en los ríos con cursos permanentes y caudalosos dominan los árboles caducifolios. La mayoría de los árboles y arbustos de estas comunidades tienen la capacidad de rebrotar, que es una adaptación a la posible destrucción de las partes aéreas por crecidas violentas.

Valoración biofísica y económica de la regulación de inundaciones

La valoración de los SE relacionados con funciones hídricas sirve de insumo para el establecimiento de mecanismos o incentivos para su conservación y recuperación. Asimismo, la valoración es útil para mostrar a la sociedad —y principalmente a los usuarios de los SE— la importancia de participar en acciones enfocadas en evitar cambios en la calidad o cantidad de SE que pueden afectar el bienestar de la sociedad. Por lo tanto, es primordial establecer una ruta de valoración que puede estar basada en los siguientes pasos: a) identificación, caracterización y priorización de los SE de un ecosistema; b) VB de los SE priorizados; c) VE de los SE valorados biofísicamente, y d) diseño del mecanismo o incentivo de conservación de dichos SE y, por ende, del ecosistema, para el diseño de políticas públicas.

En el mundo existen al menos 80 herramientas para valorar de manera biofísica los SE. Algunas de las más usadas para espacializar son InVEST, SWAT, ARIES, FIESTA, MIMES, EcoAIM, EcoMetrix y Gumbo (Ochoa-Cardona, 2015). Por otro lado, la VE se define como el intento de asignar valores cuantitativos, por lo general en términos monetarios, a los SE que generan un beneficio a la sociedad (De-Groot et al., 2010; Polasky, 2012; Olander et al., 2015). Con la VE se trata de analizar algún componente del valor económico total (VET), que pretende estimar el valor de los recursos en la medida en que afectan el bienestar humano. La VE se puede llevar a cabo para estimar los valores de uso directo e indirecto de los SE. Estos valores incluyen tanto beneficios planeados

como posibles usos a futuro. A su vez, pueden identificarse los valores de no uso, los cuales son activos que no son utilizados directamente por las personas, pero que se quieren preservar para futuras generaciones o por su valor de existencia (Olander et al., 2015). Cuando se realiza un ejercicio de VE no es posible estimar todos los valores debido a su dificultad (porque no se cuenta con información disponible para la estimación) o para evitar el problema de la doble contabilidad. Existen diferentes métodos para realizar una VE (INECC, 2020), los cuales se clasifican usualmente de tres maneras: los de preferencias reveladas (precios de mercado, costo de viaje, entre otros); los de preferencias declaradas (la valoración contingente y modelos de elección, entre otros), y los de transferencia de beneficios. Cada uno tiene ventajas y desventajas, y su uso depende del SE a analizar y del contexto. Para el caso del SE de regulación de inundaciones, al tratarse de un valor de uso indirecto, se puede recurrir principalmente a los métodos de precios de mercado, costo de oportunidad y costos evitados. Además, para realizar una VE es necesario partir del hecho de que se tiene información biofísica del SE analizado.

El incremento en la frecuencia e intensidad de las inundaciones, así como los efectos de las pérdidas provocadas en el bienestar de las comunidades y la economía de los países en desarrollo resaltan la trascendencia de utilizar la valoración del servicio de regulación de estos fenómenos en sectores críticos, como el agrícola. Esta información es necesaria para la toma de decisiones enfocada en la elección de estrategias que permitan reducir las pérdidas y focalizar las inversiones.

Método

Sitio de estudio

Se consideraron dos cuencas mexicanas para valorar el SE de regulación de inundaciones: Ameca-Mascota en Jalisco y Jamapa en Veracruz (Figura 1). Por un lado, la cuenca Ameca-Mascota tiene cinco municipios y se localiza en la vertiente del Pacífico tropical, dentro de la provincia fisiográfica de la Sierra Madre del Sur, y se extiende sobre 2 745 km², en donde se encuentran un total de 334 localidades. Del total de la extensión de la cuenca, casi un 90 % se ubica en los municipios de Mascota (37 %), Talpa de Allende (19.7 %), San Sebastián del Oeste (19 %) y Puerto Vallarta (13.8 %).



Ameca-Mascota

Jamapa

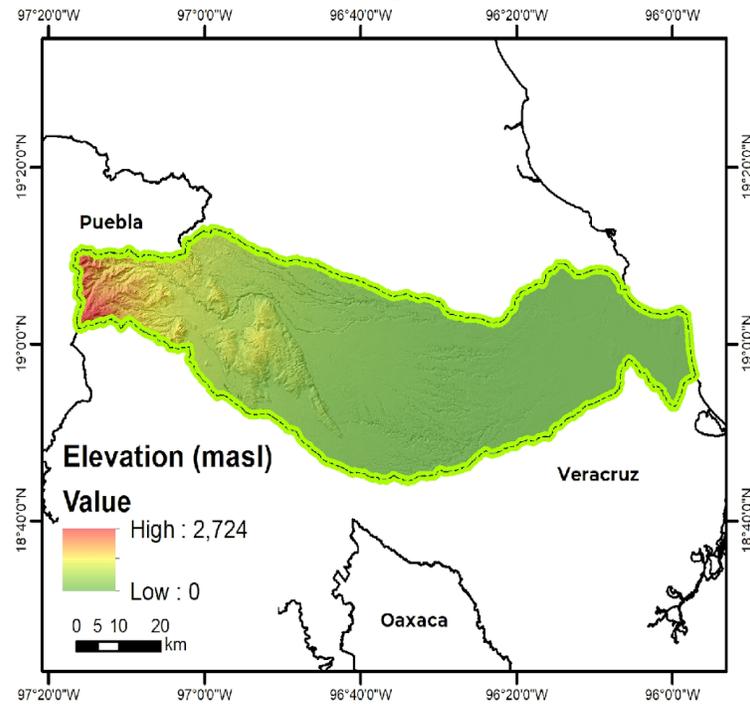
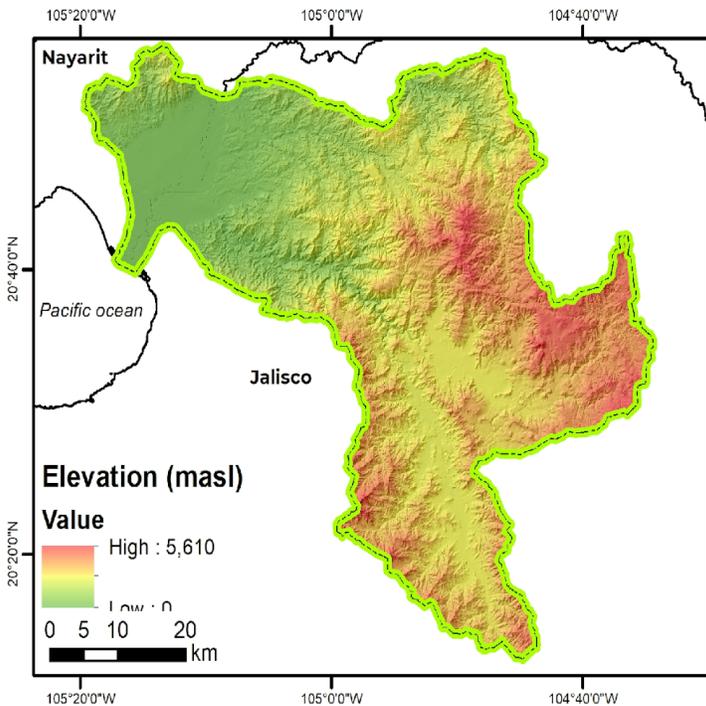


Figura 1. Cuencas Ameca-Mascota y Jamapa, México.

Por el otro lado, la cuenca Jamapa, con 31 municipios, se localiza en la vertiente del Golfo de México, dentro de las provincias fisiográficas de Chiconquiaco, lagos y volcanes del Anáhuac, y llanura costera veracruzana. En los 3 921 km² sobre los que se extiende esta cuenca se encuentra un total de 1 527 localidades. Más de la mitad de la extensión de la cuenca (52.8%) se ubica en los municipios de Cotaxtla (11.6 %), Paso del Macho (10.2 %), Medellín del Bravo (8.7 %), Carrillo Puerto (6.4 %), Soledad de Doblado (6 %), Huatusco (5 %) y Alvarado (4.9 %).

De acuerdo con la Comisión Nacional para el Uso y Conservación de la Biodiversidad (Conabio), y la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (Conanp) de México, en ambas cuencas existen zonas consideradas como prioritarias a nivel nacional para la conservación debido a la importancia socioeconómica de sus diferentes ecosistemas y sus SE. En el caso de la cuenca de Ameca-Mascota, para 2014, el principal uso del suelo es la agricultura, con 426.73 km² de superficie, mientras que la principal cobertura de vegetación es el bosque de pino-encino. Entre 2002 y 2014, el principal cambio que se dio fue el incremento de las zonas urbanas (de 8.6 km² en 2002 a 18.26 km² en 2014) y la recuperación del pastizal natural (de 27.42 km² en 2002 a 55.45 km² en 2014). En este sentido, la cobertura de vegetación con mayor pérdida de superficie fue la vegetación secundaria de selva mediana (de 238.64 km² en 2002 a 195.69 km²). En el caso de la cuenca de Jamapa para 2014, el principal uso del suelo fue la agricultura, con 2 286.9 km² de superficie, mientras que la principal cobertura de vegetación era el bosque de pino-encino, con 154.76 km². Siguiendo la tendencia de las otras dos cuencas, entre 2002 y 2014, el principal cambio fue el crecimiento de la zona urbana (de 38.07 km² en 2002 a 69.5 km² en 2014). Sin embargo, en

este caso resaltó la recuperación del matorral (de 0.17 km² a 2.01 km² en 2014). Por su parte, la cobertura de vegetación con mayor pérdida de superficie fue el bosque mesófilo de montaña (de 47.16 km² en 2002 a 16.22 km² en 2014). Es relevante señalar lo que tienen en común las dos cuencas: la agricultura es el tipo de uso de suelo predominante, lo cual resalta la importancia de esta actividad en términos económicos, sociales y biofísicos. Asimismo, en las dos cuencas el principal cambio de uso de suelo es el crecimiento de las zonas urbanas. En el caso de la cobertura vegetal, Ameca-Mascota y Jamapa comparten que su principal tipo de vegetación es el pino-encino.

VB del SE de regulación de inundación

La VB se realizó a través del modelo InVEST Urban Flood Risk Mitigation model, que calcula la reducción de la escorrentía. Es decir, el modelo evalúa la cantidad de agua que se puede acumular en una zona con base en las características del suelo. Se recurrió al programa InVEST, ya que es el más usado y recomendado en la literatura para estos casos, y dentro del Programa se recurrió a dicho modelo, pues es el que permite modelar este tipo de servicio ecosistémico (Ruiz-Agudelo, Hurtado-Bustos, & Parrado-Moreno, 2020).

Esta estimación se llevó cabo a partir de cinco insumos principales:

1. Delimitación de cuenca hidrográfica.
2. Profundidad de lluvia (en mm), valor proporcionado por el usuario del modelo InVEST, que simula la cantidad de lluvia hipotética para un evento de tormenta. En este caso se eligieron dos valores en el análisis en el caso de las cuencas Ameca-Mascota y Jamapa. El

- primer escenario se basó en la máxima lluvia registrada por estaciones meteorológicas de la Comisión Nacional del Agua (Conagua) en 24 horas, cuyos valores fueron de 280 y 230 mm, respectivamente. Para el segundo escenario se consideraron valores de 560 y 355 mm, respectivamente, esto debido a lluvias registradas en 1968, cuando el huracán Naomi impactó en el Pacífico mexicano y el huracán Karl en 2010 en el Golfo de México.
3. Mapa de uso de suelo y vegetación oficial (Serie VII, INEGI).
 4. El Grupo Hidrológico de Suelos HYSOGs250m, con una resolución proyectada de 250 m.
 5. Valores de número de curva (CN) para cada tipo de cobertura vegetal y los usos del suelo.

VE del SE de regulación de inundación

Una vez obtenida la superficie inundable bajo los dos escenarios de precipitación considerados en cada cuenca, se desarrollaron diferentes escenarios de producción afectada. Esto se llevó a cabo debido a que con el modelo biofísico se obtuvo un valor máximo de superficie inundada, pero no existe certeza de que toda la producción de esas hectáreas se pierda si ocurriera una inundación. En ese sentido, para la valoración económica se recurrió al método de daños evitados; es decir, lo que se podría dejar de producir en caso que se presente inundaciones. Para lo cual se usaron los siguientes insumos:

1. Superficie afectada por inundaciones bajo cada uno de los escenarios de precipitación y proporción de la superficie ocupada por agricultura.
2. Producción agrícola por cuenca. Calculada a partir de la información más actualizada para México sobre producción agrícola total de los municipios dentro de cada cuenca. Se consideraron las siguientes variables: superficie sembrada y cosechada, volumen de producción y precio por tonelada local.
3. Producción agrícola por superficie considerada como la producción promedio de cada producto agrícola por hectárea.
4. Valor de la producción. Se estimó con la producción promedio por hectárea y el valor económico de una tonelada de cada producto. Esta información sirvió para calcular el valor total de la producción que se podría perder a consecuencia de las inundaciones.

Resultados

VB del SE de regulación de inundación

En el caso de la cuenca Ameca-Mascota se obtuvo que 23 136 hectáreas (ha) tienen el potencial de ser inundadas en el escenario de 280 mm. En este caso, poco más de la mitad del área afectada está considerada como agricultura (Tabla 1) y más del 40 % correspondería a zonas urbanas. Esta superficie incrementaría a 55 668 hectáreas bajo el escenario de 560 mm, la cual sería casi un 60 % agricultura y 20 % zona urbana (Tabla 1).

Tabla 1. Superficie de uso de suelo y vegetación que puede ser afectada por inundaciones en el caso de las cuencas Ameca-Mascota y Jamapa (ha = hectárea).

Tipo de uso de suelo y vegetación	Ameca-Mascota				Jamapa			
	Escenario 280 mm		Escenario 560 mm		Escenario 230 mm		Escenario 355 mm	
	Superficie (ha)	Superficie (%)						
Agricultura	12 059	52.12	33 193	59.63	4 785 604	52.04	4 812 020	35.34
Agua	1	0	2	0	18 546	0.20	19 050	0.14
Bosque de encino-pino	3	0.01	1 204	2.16	416	0	131 630	0.97
Bosque de pino-encino	3	0.01	2 079	3.73	821	0.01	820	0.01
Bosque mesófilo de montaña	1	0	115	0.21	149	0	210 960	1.55
Bosque secundario de encino-pino	4	0.02	1 675	3.01	-	0	-	0
Bosque secundario de mesófilo de montaña	1	0	1	0	1 348	0.01	788 180	5.79
Bosque secundario de pino-encino	1	0	586	1.05	169	0	170	0
Bosque secundario de selva alta	-	0	-	0	934	0.01	205 460	1.51
Bosque secundario de selva baja	1	0	860	1.54	4 331	0.05	834 200	6.13
Bosque secundario de selva mediana	2	0.01	1 511	2.71	-	0	-	0
Manglar	7	0.03	15	0.03	860	0.01	50 040	0.37
Matorral	-	0	-	0	361	0	14 530	0.11

Tipo de uso de suelo y vegetación	Ameca-Mascota				Jamapa			
	Escenario 280 mm		Escenario 560 mm		Escenario 230 mm		Escenario 355 mm	
	Superficie (ha)	Superficie (%)						
Pastizal inducido	8	0.03	1 014	1.82	3 399 927	36.97	5 450 970	40.03
Pastizal natural	12	0.05	566	1.02	98 088	1.07	124 490	0.91
Selva baja	1	0	136	0.24	-	0	-	0
Selva mediana	2	0.01	1 463	2.63	-	0	-	0
Sin vegetación aparente	-	0	-	0	6 583	0.07	6 790	0.05
Vegetación en zonas arenosas	-	0	-	0	323	0	59 680	0.44
Vegetación secundaria en zonas arenosas	-	0	-	0	427	0	20 280	0.15
Vegetación secundaria de bosque de galería	-	0	-	0	198	0	4 050	0.03
Vegetación secundaria de manglar	-	0	-	0	80	0	5 180	0
Zona urbana	11 031	47.68	11 248	20.21	877 098	9.54	878 550	6.45
Total	23 136	100	55 668	100	9 196 263	100	13 617 050	100

En la cuenca Jamapa se estimó que 9 196 263 hectáreas tienen el potencial de ser afectadas por inundaciones de 230 mm. De esta superficie, poco más de la mitad está considerada como agricultura y la tercera parte como pastizal inducido (Tabla 1). El área afectada incrementaría hasta llegar a 13 617 050 hectáreas bajo el escenario de 355 mm, que incluiría poco más de la tercera parte del uso de suelo agrícola y 40 % de pastizal inducido (Tabla 1).

VE del SE de regulación de inundación

En el caso de la cuenca Ameca-Mascota, para el escenario de 280 mm, suponiendo que solo un 10 % del total del área de cultivo se inundara, las pérdidas en producción agrícola ascenderían a más de USD\$3 millones; si la afectación fuera de un 80 % de las hectáreas, las pérdidas alcanzarían USD\$24 millones (Tabla 2). Estas pérdidas incrementan en el escenario de 560 mm, donde si un 10 % del total de las hectáreas de agricultura es inundado, las pérdidas ascenderían a más de USD\$8 millones y si el 80 % de las hectáreas fueran afectadas, las pérdidas serían cercanas a los USD\$67 millones (Tabla 2).

Tabla 2. Valor económico del SE de regulación de inundaciones para la cuenca Ameca-Mascota y Jamapa (USD/año).

Porcentaje de afectación	AMECA-MASCOTA				JAMAPA			
	Hectáreas afectadas	Pérdidas estimadas con respecto al valor de la producción	Hectáreas afectadas	Pérdidas estimadas con respecto al valor de la producción	Hectáreas afectadas	Pérdidas estimadas con respecto al valor de la producción	Hectáreas afectadas	Pérdidas estimadas con respecto al valor de la producción
	280 mm	USD	560 mm	USD	230 mm	USD	355 mm	USD
5 %	603	\$1 513 360	1 660	\$4 165 599	239 280	\$5 486 031	240 601	\$5 509 338
10 %	1 206	\$3 026 720	3 319	\$8 331 198	478 560	\$10 972 063	481 202	\$11 018 676
15 %	1 809	\$4 540 080	4 979	\$12 496 797	717 841	\$16 458 094	721 803	\$16 528 014

Porcentaje de afectación	AMECA-MASCOTA				JAMAPA			
	Hectáreas afectadas	Pérdidas estimadas con respecto al valor de la producción	Hectáreas afectadas	Pérdidas estimadas con respecto al valor de la producción	Hectáreas afectadas	Pérdidas estimadas con respecto al valor de la producción	Hectáreas afectadas	Pérdidas estimadas con respecto al valor de la producción
	280 mm	USD	560 mm	USD	230 mm	USD	355 mm	USD
20 %	2 412	\$6 053 440	6 639	\$16 662 396	957 121	\$21 944 125	962 404	\$22 037 352
25 %	3 015	\$7 566 800	8 298	\$20 827 996	1 196 401	\$27 430 156	1 203 005	\$27 546 690
30 %	3 618	\$9 080 160	9 958	\$24 993 595	1 435 681	\$32 916 188	1 443 606	\$33 056 029
35 %	4 221	\$10 593 520	11 618	\$29 159 194	1 674 961	\$38 402 219	1 684 207	\$38 565 367
40 %	4 824	\$12 106 881	13 277	\$33 324 793	1 914 242	\$43 888 250	1 924 808	\$44 074 705
45 %	5 427	\$13 620 241	14 937	\$37 490 392	2 153 522	\$49 374 282	2 165 409	\$49 584 043
50 %	6 030	\$15 133 601	16 597	\$41 655 992	2 392 802	\$54 860 313	2 406 010	\$55 093 381
55 %	6 632	\$16 646 961	18 256	\$45 821 591	2 632 082	\$60 346 344	2 646 611	\$60 602 719
60 %	7 235	\$18 160 321	19 916	\$49 987 190	2 871 362	\$65 832 375	2 887 212	\$66 112 057
65 %	7 838	\$19 673 681	21 575	\$54 152 789	3 110 643	\$71 318 407	3 127 813	\$71 621 395
70 %	8 441	\$21 187 041	23 235	\$58 318 388	3 349 923	\$76 804 438	3 368 414	\$77 130 733
75 %	9 044	\$22 700 401	24 895	\$62 483 988	3 589 203	\$82 290 469	3 609 015	\$82 640 071
80 %	9 647	\$24 213 761	26 554	\$66 649 587	3 828 483	\$87 776 500	3 849 616	\$88 149 409
85 %	10 250	\$25 727 121	28 214	\$70 815 186	4 067 763	\$93v262 532	4 090 217	\$93 658 748
90 %	10 853	\$27 240 481	29 874	\$74 980 785	4 307 044	\$98 748 563	4 330 818	\$99 168 086
95 %	11 456	\$28 753 841	31 533	\$79 146 384	4 546 324	\$104 234 594	4 571 419	\$104 677 424
100 %	12 059	\$30 267 201	33 193	\$83 311 984	4 785 604	\$109 720 626	4 812 020	\$110 186 762

En la cuenca Jamapa, para el escenario de 230 mm, suponiendo que solo un 10% del área total de agricultura se inundara, las pérdidas ascenderían a casi USD\$11 millones (Tabla 2). Si las inundaciones afectaran al 80 % de las hectáreas con cobertura agrícola, las pérdidas serían de más de USD\$87 millones al año. En el caso del escenario de 355 mm, suponiendo que solo un 10 % de las hectáreas agrícolas se inundaran, las pérdidas ascenderían a más de USD\$3.5 millones al año, y si las inundaciones afectaran a un 80 % de las hectáreas, las pérdidas serían de alrededor de USD\$88 millones al año (Tabla 2).

Discusión

En el presente estudio se valoró económicamente el SE de regulación de inundaciones en dos cuencas de México mediante el método de daños evitados a la producción agrícola, que incluyó como insumo una modelación biofísica de la superficie inundada en cada cuenca bajo dos escenarios de precipitación. Los resultados obtenidos indican que el SE de regulación de inundaciones se sitúa entre USD\$8.3 millones y USD\$67 millones al año para la cuenca Ameca-Mascota, y entre USD\$11 millones y USD\$88 millones al año para la cuenca Jamapa.

Se espera que esta información favorezca el establecimiento de una ruta para la inclusión de la valoración biofísica y económica del servicio de regulación de inundaciones en políticas públicas enfocadas en la conservación y recuperación de los ecosistemas que los proveen y, por ende, que minimicen las afectaciones socioeconómicas de estos fenómenos. Por ejemplo, en el caso de las cuencas Ameca-Mascota y Jamapa, los resultados de las VB y VE sirven de insumo para tomar

decisiones de inversión para lograr el manejo integrado del paisaje a través, entre otras cosas, de promover prácticas productivas climáticamente inteligentes, y prevenir el riesgo de inundación con medidas de adaptación adecuadas a cada contexto local.

Estas acciones son diseñadas, implementadas y evaluadas a través del proyecto "Conectando la salud de las cuencas con la producción ganadera y agroforestal sostenible" (CONNECTA). Este esfuerzo es ejecutado por varias instituciones, incluyendo el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza (FMCN), el Banco Mundial como la agencia implementadora del Fondo Global para el Medio Ambiente (GEF), y con la supervisión técnica del Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC).

Además, la información generada en este tipo de valoraciones puede servir como insumo para fortalecer el manejo integrado de cuencas. En el caso de México, pueden ser utilizados en los Planes de Acción para el Manejo Integral de Cuencas (PAMIC), acompañados con ordenamientos ecológicos.

Finalmente, la revisión de literatura —llevada a cabo a través de una serie de buscadores en línea tomando en cuenta palabras clave— permite evidenciar que la valoración del SE de regulación de inundaciones aplicado a temas agrícolas todavía es limitada. Por ejemplo, Brander, Brouwer y Wagtendonk (2013), por medio de un metaanálisis, establecieron que el valor del SE de regulación de inundaciones que ofrece un humedal asciende a aproximadamente USD\$427/hectárea/año. Otras investigaciones, con metodologías similares al presente estudio (daño evitado) y para el mismo ecosistema, establecen un valor igual a USD\$60/hectárea/año (Watson, Ricketts, Galford, Polasky, & O'Niel-

Dunne, 2016) y USD\$77/hectárea/año (Lawrence, Pindilli, & Hogan, 2019). Por el contrario, Woodland Trust (2017) estimó un valor entre USD\$4.5 y USD\$5/hectárea/año proporcionado por los bosques en el Reino Unido; mientras que Smithers, Korkeala, Whiteley, Brace y Holmes (2016) estimaron un valor entre USD\$27 y USD\$33/hectárea/año. De manera contrastante, Barth y Döll (2016) calcularon valores más elevados del SE proporcionado por un bosque ribereño, estimado entre USD\$2 050 y USD\$4 600/hectárea/año. En el caso de la cuenca Jamapa, dicho valor es igual a USD\$2 300/hectárea/año; mientras que para la cuenca Ameca Mascota, USD\$2 500/hectárea/año. La causa de las diferencias entre los casos de estudio podría ser, además de las distintas capacidades de provisión del SE de regulación de inundaciones de los diferentes ecosistemas, el contexto de valoración, condicionado por factores geográficos, hidrológicos, tipo de producción agrícola afectada y aspectos socioeconómicos (Brander *et al.*, 2013; Lawrence *et al.*, 2019; Mitsch & Gosselink, 2000), así como las metodologías utilizadas en cada caso (Smithers *et al.*, 2016; Martínez-García, Martínez-Paz, & Alcon, 2022).

Conclusiones y recomendaciones

Los resultados obtenidos en este caso de estudio indican que en caso de presentarse inundaciones en la cuenca Ameca-Mascota, el total de terreno afectado podría ascender entre 23 136 y 55 668 hectáreas, donde casi un 59.6 % corresponde a zonas con presencia de agricultura. En el caso de la cuenca Jamapa, el total de terreno afectado ascendería entre 9.1 y 13.6 millones de hectáreas, y donde a la agricultura le corresponde entre un 35.3 y 52.1 %. Desde un punto de vista del impacto económico, el servicio

ecosistémico de regulación de inundaciones se sitúa entre USD\$8.3 millones y USD\$67 millones al año para el caso de la cuenca Ameca-Mascota, y entre USD\$11 millones y USD\$88 millones al año para el caso de la cuenca Jamapa. Es decir, es lo que como sociedad se dejaría de producir, desde un punto de vista del valor de la producción, a consecuencia de inundaciones. En tal sentido, esta cuantificación de dicho SE sirve para demostrar la viabilidad, tanto financiera como social, de diferentes acciones de conservación que se pueden llevar a cabo, y para lo cual se deben tener mediciones monetarias para buscar inversiones verdes sostenibles e impulsar en mayor medida soluciones de adaptación basadas en ecosistemas (AbE).

Asimismo, en el caso de la producción agrícola en las cuencas de estudio, la regulación de inundaciones es un servicio ecosistémico prioritario, porque su afectación significa grandes daños para la economía de las comunidades y del país. La valoración de este servicio ecosistémico es un insumo valioso para la toma de decisiones en torno a su conservación y uso sostenible. Esto es cada vez más relevante debido a la necesidad tanto de implementar medidas de defensa contra inundaciones que pueden afectar la producción agrícola como de dimensionar el valor de los servicios ecosistémicos sobre el bienestar social e incluirlos en políticas públicas. Finalmente, en el campo del aporte a la literatura, este estudio trata de llenar en cierta medida la falta de estimaciones donde se combinen modelaciones biofísicas con modelaciones económicas. De igual forma, se recomienda para futuros estudios considerar incertidumbre y probabilidades para los diferentes modelos, tanto para la estimación biofísica como económica, y realizar los

análisis por tipo de producto agrícola para identificar cuál es el más sensible a inundaciones.

Agradecimientos

Los resultados aquí presentados son parte de la donación "Economic Valuation of Ecosystem Services to Strengthen Integrated Landscape Management in Selected Watersheds in Mexico" financiada por el Global Program for Sustainability Trust Fund del Banco Mundial y bajo el proyecto "Connecting Watershed Health with Sustainable Livestock and Agroforestry Production-CONECTA". Se agradece a Citlalli A. González Hernández por su apoyo en la edición del manuscrito.

Referencias

- Barth, N. C., & Döll, P. (2016). Assessing the ecosystem service flood protection of a riparian forest by applying a cascade approach. *Ecosystem Services*, 21(Part A), 39-52. DOI: 10.1016/j.ecoser.2016.07.012
- Brander, L., Brouwer, R., & Wagtendonk, A. (2013). Economic valuation of regulating services provided by wetlands in agricultural landscapes: A meta-analysis. *Ecological Engineering*, 56, 89-96. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2012.12.104
- Briner, S., Elkin, C., & Huber, R. (2013). Evaluating the relative impact of climate and economic changes on forest and agricultural ecosystem services in mountain regions. *Journal of Environmental Management*, 129(15), 414-422. DOI: 10.1016/j.jenvman.2013.07.018

Cenapred, Centro Nacional de Prevención de Desastres. (2018). *Informe de actividades 2018*. Recuperado de <https://www.cenapred.unam.mx/es/Publicaciones/archivos/406-INFORMEDEACTIVIDADES2018.PDF>

Cenapred, Centro Nacional de Prevención de Desastres. (2004). *Inundaciones*. Recuperado de <https://www.cenapred.unam.mx/es/Publicaciones/archivos/42.pdf>

Cenapred, Centro Nacional de Prevención de Desastres. (2020). *Impacto socioeconómico de los principales desastres ocurridos en México*. Recuperado de <https://www.cenapred.unam.mx/es/Publicaciones/archivos/455-RESUMENEJECUTIVOIMPACTO2020.PDF>

Daily, G. C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Mooney, H. A., Pejchar, L., Ricketts, T. H., Salzman, J., & Shallenberger, R. (2009). Ecosystem services in decision making: Time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 21-28. DOI: 10.1890/080025

Da-Silva-Anjinho, P., Takaku, L. Y. R. B., Barbosa, C. C., Periotto, N. A., Hanai, F. Y., & Mauad, F. F. (2022). Analysis of susceptibility to degradation of water ecosystem services as a tool for land use planning: A case study in a small Brazilian watershed. *Environmental Management*, 70(6), 990-1003. DOI: 10.1007/s00267-022-01710-y

- De-Groot, R., Fisher, B., & Christie, M. (2010). Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In: TEEB (eds). *The economics of ecosystems and biodiversity: The ecological and economic foundations*. London, UK: Earthscan, Routledge.
- Folch, R. (ed.). (1993). *Mediterrànies*, Volum 5. En: *Enciclopèdia Catalana*. España: Grup Enciclopèdia.
- Fu, Q., Li, B., Hou, Y., Bi, X., & Zhang, X. (2017). Effects of land use and climate change on ecosystem services in Central Asia's arid regions: A case study in Altay Prefecture, China. *Science of the Total Environment*, 607-608, 633-646. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.06.241
- INECC, Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. (2020). *Catálogo y revisión de metodologías de análisis económico para la adaptación al cambio climático*. Documento de trabajo. Ciudad de México, México: Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/599904/74_20_20_Catalogo_y_revision_de_metodologias_AEA_DEARN.pdf
- Lawrence, C. B., Pindilli, E. J., & Hogan, D. M. (2019). Valuation of the flood attenuation ecosystem service in difficult run, VA, USA. *Journal of Environmental Management*, 231, 1056-1064. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.10.023
- Manson, R. H. (2004). Los servicios hidrológicos y la conservación de los bosques de México. *Madera y Bosques*, 10(1), 3-20. DOI: 10.21829/myb.2004.1011276

- Martínez-García, V., Martínez-Paz, J. M., & Alcon, F. (2022). The economic value of flood risk regulation by agroecosystems at semiarid areas. *Agricultural Water Management*, 266, 107565. DOI: 10.1016/j.agwat.2022.107565
- Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2000). The value of wetlands: Importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics*, 35(1), 25-33. DOI: 10.1016/S0921-8009(00)00165-8
- Olander, L., Johnston, R. J., Tallis, H., Kagan, J., Maguire, L., Polasky, S., Urban, D., Boyd, J., Wainger, L., & Palmer, M. (2015). *Best practices for integrating ecosystem services into federal decision making*. Durham, UK: National Ecosystem Services Partnership, Duke University. Recuperado de https://nicholasinstitute.duke.edu/sites/default/files/publications/es_best_practices_fullpdf_0.pdf
- Ochoa-Cardona, V. (2015). *Herramientas para el análisis y modelado de servicios ecosistémicos tendencias espacio-temporales y desafíos futuros*. Recuperado de <https://repository.javeriana.edu.co/handle/10554/17165>
- Polasky, S. (2012). Valuing nature: Economics, ecosystems services, and decision-making. In: *Measuring nature balance sheet of 2011 ecosystem services seminar series*. Palo Alto, USA: Gordon and Betty Moore Foundation. Recuperado de <https://www.moore.org/materials/Ecosystem-Services-Full-Seminar-Series.pdf>

- Pickup, M., McDougall, K. L., & Whelan, R. J. (2003). Fire and flood: Soil-stored seed bank and germination ecology in the endangered Carrington Falls Grevillea (*Grevillea rivularis*, Proteaceae). *Austral Ecology*, 28(2), 128-136. DOI: 10.1046/j.1442-9993.2003.01255.x
- Ruiz-Agudelo, C. A., Hurtado-Bustos, S. L., & Parrado-Moreno, C. A. (2020). Modelling interactions among multiple ecosystem services. A critical review. *Ecological Modelling*, 429, 109103. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2020.109103
- Schirpke, U., Kohler, M., Leitinger, G., Fontana, V., Tasser, E., & Tappeiner, U. (2017). Future impacts of changing land-use and climate on ecosystem services of mountain grassland and their resilience. *Ecosystem Services*, 26(Part A), 79-94. DOI: 10.1016/j.ecoser.2017.06.008
- Smithers, R., Korkeala, O., Whiteley, G., Brace, S., & Holmes, B. (2016). *Valuing flood-regulation services for inclusion in the UK ecosystem accounts*. Ricardo Energy & Environment for UK Office for National Statistics. Recuperado de <https://www.ons.gov.uk/file?uri=/economy/environmentalaccounts/methodologies/naturalcapital/valuingforfloodregulation.pdf>
- Teng, Y., Zhan, J., Liu, W., Chu, X., Zhang, F., Wang, C., & Wang, L. (2022). Spatial heterogeneity of ecosystem services trade-offs among ecosystem service bundles in an alpine mountainous region: A case-study in the Qilian Mountains, Northwest China. *Land Degradation & Development*, 33(11), 1846-1861. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/ldr.4266>

- Turner, B. L., Janetos, A. C., Verbug, P. H., & Murray, A. T. (2013). Land system architecture: Using land systems to adapt and mitigate global environmental change. *Global Environmental Change*, 23(2), 395-397. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2012.12.009
- Wang, T., Lin, J., Chen, Z., Megharaj, M., & Naidu, R. (2014). Green synthesized iron nanoparticles by green tea and eucalyptus leaves extracts used for removal of nitrate in aqueous solution. *Journal of Cleaner Production*, 83(15), 413-419. DOI: 10.1016/j.jclepro.2014.07.006
- Watson, K. B., Ricketts, T., Galford, G., Polasky, S., & O'Neil-Dunne, J. (2016). Quantifying flood mitigation services: The economic value of Otter Creek wetlands and floodplains to Middlebury, VT. *Ecological Economics*, 130, 16-24. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2016.05.015
- Woodland Trust. (2017). *The economic benefits of woodland*. Recuperado de <https://www.woodlandtrust.org.uk/publications/2017/01/economic-benefits-of-woodland/>
- Zhang, M., Zhao, X., Voss, C., & Zhu, G. (2016). Innovating through services, co-creation and supplier integration: Cases from China. *International Journal of Production*, 171(Part 2), 289-300. DOI: 10.1016/j.ijpe.2015.09.026

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-05-07

Artículos

**Caracterización hidroambiental de cuencas en la
Reserva Parque Costero del Sur, Argentina**
**Hydro-environmental characterization of watersheds
within the Parque Costero Sur Reserve, Argentina**

Jazmín Glustein¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3548-5154>

Tatiana Arturi², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1977-0526>

Eliana Berardozzi³, ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-4210-9853>

María Isabel Delgado⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5493-7462>

¹Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata / Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina, jazminglustein@gmail.com

²Departamento de Hidráulica, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de La Plata, Argentina, arturitatiana@gmail.com

³Departamento de Hidráulica, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de La Plata, Argentina, eliana.berardozzi@gmail.com

⁴División Ficología, Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad Nacional de La Plata / Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina, isabeldelgado@agro.unlp.edu.ar

Autora para correspondencia: Jazmín Glustein,
jazminglustein@gmail.com

Resumen

A pesar de existir una relativa homogeneidad en diferentes características de la región pampeana, el tipo de suelo podría determinar los usos posibles en cada zona, con impactos variables en la hidrología, la química del agua, la morfología de los cursos y la biodiversidad. En las reservas de biosfera resulta fundamental generar conocimiento que ayude a comprender la relación entre las actividades productivas desarrolladas y el estado de los ecosistemas. El objetivo de este trabajo es caracterizar las cuencas hidrográficas dentro de la reserva Parque Costero del Sur, a fin de aportar al desarrollo de una interpretación conceptual del funcionamiento hidrológico en este territorio. Se estudiaron tres arroyos —Buñirigo, Juan Blanco y Villoldo— con diferentes grados de intervención antrópica. Para ello se caracterizaron morfométricamente sus cuencas, se generaron mapas de uso del suelo y se realizaron balances hídricos. Se llevaron a cabo dos campañas de muestreo de agua superficial, y análisis de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. La diferencia en la concentración de estos parámetros entre campañas resultó significativa. En todos los casos, los valores de conductividad eléctrica (CE), turbidez y demanda química de oxígeno (DQO) fueron mayores durante el periodo de déficit y los de fósforo reactivo soluble (PRS) durante el periodo de exceso hídrico. En cambio, la asociación con la distribución espacial de los sitios de muestreo no reveló tendencias

claras. Esta investigación podría resultar útil para la toma de decisiones relacionadas con la gestión del recurso hídrico, ya que ciertos parámetros exceden los límites establecidos localmente.

Palabras clave: arroyos pampeanos, uso del suelo, calidad del agua, reserva de biosfera.

Abstract

Despite the relative homogeneity in different characteristics of the Pampas region, the soil type might determine the possible land uses in each area, with variable impacts on hydrology, water chemistry, watercourse morphology, and biodiversity. In biosphere reserves, it is crucial to generate knowledge that helps to understand the relationship between productive activities and the state of the supporting ecosystems. The objective of this study is to characterize the watersheds within the Parque Costero del Sur reserve to contribute to the development of a conceptual interpretation of the hydrological functioning in this territory. Three streams —Buñirigo, Juan Blanco, and Villoldo— with different degrees of anthropic intervention were studied. To achieve this, their watersheds were morphometrically characterized, land-use maps were generated, and water balances were conducted. Two surface water sampling campaigns were carried out, analyzing physicochemical and microbiological parameters. The difference between campaigns for the concentration of these parameters was significant. In every case, the values of electrical conductivity (EC), turbidity, and chemical oxygen demand (COD) were higher during the deficit water period and soluble reactive phosphorus (SRP) values during the excess water period.

Instead, no clear trends were found regarding the association with the spatial distribution of the sampling sites along the watersheds. This research might be useful for decision-making related to water resource management, as certain parameters exceed locally established thresholds.

Keywords: Pampean streams, land use, water quality, biosphere reserve.

Recibido: 30/04/2024

Aceptado: 05/09/2024

Publicado *ahead of print*: 17/09/2024

Versión final: 01/09/2025

Introducción

Los arroyos pampeanos se encuentran en la región central de Argentina y se caracterizan por tener pendientes menores al 0.1 %, lo cual está asociado con bajas velocidades de corriente (Graziano, Giorgi, & Feijoó, 2021); esto genera que las redes de drenaje y los límites de cuencas usualmente no estén bien definidos (Zabala *et al.*, 2021). En esta región es frecuente la ocurrencia de largos periodos de sequía y de inundaciones, lo que afecta la disponibilidad del recurso hídrico (Aliaga, Piccolo, & Perillo, 2021). A su vez, la intensidad de estos eventos hidrológicos menoscaba la composición y distribución de las sustancias químicas disueltas, así como la calidad del agua (Placencia, Torres-Ramírez, Ortiz-Riquero, & Jerez-Ruiz, 2021). A pesar de existir una relativa homogeneidad en

diversas características, el tipo de suelo podría determinar los usos posibles en cada subregión, los cuales tienen impactos variables en las cuencas en relación con aspectos tales como la hidrología, la química del agua y la morfología de los cursos, así como las poblaciones de invertebrados, peces y algas, entre otros (Feijoó & Lombardo, 2007). Por ejemplo, los residuos generados por los sistemas de producción animal están relacionados principalmente con sus excretas y pueden contener elevados contenidos de materia orgánica, sólidos suspendidos y nutrientes, entre otros (Delgado, Mac Donagh, Casco, Tanjal, & Carol, 2023b). La agricultura, a su vez, a partir de la aplicación de fertilizantes y pesticidas, puede favorecer la introducción de nutrientes y diversos agroquímicos en los cuerpos de agua adyacentes, para producir, entre otros efectos, una alteración de la diversidad de especies que los habitan (Solís *et al.*, 2016; Marrochi *et al.*, 2021).

El Programa MAB (*Man and Biosphere*) de la UNESCO promueve el establecimiento de un tipo particular de áreas protegidas: las reservas de biosfera. Estas son, por definición, territorios destinados a llevar adelante propuestas que conjuguen la protección ambiental con el desarrollo socioeconómico y el respeto a la diversidad cultural (Toribio & Soruco-de-Madrado, 2005). Para conservar esta categoría de protección, los territorios se comprometen a cumplir con las funciones de conservación, desarrollo y logística (investigación, monitoreo y educación ambiental) establecidas en la Estrategia de Sevilla (UNESCO, 1995). En este sentido, resulta fundamental la generación de conocimientos que ayuden a interpretar la relación entre las actividades productivas desarrolladas y el estado de los ecosistemas que las sostienen. Por tal motivo, el objetivo de este trabajo es caracterizar las cuencas hidrográficas dentro de la

Reserva de Biosfera Parque Costero del Sur (en adelante, RBPCS), a fin de aportar al desarrollo de una interpretación conceptual del funcionamiento hidrológico en este territorio. Para ello se realizó un estudio de características morfométricas, usos del suelo, condiciones hidrológicas y parámetros representativos de la calidad del agua. Los principales arroyos identificados en el área pertenecen a la Vertiente Inferior del Río de la Plata (ADA, s.f.). Si bien se han hallado referencias bibliográficas para algunas características de estos arroyos, en algunos casos la información requiere actualización y, en otros es escasa. Por lo tanto, resulta necesario generar un conjunto de datos actualizados sobre las cuencas de la RBPCS que puedan ser utilizados para el desarrollo de investigaciones en la zona, así como para el diseño de políticas públicas de gestión y conservación de los recursos naturales a escala local.

Actualmente se considera a la cuenca hidrográfica como la unidad espacial básica indispensable para estudiar la función ambiental de los recursos naturales y su dinámica (Traba, 2023), con fines de conservación y manejo; se define como el territorio delimitado por los escurrimientos superficiales que convergen a un mismo cauce (Medina, 2008). A su vez, se considera que brinda escenarios multidimensionales y multifuncionales, ideales para promover la investigación transdisciplinar (Jujnovsky *et al.*, 2017). Comprender los posibles efectos de los procesos de cambio de uso del suelo y cobertura vegetal sobre la hidrología es esencial para la gestión a escala de cuenca (Woldesenbet, Elagib, Ribbe, & Heinrich, 2017). Si bien en los últimos años se han publicado numerosos trabajos científicos caracterizando cuerpos de agua afectados por actividades agrícolas y/o urbanizaciones, el estado de conservación de cuencas que aún no han sido alcanzados por estos usos no está

suficientemente documentado (Mac Donagh, Delgado, Merodio, & Carol, 2019).

Materiales y métodos

En la Figura 1 se describen los pasos seguidos para el desarrollo de la presente investigación mediante un diagrama de flujo. En las siguientes subsecciones se detalla el procedimiento realizado en cada uno de ellos.

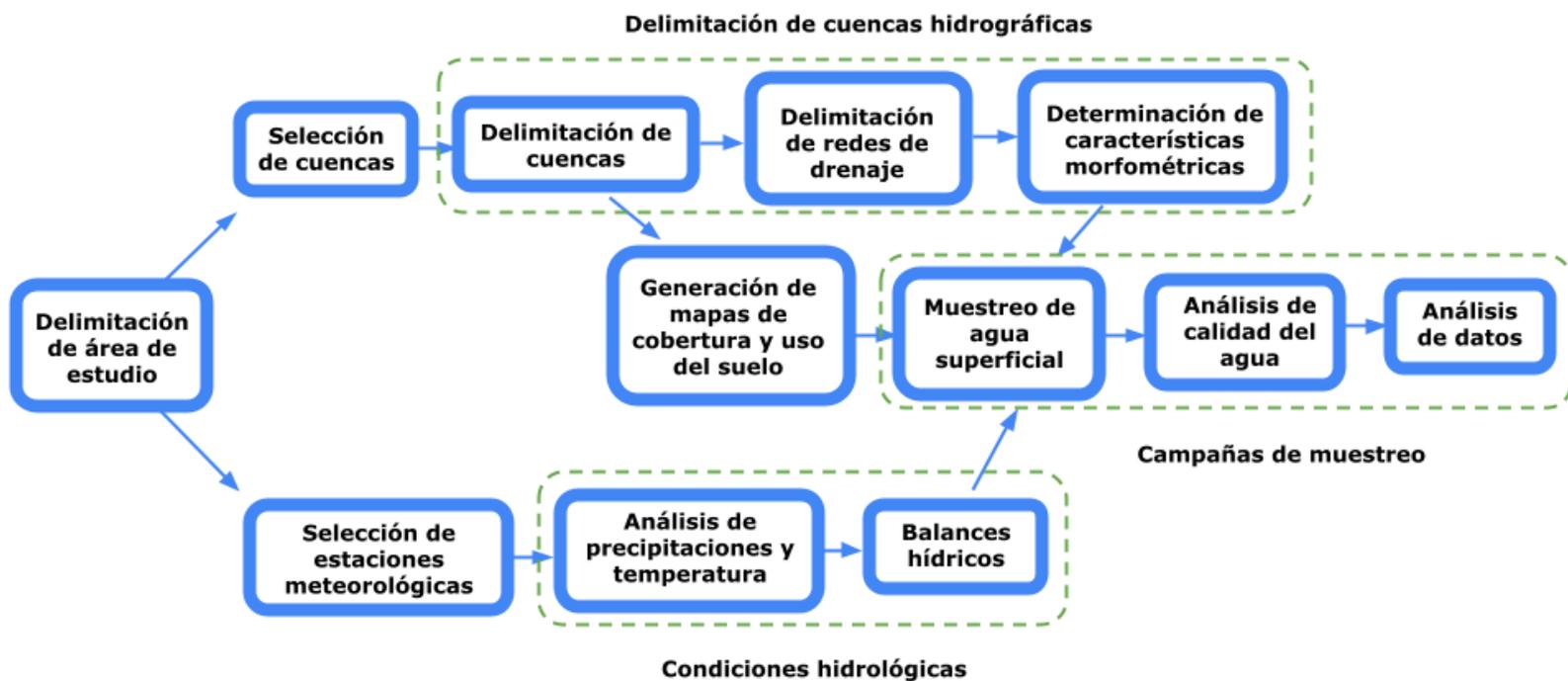


Figura 1. Diagrama de flujo de los pasos seguidos en la investigación.

Delimitación del área de estudio

El estudio se centra en la RBPCS (Figura 2), área protegida que abarca el sector costero de los partidos de Magdalena y Punta Indio, provincia de Buenos Aires (Argentina), que limita hacia el oeste por la Ruta Provincial N° 36. Constituye una muestra representativa de un paisaje de la costa de la provincia de Buenos Aires, y es relevante como patrimonio arqueológico y por su potencial educativo, turístico y recreativo (Matteucci, 2009). De acuerdo con el Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas del año 2022, Magdalena y Punta Indio cuentan con 26 734 y 12 419 habitantes, respectivamente (INDEC, 2023).

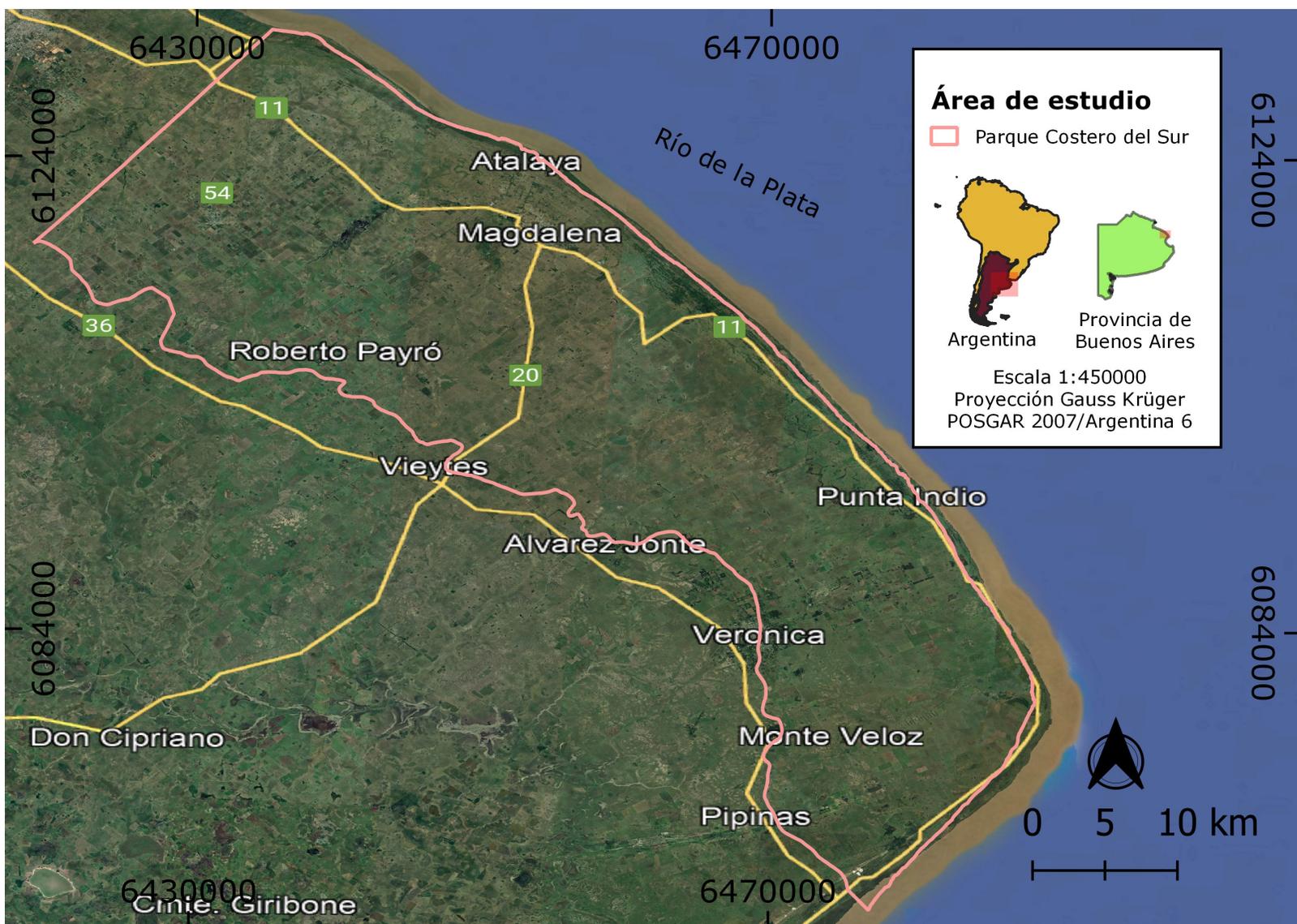


Figura 2. Delimitación del área de estudio.

Este territorio se ubica en la Pampa Ondulada y se puede diferenciar en unidades de planicie continental y costera (esta última formada por tres unidades geomorfológicas principales: llanura de marea relictas, planicie con cordones litorales y marisma), entre las que se reconoce un área de transición caracterizada como una antigua franja costera. La

planicie continental abarca las cuencas altas y medias de los arroyos que drenan hacia la planicie costera (Cellone, 2019). El diseño de los cursos es de tipo dendrítico, y se trata de pequeñas cuencas que drenan en dirección al Río de la Plata y la bahía de Samborombón. En la planicie costera se evidencian modificaciones del comportamiento hidrológico natural, principalmente a partir de la actividad minera y el desarrollo de obras como canalizaciones, rutas y terraplenes. En esta área, los arroyos poseen carácter efluente respecto a las aguas subterráneas; la descarga del escurrimiento subterráneo local es la que posibilita el mantenimiento del caudal (Melo, 2019).

Los suelos de la región pampeana correspondientes a los partidos de La Plata, Magdalena y Punta Indio se encuentran representados por vertisoles con horizonte Bt (hapludertes), argiudoles vérticos y típicos, y paleudoles (Imbellone, Giménez, & Panigatti, 2010). En la llanura continental, la presencia de perfiles arcillo-limosos dificulta la infiltración del agua de lluvia (Cellone, Deluchi, Melo, & Carol, 2014). En la llanura de marea relictas hay suelos pobremente drenados de elevada alcalinidad (Melo, 2019), mientras que en los cordones de conchilla los suelos son poco profundos, con incipiente desarrollo, alta permeabilidad y bien drenados (Cavallotto, 2009). Las características físicas de los suelos en el área de estudio, las frecuentes inundaciones y la erosión hídrica determinan que la misma posea baja capacidad de uso agrícola, que se destina fundamentalmente a ganadería (Viglizzo, Pordomingo, Castro, & Lertora, 2003). Otras actividades relevantes en la zona son la minería de conchilla y el turismo. Además existen tambos, *feedlots*, frigoríficos, criaderos de cerdos y aves (Cellone, 2019), y campos destinados a la agricultura en pequeña escala.

Dentro del conjunto de arroyos que atraviesan la RBPCS se seleccionaron tres casos de estudio —Buñirigo, Juan Blanco y Villoldo— con la intención de comparar cuencas con diferente grado de alteración antrópica. El arroyo Buñirigo recibe influencias de distintos usos del suelo a lo largo de su recorrido: la cuenca alta se caracteriza por un uso ganadero extensivo, sumado al desarrollo de algunas actividades agrícolas. En cambio, en la cuenca media, este curso recibe el aporte de desagües pluviales de la ciudad de Magdalena, y en la cuenca baja los de una pequeña zona industrial (Mac Donagh *et al.*, 2019), en la cual se hallan plantas de los rubros curtiembre, alimenticio y metalúrgico. La mayor parte de la cuenca del arroyo Juan Blanco presenta ganadería extensiva (Paracampo, 2012), junto a algunos sectores de agricultura y establecimientos tipo *feedlot*, aunque se lo considera esencialmente un ambiente prístino (Ocón & Rodrigues-Capítulo, 2012; Melo, 2019). El arroyo Villoldo representa un grado de alteración intermedio por atravesar una zona poblada de baja densidad. En la cabecera de esta cuenca se encuentra la Base Aeronaval de Punta Indio (BAPI) y en la cuenca baja (cerca de la RP11) canteras para la extracción de conchilla.

Delimitación de cuencas hidrográficas

Para la elaboración de la cartografía se utilizó el sistema POSGAR 2007/Argentina 6 y el *software* QGIS. La delimitación de las cuencas se realizó automáticamente a partir de un modelo digital de elevación (MDE) Alos Palsar, de resolución espacial de 12.5 m. Se descargó una capa vectorial de límites de cuencas del portal de Infraestructura de Datos Espaciales de la provincia de Buenos Aires (IDEBA), y se utilizó para

comparar y corregir los polígonos generados automáticamente. La delimitación de la red de drenaje se hizo integrando capas vectoriales de cursos de agua disponibles en IDEBA y en el Instituto Geográfico Nacional (IGN); imágenes satelitales (*Google Satellite*), y cartas topográficas del IGN (1:50000). Se determinaron características morfométricas de medición directa, como área de ocupación (A), perímetro (P) y longitud del cauce (L), que a su vez se utilizaron para calcular el factor de forma, el coeficiente de circularidad y la pendiente (ecuaciones (1) a (3)).

Factor de forma de Horton (Kf):

$$Kf = \frac{A}{L^2} \quad (1)$$

Coeficiente de circularidad de Miller (Cc):

$$Cc = \frac{4\pi A}{P^2} \quad (2)$$

Pendiente (S%):

$$S\% = \frac{(H_M - H_m) * 100}{L} \quad (3)$$

Donde:

H_M = altitud mayor en metros.

H_m = altitud menor en metros.

Dado que los tres arroyos desembocan en el Río de la Plata, se estableció un valor de H_m igual a 0 en todos los casos. Para determinar los valores de H_M se utilizaron las cartas topográficas del IGN. Se buscó incluir al menos un parámetro morfométrico perteneciente a cada una de las siguientes categorías: parámetros de forma (factor de forma y coeficiente de circularidad); parámetros de relieve (pendiente), y parámetros de la red de drenaje (número de orden). El orden de la cuenca se determinó mediante el método de Horton (1945).

Mapas de cobertura y uso del suelo

Para elaborar los mapas de cobertura y uso del suelo para cada cuenca se utilizaron imágenes satelitales disponibles en el explorador Google Earth Pro, capturadas en diferentes fechas de 2023. Se realizó un análisis visual, utilizando como referencia una capa ráster de usos del suelo generada a partir del satélite Sentinel 2 (ESRI, 2022) y un mapa de elaboración propia, generado previamente a partir de imágenes del satélite Landsat 8 (OLI). Se definieron siete tipos de cobertura y uso del suelo: pasturas (incluye a la producción ganadera extensiva, o sin uso reconocible); cultivos (suelos destinados a la agricultura); forestal (predominio de cobertura arbórea); canteras de conchilla (sectores destinados a la extracción de minerales); industrial (incluye diferentes rubros); producción intensiva (abarca tambos, criaderos de aves y *feedlots*), y urbano (asentamientos poblacionales no dispersos). Con base en la información satelital, utilizada en conjunto con la mencionada cartografía disponible, y con el apoyo de información recabada en las

campañas de muestreo, se generó una capa clasificada de acuerdo con los tipos de cobertura y uso del suelo previamente descritos.

Condiciones hidrológicas

El análisis de las precipitaciones para el periodo 1963-2023 se realizó a partir de datos registrados en dos estaciones del Servicio Meteorológico Nacional (SMN): Punta Indio ($35^{\circ} 20' 53''$ S, $57^{\circ} 17' 40''$ O) y La Plata Aero ($34^{\circ} 57' 56''$ S, $57^{\circ} 53' 50''$ O), las cuales se encuentran a una distancia aproximada de 70 km entre sí. Para determinar la viabilidad del uso de los datos disponibles se calculó el porcentaje de datos faltantes para el periodo temporal de interés en cada estación meteorológica, el cual luego se comparó con los estándares establecidos en la Guía de Prácticas Climatológicas de la Organización Meteorológica Mundial (OMM) (OMM, 2018). Además se realizó un análisis de doble masa a fin de evaluar la consistencia de los datos provistos por estas estaciones meteorológicas y analizar la necesidad de aplicar algún factor de corrección (OMM, 2018). Se graficaron las precipitaciones anuales acumuladas en la estación Punta Indio en función de aquellas registradas en La Plata Aero, se hizo un ajuste lineal, y se evaluó el valor de la pendiente obtenida y el grado de ajuste a una recta de estos datos. A partir de datos diarios de precipitación se calculó la media mensual para cada estación, a fin de determinar el tipo de régimen que caracteriza a esta zona. Se llevaron a cabo balances hídricos mensuales basados en la metodología de Thornthwaite y Mather (1957), utilizando como capacidad máxima de almacenamiento el valor de 100 mm de acuerdo con Cellone (2019) y Melo (2019). Asimismo, se realizó un balance diario para el

periodo septiembre 2022-septiembre 2023, con el propósito de interpretar la relación entre la variación de las condiciones climáticas y la calidad del agua durante los muestreos.

Campañas de muestreo

Para evaluar escenarios hidrológicos contrastantes (Delgado *et al.*, 2023b) se realizaron dos campañas de muestreo de agua superficial incluyendo un periodo de déficit hídrico en verano (febrero 2023) y un periodo de exceso hídrico en invierno (agosto 2023). Los sitios de muestreo (Figura 3) incluyeron sectores en la cuenca alta, media y baja, cuya elección estuvo sujeta a la accesibilidad y a la presencia de agua en el cauce al momento de realizar las campañas. En el verano solo fue posible muestrear en la cuenca baja (y en el caso del arroyo Buñirigo, también en la cuenca media) debido a que la mayor parte de los cursos se encontraba seco aguas arriba. La recolección, preservación y análisis de las muestras (Tabla 1) se efectuó de acuerdo con los métodos estándar para análisis de aguas y efluentes (APHA, 2012). Las determinaciones de temperatura, pH y conductividad eléctrica fueron *in situ*, con una sonda multiparamétrica Hanna HI9828. Para la cuantificación de los restantes parámetros fisicoquímicos se tomaron muestras en botellas de polietileno y se midieron por duplicado en la Facultad de Ingeniería de la Universidad Nacional de La Plata, con excepción del cromo total, que se midió en un laboratorio privado. Para los métodos colorimétricos se utilizaron espectrofotómetros Hach DR1900 y Chrom Tech UV-1800 (en función del paso óptico requerido). La turbidez se determinó mediante un turbidímetro Hanna HI93703. Para la determinación de los parámetros

microbiológicos (enterococos y *Escherichia coli*) se tomaron muestras en envases estériles, las cuales se analizaron en el Laboratorio de Microbiología del Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (ILPLA). El cromo total se cuantificó únicamente en la cuenca del arroyo Buñirigo durante el muestreo de invierno; resultó de interés por tratarse de un elemento utilizado en los procesos de curtido del cuero (Leather Working Group, s.f.).

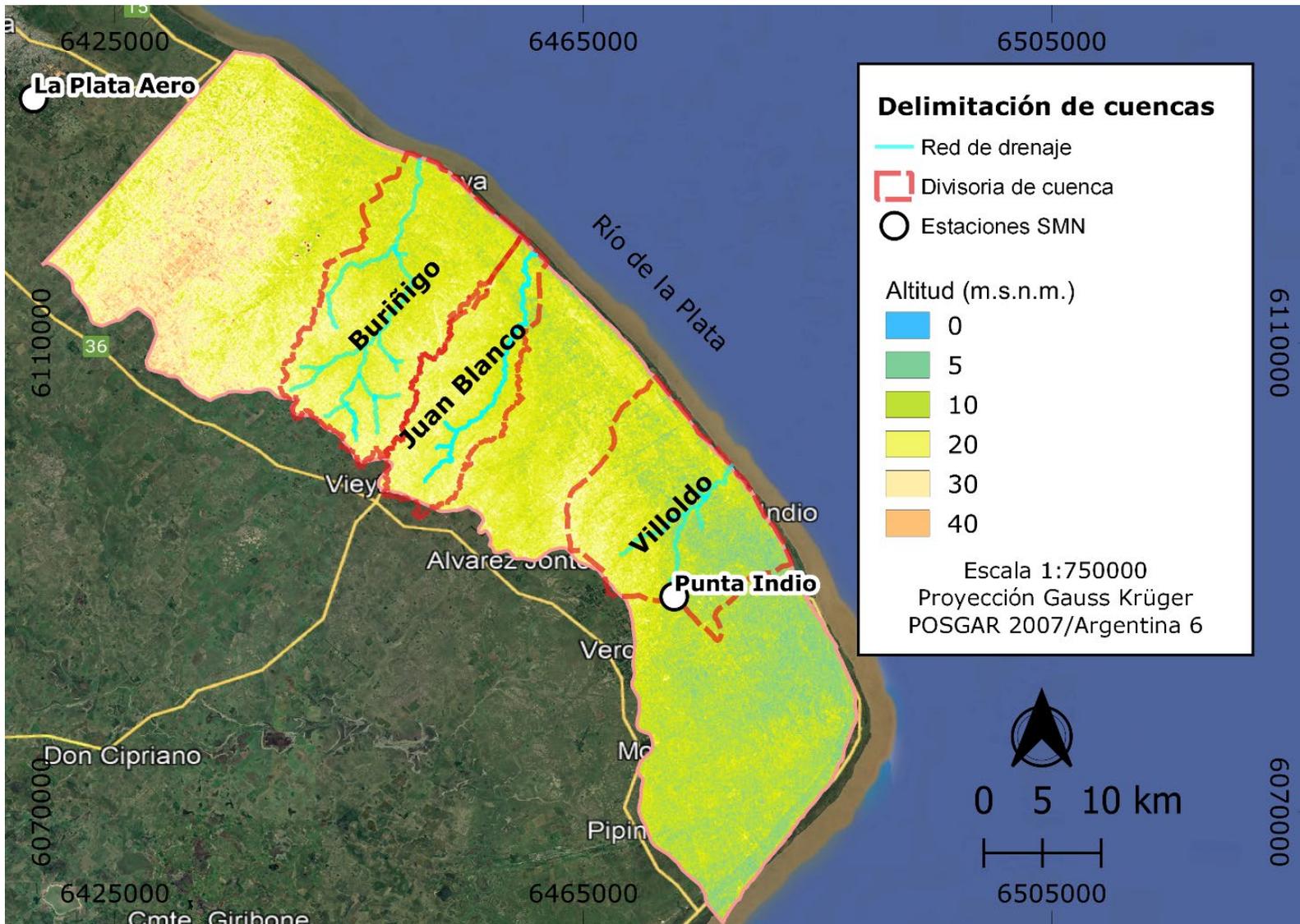


Figura 3. Delimitación de las cuencas y redes de drenaje de los arroyos estudiados sobre un modelo digital de elevación (MDE).

Tabla 1. Métodos seleccionados para el análisis de calidad de agua.

Parámetro	Método
<i>E. coli</i>	Cultivo en medio CHROMAgar™ ECC
Enterococos	Cultivo en medio Slanetz & Bartley y Agar Bilis Esculina
Temperatura (T)	Sonda multiparamétrica Hanna HI9828
pH	
Conductividad eléctrica (CE)	
Turbidez	Turbidímetro Hanna HI93703
Fósforo reactivo soluble (PRS)	Colorimétrico/ 4500 P E
Nitrato (NO ₃ ⁻)	Electrodo selectivo Hanna HI 4113/ Tiras reactivas Hach
Sólidos suspendidos totales (SST)	Método por pesada / 2540-D
Demanda química de oxígeno (DQO)	Oxidación con K ₂ Cr ₂ O ₇ / 5220-DQO D
Cromo total (Cr)	EAA- EPA SW 846 M 7190

Análisis de datos

El análisis estadístico de los datos generados se realizó con el lenguaje R. Para estudiar la relación entre los diferentes parámetros de calidad de agua se calcularon los coeficientes de correlación entre los mismos, y se analizó su signo y magnitud. Se interpretó su significancia estadística a partir de los *p*-valores correspondientes; se consideraron significativos aquellos menores a 0.05. Para comparar los resultados de las campañas de muestreo se hizo un test binomial: partiendo de la hipótesis de que

para un mismo sitio las concentraciones de todos los parámetros serían mayores en el muestreo de verano (debido al efecto de concentración ocasionado por la sequía extraordinaria), se consideraron como casos de “éxito” aquellos parámetros cuya media en verano resultó mayor que la correspondiente en invierno. Se calculó la proporción de casos exitosos y luego la probabilidad de obtener dicha proporción bajo la hipótesis nula de que la estación no produciría cambios en las concentraciones, por lo cual las medias serían mayores o menores en verano con respecto al invierno de manera azarosa. Se excluyó del análisis a las variables temperatura y cromo; en el primer caso, esto se debe a que su valor mayor en verano no puede relacionarse con diferencias en las condiciones hidrológicas y, en el segundo caso, a que solo se midió en invierno en el arroyo Buñirigo. En forma análoga, para analizar la existencia de diferencias entre los arroyos se realizaron test binomiales, comparándolos de a pares: teniendo en cuenta los diferentes grados de antropización de las cuencas, se partió de la hipótesis de que las concentraciones de los parámetros siguen el orden Buñirigo > Villoldo > Juan Blanco. Por lo tanto, se consideraron casos exitosos aquellos en los cuales la concentración siguió esta tendencia, y se repitió el procedimiento mencionado para la comparación entre campañas de muestreo. Dado que durante las jornadas de muestreo se observaron personas pescando y bañándose en los arroyos, se compararon los resultados de los análisis con los valores guía establecidos por la Resolución 42/06 para uso recreativo de la Autoridad del Agua de la provincia (ADA, 2006). En el caso del cromo, se tomó el límite establecido por el Decreto 831/93 de la Ley Nacional de Residuos Peligrosos para protección de la vida acuática (PEN, 1993).

Resultados

Delimitación de cuencas hidrográficas

La demarcación del límite de cuenca (Figura 3) permitió determinar las características morfométricas indicadas en la Tabla 2. En el caso del arroyo Villoldo, se consideró que el resultado obtenido a partir del MDE no se ajustaba a la realidad, por lo que se utilizó el polígono de IDEBA. Para los arroyos Juan Blanco y Buñirigo, se observó un buen grado de concordancia entre la cuenca delimitada a partir del MDE y la obtenida de IDEBA en la zona alta y media, mientras que en la cuenca baja fue necesario aplicar correcciones. Las cotas donde comienzan a hacerse permanentes los cursos de agua fueron de 16, 13 y 12 msnm para los arroyos Buñirigo, Juan Blanco y Villoldo, respectivamente.

Tabla 2. Características morfométricas de las cuencas estudiadas.

Cuenca	Área (km ²)	Longitud (km)	Perímetro (km)	Kf	Cc	S%	Orden
Buñirigo	228.2	28.7	113.2	0.23	0.22	0.057	3
Juan Blanco	149.0	24.2	102.8	0.28	0.18	0.054	2
Villoldo	226.0	13.5	65.4	1.24	0.66	0.089	2

Kf = factor de forma de Horton.

Cc = coeficiente de circularidad de Miller.

S% = pendiente de la cuenca (porcentual).

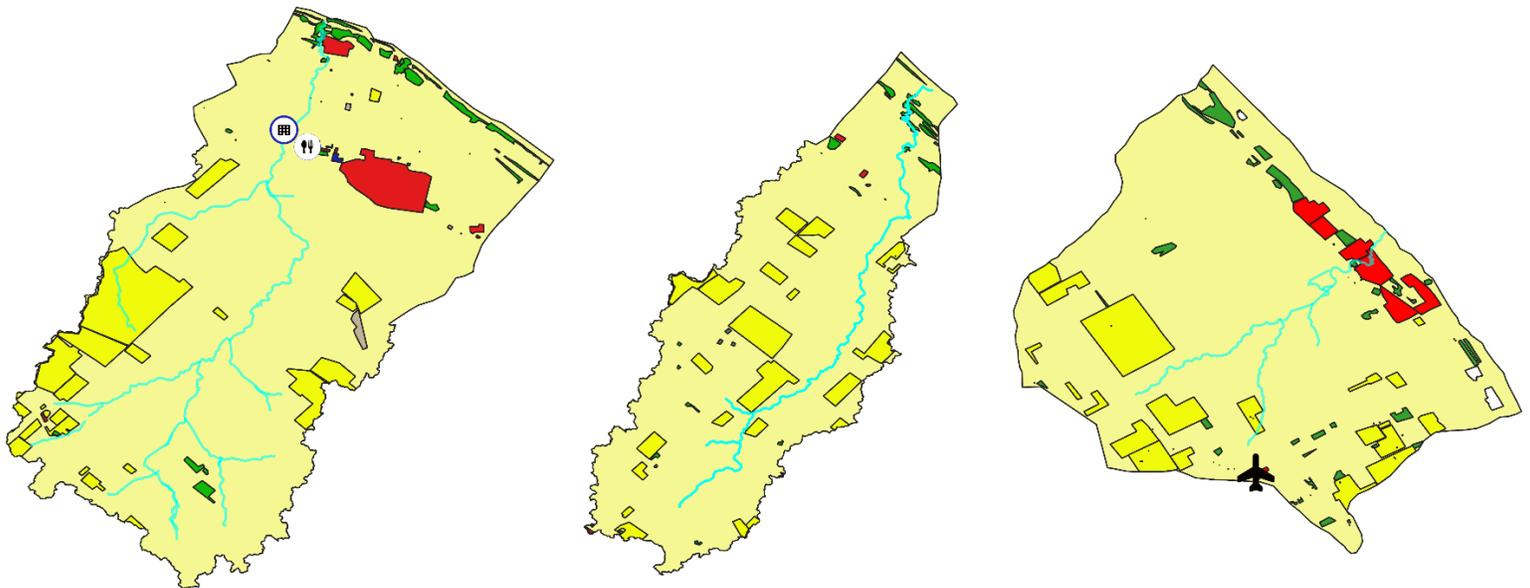
Mapas de cobertura y uso del suelo

La determinación de la cobertura y el uso del suelo a nivel de cuenca (Figura 4) permitió establecer, a partir del porcentaje de ocupación de cada categoría, la predominancia de las pasturas en las tres cuencas (promedio 86.4 %), secundadas por los cultivos (promedio 9.9 %), con un mínimo porcentaje en las categorías de uso forestal y urbano (valores menores al 3 %). Estas dos últimas se encuentran fundamentalmente en la cuenca media/baja. Los usos industrial, producción intensiva y canteras se identificaron en sitios puntuales, con porcentajes menores al 0.3 % del área en todos los casos.

Buñirigo

Juan Blanco

Villoldo



Mapa de usos del suelo

-  Base Aeronaval
-  Curtiembre
-  Industria alimentaria
-  Cantera
-  Cultivos
-  Forestal
-  Industrial
-  Pasturas
-  Producción intensiva
-  Urbano
-  Red de drenaje

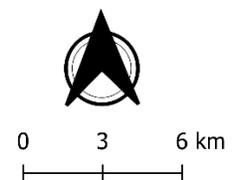


Figura 4. Mapa de usos del suelo por cuenca, 2023.

Condiciones hidrológicas

En la estación La Plata Aero hubo 22 meses sin registro de datos, lo cual equivale a un 2.9 % de información faltante. En cambio, en la estación Punta Indio hubo 16 meses sin registros, lo que representa un 2.1 % de

los datos. Teniendo en cuenta la Guía de prácticas climatológicas de la Organización Meteorológica Mundial (OMM, 2018), se considera que estos porcentajes son lo suficientemente bajos como para que el análisis de las condiciones climáticas en el periodo estudiado sea confiable. El análisis de doble masa arrojó una pendiente de 0.88 y un coeficiente de determinación R^2 de 0.9993. No se visualizaron puntos de quiebre en la recta, por lo tanto los datos provistos por el SMN se consideraron válidos y se utilizaron sin aplicar correcciones.

En las Figuras 5a y 5b se muestran los balances hídricos mensuales para el periodo 1963-2023. Las precipitaciones se distribuyen a lo largo de todo el año en ambos casos. Se trata de un régimen bimodal, con máximos a fines del verano (febrero/marzo) y en primavera (octubre/noviembre), y mínimos en junio. Las reservas en La Plata Aero se mantuvieron en su valor máximo entre mayo y noviembre, y disminuyeron en el verano. En Punta Indio, en cambio, estas se mantuvieron entre junio y noviembre, con un descenso más marcado para los meses de enero a marzo. En las Figuras 5c y 5d se muestran los balances hídricos diarios para el periodo septiembre 2022-septiembre 2023. Se puede observar que los eventos de precipitación registrados para ambas estaciones fueron escasos y de baja magnitud entre septiembre de 2022 y abril de 2023 (con excepción de algunas jornadas), y un posterior aumento a partir de finales de este último mes, que se traduce en el incremento en las reservas para el periodo junio-septiembre.

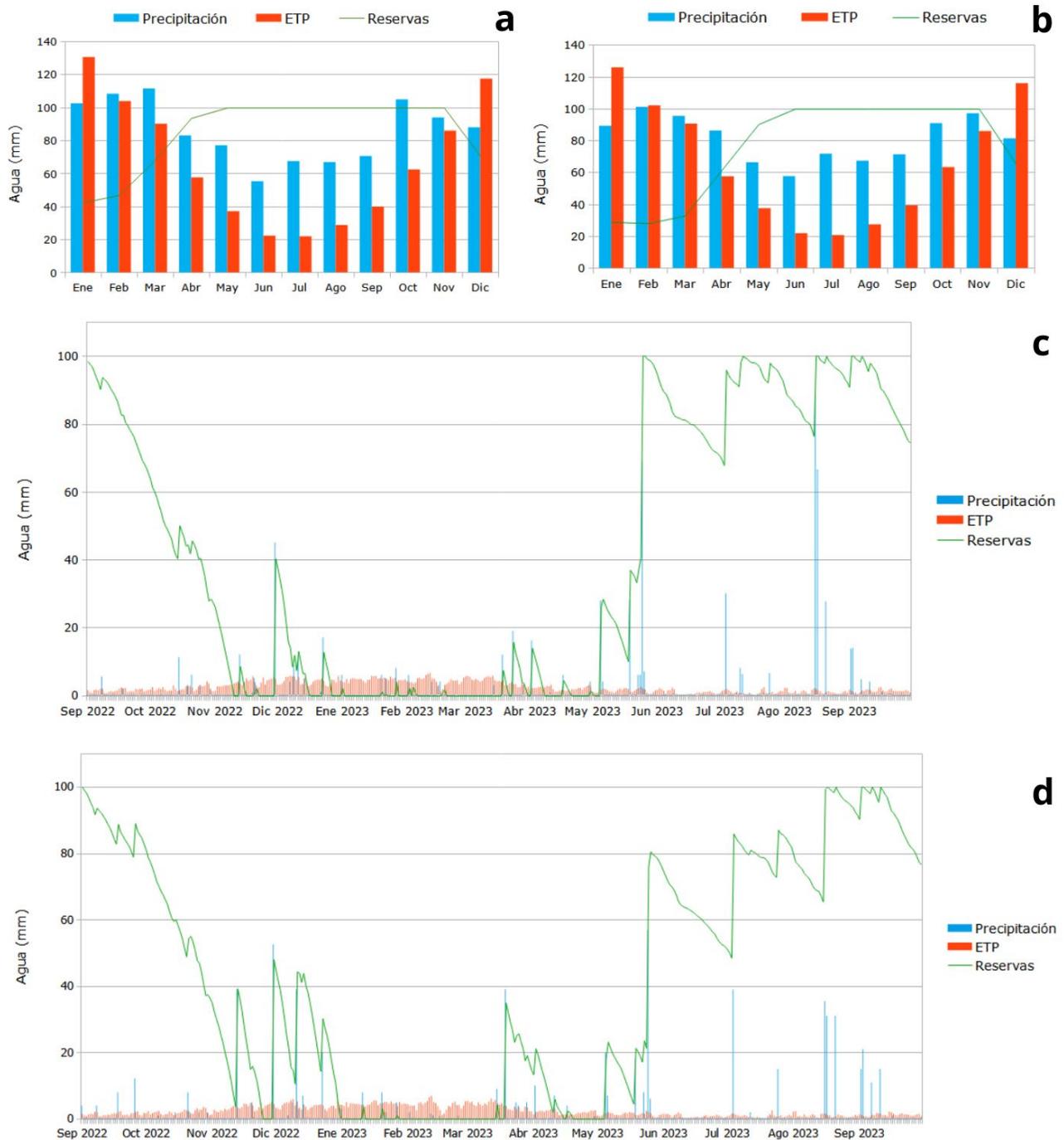


Figura 5. Balances hídricos mensuales para el periodo 1963-2023: a) La Plata Aero; b) Punta Indio. Balances hídricos diarios para el periodo septiembre 2022-septiembre 2023: c) La Plata Aero; d) Punta Indio.

Campañas de muestreo

En la Figura 6 se muestra el mapa con la ubicación de los sitios de muestreo. En la Tabla 3 se exponen los resultados de los análisis fisicoquímicos y microbiológicos correspondientes a cada sitio, los valores medios con su desvío estándar para cada campaña y los límites locales establecidos para los diferentes parámetros.

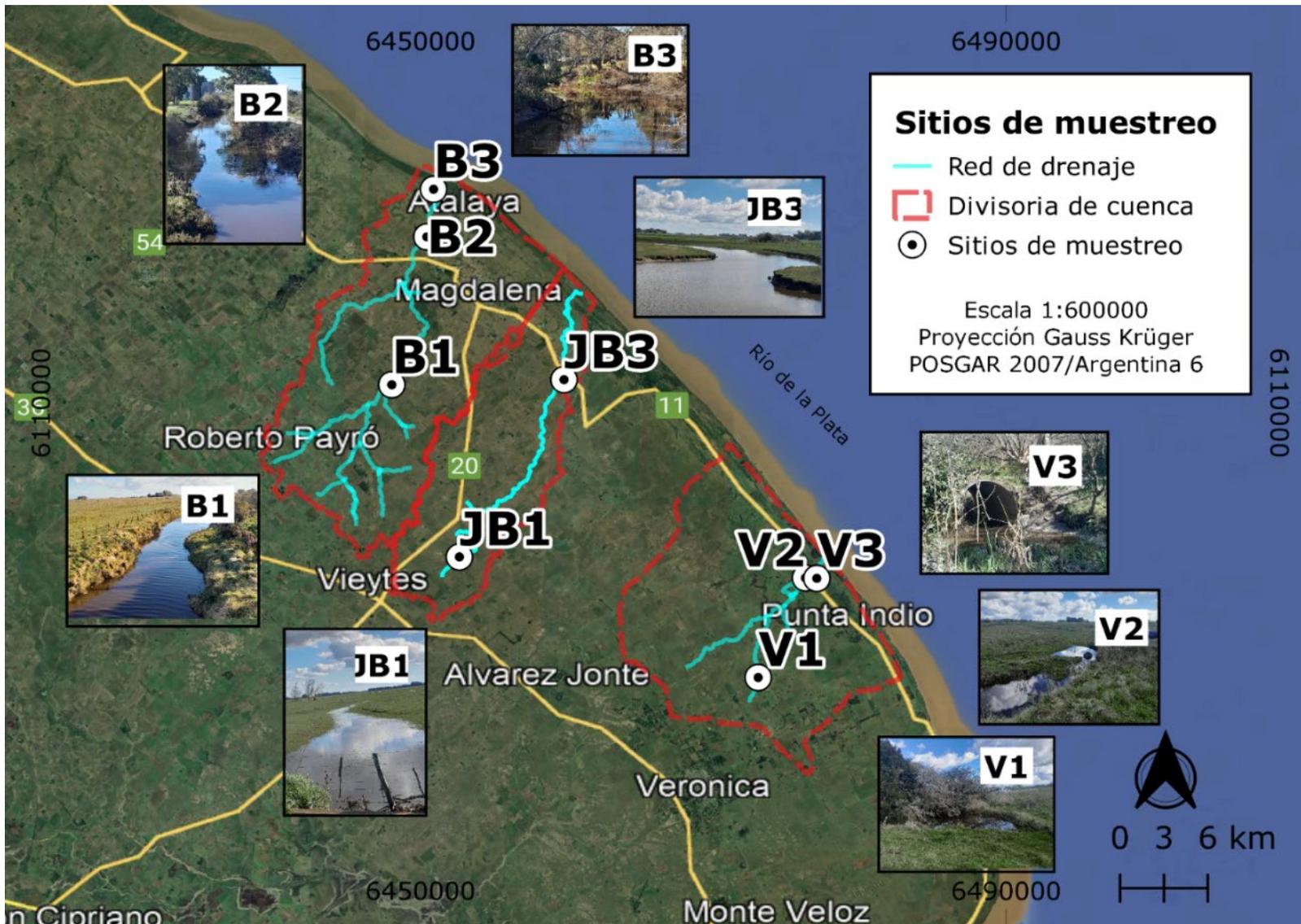


Figura 6. Ubicación de los sitios de muestreo de agua superficial.

Referencias: B: Buñirigo; V: Villoldo; JB: Juan Blanco.

Tabla 3. Valores de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos medidos en los sitios de estudio.

Parámetro	Campaña	V1	V2	V3	JB1	JB3	B1	B2	B3	Media	Límite
<i>E. coli</i> (UFC/100 ml)	Verano	-	-	690	-	150	-	3300	560	1175 ± 1435	126 ^a
	Invierno	10	40	10	39	900	540	70	70	210 ± 330	
Enteroc. (UFC/100 ml)	Verano	-	-	60	-	10	-	490	130	173 ± 217	33 ^a
	Invierno	0	130	130	10	490	230	50	90	141 ± 159	
T (°C)	Verano	-	-	23.3	-	27.5	-	31.9	29.1	27.9 ± 3.6	-
	Invierno	11.9	13.8	10.3	17.7	12.6	14.9	13.3	12.6	13.4 ± 2.2	
pH	Verano	-	-	7.31	-	8.62	-	8.06	8.01	8.00 ± 0.54	6.5-8.5 ^a
	Invierno	7.43	7.61	7.74	8.06	7.80	7.98	7.39	7.52	7.69 ± 0.25	
CE (µS/cm)	Verano	-	-	5454	-	440	-	14980	6583	6 864 ± 6 033	-
	Invierno	164	171	140	116	80	206	406	721	251 ± 214	
Turbidez (NTU)	Verano	-	-	170.00	-	71.00	-	26.26	76.00	85.82 ± 60.41	100 ^a
	Invierno	4.73	16.00	11.50	3.25	8.49	8.12	7.53	7.46	8.39 ± 3.96	
PRS (mg/l)	Verano	-	-	0.06	-	0.02	-	0.04	0.03	0.04 ± 0.02	0.025 ^{*a}
	Invierno	0.06	0.09	0.14	0.16	0.15	0.09	0.44	0.45	0.20 ± 0.16	
NO ₃ ⁻ (mg/l)	Verano**	-	-	2-5	-	>50	-	2-5	>50	-	125 ^a
	Invierno	4.29	2.60	13.20	2.94	2.57	2.23	2.44	16.40	5.83 ± 5.64	
SST (mg/l)	Verano	-	-	167	-	300	-	83	53	151 ± 111	-
	Invierno	15	117	75	6	30	32	42	53	46 ± 36	
DQO (mg/l)	Verano	-	-	116	-	106	-	159	470	213 ± 173	-
	Invierno	41	57	48	38	29	71	54	25	45 ± 15	
Cr (mg/l)	Verano	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.002 ^b
	Invierno	-	-	-	-	-	DNC	0.006	0.016	-	

*Fósforo total; **Medido con tiras reactivas Hach, rango 0-50 mg/l; DNC: detectado no cuantificable; ^a: Res. 42/06 ADA (ADA, 2006); ^b: Decreto 831/93 (PEN, 1993).

Se observa que los valores de pH son similares entre sí, y tuvieron baja variabilidad tanto entre cuencas como entre condiciones hidrológicas. Para el caso de la conductividad eléctrica (CE), la turbidez, los sólidos suspendidos totales (SST) y la demanda química de oxígeno (DQO) la situación es muy contrastante entre ambos muestreos, y se presenta para un mismo sitio (cuando se dispuso de muestra en verano y en invierno) siempre un valor mayor en verano. En cuanto al contenido de nutrientes, se encuentran diferencias entre el comportamiento del fósforo y del nitrógeno. En todos los casos en que se pudieron tomar muestras en las dos campañas, la concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) fue mayor en invierno. Respecto del nitrato (NO_3^-), los resultados indican un valor mínimo en la cuenca baja del Buñirigo en invierno, y un máximo superior a los 50 mg/l en la cuenca baja de los arroyos Juan Blanco y Buñirigo en el verano. Por último, los parámetros microbiológicos variaron ampliamente entre los sitios de muestreo y, para cada sitio, entre ambas campañas. Respecto de *E. coli*, se observa el mínimo en invierno en la cuenca alta del Villoldo y el máximo en la cuenca media del Buñirigo en verano; mientras que los enterococos presentan el mínimo en el invierno en la cuenca baja del Villoldo y el valor máximo tanto en la cuenca media del Buñirigo en verano como en la cuenca baja del Juan Blanco en invierno.

Análisis de datos

En la Tabla 4 se muestran los coeficientes de correlación entre las variables medidas. En color verde se indican las correlaciones significativas positivas (p -valor menor a 0.05); en color celeste, aquellas

con tendencia no significativa positiva; y en color rosa, las de tendencia no significativa negativa (p -valor entre 0.05 y 0.1). Los coeficientes que se asocian con correlaciones significativas son, en su totalidad, de signo positivo y corresponden a los pares: *E. coli*-enterococos, *E. coli*-T, *E. coli*-CE, T-CE, T-DQO, pH-NO₃⁻, turbidez-SST y NO₃⁻-DQO.

Tabla 4. Coeficientes de correlación entre las variables medidas.

	<i>E. coli</i>	Enter.	T	pH	CE	Turbidez	PRS	NO ₃ ⁻	SST	DQO
<i>E. coli</i>	1									
Enter.	0.77	1								
T	0.62	0.18	1							
pH	0.22	0.16	0.56	1						
CE	0.90	0.50	0.78	0.15	1					
Turbidez	0.11	-0.19	0.57	-0.04	0.35	1				
PRS	-0.31	-0.17	-0.52	-0.46	-0.34	-0.39	1			
NO ₃ ⁻	-0.15	-0.26	0.53	0.60	0.07	0.33	-0.25	1		
SST	0.00	-0.21	0.48	0.43	0.08	0.59	-0.35	0.53	1	
DQO	0.25	0.05	0.69	0.28	0.53	0.43	-0.40	0.66	0.08	1

Enter.: enterococos; verde: correlación significativa positiva; celeste: correlación con tendencia positiva; rosa: correlación con tendencia negativa.

En la Tabla 5 se muestran los resultados de los test binomiales para comparar los resultados de los análisis de calidad de agua entre campañas de muestreo, así como entre los diferentes arroyos estudiados. La media de todos los parámetros, con excepción del PRS, resultó mayor en verano que en invierno. Considerando 8 de 9 casos exitosos, se obtuvo un p -

valor de 0.0195, por lo que se puede afirmar que existen diferencias significativas en las concentraciones de los parámetros entre las campañas. La comparación de estas concentraciones entre arroyos no mostró diferencias significativas en ningún caso, con p -valores por encima de 0.05 (aunque sí se identifica una tendencia en la comparación entre los arroyos Buñirigo y Villoldo).

Tabla 5. Resultados de los test binomiales.

Hipótesis	Proporción de casos exitosos	Intervalo de confianza	p -valor
Verano > invierno	0.89	(0.5709-1.0000)	0.0195
B > V	0.78	(0.4504-1.0000)	0.0898
B > JB	0.56	(0.2514-1.0000)	0.5000
V > JB	0.33	(0.0977-1.0000)	0.9102

B: Buñirigo; V: Villoldo; JB: Juan Blanco.

El análisis del comportamiento dentro de una misma cuenca permitió visualizar ciertos patrones en forma preliminar, pues debe tenerse en cuenta que durante la campaña de verano no pudieron tomarse muestras en la cuenca alta de los arroyos bajo estudio. En el muestreo de invierno, el arroyo Villoldo presenta valores de pH que se incrementan levemente hacia la desembocadura. Por su parte, en el caso de la CE, turbidez, SST y DQO, los valores aumentan en la cuenca media, para luego disminuir hacia la desembocadura. En cuanto a los nutrientes, sus valores presentan un incremento en la desembocadura tanto el NO_3^- como el PRS. En el único sitio con que se cuenta en el muestreo de verano para este arroyo, los valores encontrados de CE, turbidez, SST y DQO

fueron muy superiores a los valores de invierno, invirtiéndose la tendencia notoriamente en el caso de los nutrientes.

Respecto de la cuenca del arroyo Juan Blanco, solo se pudo contar con dos sitios de muestreo: uno en la cuenca alta (muestreo de invierno) y uno en la cuenca baja (ambos muestreos). Al analizar el muestreo de invierno, se observa que tanto el pH, la CE y la DQO, así como los nutrientes, disminuyeron hacia la cuenca baja, mientras que la turbidez y los SST aumentaron en esa dirección. Al comparar los resultados entre verano e invierno (cuenca baja), se observa que en todos los casos los valores disminuyeron al pasar a la condición de exceso hídrico, a excepción del PRS, el cual se incrementa de 0.02 a 0.15 mg/l. En cuanto a las determinaciones microbiológicas, en esta cuenca se observa un incremento notorio en la cantidad de colonias de *E. coli* y enterococos desde la cuenca alta hasta la baja y, a su vez, desde el muestreo de verano hasta el de invierno.

Por último, al analizar la cuenca del arroyo Buñirigo respecto del muestreo de invierno, el pH disminuyó hacia la cuenca media para luego incrementarse levemente hacia la desembocadura. A su vez, se observa una marcada disminución hacia la desembocadura en la DQO, mientras que la CE y los SST aumentaron aguas abajo. La misma tendencia se aprecia en el comportamiento de los nutrientes, con un notable incremento desde la cuenca alta hasta la media para el PRS, mientras que para el NO_3^- el salto se da entre la cuenca media y la baja. Comparando ambos muestreos, se observa que los niveles de los parámetros fisicoquímicos fueron mayores en el muestreo de verano que en el de invierno, en tanto que el PRS fue mucho mayor en los sitios medidos en invierno. Microbiológicamente se destaca un notorio incremento en la

cantidad de colonias, tanto de *E. coli* como de enterococos, en el muestreo de verano, principalmente en la cuenca media. La concentración de cromo total aumentó hacia la desembocadura; en B1 es detectado no cuantificable (límite de detección: 1 µg/l, límite de cuantificación: 4 µg/l); en B2, 6 µg/l; y en B3, 16 µg/l.

En relación con el cumplimiento de la normativa establecida para uso recreativo, los valores de PRS en todos los puntos se hallaron por encima del valor límite, excepto por JB3 en verano. Aquí se consideró el valor de 0.025 mg/l (expresado como fósforo total), ya que para PRS no hay un límite establecido en la legislación local. Por su parte, los parámetros microbiológicos exceden los límites en todos los casos, excepto V1 y JB1 durante el muestreo de invierno. En cambio, la mayoría de los valores de pH, turbidez y nitrato se encontraron dentro de sus respectivos rangos permitidos. En el caso del cromo, las muestras B2 y B3 estaban por encima del límite establecido para la protección de la vida acuática en agua dulce (0.002 mg/l).

Discusión

La delimitación de cuencas basada en la topografía permite una buena aproximación en las zonas más elevadas (cuenca alta), pero no resulta apropiada para las cercanías a las desembocaduras, donde la pendiente es prácticamente nula. Esto puede deberse a dos motivos: la resolución del MDE utilizado no es suficiente para un área de llanura como la estudiada (Moges *et al.*, 2023), o bien la existencia de canalizaciones u otras intervenciones antrópicas que modifican los cursos naturales generan que la red de drenaje actual no siga el patrón esperado para un

sistema no intervenido (Lima, Da Silva, Rocha, & Silveira, 2022; Ferreira, Zacharias, Silva-Cardozo, & Magalhães-Fonseca, 2023). Como ejemplos, en el caso del arroyo Buñirigo, un tramo de la cuenca media está rectificadado (Melo, 2019), y existen canalizaciones del curso principal en la cuenca baja de los arroyos Juan Blanco y Villoldo (IGN, s.f.).

La respuesta de una cuenca frente a determinado evento de precipitación está estrechamente ligada con sus características morfométricas. Por ejemplo, conocer el área de una cuenca resulta de gran relevancia para su caracterización, pues es uno de los parámetros utilizados como *input* en numerosos modelos hidrológicos (Cañibano, Sastre-Vázquez & D'Andrea, 2016). A su vez, la correcta delimitación del área de una cuenca se torna fundamental a la hora de diseñar estrategias de manejo de dicho territorio. Las áreas reportadas para las cuencas de los arroyos Buñirigo y Juan Blanco son 223 y 126 km², respectivamente (Melo, 2019). En el primer caso se obtuvo un valor similar en este estudio, mientras que para el arroyo Juan Blanco se obtuvo una diferencia por exceso. Para el arroyo Villoldo no se encontraron referencias en la bibliografía. Por su parte, el perímetro resulta de utilidad para, en conjunto con el área, determinar parámetros de forma de las cuencas. El factor de forma permite tener una noción de cuán alargada es una cuenca. Un valor de K_f superior a la unidad indica una tendencia a concentrar el escurrimiento de una lluvia intensa, formando fácilmente grandes crecidas (Horton, 1945). En este caso, los valores de K_f menores a 0.3 para las cuencas del Buñirigo y Juan Blanco se pueden asociar con una forma alargada; en cambio, la cuenca del Villoldo, con un valor de 1.24, puede caracterizarse como ensanchada, con una tendencia a la ocurrencia de inundaciones. El coeficiente de circularidad toma valores menores o

iguales a 1, acercándose al máximo cuando la forma de la cuenca es redonda, y disminuyendo cuando es más alargada o irregular. Su valor es similar para el Buñirigo y el Juan Blanco (0.22 y 0.18, respectivamente), indicando una forma alargada; mientras que para el Villoldo el valor obtenido de 0.66 sugiere una forma más redondeada. Este parámetro aporta información sobre la eficiencia del drenaje: cuencas más circulares tienden a drenar más eficientemente que cuencas alargadas, lo que puede influir en la rapidez con que se evacua el agua. La pendiente calculada es baja en las tres cuencas, siendo menor al metro por kilómetro, lo cual justificaría las dificultades halladas para establecer el límite de cuenca en cercanía de la desembocadura. Este resultado es razonable para arroyos de llanura como los estudiados. El orden de la cuenca permite alcanzar un mejor conocimiento de la complejidad y el desarrollo del sistema de drenaje. En el caso del arroyo Buñirigo, el valor calculado coincide con lo reportado por Cellone *et al.* (2014); no se encontró un valor de referencia para los otros dos casos.

Se localizaron antecedentes de estudios de usos del suelo realizados en la zona a distintas escalas espaciales. Según la encuesta agropecuaria de 1970/71, en las cuencas de la franja costera del Río de la Plata, el 82 % de la superficie correspondía a pastoreo natural y el 10 % a cultivos (Mugni, 2009). Ocón y Rodrigues-Capítulo (2012) se centran en el Partido de Magdalena, donde las actividades predominantes son la ganadería (70 % del área) y la agricultura extensiva (22 % del área). Mugni (2009) estudió la cuenca del arroyo Juan Blanco, la cual presenta principalmente ganadería extensiva, con un porcentaje de superficie cultivada del 14 %. Estos valores son coherentes con los porcentajes hallados en este trabajo. Si bien en términos de superficie las actividades urbano/industriales son

relativamente pequeñas, su influencia en sectores rurales sobre la calidad de los cuerpos de agua superficiales puede ser importante (Peluso *et al.*, 2023).

En cuanto al análisis de los registros pluviométricos, la precipitación media anual para el periodo 1963-2023 fue 1 028.4 mm para La Plata Aero y 974.8 mm para Punta Indio, valores esperables para una zona húmeda como la estudiada (Coriale, Casado, Casarino, & Flores, 2013). Estos resultados hacen suponer un incremento en las precipitaciones en las últimas décadas, ya que en estudios previos (Sala, 1972) se expone para el periodo 1921-1950 un valor anual medio de 902 mm. Por otro lado, en cuanto a la precipitación media mensual, la ocurrencia de los mínimos (junio) y máximos (marzo) para dicho periodo es coincidente con lo expresado en el presente trabajo para la estación La Plata Aero (Figura 5a), mientras que difiere parcialmente con la estación Punta Indio (Figura 5b), donde el máximo ocurre en febrero.

La campaña de muestreo en verano se realizó en el contexto de una sequía extrema (la más severa desde 1944) asociada con el fenómeno climático conocido como “La Niña”, que afectó a la cuenca Paraná/del Plata en general, y a esta región en particular (Naumann *et al.*, 2023). Tal situación se produjo entre noviembre de 2020 y mayo de 2023, cuando se dio un punto de quiebre, que contribuyó a recuperar parte de la recarga de agua. Ello se evidenció en la falta de agua en los sectores altos y medios de las cuencas, y se puede observar en el balance hidrológico para el periodo septiembre 2022-septiembre 2023 (Figuras 5c y 5d). Este efecto ha sido documentado también en cuencas vecinas, como la del arroyo El Pescado (Delgado *et al.*, 2023a).

Los valores de pH medidos en ambas campañas coinciden con los reportados en distintos estudios realizados en estos arroyos (Tangorra, Ocón, & Rodrigues-Capítulo, 2000; Feijoó, Giorgi, García, & Momo, 1999; Ocón & Rodrigues Capítulo, 2012; Solís *et al.*, 2016). Para diferentes arroyos de esta región se encontraron niveles elevados de nutrientes, incluso en sitios con actividad agrícola ganadera moderada o baja (Feijoó *et al.*, 1999; Bauer *et al.*, 2002). La escasa pendiente de los arroyos incrementa la probabilidad de eutrofización en ecosistemas lóticos, así como la interacción entre el agua superficial y subterránea, por lo que los nutrientes podrían ingresar a los cuerpos de agua por escorrentía superficial o por descarga desde el acuífero (Delgado *et al.*, 2023b).

Algunas de las correlaciones significativas entre los parámetros de calidad de agua halladas en este trabajo han sido reportadas en bibliografía, como los casos turbidez-SST (Solís, 2016), pH-NO₃⁻ (Heredia *et al.*, s.f.), *E. coli*-enterococos y NO₃⁻-DQO (El Najjar *et al.*, 2019). La temperatura presenta correlaciones significativas o con tendencia con la mayoría de los parámetros, lo cual se puede asociar con las diferencias entre las campañas de muestreo, que se discuten a continuación.

El test realizado para comparar la calidad del agua entre campañas —bajo la hipótesis de que los niveles de todos los parámetros fueron mayores en verano que en invierno— resultó significativo (Tabla 5, *p*-valor = 0.0195). El cambio en las condiciones hidrológicas tuvo distintos efectos sobre la calidad del agua superficial. La CE medida en algunos sitios en el muestreo de verano estuvo muy por encima de los valores reportados, lo cual se podría vincular con la extrema sequía que caracterizó el periodo estival. Paracampo (2012) realizó campañas de muestreo en tres sectores del arroyo Buñirigo, en forma análoga al

presente trabajo. En esa experiencia se registró una tendencia al aumento de la CE, el contenido de sólidos suspendidos, la turbidez y la concentración de nutrientes durante el descenso del nivel de agua. Por el contrario, en el presente estudio los niveles de PRS disminuyeron en todos los sitios en verano, para lo cual se encontraron dos posibles explicaciones. Una, de acuerdo con Feijoó y Lombardo (2007), podría ser por el aumento de la biomasa de macrófitas en verano y el consecuente consumo de nutrientes. Alternativamente, podría deberse a una mayor escorrentía superficial producida por el aumento de las precipitaciones en invierno, la cual representaría una fuente adicional de ingreso de nutrientes a los cuerpos de agua (Feijoó *et al.*, 2023). Esto contribuiría a justificar el incremento de los valores de PRS, especialmente en la cuenca del arroyo Buñirigo, respecto de los otros dos arroyos, dada su ubicación geográfica más próxima a la estación La Plata (Figura 3), considerando que entre el 16 y 17 de agosto, 11 días antes del muestreo de invierno, se registró una precipitación de 155.1 mm en La Plata y 66.5 mm en Punta Indio.

Los test realizados para comparar la calidad del agua entre arroyos no resultaron significativos en ningún caso (Tabla 5, *p*-valores de 0.0898, 0.5000 y 0.9102), lo cual se traduce en una dificultad para identificar tendencias en las concentraciones en relación con la ubicación de los sitios de muestreo, así como para comparar los resultados obtenidos con otros reportados en bibliografía. Esto podría deberse a que, como es sabido, los constituyentes químicos en los cuerpos de agua reaccionan de una manera mucho más compleja que si estuvieran aislados, y es justamente esa múltiple interacción la que define la calidad de agua de un determinado sistema (Saalidong, Aram, Otu, & Lartey, 2022).

Tangorra, Ocón y Rodrigues-Capítulo (2000) reportan valores de DQO por encima de 130 mg/l para el sector medio del arroyo Buñirigo, que puede relacionarse con las industrias cercanas a dichos puntos, lo cual coincide con nuestro muestreo de verano. En cambio, en el invierno, los valores de este parámetro fueron menores (con el valor más alto en la cuenca alta) y coincidentes con los rangos reportados en Ocón y Rodrigues-Capítulo (2012). En Mugni (2009) y Solís *et al.* (2016) se llevaron a cabo muestreos en un punto coincidente con JB3. Mientras que los valores de CE, SST y PRS coinciden dentro de sus respectivos rangos, los valores de NO_3^- medidos en este trabajo superan ampliamente lo reportado allí. Ocón y Rodrigues-Capítulo (2012) midieron la DQO para este punto, coincidiendo el rango con el valor medido en invierno y estando por debajo del valor hallado en nuestro muestreo de verano. Resulta relevante destacar que a unos 1.2 km de este punto se encuentra un pequeño *feedlot*, ya que el ingreso de NO_3^- por descomposición de excretas en áreas de cría intensiva de ganado representa uno de los mayores impactos negativos en la calidad del agua de cuencas rurales y periurbanas (Delgado *et al.*, 2023b). Los mayores valores de NO_3^- del muestreo de invierno se hallaron en las cuencas bajas de los arroyos Buñirigo y Villoldo (16.4 y 13.2 mg/l, respectivamente). Este hecho podría asociarse con la ausencia de cloacas en las localidades que atraviesan (Punta del Indio y Atalaya, respectivamente), o al vuelco de efluentes industriales en el caso del arroyo Buñirigo, pues en el resto de los puntos los valores resultaron menores, y en su mayoría no se trata de zonas con actividad agrícola o ganadera intensiva. Otra posible explicación podría ser el aporte de aguas subterráneas al arroyo, que se da en las cuencas bajas de estos arroyos (Delgado *et al.*, 2023b). A su vez, se destaca el

elevado valor de este nutriente en el muestreo de verano (mayor a 50 mg/l) en la cuenca baja de los arroyos Buñirigo y Juan Blanco, lo cual podría corresponderse con lo expresado por Sadayappan, Kerins, Shen y Li (2022) en relación con que el aumento de la temperatura y la reducción del flujo pueden contribuir a incrementar el contenido de nitrato, incluso sin aportes humanos adicionales de nutrientes.

Al considerar las características microbiológicas en ambos muestreos, se evidencia que en la mayoría de los tramos el agua de los arroyos no sería apta para uso recreativo. En el caso de JB3, en invierno se observaron valores particularmente altos, lo cual podría asociarse con su cercanía al *feedlot* ya mencionado. En cuanto al contenido de cromo en el arroyo Buñirigo, los puntos B2 y B3 no cumplen con la normativa para la protección de la vida acuática. Si bien se observó la presencia de fauna en el arroyo durante la jornada de muestreo, se desconocen los impactos ecosistémicos actuales y futuros que podría ocasionar la exposición crónica a este elemento tóxico en concentraciones por encima de los niveles recomendados, así como el posible efecto en la salud de la población humana expuesta. Por tal motivo, estos resultados fueron presentados ante la autoridad competente, a fin de aplicar los protocolos establecidos para el control de la contaminación en cuerpos de agua en la provincia. No se hallaron estudios previos en los cuales se haya determinado la concentración de cromo en agua en el arroyo Buñirigo.

Conclusiones

En este trabajo se realizó una caracterización hidroambiental de las cuencas de los arroyos Buñirigo, Juan Blanco y Villoldo, ubicadas dentro del territorio de la RBPCS (Buenos Aires, Argentina). Esto incluyó el estudio de características morfométricas, usos del suelo, condiciones hidrológicas y calidad de agua. Se determinó para cada cuenca su área, perímetro, longitud, factor de forma de Horton, coeficiente de circularidad de Miller y pendiente, y se compararon con valores de referencia hallados en bibliografía (en los casos en que estos se encontraban disponibles). Se realizó un mapeo de los usos del suelo y destacó la predominancia de las pasturas en las tres cuencas, seguidas por los cultivos. El análisis de las precipitaciones mensuales de los últimos 60 años (periodo 1963-2023) permitió reconocer un régimen bimodal, con máximos a fines del verano y en primavera, y mínimos en invierno. En tanto que el análisis de las precipitaciones diarias (septiembre 2022-septiembre 2023) evidenció el escaso volumen registrado entre septiembre de 2022 y abril de 2023, en consonancia con la sequía ocasionada por el fenómeno La Niña en la región. Las dos campañas de muestreo realizadas en condiciones de déficit y exceso hídrico permitieron analizar las relaciones existentes entre los parámetros de calidad medidos y la ubicación espacial de los sitios de muestreo, y entre los parámetros de calidad y las condiciones hidrológicas existentes. En el primer caso no se encontraron asociaciones claras, mientras que sí se hallaron diferencias significativas en las concentraciones de los parámetros entre campañas de muestreo. En particular, en todos los sitios donde se pudo tomar muestra en ambas condiciones hidrológicas se midieron mayores valores de CE, turbidez y

DQO durante el periodo de déficit, y de PRS durante el periodo de exceso hídrico. Resulta relevante mencionar la imposibilidad de tomar muestras en las cuencas media y alta durante la campaña de verano debido a la ausencia de agua en el cauce, lo cual constituye una limitación del presente trabajo. Se plantea a futuro realizar nuevas campañas de muestreo, que permitan analizar diferencias estacionales en un año menos atípico en relación con las precipitaciones. Por otra parte, en este estudio se tomaron muestras en tres áreas por cuenca (alta, media y baja), con la intención de generar información representativa de cada una de ellas. En próximas investigaciones se plantea estudiar cada cuenca con mayor grado de detalle (escala de subcuenca), e intensificar la red de muestreo con la incorporación de nuevos sitios. A su vez, si bien se considera que los diferentes aspectos estudiados contribuyen a la interpretación del funcionamiento hidrológico de las cuencas seleccionadas, para poder conocerlo en profundidad es necesario realizar un análisis hidrológico, a fin de considerar el impacto del uso de suelo, las características edáficas y las condiciones climatológicas, entre otras variables.

Los resultados de los análisis de calidad de agua evidencian que los límites establecidos en la normativa local para uso recreativo y protección de la vida acuática han sido sobrepasados en varias ocasiones, sobre todo en lo concerniente a parámetros microbiológicos, contenido de PRS y cromo. Este aspecto resulta no menor, considerando que los arroyos estudiados se encuentran dentro de un área protegida, donde son utilizados con diferentes fines.

Si bien se encontró una amplia bibliografía respecto de los arroyos Buñirigo y Juan Blanco, para el arroyo Villoldo fue escasa la información

disponible. Por ello, se considera que los datos reportados en este trabajo representan un aporte valioso para investigaciones futuras en esta última cuenca, y a su vez brindan datos actuales sobre las otras dos. Estos resultados podrían ser utilizados en estudios que aborden el desarrollo de modelizaciones hidrológicas, incluyendo áreas clave como el transporte de sedimentos, nutrientes y contaminantes, así como la investigación de los posibles servicios hidrológico-ambientales brindados por dichas cuencas. Asimismo, los resultados alcanzados servirán como referencia para realizar estudios en otras cuencas bonaerenses con características similares a las seleccionadas en este artículo.

Dada la importancia de la conservación de los ecosistemas en una zona protegida como la estudiada, se torna necesario implementar estrategias de monitoreo sistemático de variables hidroambientales, a fin de poder hacer un seguimiento del estado de los cuerpos de agua a lo largo del año, y puntualmente frente a eventos extremos. Si bien este tipo de acciones no se están implementando en la actualidad, se considera que el desarrollo de investigaciones como la presentada en estas páginas podría ser útil para las autoridades locales involucradas en la gestión del recurso, pues contribuiría a la generación de información actualizada y a la posterior elaboración de proyecciones en relación con la respuesta del sistema frente a determinados eventos hidrológicos, o bien modificaciones antrópicas vinculadas con el cambio de uso del suelo. A su vez, el monitoreo de variables ambientales resulta necesario para cumplir con las exigencias inherentes a la categoría de protección de este territorio como reserva de biosfera.

Agradecimientos

Al ILPLA por su acompañamiento y seguimiento en los muestreos. Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Conicet) y al Fondo para la Investigación Científica y Tecnológica (Foncyt), por financiar la beca doctoral de la primera autora, y los diferentes proyectos en los que se enmarca el presente trabajo. Al doctor Federico Barrera Lemarchand por su asesoramiento para el análisis estadístico de los datos de calidad de agua.

Referencias

- ADA, Autoridad del Agua de la Provincia de Buenos Aires. (27 de enero, 2006). *Resolución 42/2006. Valores de referencia de calidad del agua*. Recuperado de <https://normas.gba.gob.ar/documentos/xk2zYAIA.html>
- ADA, Autoridad del Agua de la Provincia de Buenos Aires. (s.f.). *Atlas cuencas y regiones hídricas-ambientales de la provincia de Buenos Aires*. Recuperado de https://www.ada.gba.gov.ar/web_doc/gis/Atlas%20Cuencas%20-%20Etapa%20I.pdf
- Aliaga, V. S., Piccolo, M. C., & Perillo, G. M. E. (2021). Surface water extent dynamics from three periods of continuous Landsat time series; subregional differences across Argentine plains. *Revista de Teledetección*, 58, 131-145. DOI: 10.4995/raet.2021.14263
- APHA, American Public Health Association. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (22nd ed.). Washington, DC, USA: American Public Health Association.

- Bauer, D. E., Donadelli, J., Gómez, N., Licursi, M., Ocón, C. S., Paggi, A. C., Rodríguez, A., & Tangorra, M. (2002). Ecological status of the Pampean plain streams and rivers (Argentina). *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 28, 259-262. DOI: 10.1080/03680770.2001.11902584
- Cañibano, A., Sastre-Vázquez, P., & D'Andrea, R. (2016). Área y perímetro para la caracterización de formas. *Revista Suma*, 83, 25-32. Recuperado de https://revistasuma.fespm.es/sites/revistasuma.fespm.es/IMG/pdf/s83-25-area_y_perimetro.pdf
- Cavallotto, J. L. (2009). Caracterización e historia evolutiva del sustrato sobre el que se desarrollan los talaes del nordeste bonaerense. En: J. Athor (ed.). *Parque Costero del Sur. Naturaleza, conservación y patrimonio cultural* (pp. 66-81). Buenos Aires, Argentina: Fundación de Historia Natural Félix de Azara.
- Cellone, F., Deluchi, M., Melo, M., & Carol, E. (2014). *Interacción entre los usos de la tierra y los recursos hídricos en la cuenca del arroyo Buñirigo, Argentina*. II Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras, Santa Fe, Argentina.
- Cellone, F. (2019). *Evaluación de los recursos hídricos en un sector de la planicie costera del Río de La Plata* (tesis doctoral). Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Buenos Aires, Argentina. Recuperado de <https://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/73330>

- Coriale, O., Casado, J., Casarino, G., & Flores, S. (2013). *Disponibilidades hídricas en la República Argentina como fuente de aprovisionamiento de agua potable*. XII Simposio Iberoamericano sobre planificación de sistemas de abastecimiento y drenaje, Buenos Aires, Argentina.
- Delgado, M. I., Besteiro, S. I., Mac Donagh, M. E., Casco, M. A., Gorbarán, R. S., Di Lello, C. V., Lacunza, E., Consoli, P., Angheben, E., & Carol, E. S. (2023a). *Impacto del déficit hídrico en un arroyo efluente de la región pampeana*. XXVII Congreso Nacional del Agua. Buenos Aires, Argentina.
- Delgado, M. I., Mac Donagh, M. E., Casco, M. A., Tanjal, C., & Carol, E. S. (2023b). Nutrient dynamics in water resources of productive flatland territories in the Pampean region of Argentina: Evaluation at a watershed scale. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195, 236. DOI: 10.1007/s10661-022-10838-7
- El Najjar, P., Kassouf, A., Probst, A., Probst, J., Ouaini, N., Daou, C., & El Azzi, D. (2019). High-frequency monitoring of surface water quality at the outlet of the Ibrahim River (Lebanon): A multivariate assessment. *Ecological Indicators*, 104, 13-23. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.04.061
- ESRI. (2022). *Sentinel-2 10 m land use/land cover timeseries downloader*. Recuperado de <https://www.arcgis.com/apps/instant/media/index.html?appid=fc92d38533d440078f17678ebc20e8e2>

- Feijoó, C., Giorgi, A., García, M. E., & Momo, F. (1999). Temporal and spatial variability in streams of a Pampean basin. *Hydrobiologia*, 394, 41-52. DOI: 10.1023/A:1003583418401
- Feijoó, C., & Lombardo, R. (2007). Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. *Water Research*, 41, 1399-1410. DOI: 10.1016/j.watres.2006.08.026
- Feijoó, C., Hegoburu, C., Messetta, M. L., Guerra-López, J. R., Rigacci, L. N., Anselmo, J., Di Franco, L. A., & Marcé, R. (2023). Acidification and increase of phosphorus levels in Pampean streams after 12 years of agricultural intensification. *Aquatic Sciences*, 85:85. DOI: 10.1007/s00027-023-00983-7
- Ferreira, A., Zacharias, A., Silva-Cardozo, F., & Magalhães-Fonseca, B. (2023). Anthropogenic changes to the fluvial landscape of São João Del-Rei, Minas Gerais, Brazil. *Sociedade & Natureza*, 35, 66435. DOI: 10.14393/SN-v35-2023-66435x
- Graziano, M., Giorgi, A., & Feijoó, C. (2021). Multiple stressors and social-ecological traps in Pampean streams (Argentina): A conceptual model. *Science of the Total Environment*, 765, 142785. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142785
- Heredia, O. S., Comese, R. V., Zubillaga, M. S., Chirckes, J. D., Graziano, A. L., & Pagano, D. (s.f.). *Caracterización físico química de las aguas superficial y subterránea de Pergamino (Bs. As.)*. Recuperado de <https://www.ina.gov.ar/ifrh-2014/Eje2/2.17.pdf>

- Horton, R. (1945). Erosional development of streams and their drainage basins: Hydrophysical approach to quantitative morphology. *Geological Society of America Bulletin*, 56(3), 275-370. DOI: 10.1130/0016-7606(1945)56[275:EDOSAT]2.0.CO;2
- IGN, Instituto Geográfico Nacional. (s.f.). *Capas SIG-hidrografía y oceanografía-canales*. Recuperado de <https://www.ign.gov.ar/NuestrasActividades/InformacionGeoespacial/CapasSIG>
- Imbellone, P., Gimenez, J., & Panigatti, J. (2010). *Suelos de la región Pampeana: procesos de formación*. Buenos Aires, Argentina: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- INDEC, Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. (2023). *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2022. Resultados provisionales*. Buenos Aires, Argentina: Instituto Nacional de Estadísticas y Censos. Recuperado de https://www.indec.gov.ar/ftp/cuadros/poblacion/cnphv2022_resultados_provisionales.pdf
- Jujnovsky, J., Ramos, A., Caro-Borrero, A., Mazari-Hiriart, M., Maass, M., & Almeida-Leñero, L. (2017). Water assessment in a peri-urban watershed in Mexico City: A focus on an ecosystem services approach. *Ecosystem Services*, 24, 91-100. DOI: 10.1016/j.ecoser.2017.02.005
- Leather Working Group. (s.f.). *JBS Leather Argentina, S.A.* Recuperado de <https://www.leatherworkinggroup.com/get-involved/our-community/certified-suppliers/jbs-leather-argentina-s-a-jbs120/>

- Lima, C., Da Silva, M. V., Rocha, S., & Silveira, C. (2022). Anthropogenic changes in land use and land cover and their impacts on the hydrological variables of the São Francisco River Basin, Brazil. *Sustainability*, 14, 12176. DOI: 10.3390/su141912176
- Mac Donagh, M. E., Delgado, M. I., Merodio, C., & Carol, E. (2019). *Variación espacial de la biomasa fitoplanctónica y parámetros de la calidad del agua en un arroyo pampeano con distintos impactos antrópicos*. X Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos, Azul, Buenos Aires, Argentina.
- Marrochi, M. N., Hunt, L., Solís, M., Scalise, A. M., Fanelli, S. L., Bonetto, C., & Mugni, H. (2021). Land-use impacts on benthic macroinvertebrate assemblages in Pampean streams (Argentina). *Journal of Environmental Management*, 279, 111608. DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.111608
- Matteucci, S. (2009). Cambios del uso de la tierra en el entorno de la Reserva de la Biosfera Parque Costero del Sur, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Fronteras*, 8, 51-56. Recuperado de https://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/150883/CONICE_T_Digital_Nro.47a3a9b5-f520-4abf-8b67-5d12b3d13553_A.pdf
- Medina, M. (2008). Las cuencas hidrográficas internacionales: sistemas reservorio de agua dulce para la cooperación o el conflicto. *Sapiens. Revista Universitaria de Investigación*, 9(2), 153-165. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=41011837009>

- Melo, M. (2019). *Geohidrología de la planicie costera del Río de la Plata medio, Partido de Magdalena* (tesis doctoral). Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Buenos Aires, Argentina. Recuperado de <https://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/73324>
- Moges, D. M., Virro, H., Kmoch, A., Cibin, R., Rohith, A. N., Martínez-Salvador, A., Conesa-García, C., & Uuemaa, E. (2023). How does the choice of DEMs affect catchment hydrological modeling? *Science of the Total Environment*, 892, 164627. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.164627
- Mugni, H. (2009). *Concentración de nutrientes y toxicidad de pesticidas en aguas superficiales de cuencas rurales* (tesis doctoral). Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Buenos Aires, Argentina.
- Naumann, G., Podestá, G., Marengo, J., Luterbacher, J., Bavera, D., Acosta-Navarro, J., Arias-Muñoz, C., Barbosa, P., Cammalleri, C., Cuartas, L. A., De Estrada, M., De Felice, M., De Jager, A., Escobar, C., Fioravanti, G., Giordano, L., Hraast-Essenfelder, A., Hidalgo, C., Leal-De-Moraes, O. L., Maetens, W., Magni, D., Masante, D., Mazzeschi, M., Osman, M., Rossi, L., Seluchi, M., De-Los-Milagros-Skansi, M., Spennemann, P., Spinoni, J., Toreti, A., & Vera, C. (2023). *Extreme and long-term drought in the La Plata Basin: Event evolution and impact assessment until September 2022*. Luxembourg, Luxembourg: Publications Office of the European Union. DOI: 10.2760/62557

- Ocón, C., & Rodrigues-Capítulo, A. (2012). Assessment of water quality in temperate-plain streams (Argentina, South America) using a multiple approach. *Ecología Austral*, 22, 81-91. Recuperado de https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/article/view/1251
- OMM, Organización Meteorológica Mundial. (2018). *Guía de prácticas climatológicas*. Recuperado de https://library.wmo.int/viewer/28514/download?file=100-2018_es.pdf&type=pdf&navigator=1
- Paracampo, A. (2012). *Toxicidad de pesticidas, ensambles de peces y su relación con las características limnológicas en arroyos pampeanos* (tesis doctoral). Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Buenos Aires, Argentina. Recuperado de <https://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/31476>
- Peluso, M. L., Demetrio, P. M., Bernasconi, C., Aprigliano, N., Riviello-López, G., Abelando, M., & Rimoldi, F. (2023). ¿Existe una relación entre la calidad de los cursos de aguas superficiales asociadas a los paisajes rurales y el nivel y el tipo de antropización en la zona de influencia? *Ecología Austral*, 33, 821-838. DOI: 10.25260/EA.23.33.3.0.2023
- PEN, Poder Ejecutivo Nacional. (23 de abril, 1993). *Decreto 831/1993. Residuos peligrosos. Reglamentación de La ley 24.051*. Recuperado de <https://servicios.infoleg.gob.ar/infolegInternet/anexos/10000-14999/12830/norma.html>

- Placencia, J. A., Torres-Ramírez, P., Ortiz-Riquero, J., & Jerez-Ruiz, R. (2021). Temporal and spatial changes in surface water chemistry in a Mediterranean river of central Chile: The case of the Mataquito river ($\sim 35^{\circ}\text{S}$). *Tecnología y ciencias del agua*, 14(2), 300-336. DOI: 10.24850/j-tyca-14-02-08
- Saalidong, B. M., Aram, S. A., Otu, S., & Lartey, P. O. (2022). Examining the dynamics of the relationship between water pH and other water quality parameters in ground and surface water systems. *PLOS ONE*, 17(1), e0262117. DOI: 10.1371/journal.pone.0262117
- Sadayappan, K., Kerins, D., Shen, C., & Li, L. (2022). Nitrate concentrations predominantly driven by human, climate, and soil properties in US rivers. *Water Research*, 226, 119295. DOI: 10.1016/j.watres.2022.119295
- Sala, J. M. (1972). *Contribución al estudio geohidrológico del noreste de la provincia de Buenos Aires*. Buenos Aires, Argentina: Comité de Estudios de Aguas Subterráneas del Noreste de la provincia de Buenos Aires (EASNE), Consejo Federal de Inversiones (CFI).
- Solís, M. (2016). *Impacto de agroquímicos en arroyos de cuencas rurales* (tesis doctoral). Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, La Plata, Buenos Aires, Argentina. Recuperado de <http://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/58758>
- Solís, M., Mugni, H., Hunt, L., Marrochi, N., Fanelli, S., & Bonetto, C. (2016). Land use effect on invertebrate assemblages in Pampasic streams (Buenos Aires, Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(9), 539. DOI: 10.1007/s10661-016-5545-3

Tangorra, M., Ocón, C., & Rodrigues-Capítulo, A. (2000). *Aplicación de índices bióticos en cuerpos lóticos pampásicos*. XVIII Congreso Nacional del Agua, Santiago del Estero, Argentina.

Thornthwaite, C., & Mather, J. (1957). *Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance*. New Jersey, USA: Drexel Institute of Technology, Laboratory of Climatology.

Traba, L. A. (2023). Humedales y gobernanza ambiental como enfoque para su planificación-gestión. Estado de situación en la Argentina. *Tecnología y ciencias del agua*, 14(5), 01-53. DOI: 10.24850/j-tyca-14-05-01

Toribio, A., & Soruco-de-Madrado, C. (2005). *Las instituciones académicas y su contribución al desarrollo sustentable*. Buenos Aires, Argentina: Theomai, Red Internacional de Estudios sobre Sociedad, Naturaleza y Desarrollo. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=12420824011>

UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (1995). *Aplicación de la Resolución 27 C/2.3, Estrategia de Sevilla para las reservas de biosfera y Marco estatutario de la red mundial de reservas de biosfera*. París, Francia: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. Recuperado de https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000101325_spa

- Viglizzo, E., Pordomingo, A., Castro, M., & Lertora, F. (2003). Environmental assessment of agriculture at a regional scale in the pampas of Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment*, 87, 169-195. DOI: 10.1023/A:1024654316879
- Woldesenbet, T. A., Elagib, N. A., Ribbe, L., & Heinrich, J. (2017). Hydrological responses to land use/cover changes in the source region of the Upper Blue Nile Basin, Ethiopia. *Science of the Total Environment*, 575, 724-741. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.09.124
- Zabala, M. E., Gorocito, M., Dietrich, S., Varni, M., Sánchez-Murillo, R., Manzano, M., & Cebollas, E. (2021). Key hydrological processes in the Del Azul Creek basin, sub-humid Pampean Plain. *Science of the Total Environment*, 754, 142258. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142258

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-05-08

Articles

**Modelling the impact of snowmelt in flows in the
Mansfield Hollow Lake Watershed in Connecticut, USA
Modelación del impacto del deshielo en lo caudales en
la cuenca del lago Mansfield Hollow en Connecticut,
EUA**

Juan M. Stella¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5164-6627>

¹Department of Civil and Environmental Engineering, Lamar University, Beaumont, Texas, USA, jstella@lamar.edu

Corresponding author: Juan M. Stella, jstella@lamar.edu

Abstract

Storm runoff predictions are essential for minimizing flood hazards and increasing resilience to extreme weather events. In this study, an analysis was conducted to simulate snowmelt runoff in the Mansfield Hollow Lake Watershed, which is a tributary of the Thames River watershed in Connecticut, New England. The United States Army Corp of Engineers (USACE) model HEC-HMS was applied to simulate snowmelt runoff during the winter-spring of 2010 and 2019. The Mansfield Hollow Lake

Watershed is composed of three main tributaries, namely the Fenton, Mount Hope, and Natchaug rivers. These runoff simulations and the watershed response to snowmelt are crucial for evaluating the potential impacts of watershed management decisions, particularly during high-flow periods. The HEC-HMS model was calibrated during the 2010 event and validated for the 2019 events. The study found that for the snow storms during 2010 and 2019 events, HEC-HMS model provided highly accurate predictions of snowmelt runoff with R-squared and, Nash-Sutcliffe correlation values exceeding 0.76. These findings highlight the efficacy of HEC-HMS model for simulating snowmelt runoff and demonstrate the utility of such model in predicting and managing flood risks. The results of this study provide valuable insights into the potential impacts of snowmelt runoff and will inform future watershed management decisions in the Mansfield Hollow Lake Watershed and similar regions.

Keywords: Connecticut, HEC-HMS, Mansfield Hollow Lake, snowmelt, thermodynamics.

Resumen

Las predicciones de escorrentía son esenciales para minimizar los peligros de inundación y aumentar la resiliencia ante eventos climáticos extremos. En este estudio se realizó un análisis para simular la escorrentía del deshielo en la cuenca del lago Mansfield Hollow, que es un afluente de la cuenca del río Támesis en Connecticut, Nueva Inglaterra, EUA. El modelo HEC-HMS del Cuerpo de Ingenieros del Ejército de los Estados Unidos (USACE, por sus siglas en inglés) se aplicó para simular la escorrentía del deshielo durante el invierno-primavera de 2010 y 2019. La cuenca del

lago Mansfield Hollow se compone de tres afluentes principales: Fenton, Mount Hope y Natchaug. Estas simulaciones de escorrentía y la respuesta de la cuenca al deshielo son cruciales para evaluar los impactos potenciales de las decisiones de manejo de la cuenca, particularmente durante los periodos de alto caudal. El modelo HEC-HMS fue calibrado durante el evento de 2010 y validado para los eventos de 2019. El estudio encontró que para las tormentas de nieve durante los eventos de 2010 y 2019, el modelo HEC-HMS proporcionó predicciones muy precisas de la escorrentía del deshielo con R^2 y valores de correlación de Nash-Sutcliffe superiores a 0.76. Estos hallazgos resaltan la eficacia de los modelos HEC-HMS para simular la escorrentía del deshielo, y demuestran la utilidad de dicho modelo para predecir y gestionar los riesgos de inundación. Los resultados de este estudio brindan información valiosa sobre los impactos potenciales de la escorrentía del deshielo e informarán las futuras decisiones de gestión de cuencas hidrográficas en la cuenca del lago Mansfield Hollow y regiones similares.

Palabras clave: Connecticut, deshielo, HEC-HMS, lago Mansfield Hollow, termodinámica.

Received: 26/01/2024

Accepted: 05/09/2024

Available ahead of print: 09/09/2024

Version of record: 01/09/2025

Introduction

In the mountainous USA, rain-on-snow events are common on slopes within the snow transition zone. The Sierra Nevada Mountains are known for experiencing high flow rates in their rivers when warm winter storms combine with extensive snow cover, as noted Kattelmann (1997). However, the effects of such rainfall on snowmelt can significantly increase the risk of flooding and associated damages. According to the U.S. Army Corps of Engineers (USACE), the primary source of energy for snowmelt during rainfall is the transfer of sensible and latent heats from the atmosphere to the snow through convective processes (Allard, 1957). This phenomenon can cause rapid melting and lead to excess water that cannot be absorbed by the snowpack, resulting in runoff and potential flooding. Allard (1957) findings underscore the importance of understanding the mechanisms behind rainfall-induced snowmelt in order to mitigate flood risks in mountainous regions and, provides valuable insights into the factors that contribute to these events, which can inform efforts to manage and mitigate flood hazards in these areas.

According to Sarmad *et al.* (2022), Earth's climate is gradually becoming hotter, leading to the phenomenon of global warming. The rise in surface temperatures can have a significant impact on the hydrological cycle, particularly in regions where melting snow or ice is the primary source of water. As a result, hydrological modelling has become a widely used method for estimating a watershed hydrological response to precipitation. Sarmad *et al.* (2022) and Verdhen, Chahar and Sharma (2013) highlight the critical role of hydrological modelling systems in predicting and managing the impact of precipitation on hydrological

systems. As global temperatures continue to rise and the hydrological cycle is increasingly affected, the use of such models will become ever more important for ensuring the resilience and sustainability of water resources in the years to come. According to Verdhen *et al.* (2013), HEC-HMS is a widely used modelling system that can simulate the impact of precipitation on hydrological systems. The system is particularly useful in predicting snowmelt and rainfall runoff in areas where these events are the primary sources of water. Additionally, by better understanding the hydrological cycle and the impact of global warming on water resources, researchers can work to develop effective strategies for managing and conserving these critical resources.

The accurate simulation of storm runoff in river watersheds is critical for assessing and mitigating flood risks. Teng, Huang and Ginis (2018) used two hydrological models, HEC-HMS, and the Precipitation-Runoff Modelling System (PRMS), to simulate storm runoff in the Taunton River Watershed, which spans the states of Rhode Island and Massachusetts. The study focused on a specific storm event in 2010, which brought approximately 5 inches of rainfall in March and 11 inches of snowfall in December and used the models to predict the resulting runoff. The results of the study indicate that both HEC-HMS and PRMS accurately predict rainfall runoff, with correlation values above 0.95. The simulation of the extreme storm scenario, which combined the maximum historical snowfall of 36.7 inches in early February with the March-April rainstorm in 2010, predicted a substantial increase in flow of about 50 % or more. These findings are significant for assessing and mitigating flood risks in the Taunton River Watershed. The use of hydrological models like HEC-HMS and PRMS provides valuable insight into the complex

interactions between precipitation, snowmelt, and runoff in river watersheds.

Şengül and İspirli (2022) considered that predicting the runoff from snowpack accumulated in snowmelt-dominated watersheds is essential for managing water supply and flood control in mountainous regions. In particular, during melting periods, it is important to accurately predict the amount and timing of runoff from these watersheds to ensure that water resources are properly managed, and flood risks are minimized. To simulate snowmelt Şengül and İspirli (2022) employed HEC-HMS which uses the temperature index method in the Kırkgöze–Çipak watershed. The temperature index method is based on the principle that snowmelt is primarily driven by air temperature and solar radiation, which are used to estimate the amount of snowmelt and subsequent runoff. The Kırkgöze–Çipak watershed is located in Turkey, with an elevation ranging from 1 823 to 3 140 m above sea level. By using HEC-HMS and the temperature index method, the researchers were able to simulate snowmelt runoff in this watershed, providing critical information on the amount and timing of runoff during the melting period. Overall, the study by Şengül and İspirli (2022) highlights the importance of accurately predicting snowmelt runoff in snowmelt-dominated watersheds for managing water resources and mitigating flood risks.

Snowmelt runoff is a critical source of streamflow, which regulates water availability in spring and summer months (Verdhen *et al.*, 2013). To better understand the snowmelt process, HEC-HMS was applied to the Beas sub-basin in the Pirpanjal range of the lower Himalayas above the Manali at an altitude of 1 900 m, using a temperature index method. In this study, the researchers performed spatiotemporal analysis of process

parameters and variables to calibrate and validate the model. The daily and weekly simulations showed a satisfactory correlation with a square-r above 0.7. The study concluded that using ATI Cold/Melt rate functions and the meteorological model Index were crucial for successful model simulations. This finding highlights the importance of using appropriate model parameters for accurate simulation of snowmelt runoff.

Hu, Kreyborg, Doeing, Baron and Jutila (2006) employed HEC-HMS and the Corps Water Management System (HEC-CWMS) to model floods and mitigate future damages in the Red River of the North Basin, particularly in St. Paul District. CWMS was utilized to simulate the real-time operation of reservoirs and regulate their outflows. To enhance reservoir operational forecasting, which is a crucial aspect of the CWMS model, the authors used the Distributed Snow Process Model (DSPM) and HEC-HMS to create gridded snowmelt and rainfall-runoff models. The study involved setting up, calibrating, and verifying the model. The operational forecasting of the dam was examined in both cold and warm conditions.

Understanding snowmelt's contribution to runoff is essential for various reasons related to hydrology, ecology, water management, and climate science. Snowmelt is a major water source, especially in mountainous regions. It helps predict water availability for agriculture, drinking, and industry in warmer months. Knowledge of snowmelt timing and volume aids in managing reservoirs and dams for flood control and water storage, as rapid snowmelt can cause floods. This understanding helps in flood risk prediction and mitigation. Snowmelt influences stream flows, affecting aquatic ecosystems, fish spawning, plant growth, and habitats. It also maintains wetlands, which are vital for biodiversity and

act as natural water filters. Changes in snowmelt patterns indicate climate change, revealing trends in temperature and precipitation. Understanding snowmelt helps model future climate scenarios and potential impacts on global water cycles. Snowmelt affects hydropower generation timing and capacity, crucial for energy planning. It also influences tourism activities like skiing and fishing, impacting local economies. In snowmelt-dependent regions, it aids equitable water distribution among competing needs.

In summary, understanding snowmelt's role in runoff is vital for effective water resource management, mitigating environmental impacts, adapting to climate change, and supporting economic activities. As climate patterns evolve, this knowledge will become increasingly important for sustainable water management practices. The aims of this research are:

1. Develop a HEC-HMS model to simulate runoff resulting from snowmelt in the Mansfield Hollow Lake Watershed in Connecticut.
2. Calibrate the model using observed discharge and stage data from the 2010 winter event at USGS gauge stations located on the Fenton, Mount Hope, and Natchaug rivers at Old Turnpike Bridge, Warrenville, Chaplin, and a USACE gauge at the Mansfield Hollow Lake Dam.
3. Validate the model with data from the 2019 winter event, focusing on discharges and stages at the same locations.
4. Perform simulations for the 2010 and 2019 events, both with and without snowmelt scenarios, to compare the resulting peak discharges and accumulated volumetric discharges under these conditions.

Results shows that the snowmelt process can have an important contribution to instant discharges and the total volume of water delivery by the Mansfield Hollow Lake Watershed.

Materials and methods

Characteristics of the watersheds

The Mansfield Hollow Lake Watershed (MHL-W) is mainly fed by three rivers: the Fenton, Mount Hope, and Natchaug, which are all part of the larger Thames River watershed, according to Stella (2021). The Fenton River has a total length of 23 kilometers and a drainage area of 89 square kilometers (Stella, 2022). Since October 2006, a stream flow discharge gauge has been installed at the Old Turnpike Road bridge, marked as USGS gage # 01121330, Tolland County, with coordinates of latitude 41° 49' 59.50" and longitude 72° 14' 34.01" in the NAD83 coordinate system (USGS, 2022a). The Mount Hope River has a total length of 23 kilometers and a drainage area of 74.1 square kilometers, with a stream gauge marked as USGS gage # 01121000 located near Warrenville, with coordinates of latitude 41° 50' 37" and longitude 72° 10' 10" in the NAD27 coordinate system (USGS, 2022b). The Natchaug River has a total length of 31 km and a drainage area of 172.2 km² as it enters Mansfield Hollow Lake and has since 2006 a USGS gauge # 01120790 near Chaplin, latitude 41° 48' 58.21", longitude 72° 06' 22.21" NAD83 (USGS, 2022c). The Mansfield Hollow Lake Dam (MHL-D) located at Windham County, latitude 41° 48' 58.21", longitude 72° 06' 22.21" NAD83 has a usable capacity of 63 996 073 m³, top and bottom elevations of 83.3 and 59.5 m NGVD,

respectively, five rectangular culverts, Ogee weir with a 210.3 m length and 78.3 NGVD elevation (USACE, 2019) and has recorded stages since 1997 (USACE, 2022a). Figure 1 shows the Mansfield Hollow Lake Watershed and the East of the State of Connecticut, USA.

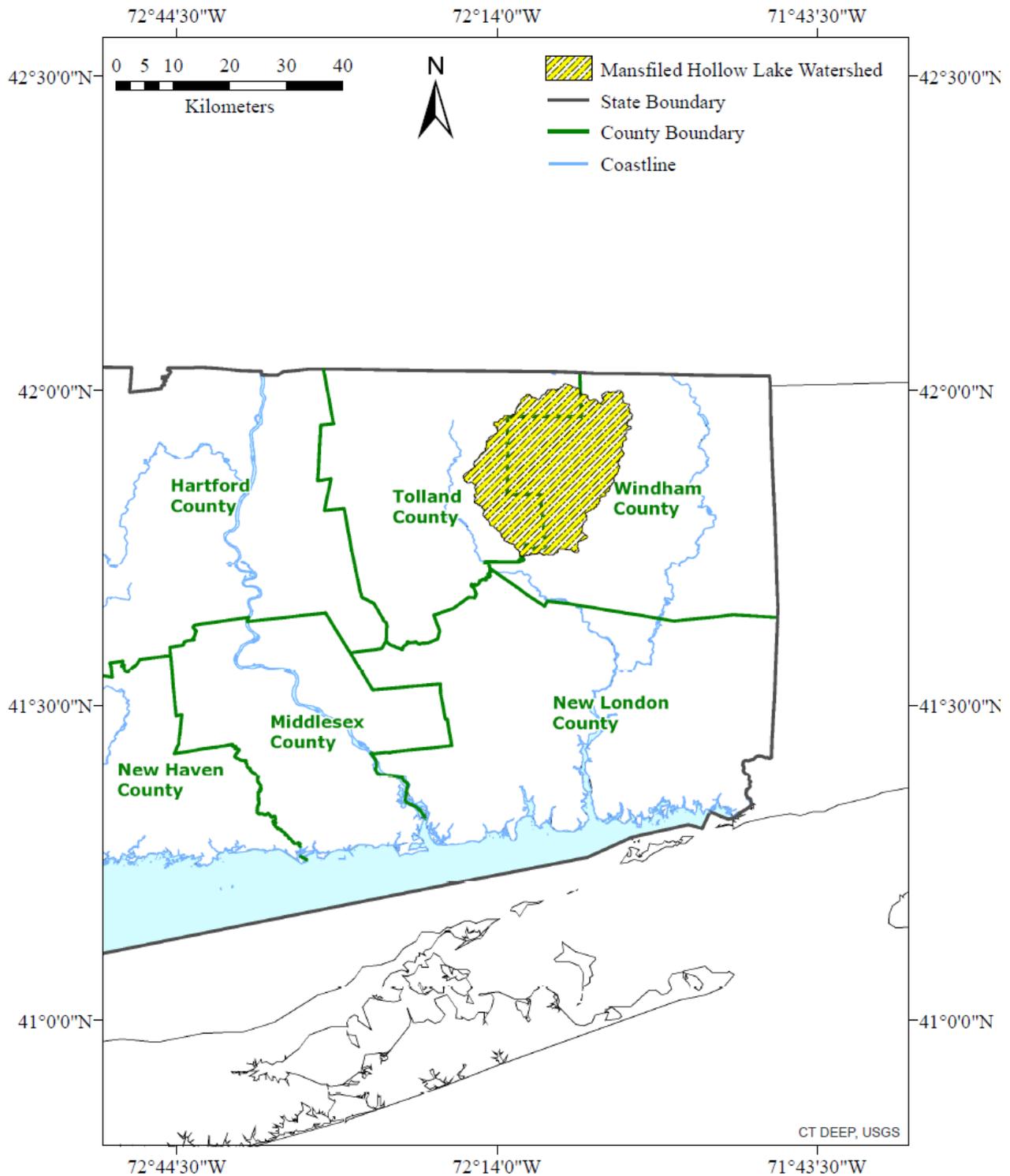


Figure 1. MHL watershed and State of Connecticut.

Figure 2 shows an elevation map of the MHL-W, the location of the USGS stream gauges, Mansfield Hollow Lake and Windham Waterworks Dams, and the Fenton, Mount Hope, and Natchaug rivers.

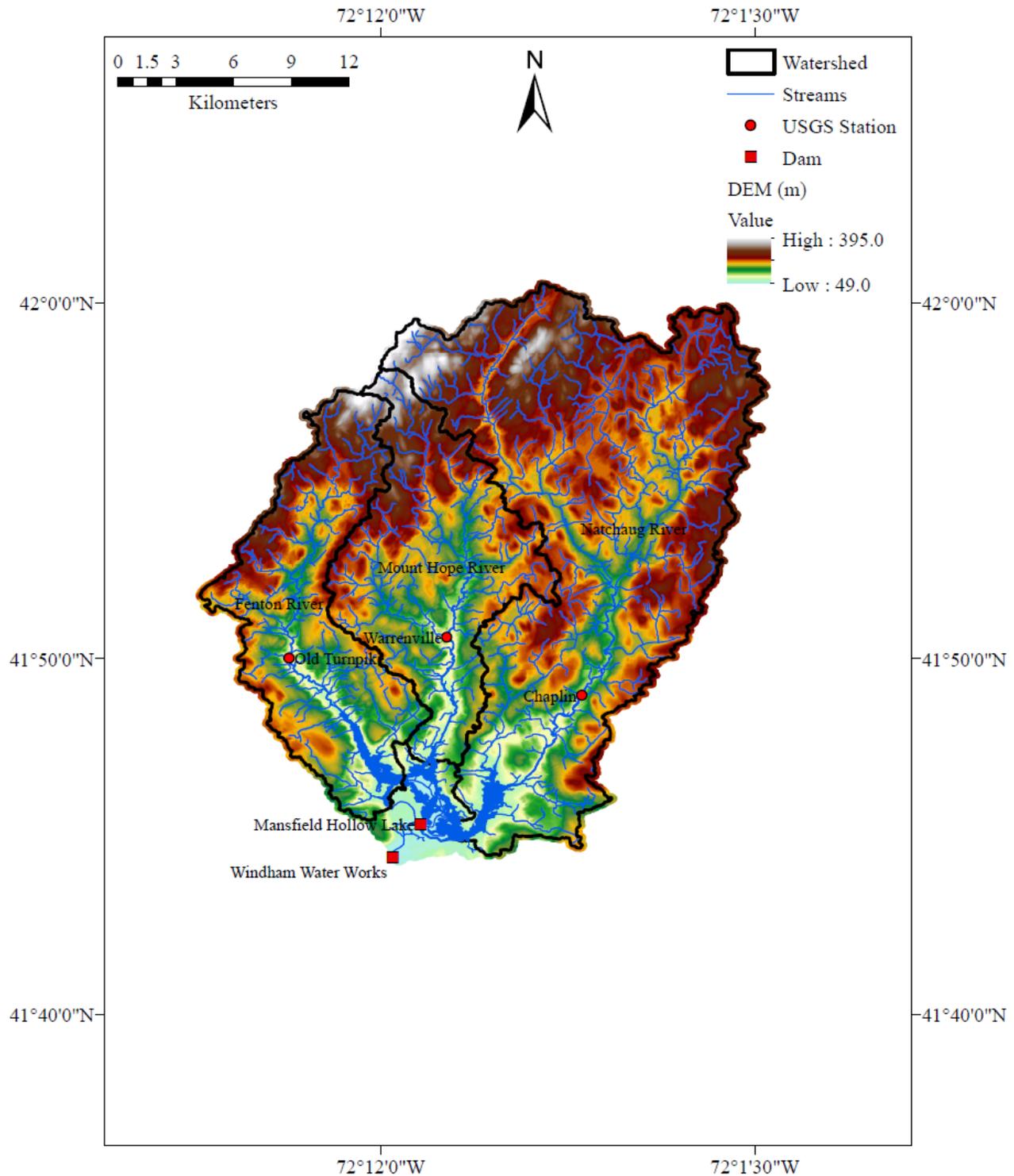


Figure 2. DEM of the MHL-W, Fenton, Mount Hope and Natchaug rivers.

Table 1 summarize stream order and identification number of the Fenton, Mount Hope and Natchaug rivers (NOAA, 2022).

Table 1. Stream order and identification numbers by river.

Parameter	Fenton	Mount Hope	Natchaug
Stream order	2	2	3
Stream ID	6162579	6162583	6162939

According to the United States Geological Survey (USGS), the Fenton River has a mean discharge of 0.37 m³/s, with a minimum of 0.070 m³/s and a maximum of 1.61 m³/s (USGS, 2022a). The Mount Hope River has a mean discharge of 1.08 m³/s, with a minimum of 0.071 m³/s and a maximum of 6.91 m³/s (USGS, 2022b). The Natchaug River has a mean discharge of 3.40 m³/s, with a minimum of 0.71 m³/s and a maximum of 16.17 m³/s (USGS, 2022c). Ahearn (2008) estimated the 7Q10 (the lowest 7-day average flow that occurs on average once every 10 years) to be 0.01 m³/s, 0.03 m³/s, and 0.25 m³/s for the Fenton, Mount Hope, and Natchaug rivers, respectively. Table 2 provides a summary of the hydrological characteristics of these rivers within the Mansfield Hollow Lake Watershed (Stella, 2021).

Table 2. Hydrologic watershed characteristics by river.

River	Area (km ²)	Mean (m ³ /s)	7Q10 (m ³ /s)	Minimum (m ³ /s)	Maximum (m ³ /s)
Fenton	47.4	0.37	0.01	0.070	44.46
Mount Hope	74.1	1.08	0.03	0.076	74.76
Natchaug	172.2	3.66	0.25	0.020	151.78

The MHL-D has a usable capacity of 63 996 073 m³ (64 million of m³) including a recreation pool (USGS, 2022d). The minimum, mean and maximum precipitation in the State of Connecticut are: 787, 1 138 and 1 627 mm's, respectively (Miller, Warner, Ogden, & DeGaetano, 2002).

The land cover of the Fenton Mount Hope and Natchaug watersheds is principally forested (84 %) with some non-forested vegetation (8.3 %) and urban areas (2.8 %) (Stella, 2013). Table 3 summarizes the land cover of the watershed (Stella, 2013).

Table 3. Land cover attributes of the watershed.

Land cover	(%)
Forest	84.4
Non-forested vegetation	8.3
Stratified drift	4.2
Urban	2.8
Open water	2.1
Barren land	1.4
Wetland	1.0

HEC-HMS model

HEC-HMS offers multiple methods for simulating snowmelt. These methods include the Temperature Index, Radiation-Derived Temperature Index, and Energy Balance methods, as well as two options for snowmelt modelling: The gridded temperature index method and the temperature index method (USACE, 2022b).

The method used in this study, the Gridded Temperature Index method, uses the same principles as the Temperature Index method, but applied on a cell-by-cell basis across the entire grid, as opposed to averaging over the entire watershed. This approach allows for a more detailed and accurate assessment of snowmelt patterns across the area being modeled (USACE, 2022b). Figure 3 provides a summary of the Temperature Index method used in HEC-HMS. This method assumes that the rate of snowmelt is directly proportional to the difference between the air temperature and a base temperature, known as the melting temperature. The model calculates the degree-day factor, which is the number of degrees above the melting temperature that a given day's temperature exceeds. This factor is then used to estimate the amount of snowmelt that will occur on that day (USACE, 2022b).

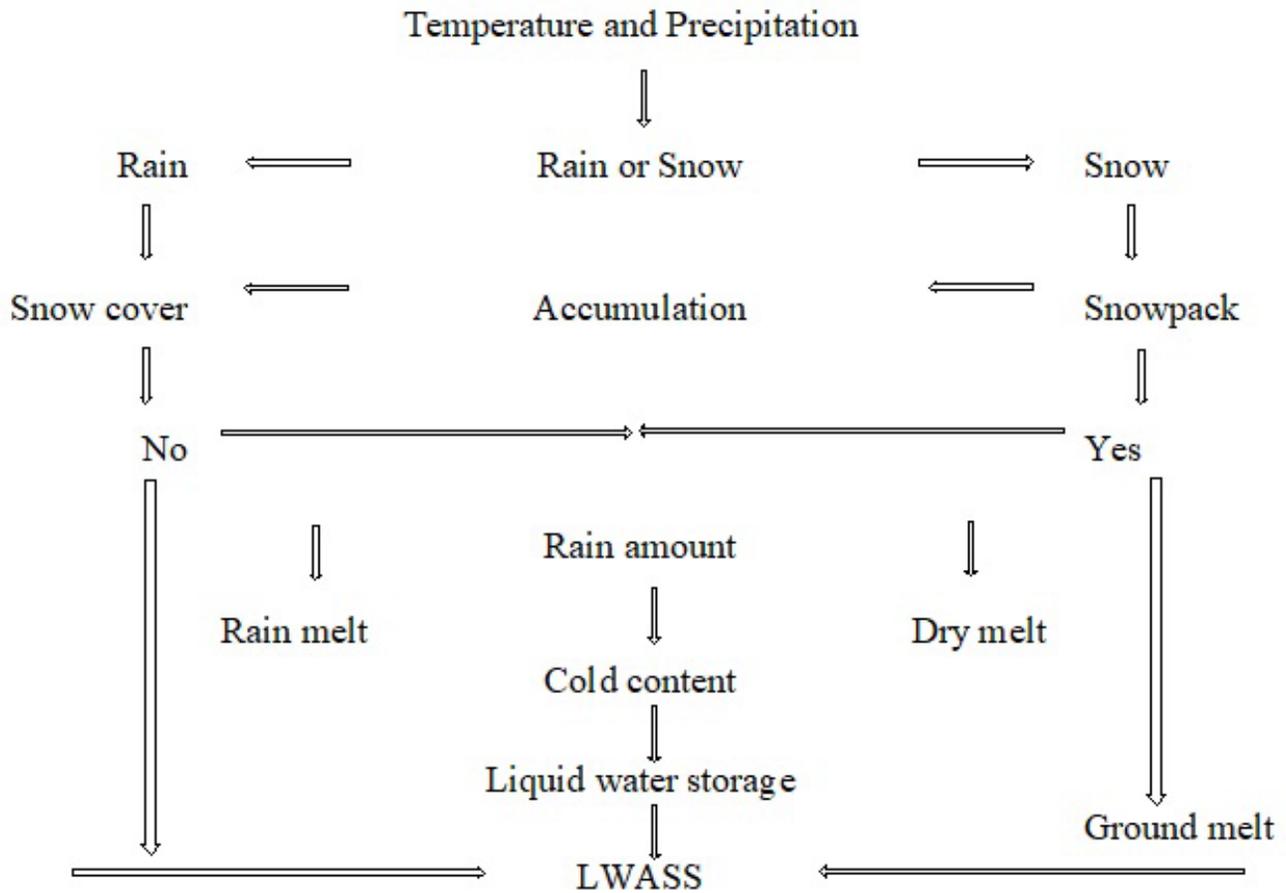


Figure 3. HEC-HMS gridded temperature index method model.

The Gridded Temperature Index has to be used in conjunction with the ModClark Unit Hydrograph Transform method (Scharffenberg, Ely, Daly, Fleming, & Pak, 2010).

Data for the application of HEC-HMS model such as Digital Elevation Model (DEM) were obtained from the United States Geological Service (USGS, 2022d) with 1x1 m of resolution, Land Cover from the National Land Cover Database (NLCD, 2022) and soil type from the United States Department of Agriculture (USDA, 2022) both with 30 x 30 m of resolution

and all of them with ArcGIS online. Discharges and, stages were obtained from the United States Geological Service at Old Turnpike Bridge (USGS, 2022a), Warrentville (USGS, 2022b), and Chaplin (USGS, 2022c), MHL-D has recorded stages since 1997 (USACE, 2022a) with 15 minutes time step. Grid precipitation was obtained from the PRISM© Climate Group, Oregon State University (PRISM©, 2022) with 4 000 m resolution and 1 Day time step and Snow Water Equivalent (SWE) from the National Snow and Ice Data Center (NSIDC, 2022). The HEC-HMS model grid has 2 000 x 2 000 m of resolution and 15 minutes time step. Table 4 summarize the sources of data.

Table 4. Data sources for DEM, land cover, soil type discharges, stages, and precipitation.

Data	Data source
DEM	USGS (2022d) with ArcGIS online
Land cover	NLCD (2022) with ArcGIS online
Soil type	SSURGO (2022) with ArcGIS online
Precipitation and Temperature	PRISM© (2022)
SWE	NSIDC (2022)
Discharges	USGS (2022a), USGS (2022b) and USGS (2022c)
Stages	USACE (2022a)

Evaluation coefficient

The observed discharges of the Fenton River at Old turnpike Bridge, Mount Hope at Warrentville and Natchaug at Chaplin were used to conduct the calibration of HEC-HMS model applying the evaluation coefficients: R-squared (r-square), Nash-Sutcliffe (NS) model of efficiency, Root Mean Square Error (RMSE) by the standard deviation of observations and Mean Absolute Error (MAE).

R-squared regression coefficient of determination is the most used statistics to assess the degree of fit of a model, the value measures how much variation the trendline has (Akossou & Palm, 2013), given by Equation (1):

$$r^2 = \frac{SCE_p}{SCE_{tot}} \quad (1)$$

Where:

SCE_p = Sum of squares related to regression.

SCE_{tot} = Total sum of squares.

Nash-Sutcliffe (NS) model of efficiency (Nash & Sutcliffe, 1970), given by Equation (2):

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O}_i)^2} \quad (2)$$

Where:

O_i = Observed discharges.

\hat{O} = Mean of observed discharges.

S_i = Simulated discharges.

n = Number of steps modeled.

Table 5 summarize coefficient evaluation criteria for R-squared (r-square) and, Nash-Sutcliffe (NS) by Da Silva *et al.* (2015), and Chicco, Warrens and Jurman (2021).

Table 5. Criteria for evaluating the performance of the hydrological model.

Model	Value	Performance	Reference
r-square	+1	Best value	Chicco <i>et al.</i> (2021)
	- infinite	Worst value	
NS	$0.75 < NS < 1.0$	Very good	Da Silva <i>et al.</i> (2015)
	$0.65 < NS < 0.75$	Good	
	$0.50 < NS < 0.65$	Satisfactory	
	$0.4 < NS < 0.50$	Acceptable	
	$NS < 0.4$	Unsatisfactory	

Results and discussion

A HEC-HMS model was developed to simulated discharges, accumulated discharges, stages, and snowmelt of the Mansfield Hollow Lake Watershed. The model was calibrated using data from 2010 and validated with data from the 2019 events.

The Mansfield Hollow Lake watershed was divided into seven sub-basins: two each for the Fenton, Mount Hope, and Natchaug rivers, and one for the Mansfield Hollow Lake reservoir. Figure 4 displays the HEC-HMS model schematic of the Mansfield Hollow Lake Watershed. The model utilized the Simple Canopy as the Canopy Method, the SCS Curve Number as the Loss Method, Mod Clark as the Transform Method, Linear Reservoir as the Baseflow Method, Gridded Temperature Index as the Snowmelt Method, and Muskingum as the Routing Method.

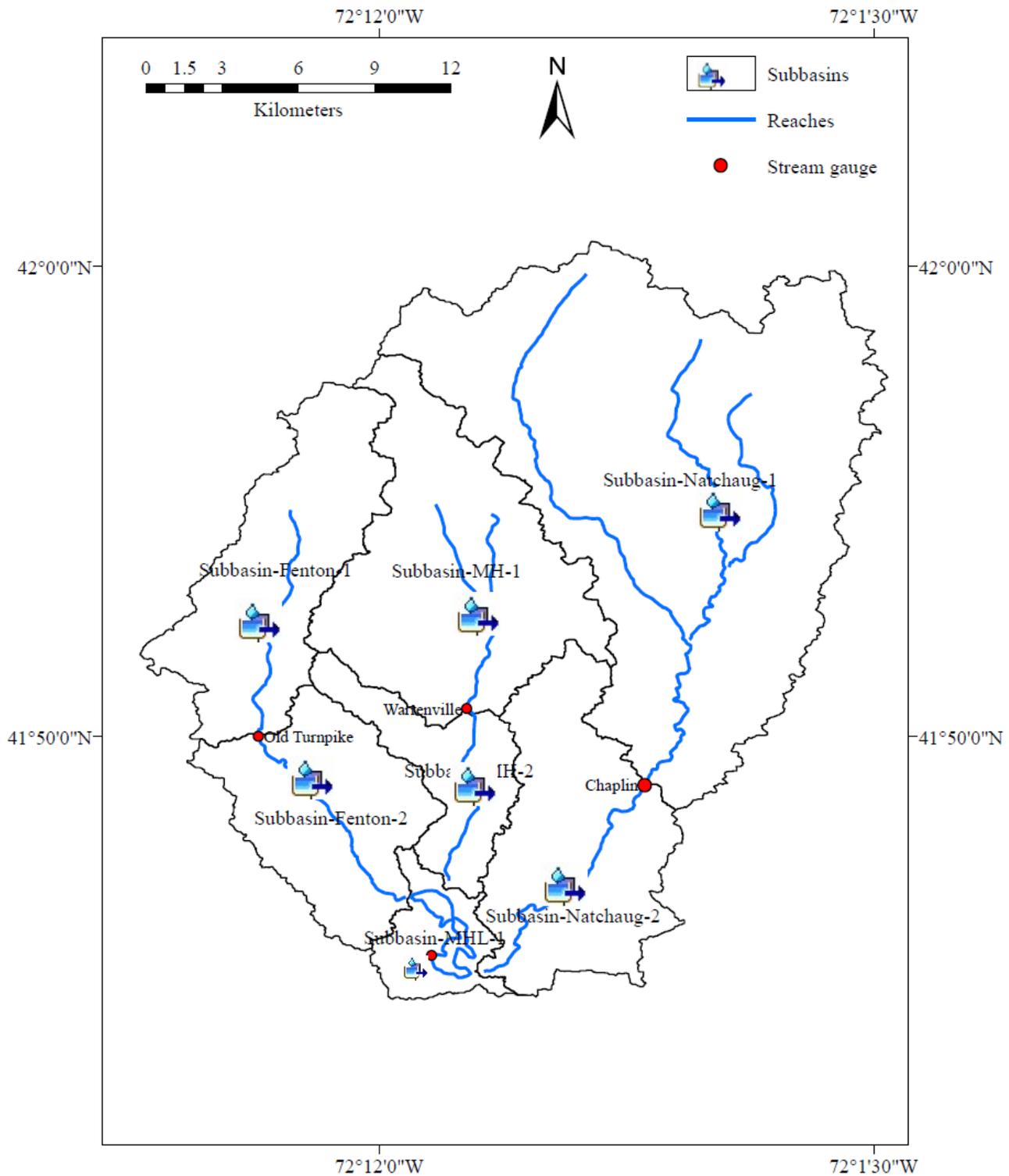


Figure 4. HEC-HMS schematic of the MHL-W.

The temperature index snow model in HEC-HMS requires temperature and snowpack data at each timestep, along with initial snow conditions at the model's first timestep.

Daily precipitation and temperature gridded data were sourced from the Prism Climate Group (PRISM©, 2022). The Snow Water Equivalent (SWE), which indicates the volume of liquid water in the snowpack, was obtained from NSIDC (2022) for the simulated events. Temperature data serve as an index for all energy fluxes into the snowpack, and they help determine whether precipitation falls as rain or snow, if snow melts, and the rate at which melting occurs.

Parameters for gridded snowmelt method were selected from HEC-HMS user's manual (USACE, 2022b) Table 6 summarize the major calibrated parameters' value of HEC-HMS model, curve number, time of concentration (h), storage coefficient (h) and GW 1 initial (m³/s) during the 2010 event.

Table 6. HEC-HMS parameters.

Subbasin	Curve number	Time of concentration (h)	Storage coefficient (h)	GW 1 initial
Subbasin-Fenton 1	52	4.54	8.4	2.5
Subbasin-Fenton 2	52	2.54	4.7	0.85
Subbasin-MHL 1	30	1.83	3.4	1.0
Subbasin-MH 1	85	3.73	6.9	1.0
Subbasin-MH 2	30	3.16	5.9	0.85
Subbasin-Natchaug 1	58	5.60	10.4	7.5
Subbasin-Natchaug 2	30	2.97	5.5	7.5

Figure 5, Figure 6, Figure 7 and Figure 8 shows observed and simulated discharges and stages by the HEC-HMS during the 2010 event in the Fenton, Mount Hope, Natchaug rivers at Old Turnpike, Warrenville, Chaplin, and MHL-D from 02/14/2010 00:00 to 03/18/2010 23:45.

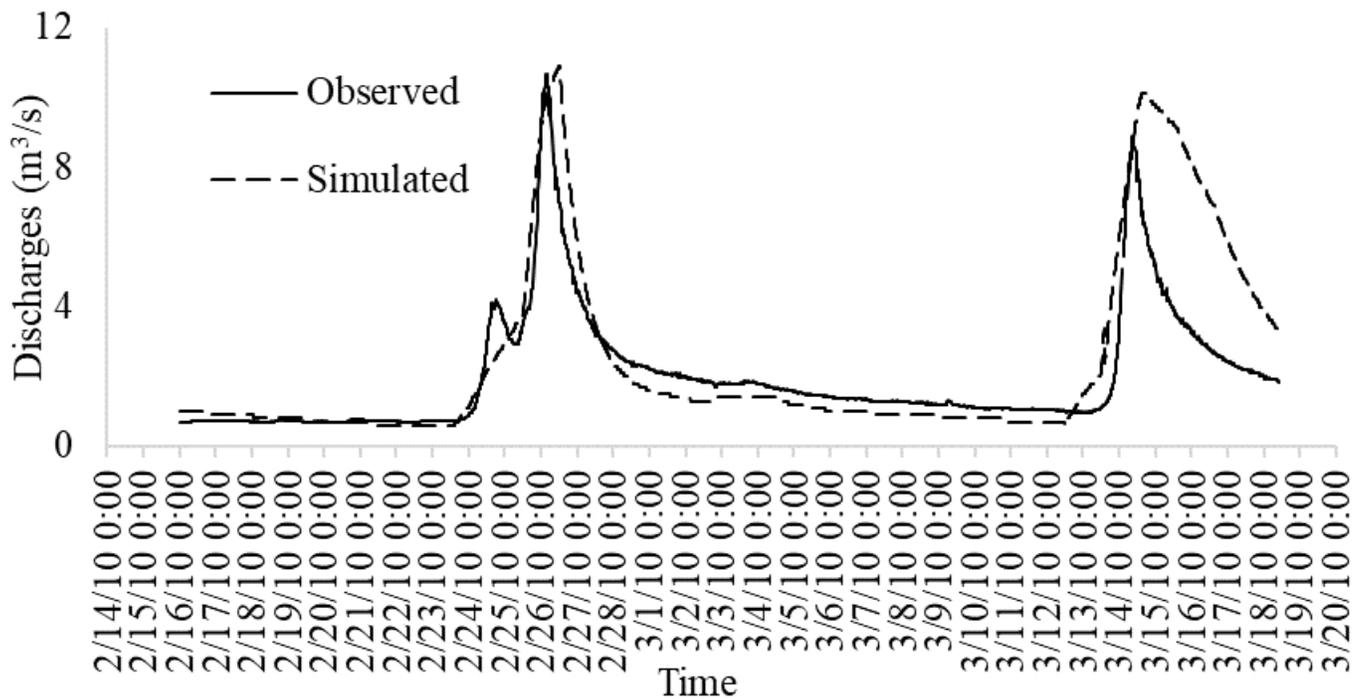


Figure 5. Observed and simulated discharges by HEC-HMS at Old Turnpike.

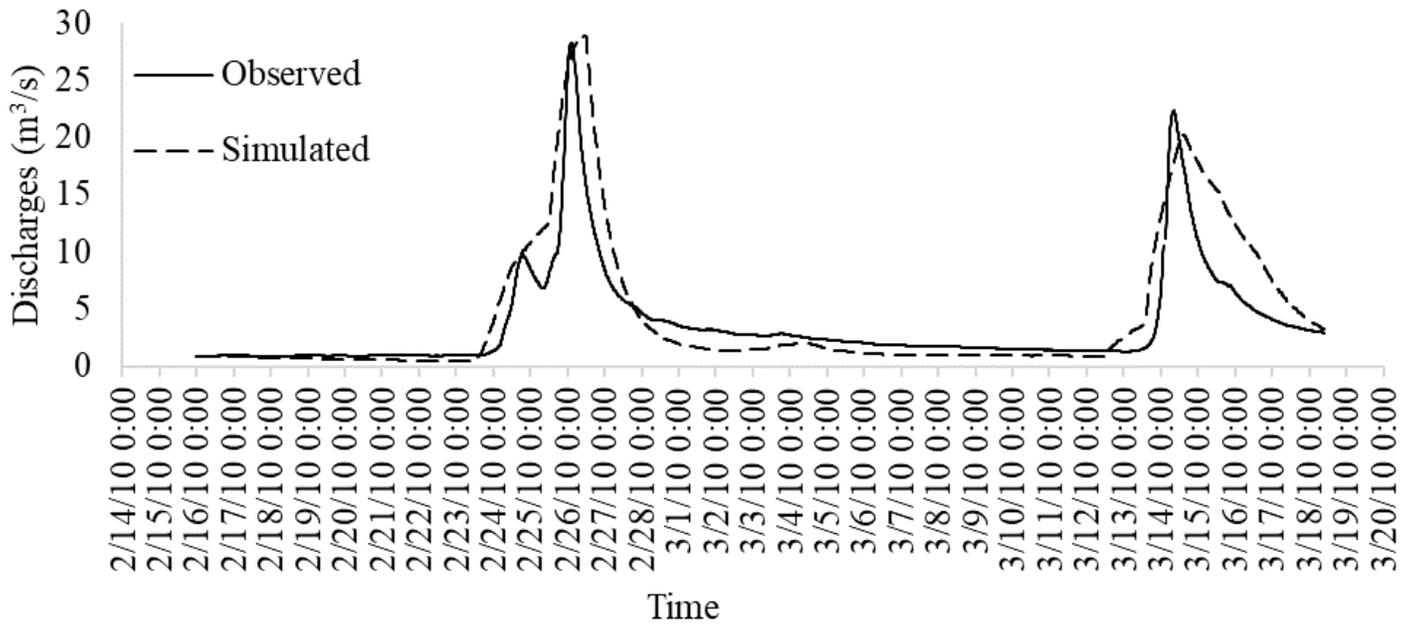


Figure 6. Observed and simulated discharges by HEC-HMS at Warrenville.

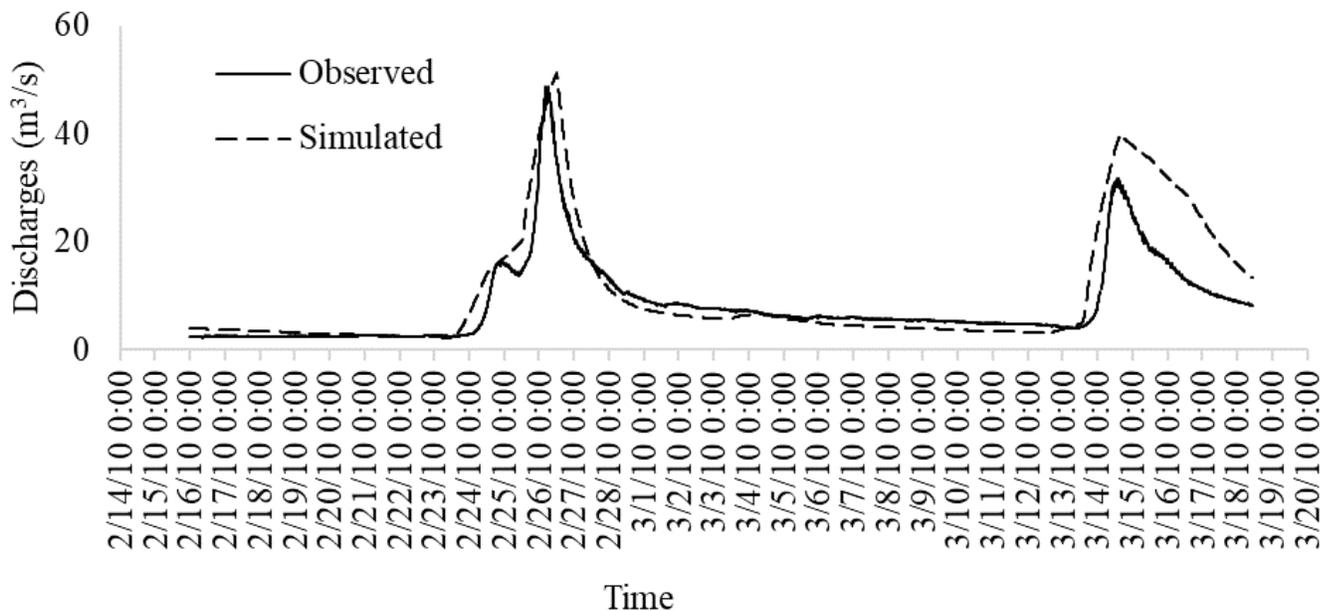


Figure 7. Observed and simulated discharges by HEC-HML at Chaplin.

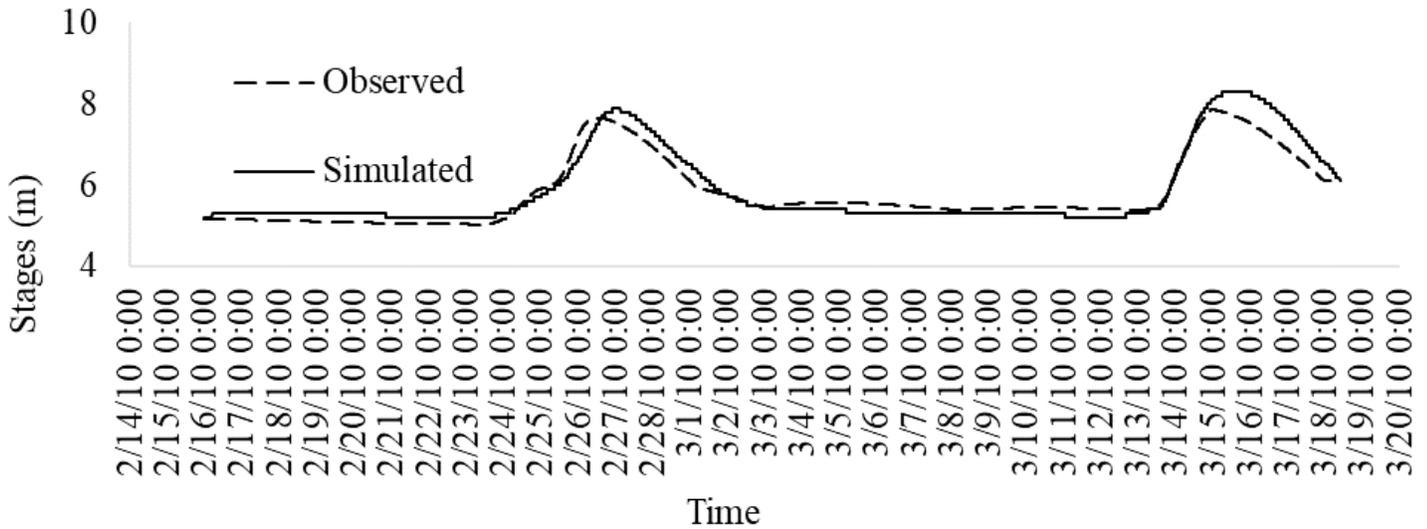


Figure 8. Observed and simulated stages by HEC-HML at the MHL-D.

Figure 9, Figure 10, Figure 11 and Figure 12 shows observed and simulated discharges and stages by the HEC-HMS during the 2019 event in the Fenton, Mount Hope, Natchaug rivers at Old Turnpike, Warrentville, Chaplin, and MHL-D from 01/01/2019 00:00 to 01/12/2019 23:45.

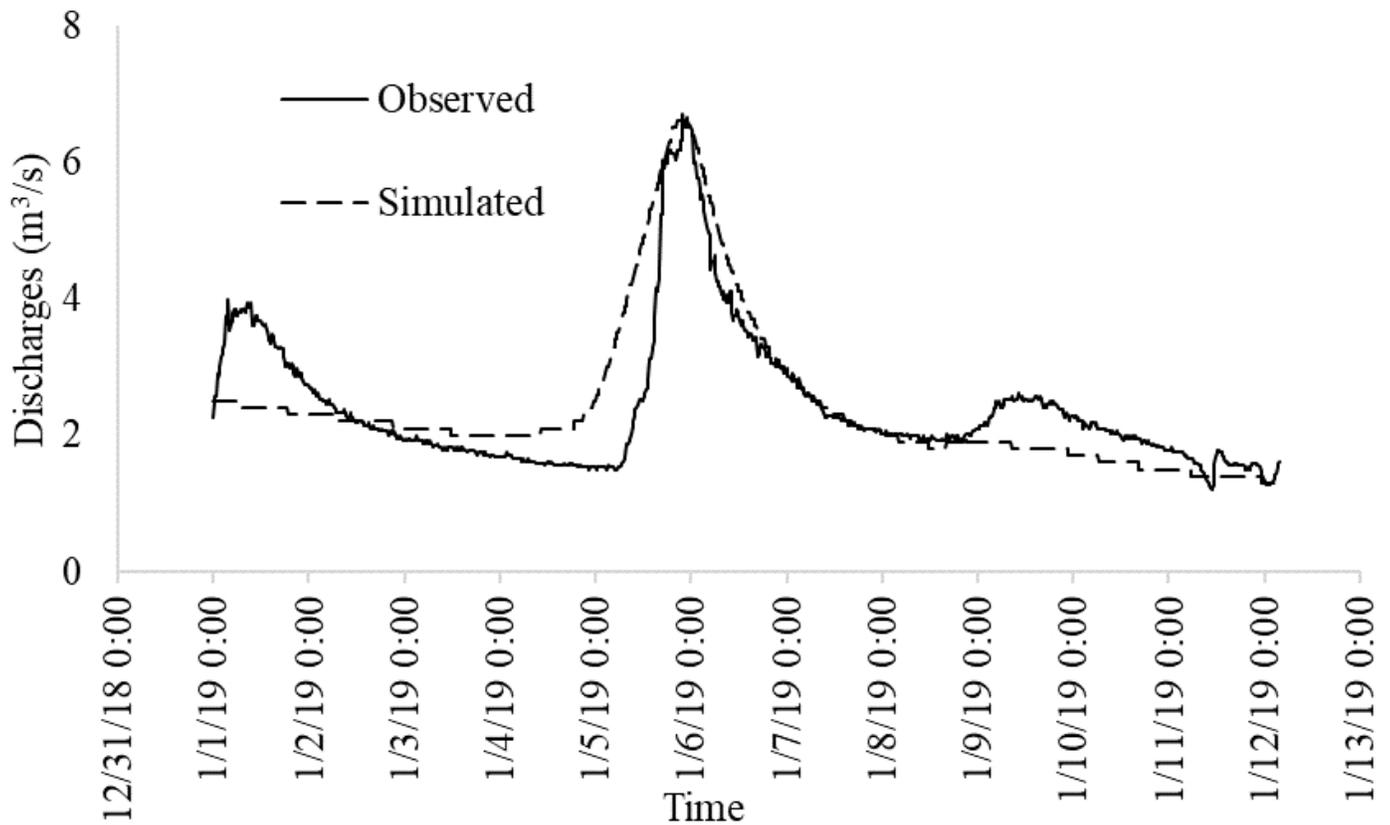


Figure 9. Observed and simulated discharges by HEC-HMS at Old Turnpike.

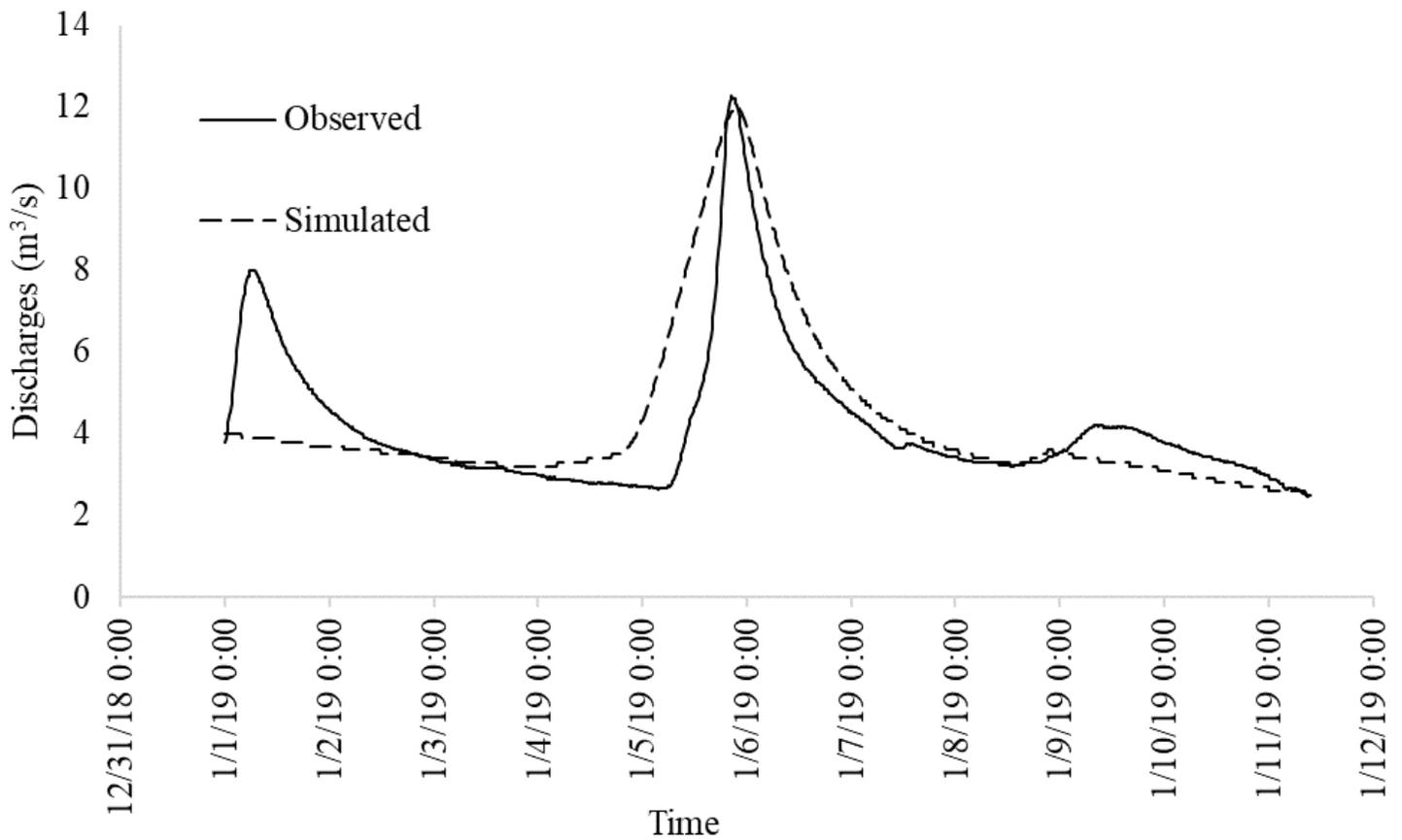


Figure 10. Observed and simulated discharges by HEC-HMS at Warrenville.

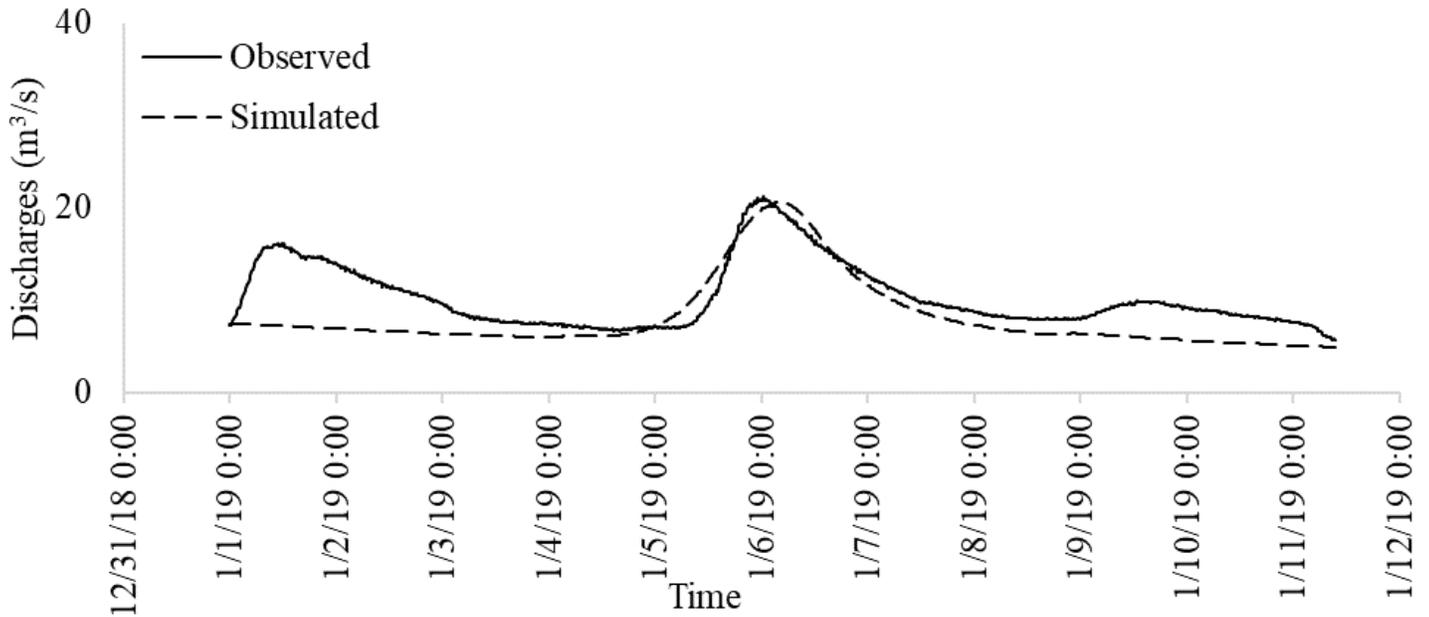


Figure 11. Observed and simulated discharges by HEC-HMS at Chaplin.

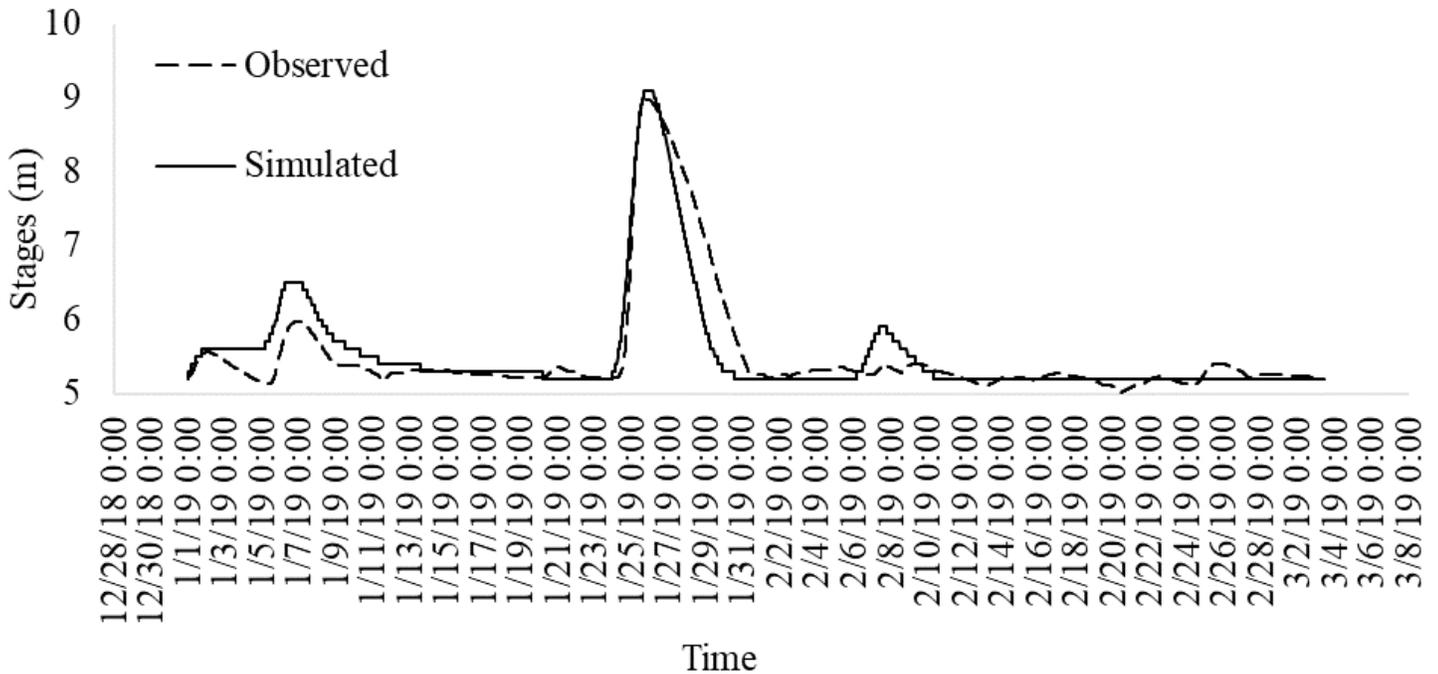


Figure 12. Observed and simulated stages by HEC-HML at the MHL-D.

Table 7 summarize r-square and NS coefficients obtained after calibration of the simulated HEC-HMS model against observed discharges and stages during the 2010 event from 02/14/2010 00:00 to 03/18/2010 23:45 at USGS Old Turnpike, Warrentville, Chaplin, and USACE MHL-D hydrometric stations.

Table 7. r-square and NS coefficients for the 2010 event.

Location	r-square	NS
Old Turnpike	0.82	0.41
Warrentville	0.84	0.48
Chaplin	0.86	0.48
MHL-D	0.93	0.99

The best-performing location after calibration during the 2010 simulation was the Mansfield Hollow Lake Dam, with an R-squared value of 0.93 and an NS (Nash-Sutcliffe) coefficient of 0.99. The Old Turnpike in the Fenton River, while the worst-performing location, still produced satisfactory results, with an R-squared value of 0.82 and an NS coefficient of 0.41.

Table 8 summarizes the r-square and NS coefficients obtained after calibration of the simulated HEC-HMS model against observed discharges and stages during the 2019 event from 01/01/2019 00:00 to 01/12/2019 23:45 PM at USGS Old Turnpike, Warrentville, Chaplin, and USACE MHL-D hydrometric stations.

Table 8. r-square and NS coefficients for the 2019 event.

Location	r-square	NS
Old Turnpike	0.85	0.76
Warrenville	0.78	0.77
Chaplin	0.77	0.81
MHL-D	0.85	0.99

The best-performing location after calibration during the 2019 simulation was Mansfield Hollow Lake Dam (MHL-D), with an R-squared value of 0.85 and an NS (Nash-Sutcliffe) coefficient of 0.99. The Warrenville location in the Mount Hope River was the worst-performing, but it still produced satisfactory results, with an R-squared value of 0.78 and an NS coefficient of 0.77.

To explore snowfall's contribution to the discharges and the performance of HEC-HMS during the 2010 and 2019 events, inflows to the MHL-D have been simulated under two scenarios, with snowpack (Scenario 1) and without snowpack (Scenario 2). The observed SWE, Air temperatures, and Precipitations were included in the analysis of the water balance.

Figure 13 shows the simulated inflows in the MHL-D during the 2010 event by HEC-HMS and precipitation.

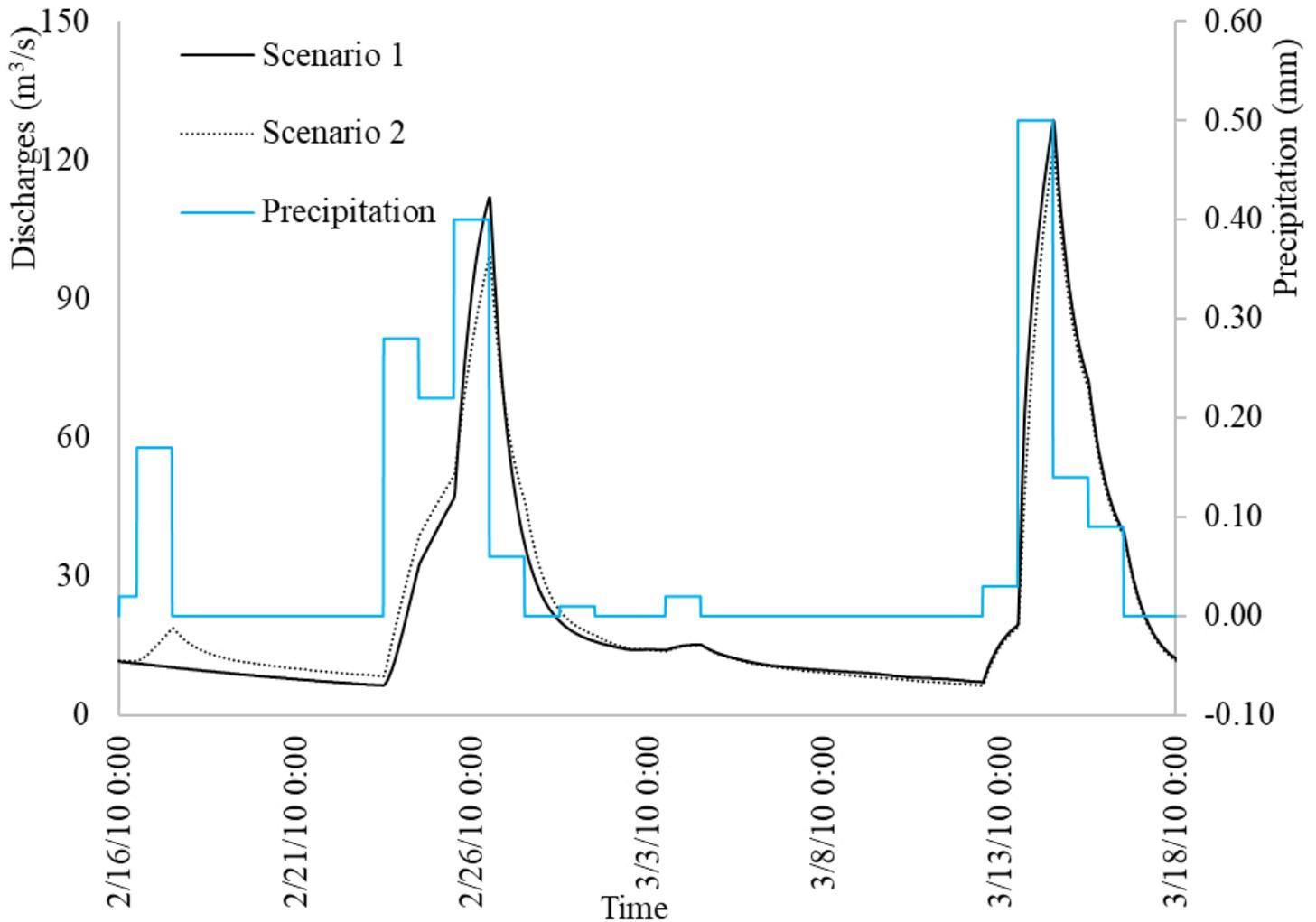


Figure 13. Simulated inflows at the MHL-D during the 2010 event.

Figure 14 shows the simulated accumulated inflow at the MHL-D with snowpack (Scenario 1) and without snowpack (Scenario 2) during the 2010 event by HEC-HMS.

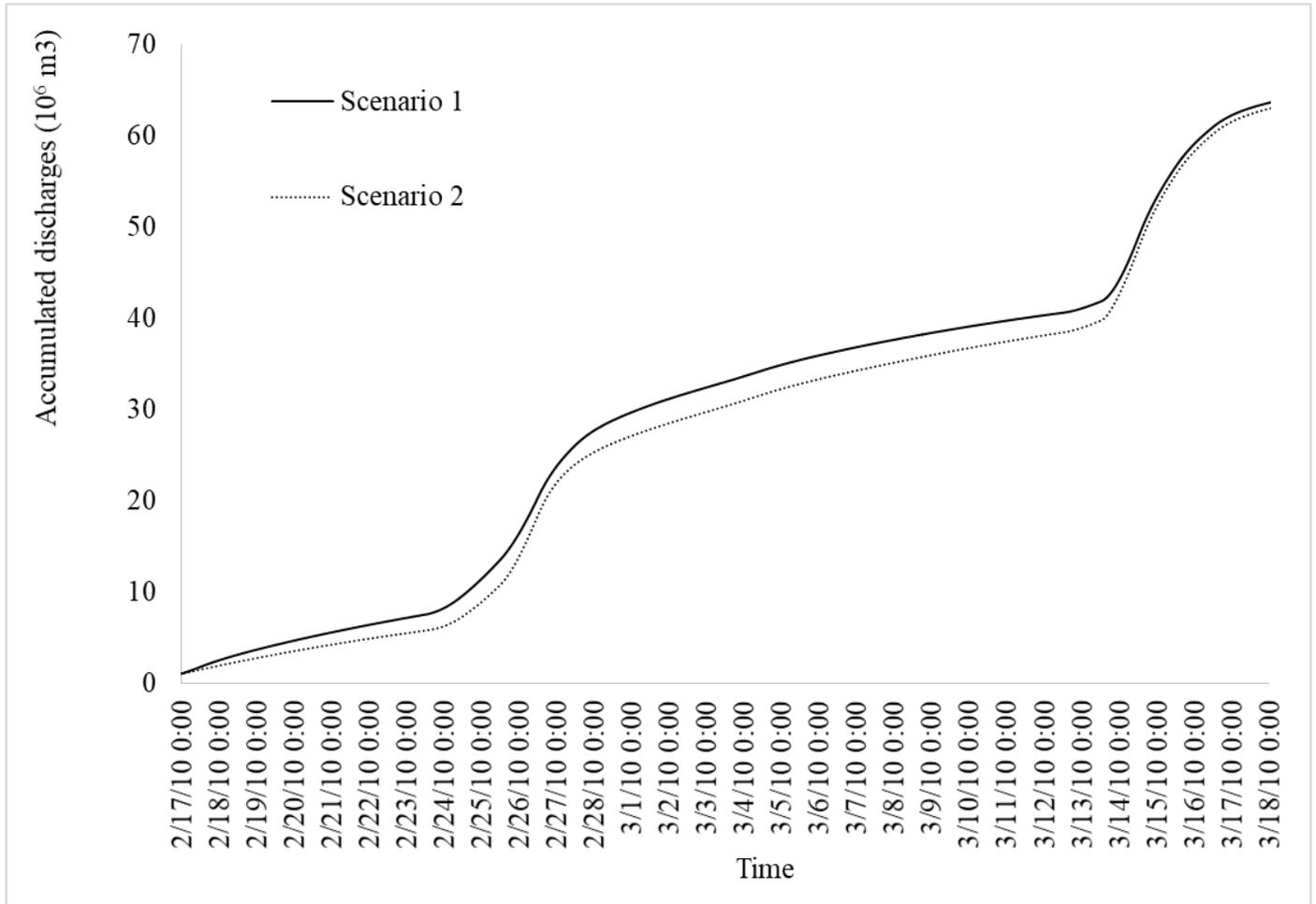


Figure 14. Simulated accumulated inflows at the MHL-D during the 2010 event.

During the 2010 event, the peak discharge for Scenario 1 was 128.6 m³/s, while Scenario 2 had a peak discharge of 122.5 m³/s, representing a 5 % increase with the snowpack simulation. The accumulated discharge for Scenario 1 was 64.0 million m³, compared to 63.3 million m³ for Scenario 2, resulting in a total volumetric difference of 0.6 million m³, or 1 % greater with the snowpack simulation.

Figure 15 shows SWE, Zero-degree C temp and average air temperature during the 2010 event.

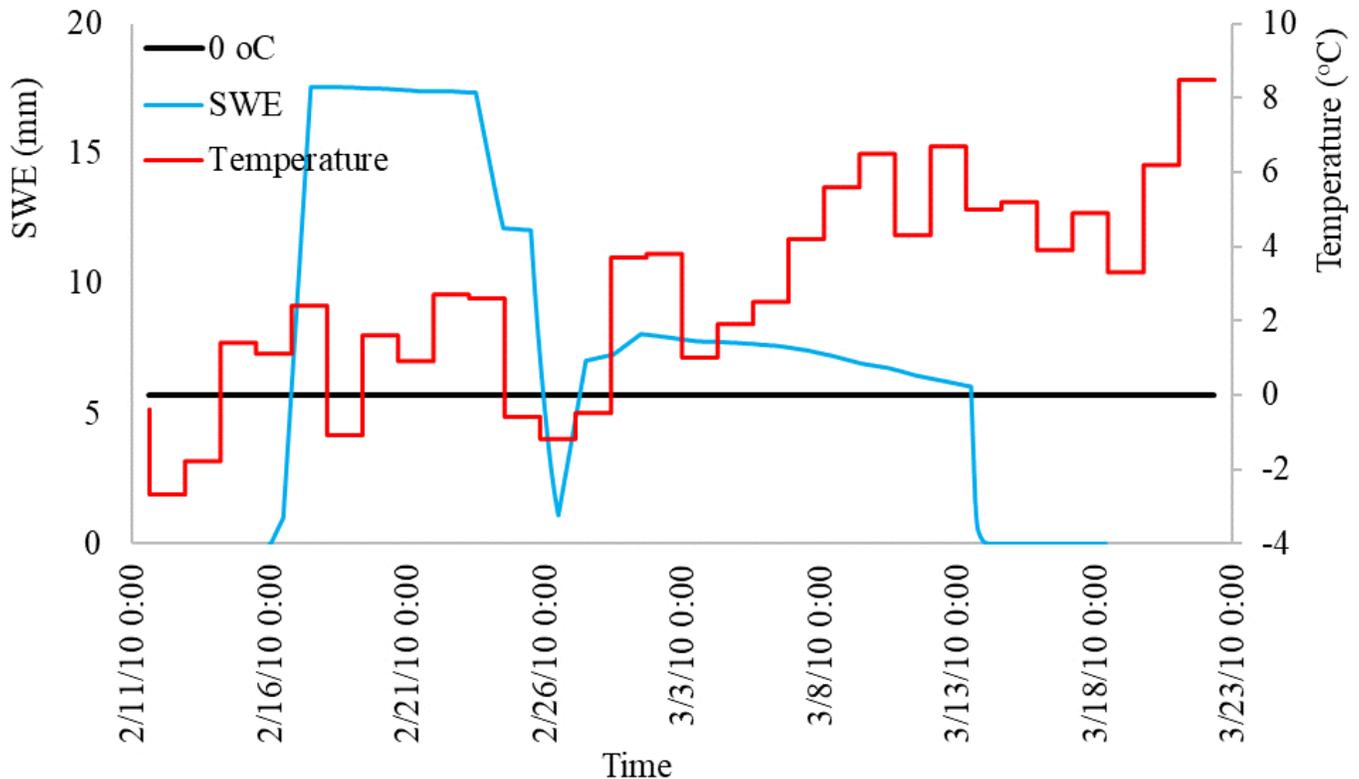


Figure 15. SWE, Zero-degree C temp and average air temperature during the 2010 event.

The melt rate of snow depends on the temperature and due to the fact that daily average air temperature rose above zero during almost all the 2010 event, the snow started to melt from the beginning of the simulation for Scenario 1, thus, there is not much difference in the hydrograph and the accumulated discharges between Scenario 1 and Scenario 2.

Figure 16 shows the simulated inflow at the MHL-D with snowpack (Scenario 1) and without snowpack (Scenario 2) during the 2019 event by HEC-HMS and precipitation.

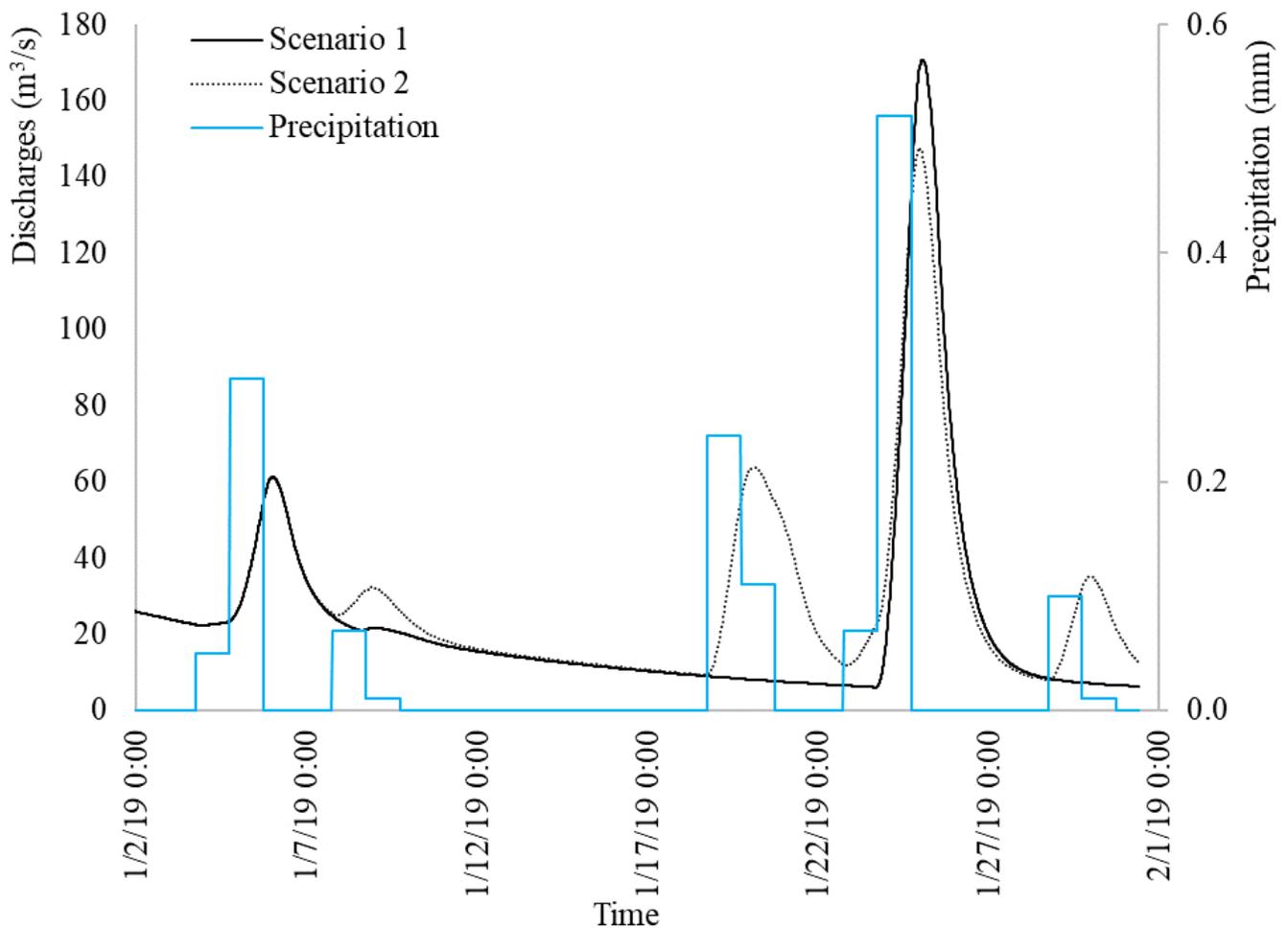


Figure 16. Simulated inflows at the MHL-D during the 2019 event.

Figure 17 shows the simulated accumulated inflow at the MHL-D with snowpack (Scenario 1) and without snowpack (Scenario 2) during the 2019 event by HEC-HMS.

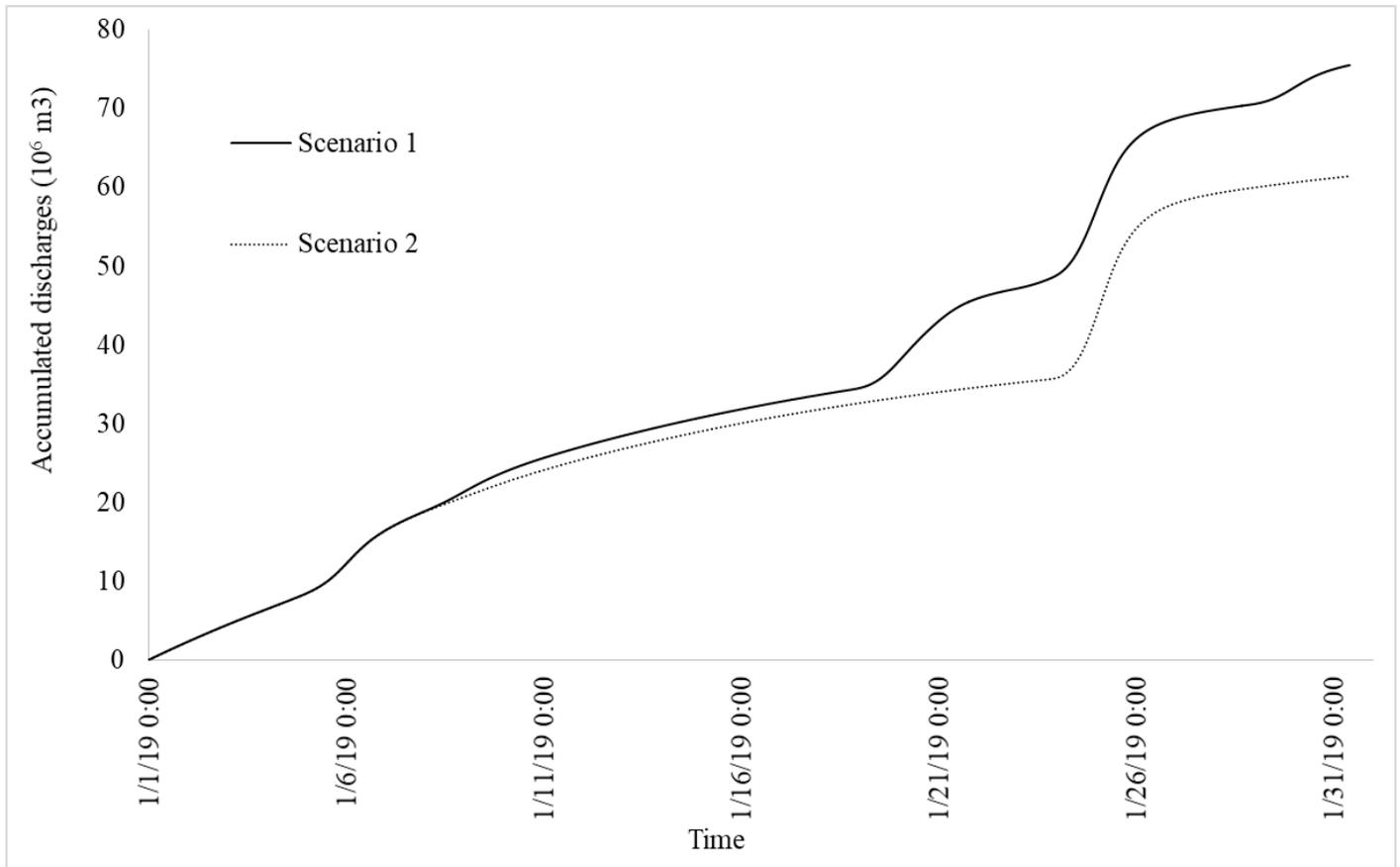


Figure 17. Simulated accumulated inflows at the MHL-D during the 2019 event.

During the 2019 event, the peak discharge for Scenario 1 was 170.7 m³/s, while Scenario 2 had a peak discharge of 147.6 m³/s, representing a 16 % increase with the snowpack simulation. The accumulated discharge for Scenario 1 was 75.5 million m³, compared to 61.5 million m³ for Scenario 2, resulting in a total volumetric difference of 14.0 million m³, or 23 % greater with the snowpack simulation.

Figure 18 shows SWE, Zero-degree C temp and average air temperature for the 2019 event.

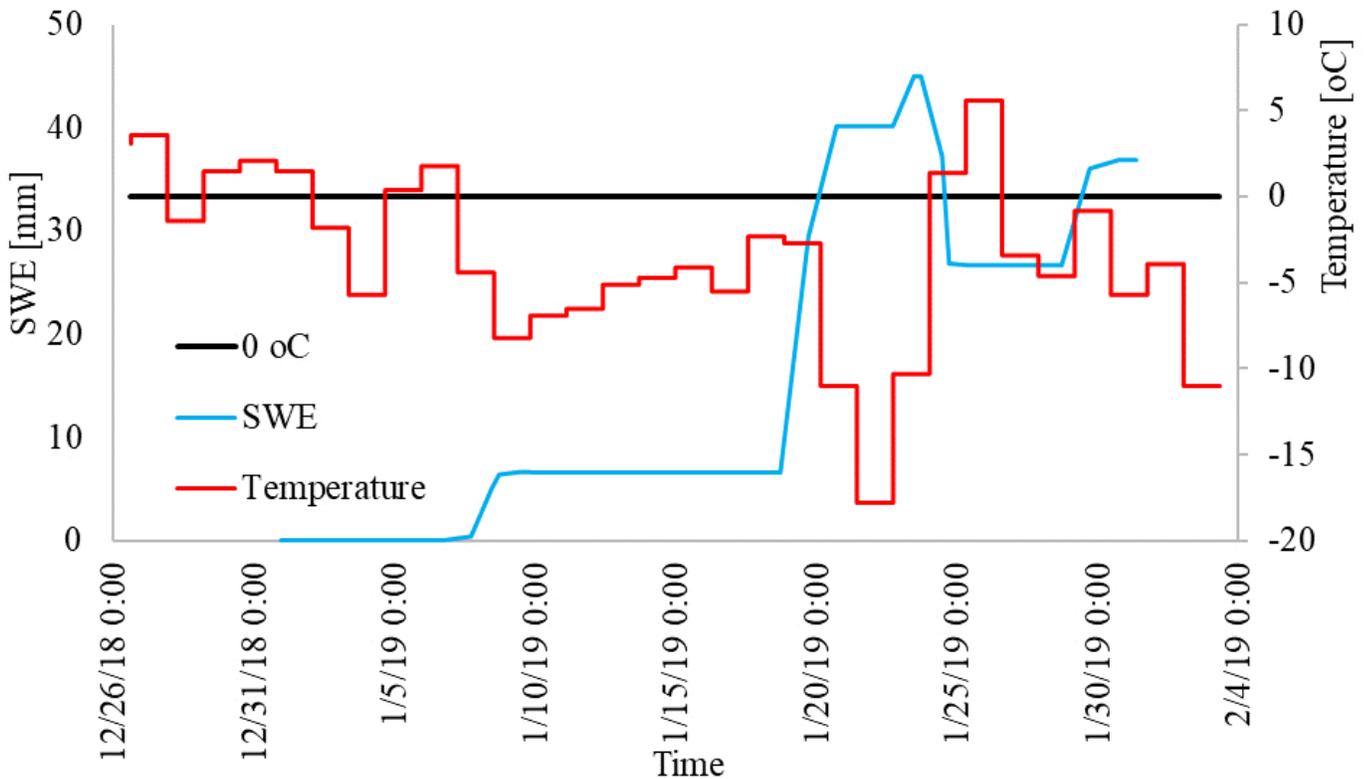


Figure 18. SWE, zero-degree C temperature and average air temperature during the 2019 event.

During the 2010 simulation the model calibration achieve coefficients r-square above 0.82 (very good) and NS above 0.41 (acceptable). During the 2019 simulation the model validation achieve coefficients r-square above 0.77 (very good) and NS above 0.76 (very good).

Scenario 1 and 2 (with and without snowmelt process) have r-square of 0.98 for the simulated discharges and the accumulated discharges have a total volumetric difference of 8.81 million m³ of water.

During the 2010 event, the model calibration achieves coefficients r-square above 0.82 (very good) and NS above 0.41 (acceptable).

During the 2019 event, the model validation achieves coefficients r-square above 0.77 (very good) and NS above 0.76 (very good).

During the 2010 event (with and without snowmelt process) peak discharges for Scenario 1 was 128.6 m³/s and 122.5 m³/s for Scenario 2, with an increase of 5 % with snowpack simulation. The accumulated discharges for Scenario 1 was 64.0 million of m³ and 63.3 m³ for Scenario 2, with a total volumetric difference of 0.6 million m³ of water, 1 % greater with snowpack simulation.

During the 2019 event (with and without snowmelt process) peak discharges for Scenario 1 was 170.7 m³/s and 147.6 m³/s for Scenario 2, with an increase of 16 % with snowpack simulation. The accumulated discharges for Scenario 1 was 75.5 million of m³ and 61.5 m³ for Scenario 2, with a total volumetric difference of 14.0 million m³ of water, 23 % greater with snowpack simulation.

Taking in consideration that the melt rate of snow depends on the temperature and due to the fact that daily average air temperature rose above zero during almost all the 2010 event, the snow started to melt from the beginning of the simulation for Scenario 1, thus, there is not much difference in the discharges between Scenario 1 and Scenario 2.

Meanwhile for the 2019 event the average daily air temperature remained below zero, the snow did not melt for a significant portion of

the simulation. However, when it finally did melt, it resulted in an increased flow and the accumulated discharges in the watershed with a significant increase in the volume of water.

Taking in consideration that the water storage of the Mansfield Hollow Lake Reservoir is 64 million of m³, 8.81 and 14.0 million of m³ of water during a snowmelt process represents 14 and 21 % of the total water storage in the reservoir in just one month during 2010 event and one month and half during 2019.

Scenario 1 and 2 shows that the Snowpack works as water storage meanwhile temperatures are under zero and released as soon temperature is above zero, changing the water balance in the watershed creating increasing possibilities of flood.

Conclusions

The study aimed to assess the impact of snowmelt on water discharges and evaluate the performance of HEC-HMS during extreme weather events, specifically focusing on snowmelt runoff in the Mansfield Hollow Lake Watershed during the winter seasons of 2010 and 2019. To ensure the accuracy and reliability of the model, calibration was performed using observed discharges and stages from the 2010 event using discharges and stages recorded at USGS gauge stations on the Fenton, Mount Hope, and Natchaug rivers, and a USACE gauge at the Mansfield Hollow Lake Dam. Validation was then carried out with the 2019 data.

Simulations were run both with (Scenario 1) and without the snowmelt process (Scenario 2) to compare peak discharges and accumulated water volumes for the 2010 and 2019 events.

The results indicate that snowmelt significantly affects instantaneous discharges and the total volume of water delivered by the Mansfield Hollow Lake Watershed. Snowmelt occurs when accumulated snowpack melts due to temperatures rising above freezing, resulting in water flowing downstream. Average air temperature is a crucial factor for predicting discharges, as snowpack acts as a water reservoir while temperatures are below 0 °C. However, rapid snowmelt combined with heavy rainfall can cause flooding and damage to infrastructure and human life. Climate change is accelerating snowmelt in many areas, potentially leading to water shortages later in the year.

In the 2010 event, the model calibration achieved an r-square value above 0.82, reflecting very good performance, and a Nash-Sutcliffe Efficiency (NS) coefficient above 0.41, which is acceptable. Peak discharges for Scenario 1 were 128.6 m³/s and 122.5 m³/s for Scenario 2, showing a 5 % increase with snowpack simulation. The accumulated volumetric discharges were 64.0 million m³ for Scenario 1 and 63.3 million m³ for Scenario 2, with a volumetric difference of 0.6 million m³— 1 % higher with snowpack.

During the 2019 event, the model validation achieved an r-square value above 0.77 and an NS coefficient above 0.76, indicating very good performance. Peak discharges for Scenario 1 were 170.7 m³/s, compared to 147.6 m³/s for Scenario 2, reflecting a 16 % increase with snowpack simulation. Accumulated volumetric discharges were 75.5 million m³ for

Scenario 1 and 61.5 million m³ for Scenario 2, with a volumetric difference of 14.0 million m³—23 % higher with snowpack.

The model demonstrated strong performance in both 2010 and 2019, showing robust calibration and validation, which highlights its reliability for hydrological simulations. The snowmelt rate depends on temperature, and during the 2010 event, where the average daily temperature remained above zero, snowmelt occurred early, resulting in minimal discharge differences between Scenarios 1 and 2. In contrast, during the 2019 event, with temperatures remaining below zero for much of the simulation, snowpack accumulated and led to significantly higher discharges once the snow melted.

The impact of snowmelt on discharge simulations was substantial, with a minimal volumetric difference of 0.6 million m³ in 2010 and a larger difference of 14.0 million m³ in 2019. This suggests that sudden snowmelt is a critical factor influencing water volume and peak discharges.

Given that the Mansfield Hollow Lake Reservoir's capacity is 64 million m³, the snowmelt influx of 0.6 million m³ during the 2010 event represented 1 % of the reservoir's total capacity, while the 14.0 million m³ influx in 2019 accounted for 21 % of the reservoir's capacity over one and a half months.

Understanding snowmelt's contribution to runoff is essential for various fields, including hydrology, thermodynamics, ecology, water management, and climate science. Snowmelt serves as a vital water source, especially in mountainous regions, and is crucial for predicting water availability for agriculture, drinking, and industry during warmer months. Insight into snowmelt timing and volume helps manage

reservoirs and dams effectively, ensuring flood control and optimal water storage.

The high r-square and NS values in both scenarios underscore the importance of accurate snowmelt modeling, particularly in years with significant snowmelt contributions. The study confirms the model's effectiveness in simulating hydrological events and highlights snowmelt's critical role in discharge calculations. By employing modeling systems like HEC-HMS, researchers and decision-makers can better simulate extreme weather effects and make informed decisions on water management and flood control. The choice of snowmelt simulation method will depend on various factors, including data availability, model complexity, and research objectives. Accurate prediction of snowmelt and rainfall runoff is increasingly vital as climate change impacts snowmelt-dominated watersheds worldwide, ensuring the resilience and sustainability of water resources.

Acknowledgements

The author acknowledges the assistance and thanks the anonymous reviewers of the journal for their contributions, which enriched this document.

References

Ahearn, E. A. (2008). *Flow durations, low-flow frequencies, and monthly median flows for selected streams in Connecticut through 2005* (U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2007-5270). DOI: 10.3133/sir20075270

- Akossou, A. Y. J., & Palm, R. (2013). Impact of data structure on the estimators R-square and adjusted R-square in linear regression. *International Journal of Mathematics & Computation*, 20(3), 84-93. Recovered from https://www.researchgate.net/publication/289526309_Impact_of_data_structure_on_the_estimators_R-square_and_adjusted_R-square_in_linear_regression
- Allard, W. (1957). Snow hydrology: Summary report of the snow investigations. Published by the North Pacific Division, Corps of Engineers, US Army, Portland, Oregon, 1956. 437 pages, 70 pages of plates, maps and figs., 27 cm. *Journal of Glaciology*, 3(22), 148-148. DOI: 10.3189/S0022143000024503
- Chicco, D., Warrens, M. J., & Jurman, G. (2021). The coefficient of determination R-squared is more informative than SMAPE, MAE, MAPE, MSE and RMSE in regression analysis evaluation. *PeerJ Computer Science*, 7, 623. DOI: 10.7717/peerj-cs.623
- Da Silva, M. G., De-Aguiar-Netto, A. D. O., De-Jesus-Neves, R. J., Do Vasco, A. N., Almeida, C., & Faccioli, G. G. (2015). Sensitivity analysis and calibration of hydrological modelling of the watershed Northeast Brazil. *Journal of Environmental Protection*, 6(08), 837. DOI: 10.4236/jep.2015.68076
- Hu, H. H., Kreyborg, L. R., Doeing, B. J., Baron, K. S., & Jutila, S. A. (2006). Gridded snowmelt and rainfall-runoff CWMS hydrologic modelling of the Red River of the North Basin. *Journal of Hydrologic Engineering*, 11(2), 91-100. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2006)11:2(91)

- Kattelman, R. (1997). *Flooding from rain-on-snow events in the Sierra Nevada*. IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-International Association of Hydrological Sciences, 239, 59-66. Recovered from https://books.google.com.sa/books?hl=en&lr=&id=8nbLGQw5fckC&oi=fnd&pg=PA59&dq=Flooding+from+rain-on-snow+events+in+the+Sierra+Nevada.+IAHS+Publications-Series+of+Proceedings+and+Reports-Intern+Assoc+Hydrological+Sciences,+239,+59-66&ots=Nkt4IfEcMf&sig=-utCekNetrv8nyKuYJ9C67LuURY&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false
- Miller, D. R., Warner, G. S., Ogden, F. L., & DeGaetano, A. T. (2002). *Precipitation in Connecticut*. Recovered from https://digitalcommons.lib.uconn.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1035&context=ctiwr_specreports
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models: Part 1 –A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10, 282-290. DOI: 10.1016/0022-1694(70)90255-6
- NLCD, National Land Cover Database. (2022). *Multi-Resolution Land Characteristics (MRLC) Consortium*. Recovered from www.mrlc.gov
- USDA, United States Department of Agriculture. (2022). Web Soil Survey. Recovered from <http://websoilsurvey.sc.egov.usda.gov/App/WebSoilSurvey.aspx>
- NOAA, National Oceanic and Atmospheric Administration. (2022). *Map*. Recovered from <https://water.noaa.gov/map#forecast-chart>

- NSIDC, National Snow and Ice Data Center. (2022). *Homepage*. Recovered from <https://nsidc.org/home>
- PRISM©, Climate Group, Oregon State University. (2022). *PRISM Weather Data*. Recovered from <https://prism.oregonstate.edu>
- Sarmad, M., Zaman, M., Tasawar, M., Imran, M., Zahra, S. M., Azam, S., & Shah, I. (2022). Impacts of ice-melt on hydrological simulation of upper Indus Basin. *2nd International Conference on Hydrology and Water*, Lahore, Pakistan. Recovered from https://www.researchgate.net/publication/363884520_Impacts_of_Ice-Melt_on_Hydrological_Simulation_of_Upper_Indus_Basin
- Scharffenberg, W., Ely, P., Daly, S., Fleming, M., & Pak, J. (June, 2010), June. Hydrologic modelling system (HEC-HMS): Physically based simulation components. In: *2nd Joint Federal Interagency Conference*, 27, 1-8. Recovered from [https://www.semanticscholar.org/paper/HYDROLOGIC-MODELING-SYSTEM-\(HEC-HMS\)%3A-SIMULATION-Scharffenberg-Ely/35415a4f0b506d453792558dc26ba192d22e8cba](https://www.semanticscholar.org/paper/HYDROLOGIC-MODELING-SYSTEM-(HEC-HMS)%3A-SIMULATION-Scharffenberg-Ely/35415a4f0b506d453792558dc26ba192d22e8cba)
- Şengül, S., & İspirli, M. N. (2022). Predicting snowmelt runoff at the source of the mountainous Euphrates River Basin in Turkey for water supply and flood control issues using HEC-HMS modelling. *Water*, 14(3), 284. DOI: 10.3390/w14030284
- Stella, J. M. (2013). Mathematical model for the prediction of recession curves. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 70(2), 229-237. Recovered from http://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S0004-48222013000200007&script=sci_arttext&tIng=pt

Stella, J. M. (2021). Applying Weibull distribution and low flow frequency curves for minimum flow prediction in an ungaged stream in Connecticut, New England. *Global Scientific Research in Environmental Science*, 1(4), 1-9. DOI: 10.53902/GSRES.2021.01.000520

Stella, J. M. (2022). Mapping floods of Fenton River, an ungauged stream in Connecticut. *Journal of Water Resource and Protection*, 14(7), 531-541. DOI: 10.4236/jwarp.2022.147028

Teng, F., Huang, W., & Ginis, I. (2018). Hydrological modelling of storm runoff and snowmelt in Taunton River Basin by applications of HEC-HMS and PRMS models. *Natural Hazards*, 91, 179-199. DOI: 10.1007/s11069-017-3121-y

USACE, US Army Corps of Engineers. (2019). *Mansfield Hollow Lake Master Plan*. Recovered from <https://www.nae.usace.army.mil/Missions/Recreation/Mansfield-Hollow-Lake/>

USACE, US Army Corp of Engineers. (2022a). *NAE Reservoir Regulation Section*. Recovered from https://reservoircontrol.usace.army.mil/nae_ords/cwmsweb/cwms_web.cwmsweb.cwmsindex

USACE, US Army Corp of Engineers. (2022b). *HEC-HMs User's Manual*. Recovered from <https://www.hec.usace.army.mil/confluence/hmsdocs/hmsum/latest/subbasin-elements/selecting-a-snowmelt-method>

- USDA, Soil Survey Geographic Database. (2022). *Web Soil Survey*.
Recovered from
<http://websoilsurvey.sc.egov.usda.gov/App/WebSoilSurvey.aspx>
- USGS, United States Geological Survey. (2022a). *Fenton River*.
Recovered from
https://waterdata.usgs.gov/nwis/uv?site_no=01121330&legacy=1
- USGS, United States Geological Survey. (2022b). *Mount Hope River*.
Recovered from
https://waterdata.usgs.gov/nwis/uv?site_no=01121000&legacy=1
- USGS, United States Geological Survey. (2022c). *Natchaug River*.
Recovered from
https://waterdata.usgs.gov/nwis/uv?site_no=01120790&legacy=1
- USGS, United States Geological Survey. (2022d). *Mansfield Hollow Lake at Mansfield Hollow, CT-01121500*. Recovered from
<https://waterdata.usgs.gov/monitoring-location/01121500/#period=P1Y&showMedian=true>
- Verdhen, A., Chahar, B. R., & Sharma, O. P. (2013). Snowmelt runoff simulation using HEC-HMS in a Himalayan watershed. In: *World environmental and water resources congress: Showcasing the future* (pp. 3206-3215). DOI: 10.1061/9780784412947.317

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-05-09

Notas

El saneamiento desde una perspectiva histórica.

Desafíos y oportunidades

Sanitation from a historical perspective. Challenges and opportunities

Denise Soares¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1811-0139>

Sergio Vargas², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7169-0844>

¹Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Morelos, México,
denisefsoares@yahoo.com.mx

²Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Cuautla, Morelos, México,
vargasvme@uaem.edu.mx

Autora para correspondencia: Denise Soares,
denisefsoares@yahoo.com.mx

Resumen

La presente contribución tiene como objetivo presentar algunos temas clave que se destacan en la literatura sobre el desarrollo del saneamiento y los retos para acceder a dicho servicio en zonas rurales; la alternativa de saneamiento ecológico es una opción que si bien presenta desafíos

puede constituirse en una iniciativa para avanzar en la cobertura de dicho servicio. En primer lugar, se pretende dar cuenta de cómo fueron evolucionando las soluciones de saneamiento a nivel mundial, al responder a situaciones concretas de asociaciones con enfermedades. Después se retoman algunos de los estudios que se han desarrollado y se parte de dos conceptos considerados nodales para abordar el acceso a este servicio básico: centralización y descentralización. Finalmente, se plantea la relevancia de impulsar el saneamiento ecológico y se identifican algunos desafíos para avanzar en la universalidad del acceso a dicho servicio, para cumplir con el Objetivo 6 de la Agenda 2030 de Desarrollo Sostenible.

Palabras clave: Agenda 2030 de Desarrollo Sostenible, aguas residuales, saneamiento ecológico.

Abstract

The present contribution has the purpose to present some key themes that stand out in the literature on the development of sanitation and the challenges to access this service in rural areas, exhibiting the alternative of ecological sanitation as an option that, although it presents challenges, can become an initiative to advance the coverage the service. Firstly, it aims to account for how sanitation solutions evolved worldwide, responding to specific situations associated with diseases. Secondly, some of the studies that have been developed are taken up, starting from two concepts considered nodal to address access to this basic service: Centralization and decentralization. Finally, the relevance of promoting ecological sanitation is raised, identifying some challenges to advance the

universality of access to this service, thus fulfilling Goal 6 of the 2030 Agenda for Sustainable Development.

Keywords: 2030 Agenda for Sustainable Development, sewage water, ecological sanitation.

Recibido: 21/03/2024

Aceptado: 22/07/2024

Publicado *ahead of print*: 24/07/2024

Versión final: 01/09/2025

Introducción

Una de las problemáticas más recurrentes en el entorno rural de Latinoamérica es el rezago en el saneamiento, ya que las organizaciones gubernamentales y privadas responsables del abasto de agua y saneamiento están prácticamente ausentes de las comunidades rurales, al concentrar en las ciudades las infraestructuras y los equipamientos que ofrecen los bienes y servicios básicos debido a demandas colectivas más atractivas política y económicamente; esto genera una brecha de acceso a dichos servicios (Gac-Jiménez & Miranda-Pérez, 2019). Asimismo, estas áreas rurales y periurbanas reciben las descargas de aguas residuales urbanas —muchas veces sin tratamiento alguno o solo con uno de carácter primario—, lo cual significa que se les transfieren los costos ambientales de su depuración o acumulación en el ambiente.

En tiempos remotos, las diferencias entre el consumo de agua y sus descargas no determinaban un impacto significativo en términos ambientales, pues la carga contaminante predominantemente de origen orgánico incluso era útil para la agricultura. Sin embargo, el advenimiento de la sociedad industrial, con su mayor concentración urbana, su ascendente demanda de agua tanto para uso consuntivo como productivo, así como la incorporación de nuevos conocimientos y preceptos respecto a la higiene y las enfermedades profundizó la distancia entre los modos de vida urbano y rural. Goubert (1986: 51-52) denomina al periodo industrial como fase devoradora de agua, pues corresponde a una etapa en la que el consumo masivo del recurso pasó a constituir un factor indispensable del progreso social y económico en los países industrializados; fue en ese momento, entre finales del siglo XVIII, y principalmente el siglo XIX y principios del XX, cuando también se implementaron las grandes obras de drenaje y saneamiento urbano en los países centrales.

Mientras se fueron concentrando opciones de saneamiento cada vez más tecnificadas en las zonas urbanas, las rurales se quedaron en el olvido, debido a la escasa inversión en dichas regiones, por no ser políticamente redituables, ya que la lógica de mercado no opera en zonas rurales aisladas, al no permitir economía de escala de las soluciones propuestas; a la carencia de apoyo técnico de instituciones públicas, o empresas de agua y saneamiento de mayor tamaño, y al bajo nivel socioeconómico de los beneficiarios, entre otros factores. Frente al abandono del saneamiento en zonas rurales, se han buscado alternativas a pequeña escala que atiendan las necesidades específicas de las localidades y el saneamiento ecológico, cuyos principios se centran en el

cuidado del agua y la protección a la salud ambiental y humana; esto se viene consolidando como una alternativa de gran potencial (Gac-Jiménez & Miranda-Pérez, 2019).

El objetivo de esta contribución es brindar un breve panorama del desarrollo de las propuestas de saneamiento a nivel global y presentar el saneamiento ecológico como una alternativa cada vez más aceptada en contextos rurales para avanzar en la cobertura de dicho servicio. Primero se parte de un recorrido histórico sobre la evolución de estrategias de saneamiento, que responde a la complejización del entendimiento de la relación entre salud pública y aguas residuales. Posteriormente, se describen las particularidades de dos sistemas de saneamiento que cohabitan en la actualidad: centralizados y descentralizados, y se apuntala sus principales características. Por último, se proponen algunas reflexiones sobre soluciones de saneamiento ecológico como una alternativa para avanzar en la universalidad del acceso a este servicio en zonas rurales, a fin de cumplir el Objetivo 6 de la Agenda 2030 de Desarrollo Sostenible.

Un poco de historia

A lo largo de la historia se fue tomando conciencia sobre los peligros de las aguas residuales para la salud pública y el ambiente, lo que dio cabida a un proceso de perfeccionamiento constante del manejo de estrategias de saneamiento; en ese contexto, el agua era clave como un medio de transporte de los desechos. El primer sistema sanitario lo hizo Babilonia en el 4000 a.C. y consistía en un pozo negro, es decir, una excavación para concentrar las heces, transportadas por medio de baldes. Ello

rápidamente se generalizó hacia otras ciudades y zonas rurales. De esta manera empezó a pensarse en alternativas de saneamiento (Espejo, 2016).

En la isla de Creta y otras islas del mar Egeo se evidencia la presencia de sistemas de alcantarillado desde inicios de la civilización minoica, la cual floreció de 2700 a 1450 a.C., donde manejaban los residuos fecales por medios hidrodinámicos; esto les permitía encauzar los desechos hacia un canal situado a media calle y, en periodos lluviosos, transportarlos a las redes de drenaje pluvial. Entre los años 400 y 300 a.C., en la capital del antiguo reino de Macedonia también se encontraron sistemas de alcantarillado, así como la utilización de aguas residuales como fertilizante agrícola en la agricultura. Asimismo, se hallaron redes al aire libre menos sofisticadas para el transporte de las aguas residuales y pluviales en ciudades de Grecia, ello llevó a la ocurrencia de enfermedades transmitidas por el agua, como el cólera y la peste, entre otras (Angelakis, Capodaglio, & Dialynas, 2023).

Los sistemas de canales para recolectar los flujos de aguas residuales y pluviales fueron modernizados por los romanos, quienes construyeron baños públicos, sistemas de evacuación de aguas residuales y eliminación de desechos, además de acueductos que cruzaron por todo el imperio. Las excavaciones arqueológicas dejan evidencias de que existían notables esfuerzos de ingeniería, plasmados en sistemas de saneamiento en las ciudades de Pompeya y Herculano, destruidas por el volcán Vesubio en el año 79 d.C., así como en la Roma antigua (siglo VI a.C.), en donde la "Cloaca Máxima" fue un sistema de recogida y eliminación de aguas residuales con vaciado al río Tíber, que constaba de 14 acueductos para proporcionar alrededor de mil millones de litros de

agua al día, con distribución a fuentes, cisternas, casas particulares y baños públicos (Angelakis *et al.*, 2023; Fernández-Ferriol, Ferriol-Rodríguez, & Jorge-Fleites, 2018;).

Asimismo, en Roma se cosechaba el agua de la lluvia para la preparación de medicinas. Sin embargo, fue solamente después del año 100 d.C. que se dejó de tirar los excrementos en la calle debido a un decreto que obligaba a la conexión de las viviendas con el drenaje. Como la dinámica de higiene ambiental y personal siempre es acorde con los conocimientos, en aquel entonces no se sabía sobre la existencia de los microorganismos, por tanto, no se podría esperar mucho de los hábitos de higiene para la prevención de enfermedades. De hecho, el mal olor determinaba qué hacer con las aguas negras y no una conciencia acerca de su insalubridad (Angelakis *et al.*, 2023; Cipolla, 1980).

En el periodo medieval, los avances tecnológicos en términos de gestión del agua y el saneamiento logrados con el imperio romano retrocedieron bajo influencia de las nuevas costumbres morales y sociales introducidas por el cristianismo. Solamente en pocas ciudades europeas, entre ellas París, se conservaron las estructuras romanas de alcantarillado, pero pronto fueron absorbidas por el crecimiento urbano desordenado. De esa manera, el manejo comunitario de excretas se cambió a soluciones individuales, por considerarse el saneamiento un asunto privado y no colectivo. Se volvió una práctica cotidiana tirar los excrementos de las ventanas a las calles y áreas públicas, con el uso de plazas y calles como pozos sépticos, lo que generó focos de infección; esta situación llevó a una grave crisis sanitaria, con la proliferación de plagas, y epidemias de cólera y peste, que provocaron una merma del 25 % de la población europea (Mazuera & Russo, 2021).

Si en Europa el cristianismo generó retroceso en términos de saneamiento, ello no ocurrió en las ciudades árabes, en donde se avanzó en su manejo, diferenciando el agua por sus orígenes. El agua de lluvia era considerada como divina y la almacenaban en aljibes para su posterior uso, dado que era esencial para la vida. Las aguas grises, provenientes de actividades domésticas, se eliminaban a través de drenajes subterráneos o superficiales. Finalmente, las aguas residuales eran enviadas a pozos negros. No hay que olvidar que en la actualidad, la estrategia que prevalece en la gestión del agua urbana sigue siendo la usada por los árabes en el Medioevo: separación de fuentes (Mazuera & Russo, 2021; Angelakis & Rose, 2019).

El Renacimiento (siglos XIV al XVII), conocido como una revolución en el ámbito de las artes, si bien no tuvo el mismo avance en el saneamiento, tampoco se puede menospreciar su evolución, como consecuencia de las crisis asociadas con la peste negra del siglo XIV. Así, el Renacimiento se caracterizó por el crecimiento de las ciudades (en contraste con el Medioevo, en donde predominaban sociedades rurales), lo cual potenció la contaminación debido al manejo inadecuado de las excretas, dado que su medio de eliminación y transporte eran zanjas abiertas, con la descarga directa a algún cuerpo de agua, a lo que se sumó el fecalismo al aire libre y el uso de las calles como receptoras de excrementos. Londres fue la ciudad más relevante de Europa debido a su dinámica comercial y llegó a un nivel tal de contaminación de aguas que se convirtió en la primera ciudad en generar una norma sobre la prohibición de verter residuos en el río Támesis y otros cursos de agua, al igual que en definir la necesidad del tratamiento de aguas residuales en las viviendas (Angelakis *et al.*, 2023; Mazuera & Russo, 2021).

En el Renacimiento se retomó la práctica griega de combinación de eliminación de aguas residuales con su uso agrícola en las llamadas “granjas de aguas residuales”; a esto se le conoce hoy en día en Polonia y Escocia como la utilización de aguas residuales para la producción de cultivos.. De hecho, dicha práctica se difundió a tal punto que en el siglo XIX Londres usaba el sistema de alcantarillado para conducir la lluvia y evitar inundaciones, dado que todas sus aguas residuales eran vendidas a agricultores como estiércol. La dinámica era vaciar las cámaras subterráneas revestidas por ladrillos —que instalaban debajo de los retretes— y transportar el material para su venta. De hecho, el término ampliamente difundido y nombrado en la actualidad “tierra nocturna”, se acuñó porque el vaciado de las cámaras se realizaba en la noche (Angelakis *et al.*, 2023; Angelakis & Rose, 2019).

Confluyeron dos situaciones de gran relevancia para el avance en términos de saneamiento en el siglo XIX. Por un lado, las investigaciones de Louis Pasteur, que comprobaron que el cólera, la fiebre tifoidea y otras enfermedades infecciosas se debían a microorganismos presentes en las aguas residuales. Por el otro, la destrucción de una cuarta parte de la ciudad de Hamburgo, Alemania, en el gran incendio de 1842, cuya reconstrucción se hizo utilizando un nuevo sistema de drenaje, que inspiró posteriormente a las urbes europeas y estadounidenses. Asimismo, los avances en microbiología permitieron progresos en el tratamiento de aguas residuales.

Sin embargo, la revolución industrial trajo un nuevo problema: la contaminación química del agua, de tal suerte que en la segunda mitad del siglo XX ya estaba conformado un importante movimiento internacional de denuncia de la contaminación hídrica (Espejo, 2016).

En México, el saneamiento se constituyó como un problema público para las ciudades durante el porfiriato (1877-1880 y 1884-1911), cuando se empezó a gestar un proyecto de modernización para el país, centrado en brindar servicios adecuados a las ciudades. La idea era que la burguesía urbana fuera identificada como “civilizada” y ello se convirtió en un objetivo pilar de la política urbana de finales del siglo XIX. Prevalecía en aquel entonces una fuerte tasa de mortalidad infantil y se asumía, de manera correcta, que muchas enfermedades que llevaban al incremento de muertes en el país eran derivadas de las condiciones de insalubridad existentes. De esa manera, se trató de atender la salud pública con grandes obras de saneamiento y drenaje. Aunado a ello, las frecuentes inundaciones en la capital, ocasionadas por la carencia de drenaje, también fueron un motor para promover un avance en el saneamiento ambiental. Son indiscutibles los logros del porfiriato en materia de salud, sin embargo no hay que menoscabar la profunda desatención de la pobreza como detonante del incremento de enfermedades y que profundizaba las brechas de desigualdad (Reyes-Ibarra, 2018; Brena, 2015).

El saneamiento en la actualidad

A principios del siglo XXI, con el amplio reconocimiento de la relevancia del saneamiento para la salud pública y ambiental, la gran mayoría de los Estados miembros de la Unión Europea alcanzaron prácticamente el 100 % de la cobertura de dicho servicio. Sin embargo, la problemática derivada de la carencia de saneamiento persiste en la actualidad en muchas naciones. De hecho, los países de ingresos altos o considerados

desarrollados tratan alrededor del 70 % de sus aguas residuales municipales e industriales; mientras que dicho promedio alcanza solamente un 38 % en los países de ingresos medios altos, y un 28 % en los países de ingresos medios-bajos. En 2020, el 46 % de la población mundial carecía de saneamiento seguro y el 44 % de las aguas residuales domésticas se descargaba a los cuerpos de agua sin tratamiento. En 2022, 3 400 millones de personas todavía no contaban con saneamiento gestionado de forma segura y 494 millones practicaban la defecación al aire libre. Asimismo, el 29 % (2 300 millones) carecía de servicios básicos de higiene y 670 millones carecían en absoluto de cualquier tipo de instalación para lavarse las manos (WHO, 2023; WWAP, 2023; WWAP, 2019; WWAP, 2017).

En los países en vías de desarrollo se calcula que el 90 % de las aguas negras se vierte directamente a los cuerpos de agua sin ningún tratamiento. Como consecuencia, se estima que fallecen anualmente 1.8 millones de niños menores de cinco años, lo que equivale a la muerte de un niño a cada 20 segundos, como resultado de enfermedades que se podrían prevenir con el acceso al saneamiento y prácticas de higiene. Todas estas cifras refuerzan el planteamiento de Espejo (2016), de que aún faltan batallas que ganar de una guerra que comenzó hace más de 10 000 años (WHO, 2023; Angelakis *et al.*, 2023).

En Latinoamérica, si bien se están haciendo esfuerzos considerables por incrementar el saneamiento, aún prevalece una gran brecha en términos de acceso a dicho servicio, dado que el 51 % de la población de la región accede a sistemas convencionales de alcantarillado y el 26 % utiliza sistemas de saneamiento *in situ*. Asimismo, dicha infraestructura no está vinculada con el tratamiento de las aguas residuales antes de su

descarga al medio receptor y se estima que solamente alrededor de 20 % de las aguas residuales llega a una planta de tratamiento. Para reducir aún más el porcentaje de saneamiento efectivo en la región, menos del 15 % de las plantas de tratamiento está en operación por carencia de capacitación de personal y de recursos financieros para su mantenimiento. Como consecuencia, 130 millones de personas en Latinoamérica, la mayoría habitantes de zonas rurales, no tienen acceso al saneamiento, a pesar de que desde 2010 la Asamblea General de las Naciones Unidas haya reconocido los derechos humanos al agua y al saneamiento como un componente esencial para la realización de todos los derechos humanos (Castro, Héller, Morais, & Caldera-Ortega, 2023; Anda-Sánchez, 2017; Mejía, Castillo, & Vera, 2016).

En México, la cobertura en alcantarillado en 2020 fue de 95.2 %, con un porcentaje de 98.5 para zonas urbanas y 83.2 en las rurales. Asimismo, se reportan formas alternas de desalojo de aguas residuales, entre ellas las viviendas conectadas a una fosa séptica; mientras que el saneamiento de las aguas residuales municipales alcanzó solamente el 52.72 % (Conagua, 2021; Anda-Sánchez, 2017). Sin embargo, se debe recordar el hecho de que hay una diferencia entre plantas instaladas y en operación efectiva, por lo cual dicha cifra (que de por sí ya es baja) tiende a reducirse aún más debido a la ineficiencia y el abandono de plantas de tratamiento por factores ya mencionados, como la carencia de recursos financieros y la falta de capacitación para su manejo. Asimismo, tampoco se puede menospreciar el hecho de que el alcantarillado no necesariamente conduce las aguas residuales hacia una planta de tratamiento, sino que, en no raras ocasiones, las transporta hacia una barranca o un cuerpo de agua (Domínguez-Serrano, 2023).

El hecho de que exista una diferencia entre el acceso al servicio de saneamiento entre zonas rurales y urbanas en detrimento de las rurales está relacionado con la conceptualización del saneamiento como un insumo para la economía, lo que provoca una presión por parte de las hidrocracias hacia el incremento de dicho servicio en las ciudades. De esta manera, las relaciones de poder crean una distribución desigual de acceso a los servicios, y generan segregación y desigualdad territorializada. De hecho, la desigualdad no solamente en el acceso al saneamiento, sino de los servicios de manera general es un fenómeno complejo y multifuncional, con profundas raíces históricas que determinan oportunidades y trayectorias diferenciadas entre distintos grupos sociales, que contribuye a profundizar las brechas (Gac-Jiménez & Miranda-Pérez, 2019).

Teniendo en cuenta el faltante en cobertura de saneamiento, no solo en México, sino Latinoamérica y otros países en vías de desarrollo, es evidente que el manejo y la disposición final de excretas humanas es una asignatura pendiente que se traduce en problemas de salud pública y ambiental. Los residuos no tratados que se descargan directamente a los cuerpos de agua contaminan no solo las aguas superficiales, sino también las subterráneas, provocando enfermedades y muertes, principalmente en niños y niñas. De hecho, a nivel mundial, cada año se desaprovechan 443 millones de días lectivos de escuela a consecuencia de enfermedades relacionadas con la carencia de saneamiento e higiene (Maestú-Unturbe, 2017). Aunado a ello, las muertes de niños y niñas sigue siendo un gran reto a atender, como ya se ha indicado (Cadenas-Martínez & Parrales-Saltos, 2017; Moreno-Díaz, 2009).

En las heces pueden estar presentes diferentes tipos de patógenos que transmiten enfermedades, como cólera, fiebre tifoidea, gastroenteritis y hepatitis A, entre otras. Otro aspecto a tomar en cuenta son los perturbadores endocrinos (compuestos químicos sintéticos o naturales) encontrados en aguas residuales y excretas, los cuales interfieren con el balance hormonal requerido para las funciones biológicas de la fauna, incluida la especie humana, y que causan desórdenes en el sistema reproductivo. De hecho, ya ha sido observada la masculinización de las hembras en peces, como consecuencia de la contaminación hídrica. Aunado a ello está el consumo y desperdicio de agua de primer uso que se utiliza para el vaciado de las heces y orina en los sanitarios, la cual podría ser empleada para un uso más noble, teniendo en cuenta que el acceso al agua también es un reto en la actualidad (Cadenas-Martínez & Parrales-Saltos, 2017; Peña, 2004; Capodaglio, 2018).

Ante esta situación preocupante, los países miembros de la Organización de las Naciones Unidas (ONU) han asumido compromisos internacionales, entre ellos los Objetivos de Desarrollo del Milenio (ODM 2000-2015), la Declaración del Acceso al Agua y Saneamiento como un Derecho Humano en 2010 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS 2015-2030) (firmados en 2015), en donde el agua y el saneamiento juegan un papel protagónico, por ser un eje articulador para la consecución de otros objetivos de la Agenda 2030, dado que es imprescindible tanto para la realización de actividades productivas como reproductivas. El objetivo 6, de un total de 17 (garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos) pone énfasis en la meta de universalidad del acceso a los servicios de agua y

saneamiento, y se alinea con los derechos humanos al agua y al saneamiento (Angelakis *et al.*, 2023; Soares, 2021; Sandoval-Terán & Seguin-Tovar, 2018; Orta, 2018).

Hay dos paradigmas relacionados con la gestión del saneamiento: centralizado y descentralizado. Los sistemas centralizados se caracterizan por la existencia de una amplia red de tuberías de drenaje que conecta las viviendas y extrae las aguas residuales para conducir las hacia otro punto, lejano de la vista de la población; es un sistema de conducción complejo, cuyo diseño e inversión para su construcción, operación y mantenimiento tiene un alto costo derivado del consumo de energía. Por otro lado, los sistemas descentralizados incluyen tecnologías con las cuales el agua residual es manejada, recolectada, tratada, y dispuesta o reusada cerca del punto de generación; esto es, sistemas de manejo *in situ*. Asimismo, según información de organismo gubernamental, dichos sistemas permiten que los residuos adquieran valor, beneficiándose de la economía circular, ya sea por medio de la fertilización agrícola o el biogás, o con la generación de energía (Conagua, 2019).

En la actualidad, los sistemas centralizados de saneamiento prevalecen en los países desarrollados y en ciudades, al pertenecer al paradigma predominante, relacionado con la concepción de los excrementos como suciedad y, por lo tanto, la necesidad de no tenerlos cerca, sino de llevarlos lejos por medio del alcantarillado. De esa manera, las tecnologías para tratamiento de aguas residuales son predominantemente centralizadas, con tratamientos complejos que demandan mucho consumo de energía y, como tal, presentan elevados costos de operación y mantenimiento. Además, se corre el riesgo de un impacto negativo en la salud pública debido a imperfectos que pueden

causar inundaciones de aguas residuales, al igual que a descargas directas en cuerpos de agua (Anda-Sánchez, 2017).

Asimismo, los sistemas centralizados están fundados en una lógica de mercado, cuya gestión se desarrolla por medio de empresas, ya sean privadas o públicas, y apuestan a desarrollos tecnológicos costosos y a gran escala; mientras que los descentralizados operan más bajo el sentido de la gestión social y buscan alternativas relacionadas con ecotecnologías a baja escala. La centralización es el modelo prevaleciente en las grandes concentraciones urbanas, mientras que la descentralización lo es en las zonas rurales. La complementariedad entre ambos sistemas brinda una alternativa para avanzar hacia la universalización del acceso al saneamiento, y ello debe ser tomado en cuenta en el diseño de políticas y programas de saneamiento.

En virtud de los riesgos económicos, sanitarios y ambientales de los sistemas centralizados de saneamiento, vienen ganando cada vez mayor aceptación e influencia los sistemas descentralizados por distintas razones: son más apropiados para zonas rurales, en particular por su reducido costo en comparación con los sistemas centralizados; son adecuados para regiones con baja concentración poblacional; cuentan con costos de operación y mantenimiento accesibles para los usuarios; son de fácil manejo por parte de poblaciones con escaso nivel de escolaridad; necesitan menor insumo energético, y además, tienen la posibilidad de reutilización local, de tal suerte que los excrementos y la orina dejan de ser un residuo para transformarse en un insumo para la producción en el campo (Capodaglio, Bolognesi, & Cecconet, 2021).

Sistemas de saneamiento descentralizados

Los sistemas de saneamiento descentralizados se caracterizan por la recolección de aguas residuales en baja escala (conjuntos residenciales, viviendas o grupos de casas) para un tratamiento *in situ* controlado; las plantas de tratamiento de aguas y los efluentes se ubican en el propio lugar de la demanda o suministro del agua. Estos sistemas responden a cuestionamientos tanto de orden ambiental —dado la necesidad de contar con alternativas que tengan menor impacto contaminante al ambiente— como económico por suplir a sistemas tradicionales altamente demandantes de energía y recursos financieros (Peña, 2004). Además está el beneficio político, pues la escala reducida de inversión ayuda a eliminar las negociaciones basadas en la corrupción y facilita el control local del tratamiento del agua.

En el marco de los sistemas descentralizados se ubican las alternativas tecnológicas de saneamiento ecológicas (ECOSAN), las cuales están basadas en la separación de los residuos sólidos (excrementos) de los líquidos (orina), y en la recuperación de los nutrientes presentes en la orina y las excretas. Involucra dos aspectos relevantes: la prevención de la salud por el manejo seguro de contaminantes y el tratamiento de aguas residuales con el reciclaje de líquidos y materia orgánica (Hoffmann, Platzer, Winker, & von Muenc, 2011). Lo que se considera “desecho” para los sistemas convencionales se transforma en “insumo” para procesos agrícolas, con un valor económico intrínseco. Según Yaya-Beas y García-Trujillo (2012), hay por lo menos tres razones relevantes para la implementación de estas tecnologías: se centran en la prevención de la contaminación y no en solamente ampliar la infraestructura sanitaria;

higienizan materia fecal y orina con la finalidad de prevenir de enfermedades, y reúsan heces deshidratadas y orina como productos seguros en la fertilización natural para la agricultura. Es necesario aclarar que dichas alternativas no están diseñadas para regiones pobres, sino que representan un cambio de paradigma en el saneamiento, y su aplicación se ha difundido en lugares tan diversos como Suecia, Alemania, Austria, Noruega, Japón, China, India, Vietnam, Uganda, Sudáfrica, Ecuador, Perú, países de América Central y México (Yaya-Beas & García-Trujillo, 2012).

Anda-Sánchez (2017) abona a la discusión del ECOSAN resaltando que un aspecto positivo de orden ambiental se refiere a la oportunidad que brinda para la generación de proyectos complementarios relacionados con la producción de alimentos, forraje, energía o enriquecimiento de suelos, todo ello en beneficio de comunidades locales. Frente a las tecnologías convencionales con arrastre de agua tanto *in situ* (pozo de absorción y tanque séptico) como en sistemas colectivos (alcantarillados), concebidas para transportar los desechos fuera de la vivienda o del ámbito de la calle —desvinculado de su tratamiento y disposición final—, el saneamiento ecológico ofrece un nuevo pensar en el manejo de los desechos, en donde el tratamiento y el reúso son fundamentales en el proceso por medio de la recuperación y el reciclaje, y que presenta un enfoque ecológico con un valor económico, además del ambiental, por su contenido en nutrientes (abono). De igual manera, articula agua y saneamiento con agricultura; actúa directamente en la conservación de la calidad del agua, ya sea subterránea o superficial, y se convierte, por lo tanto, en una herramienta tecnológica poderosa en el marco de la gestión integrada de los recursos hídricos (Peña, 2004).

Los sistemas de saneamiento descentralizados se basan en procesos naturales de tratamiento de los residuos y materiales accesibles en su construcción, por ello tienen bajo costo de implementación; además su mantenimiento es sencillo y puede llevarse a cabo sin mayores complicaciones por los usuarios directos de los sistemas. Contribuyen a cerrar el ciclo natural de los residuos debido a su reutilización posterior al tratamiento (Carro, 2013). Son tecnologías confiables y asequibles, además de ampliamente reconocidas y recomendadas por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para su aplicación en regiones sin cobertura sanitaria. Se vuelven una alternativa adecuada para suplir la carencia de saneamiento y evitar la problemática que ello acarrea (Peña, 2004).

El saneamiento ecológico también se puede emplear de manera complementaria al convencional y centralizado, como una alternativa para ampliar la cobertura, toda vez que las limitantes económicas, geográficas y sociales (comunidades rurales dispersas y aisladas) inviabilizan la universalización del servicio desde el referente de los grandes sistemas de alcantarillado y plantas de tratamiento convencionales. El desafío planteado en la Agenda 2030 de cobertura universal de los servicios de agua y saneamiento solo podrá enfrentarse desde soluciones que tomen en cuenta las especificidades territoriales, con sus limitaciones y oportunidades, lo que implica estar abiertos a opciones que no se encuadran en el paradigma predominante, sino que se alejan de propuestas que implican una elevada carga financiera y no sostenible para las poblaciones de escasos recursos (Anda-Sánchez, 2017; Carro, 2013; Carro, 2011).

El desarrollo del saneamiento ecológico puede ser a nivel de vivienda o por sistemas vecinales. Una alternativa que se viene

implementando en diversos países a nivel doméstico, especialmente en localidades rurales que carecen de un suministro seguro de agua, son los sanitarios secos, que basan sus principios en el cuidado del agua y la protección de la salud (Calizaya, 2009). Cuentan con taza desviadora de orina y cámara para el almacenamiento y la deshidratación de las heces. Fueron diseñados en Vietnam, en la década de 1950 y una característica relevante es que no requieren de agua. Su excusado es semejante a los convencionales con uso de agua, pero tienen un sistema para desviar la orina, que es conducida directamente a un recipiente para su acopio y posterior uso en la agricultura. Por su lado, las heces caen en la cámara de depósito y posterior a cada defecación se debe echar material secante (aserrín, ceniza, arena u otro material), a fin de reducir olores y ayudar en la deshidratación de las heces. Los excrementos se quedan almacenados ahí hasta contar con una textura de tierra seca, cuando ya podrán ser utilizados como abono (Calizaya, 2009; Azuela-Gutiérrez, 2008; Esrey *et al.*, 1999).

Una alternativa de saneamiento ecológico que puede ser empleada tanto a nivel de vivienda como vecinal son los humedales artificiales. Dichas tecnologías aprovechan los recursos de la naturaleza para limpiar las aguas residuales mediante procesos de biotransformación y mineralización. Un humedal artificial está compuesto por un material impermeable para evitar que el agua se filtre en el subsuelo, plantas, microorganismos y sustrato (constituido por agregados pétreos, entre ellos, arena, grava y piedra). Las plantas absorben las partículas contaminantes de las aguas residuales, que utilizan como nutrientes, y permiten que el agua se quede con una característica que permita su reúso en el riego o la incorporación a un cuerpo de agua. En su

implementación es necesaria la instalación de un pretratamiento orientado a la remoción de los sólidos suspendidos de fácil sedimentación para prevenir su azolvamiento (Luna-Pabello & Aburto-Castañeda, 2014; Hoffmann *et al.*, 2011).

Si bien el ECOSAN representa una alternativa poderosa en términos de asequibilidad y bajo impacto ambiental, tampoco es una panacea y no deja de presentar riesgos, principalmente los relacionados con aspectos socioculturales, fundamentales en procesos de adopción tecnológica. En primer lugar, en términos de sanitarios, el sentido de progreso en las sociedades rurales está muy asociado con el baño de arrastre de agua, por una aproximación simbólica a los bienes y servicios de las ciudades. Por el otro lado, la manipulación directa de los excrementos y la orina no es una actividad fácilmente aceptada, más bien existe un rechazo generalizado del manejo directo de residuos, por ello la tradición de enviarlos para lejos de los ojos de las personas por medio de los alcantarillados. Esta lógica cultural occidental de rechazo al manejo directo de residuos contrasta con la cultura oriental, en donde prevalecen tradiciones milenarias de su manejo y reúso, y por tanto la adopción por parte de las poblaciones es mucho más directa. El contexto de Latinoamérica amerita un fuerte proceso de sensibilización, organización y fortalecimiento de capacidades como estrategia para lograr la sostenibilidad de dicha opción tecnológica (Peña, 2004).

Asimismo, aunque el ECOSAN es una opción suficientemente confiable para su implementación, aún queda como asignatura pendiente fortalecer los procesos de investigación sobre la transferencia tecnológica y su adopción en diferentes contextos ambientales y socioculturales, con propuestas de herramientas metodológicas orientadas a fortalecer la

organización comunitaria, seguimiento a los desafíos durante el uso y mantenimiento de las tecnologías, así como una evaluación que permita recuperar lecciones aprendidas y reorientar futuros procesos de incidencia (Anda-Sánchez, 2017).

Reflexiones finales

El recorrido histórico que se hizo brinda herramientas conceptuales clave para un acercamiento a los desafíos que se fueron plasmando sobre saneamiento. Las dimensiones de análisis planteadas en la literatura consultada permiten el abordaje de algunas interrogantes, entre ellas: ¿cómo fue evolucionando el saneamiento a lo largo del tiempo? ¿Cuál es la cobertura actual de saneamiento en los países desarrollados y en vías de desarrollo? ¿Cuáles son los paradigmas actualmente prevalecientes en términos de saneamiento? ¿Qué avances y desafíos se presentan tanto en el modelo centralizado como en el descentralizado de saneamiento?

Como se pudo observar, los principios que caracterizan a cada una de las lógicas de saneamiento tienen implicaciones directas en el acceso al servicio y, por ende, en la consecución de la Agenda 2030 de Desarrollo Sostenible, en su Objetivo 6, relativo al agua y al saneamiento, por parte de los países miembros de Naciones Unidas. Si bien los procesos centralizados han permitido un avance considerable en el acceso al servicio, ello no ha garantizado un real saneamiento de las aguas residuales, dado que en no raras ocasiones el drenaje no llega a una planta de tratamiento, sino a un río o barranca, lo que provoca problemas de contaminación ambiental. Aunado a ello, el costo de dicho sistema

inviabiliza la universalización del servicio, sobre todo en zonas rurales con población escasa y dispersa.

La lógica prevaleciente en los sistemas descentralizados, en especial el saneamiento ecológico, no solo cuida el ambiente, al tratar *in situ* los residuos, sino que evita la contaminación de cuerpos de agua y también posibilita una ampliación del acceso al servicio, especialmente en regiones aisladas y con población dispersa debido a su costo reducido; por todo ello constituye una alternativa viable para avanzar en el cumplimiento de la Agenda 2030 en zonas rurales, en donde está la mayor carencia de acceso al servicio.

Por último, se considera que los escenarios que brindan ambas alternativas de saneamiento posibilita una reflexión sobre los aspectos que deben priorizarse en una gestión, a fin de garantizar la universalidad del acceso al saneamiento, compromiso asumido por los países con fecha de cumplimiento para 2030. No necesariamente son opciones excluyentes, sino que las políticas públicas pueden integrarlas en aras de avanzar en sus propósitos.

Agradecimientos

Se agradece al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (Conahcyt) por el financiamiento al proyecto: “Modelo interdisciplinario para ejercer el derecho humano al agua y al saneamiento en zonas rurales marginadas de México”.

Referencias

- Anda-Sánchez, J. (2017). Saneamiento descentralizado y reutilización sustentable de las aguas residuales municipales en México. *Sociedad y Ambiente*, 14, 119-143. DOI: 10.31840/sya.v0i14.1770
- Azuela-Gutiérrez, J. A. (2008). *Sistema integral de saneamiento ecológico: una alternativa holística para abastecimiento de agua y saneamiento básico de las poblaciones rurales* (tesis de maestría). Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México.
- Angelakis, A. N., Capodaglio, A. G., & Dialynas, E. G. (2023). Wastewater management: From ancient Greece to modern times and future. *Water*, 15(43). DOI: 10.3390/w15010043
- Angelakis, A., & Rose, J. (2019). *Evolution of sanitation and wastewater technologies through the centuries*. London, UK: IWA Publishing.
- Brena, I. (2015). Atención a la salud en la época porfiriana. En: Ávila-Ortiz, R., Castellanos-Hernández, E. de J., & Hernández, M. del P. (eds.). *Porfirio Díaz y el derecho. Balance crítico* (pp. 413-428). México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México. Recuperado de <https://archivos.juridicas.unam.mx/www/bjv/libros/9/4121/27.pdf>
- Cadenas-Martínez, R., & Parrales-Saltos, I. (2017). Saneamiento ecológico para la disposición de excretas humanas en una comunidad ecuatoriana. *Cuadernos Latinoamericanos*, 29(51). Recuperado de <https://produccioncientificaluz.org/index.php/cuadernos/article/view/22867>

- Calizaya, J. C. (2009). *Una guía para un sistema integral de saneamiento ecológico en áreas periurbanas y rurales. El ECODESS*. Recuperado de https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/CENCA%202009%20Guia%20de%20Saneamiento%20Ecologico%20para%20Areas%20Periurbanas%20y%20Rurales%20SPANISH.pdf
- Capodaglio, A., Bolognesi, S., & Cecconet, D. (2021). Sustainable, decentralized sanitation and reuse with hybrid nature-based systems. *Water*, 13(11). DOI: 10.3390/w13111583
- Capodaglio, A. (2018). Could EB irradiation be the simplest solution for removing emerging contaminants from water and wastewater? *Water Practice & Technology*, 13(1), 172-183. DOI: 10.2166/wpt.2018.027
- Carro, I. (2013). *Saneamiento ecológico. Reconstruyendo el ciclo de la vida. Tecnologías apropiadas. Cartilla N° 5*. Recuperado de https://www.ceuta.org.uy/data/publicaciones/Cartilla_Saneamiento_Ecologico_Ultima_version.pdf
- Carro, I. (2011). *Tecnologías apropiadas. Baños secos, humedales, compostaje. Saneamiento ecológico*. Recuperado de <http://ecocostera.blogspot.com>

- Castro, J. E., Héller, L., Morais, M. da P., & Caldera-Ortega, A. R. (2023). Introducción. En: Castro, J. E., Héller, L., Morais, M. da P., & Caldera-Ortega, A. R. *El derecho al agua como política pública en América Latina. Una exploración teórica y empírica* (pp. 19-21). Recuperado de https://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/11826/1/El_Derecho_al_Agua.pdf
- Cipolla, C. (1980). *Before the Industrial Revolution: European society and economy 1000-1700*. New York, USA: W.W. Norton and Company.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2021). *Situación del subsector agua potable, alcantarillado y saneamiento*. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/702445/SGAPD_S-2-21a_compressed.pdf
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2019). *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Diseño de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales: zonas rurales, periurbanas y desarrollos ecoturísticos*. Recuperado de <https://files.conagua.gob.mx/conagua/mapas/SGAPDS-1-15-Libro31.pdf>
- Domínguez-Serrano, J. (2023). Gestión de los servicios públicos de agua y saneamiento durante la crisis sanitaria por COVID-19 en México. *Revista Digital de Derecho Administrativo*, 29, 179-205. Recuperado de <https://www.redalyc.org/journal/5038/503875206009/html/>

- Espejo, F. (2016). *Aguas negras, el rastro de nuestra historia*. Recuperado de https://www.wearewater.org/es/aguas-negras-el-rastro-de-nuestra-historia_281141
- Esrey, S., Gough, J., Rapaport, D., Sawyer, R., Simpson-Hébert, M., & Varga, J. (1999). *Saneamiento ecológico*. Recuperado de http://www.ecosanres.org/pdf_files/Saneamiento_Ecologico.pdf
- Fernández-Ferriol, C., Ferriol-Rodríguez, M. R., & Jorge-Fleites, C. (2018). Roma: imperio, cultura y medicina. *Acta Médica del Centro*, 12(2), 228-234. Recuperado de <https://revactamedicacentro.sld.cu/index.php/amc/article/view/941/1158>
- Gac-Jiménez, D., & Miranda-Pérez, F. (2019). Nuevas desigualdades en los territorios agrarios globalizados en el Valle de Colchagua en Chile. *Andamios* 16(39), 177-204. DOI: 10.29092/uacm.v16i39.679
- Goubert, J. P. (1986). *The conquest of water. The advent of health in the industrial age*. Cambridge, UK: Polity Press, Basil Blackwell.
- Hoffmann, H., Platzer, C., Winker, M., & von Muenc, E. (2011). *Revisión técnica de humedales artificiales de flujo subsuperficial para el tratamiento de aguas grises y aguas domésticas*. Recuperado de <https://ecotec.unam.mx/wp-content/uploads/Revision-T--cnica-de-Humedales-Artificiales.pdf>

- Luna-Pabello, V. M., & Aburto-Castañeda, S. (2014). Sistema de humedales artificiales para el control de la eutroficación del lago del Bosque de San Juan de Aragón. *TIP. Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 17(1), 32-55. DOI: 10.1016/S1405-888X(14)70318-3
- Maestú-Unturbe, J. (2017). *El derecho humano al agua y al saneamiento. Modelo de Naciones Unidas para las Escuelas*. Recuperado de https://unesmun.cve.edu.es/wpcontent/uploads/2020/02/ECOSOC_Garantizar-acceso-al-agua-y-saneamiento.pdf
- Mazuera, C. A., & Russo, R. O. (2021). El uso histórico del agua en el saneamiento ambiental: un tema de salud. *Revista Trazos Universitarios*. Recuperado de <http://revistatrazos.ucse.edu.ar/index.php/2021/12/17/uso-historico-del-agua-saneamiento-ambiental-tema-salud/>
- Mejía, A., Castillo, O., & Vera, R. (2016). *Agua rural. Agua potable y saneamiento en la nueva ruralidad de América Latina. Serie Agua para el Desarrollo*. Recuperado de <https://pnsr.desa.ufmg.br/wp-content/uploads/2016/12/Agua-y-saneamiento-en-la-nueva-ruralidad.pdf>
- Moreno-Díaz, M. L. (2009). Valoración económica del uso de tecnologías de saneamiento ecológico para aguas residuales domiciliarias. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 13, 1-13. Recuperado de <https://raco.cat/index.php/Revibec/article/view/164819>

Orta, M. (2018). La gobernabilidad de los servicios de agua y saneamiento y los conflictos por el agua en América Latina. *Journal de Ciencias Sociales*, 6(11), 148-170. Recuperado de <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/104989>.

Peña, M. (2004). Saneamiento ecológico: ¿panacea o caja de sorpresas? *Ingeniería y Competitividad*, 6(2), 83-92. DOI: 10.25100/iyc.v6i2.2281

Reyes-Ibarra, J. R. (2018). *El sistema de abastecimiento de agua y el aguador de número en la ciudad de Zacatecas, 1889-1927* (tesis de Maestría). El Colegio de San Luis, San Luis Potosí, México.

Sandoval-Terán, A., & Seguin-Tovar, N. (2018). *Los ODS en México sin buenas perspectivas al final del sexenio*. Recuperado de <https://www.socialwatch.org/node/18094>

Soares, D. (2021). El agua en zonas rurales de México. Desafíos de la Agenda 2030. *EntreDiversidades. Revista de Ciencias Sociales y Humanidades*, 8(2), 186-211. DOI: 10.31644/ED.V8.N2.2021.A09

Yaya-Beas, R. E., & García-Trujillo, Z. (2012). *Conceptos descentralizados para saneamiento y tratamiento de aguas residuales (incluyendo ECOSAN). Módulo 5*. Recuperado de https://www.lima-water.de/documents/modulo5_conceptos_ecosan.pdf

WHO, World Health Organisation. (2023). *Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2022: Special focus on gender*. Recuperado de <https://www.who.int/publications/m/item/progress-on-household-drinking-water--sanitation-and-hygiene-2000-2022---special-focus-on-gender>

WWAP, World Water Assessment Programme. (2023). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2023: alianzas y cooperación por el agua*. Recuperado de <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000386807>

WWAP, World Water Assessment Programme. (2019). *Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2019: no dejar a nadie atrás*. Recuperado de <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000367304>

WWAP, World Water Assessment Programme. (2017). *Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2017. Aguas residuales: el recurso desaprovechado*. Recuperado de <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247647>

Técnicas actuales de optimización de generación de energía en hidroturbinas: una revisión

Current techniques for optimizing power generation in hydro turbines: A review

Juan Bobadilla¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2500-5647>

¹Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Instituto de Ingeniería y Tecnología, Departamento de Ingeniería Industrial y de Sistemas, Ciudad Juárez, Chihuahua, México, al220864@alumnos.uacj.mx

Autor para correspondencia: Juan Bobadilla, al220864@alumnos.uacj.mx, fmahnrgmail.com

Resumen

Se abordan las técnicas de optimización para la generación de energía en hidroturbinas con un enfoque en algunos de los métodos metaheurísticos y el método de generación de entropía local. Entre los métodos metaheurísticos se incluyen los que se basan en las aplicaciones del algoritmo genético, el enjambre de partículas y recocido simulado, entre otros. Se discuten las ventajas y desventajas de cada método, y se analiza su rendimiento en diferentes estudios en contraste con el método de

generación de entropía local con el objetivo de determinar cuál método resulta el más apropiado para su utilización en una metodología de diseño.

Palabras clave: entropía local, hidroturbinas, metaheurísticas, simulación, optimización.

Abstract

The optimization techniques for energy generation in hydro turbines are addressed, focusing on some of the metaheuristic methods and the local entropy generation method. Metaheuristic methods included those based on genetic algorithm applications, particle swarm optimization, and simulated annealing. The advantages and disadvantages of each method are discussed, and their performance is analyzed in different studies in contrast to the local entropy generation method, to determine which method is most appropriate for use in a design methodology.

Keywords: Local entropy, hydro turbines, metaheuristics, simulation, optimization.

Recibido: 04/05/2023

Aceptado: 20/08/2024

Publicado *ahead of print*: 18/09/2024

Versión final: 01/09/2025

Introducción

La generación y el acceso a la energía contribuyen a la satisfacción de las necesidades humanas básicas, sin embargo, los progresivos crecimientos de la población mundial e incrementos de los requerimientos de la industria y el comercio provocaron un alza en la demanda de energía. Esto, a su vez, condujo a un aumento en la explotación de recursos no renovables y combustibles fósiles, lo que propició no solo un aumento en los costos en la generación de la energía, sino también un daño mayor al medio ambiente.

Teniendo en cuenta el impacto al planeta, se vuelve imprescindible que las opciones y propuestas para solucionar los problemas de generación, distribución y manejo de energías sean, en primera instancia, energías no contaminantes. Tomando en consideración esto último, la energía hidroeléctrica destaca, pues esta clase de energía se obtiene a través de la transformación de las energías cinética y potencial de las corrientes de agua, las cuales producen electricidad por medio del movimiento generado por el desplazamiento de los elementos de las turbomaquinarias.

Las turbomáquinas pueden clasificarse de acuerdo con distintos criterios, entre ellos: su tipo de funcionamiento, su capacidad de generación de energía y sus dimensiones. Independientemente del tipo de turbomáquina empleada, las actividades de diseño de sus componentes, como los álabes de su rotor (Hu, Zhu, Liu, Ma, & Xue, 2019), presentan un grado elevado de dificultad debido a las características propias del fluido, del flujo y de los requisitos que deben cumplir, que involucran varias disciplinas, y a menudo mejorarlas es una

tarea difícil de cumplir de forma satisfactoria (Xue *et al.*, 2019). Los procesos de diseño utilizados de manera tradicional exhiben un enfoque multidisciplinario y por ello se emplean herramientas computacionales para eficientizar sus procesos, los cuales se llevan a cabo por medio de la interacción surgida por varias disciplinas, como la dinámica de fluidos, transferencia de calor, y los análisis de estructuras, vibraciones y materiales (Pinelli *et al.*, 2022). La dificultad de satisfacer los requerimientos en estas áreas es ocasionada por el gran número de parámetros asociados con tales diseños, de aquí que también el proceso completo de optimización sea lento, y muy basado en la experiencia y la intuición (Abd-Elaziz *et al.*, 2021).

Una alternativa a los métodos tradicionales es el empleo de las técnicas numéricas para realizar tareas de diseño numérico (Guzmán-Avalos *et al.*, 2023), que son complementadas a través de un proceso de optimización aplicado a modelos computacionales de simulación. Por lo general se tiende a clasificar en dos grupos a las técnicas de optimización empleadas con esta finalidad: modelos estocásticos y basados en gradientes (Chatila & Danageuzian, 2022). La principal diferencia entre estos métodos radica en la extensión de las soluciones que encuentran siendo óptimos globales en el caso de los modelos estocásticos. Sin embargo, estos últimos modelos requieren de procesos computacionalmente más pesados, más aún si se considera la naturaleza no determinística de los programas de dinámica de fluidos computacional (CFD), ocasionada por los modelos de turbulencia que emplean cuando difieren del RANS. Es debido a estas características que la optimización CFD por medio de procesos estocásticos ha sido limitada (Bhattarai,

Dahal, Vichare, & Mishra, 2018; Shirzadi, Mirzaei, & Naghashzadegan, 2017).

Particularmente, en la optimización de los diseños de turbomaquinaria se dan tres dificultades principales:

1. Los flujos internos dentro de la turbomáquina son altamente complicados; a su vez, los métodos de resolución por CFD a través de las ecuaciones de Navier-Stokes generan un tiempo de cómputo elevado que puede volver impráctico el proceso de optimización.
2. El proceso de diseño de los álabes no puede realizarse con unos pocos parámetros de diseño, por lo tanto, al modelar álabes complejos, el número de variables de diseño tiende a crecer en número para poder satisfacer las especificaciones requeridas (Qin, Wang, Sun, Zhong, & Cao, 2021).
3. La optimización resultante depende por entero del algoritmo de optimización empleado, por lo cual es importante conocer las características propias del problema para poder hacer una selección adecuada del mismo.

Diseño inverso

El diseño inverso, en conjunto con algún método de optimización, es una de las técnicas utilizadas para contrarrestar estas dificultades (Leguizamón & Avellan, 2020). Este tipo de diseño contrasta con el método tradicional en que el modelo base, por lo general de un álabe, preexistente no es modificado por los diseñadores, sino que las variables de diseño se definen de acuerdo con las soluciones de las ecuaciones de

carga de presión, presión estática, y las otras variables que interactúan con el campo de flujo y el perfil del álabe (Duan, Zheng, Jiang, Lin, & Zhao, 2020) (Figura 1).

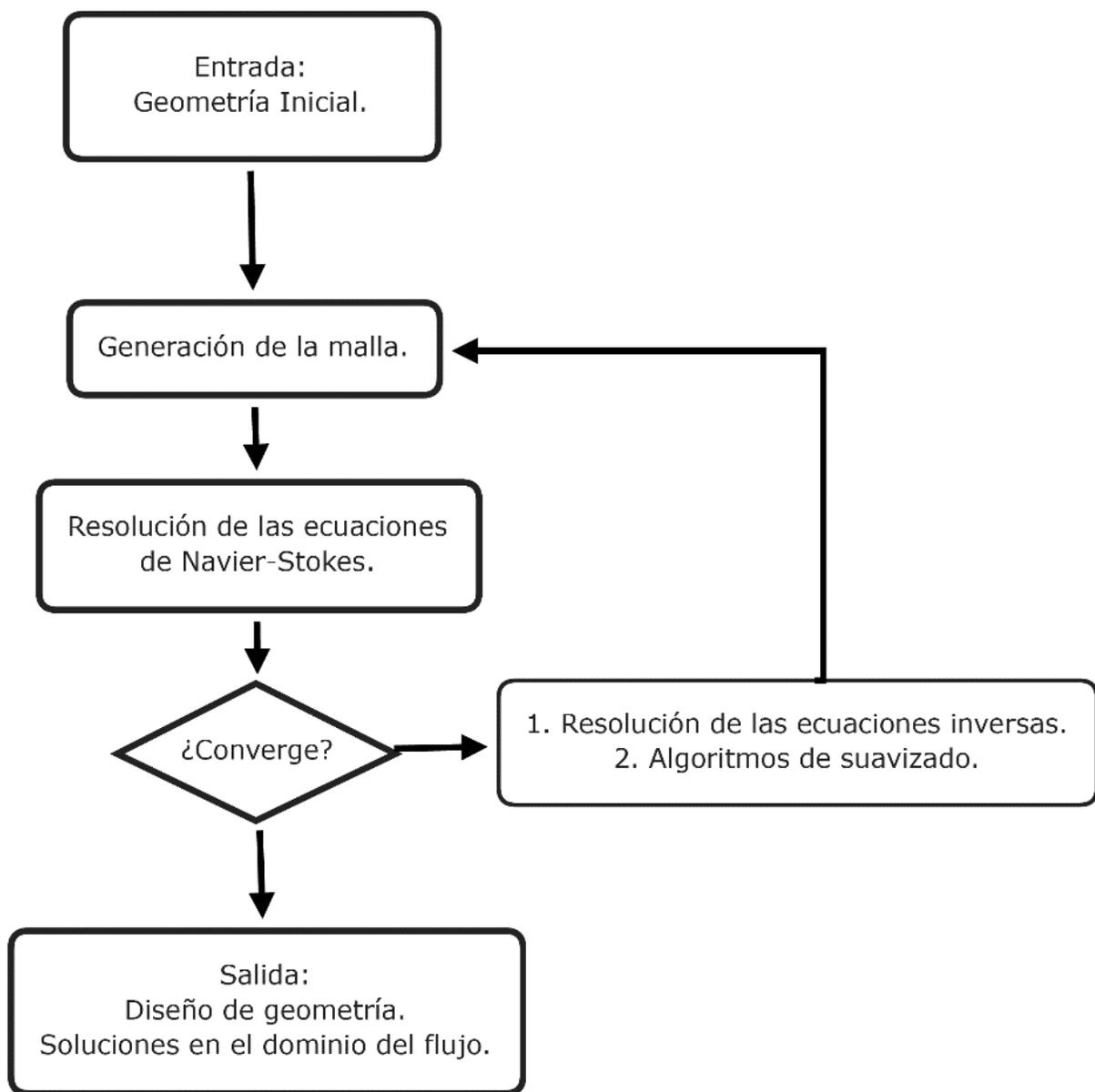


Figura 1. Proceso de diseño inverso en turbo maquinaria.

A pesar de las ventajas de estos métodos combinados también presentan algunos inconvenientes, como la capacidad de manejar e integrar en su proceso restricciones mecánicas y geométricas. A diferencia del método de diseño inverso, el de diseño directo optimiza la forma o geometría del modelo a partir de las propiedades dinámicas del sistema, combinados con algoritmos de optimización basados principalmente en técnicas de gradiente conjugado, técnicas quasi-Newtonianas, de paso descendiente, o algoritmos genéticos y evolutivos (Soesanto, Widiyanto, Susatyo, & Yazid, 2019).

Métodos de optimización estocásticos

Parametrización

La representación geométrica de la turbomáquina es una parte importante de cualquier metodología de optimización de forma y directamente establece el número de variables de diseño.

Para poder llevar a cabo la parametrización de una geometría es necesario satisfacer los siguientes requisitos:

- Cubrir por completo el espacio de búsqueda, incluso para formas no convencionales.
- Minimizar el número de parámetros de diseño.
- Evitar las discontinuidades en las intersecciones de las curvas por medio de modelos de interpolación o de aproximaciones locales (Torres-Sánchez, Santos-Oliván, & Arroyo, 2020).

- Incluir variables que tengan una relación con las restricciones de diseño, de preferencia excluyendo aquellas variables sin efecto estadísticamente significativo en el desempeño de la turbomáquina.

Por lo general, el método de parametrización se desarrolla realizando una representación de la geometría completa en varias subsecciones, en ocasiones bidimensionales, ubicadas en distintos puntos (Arabnia & Ghaly, 2010). Esto resulta fundamental para los álabes de los rotores, donde se considera que cada modelo tridimensional de álabe consiste en la unión de las n_s partes seccionadas y cada sección tiene n parámetros (Chen, Zhang, Xu, & Huang, 2010).

Para poder expresar la geometría del álabe parametrizada es necesario considerar las siguientes funciones:

$$f(x, y, z) = 0 \quad (1)$$

$$f(X_1, X_2, X_3, \dots, X_n) = 0 \quad (2)$$

Donde las variables $X_1, X_2, X_3, \dots, X_n$ representan los parámetros de diseño (Chen, Zhang, Ning, Xu, & Huang, 2008). Tales variables están determinadas por las curvas de Bézier que se utilizan para optimizar el radio de presión y la eficiencia para un impulsor (Kim, Choi, & Kim, 2010), distribución de la superficie y del espesor de la inclinación (Arnone *et al.*, 2008).

El uso de curvas de Bézier por lo común se debe a tres propiedades que cumplen:

- El grado de la curva de Bézier es igual al número de puntos del polígono -1.
- Las tangentes en los dos puntos extremos de la curva se definen como la primera y la última línea del polígono.
- El radio de curvatura de los puntos finales depende solamente de la posición de los puntos iniciales de los primeros tres polígonos (Pierret & Van den Braembussche, 1999).

Así, cada álabe puede descomponerse en n puntos a través las curvas de Bézier (Giannakoglou, 2002). La ventaja de esta técnica se encuentra en que los parámetros hidrodinámicos se corresponden con las variables de diseño y controlan de mejor manera la hidrodinámica del sistema debido a la correlación de estos parámetros con el campo de flujo.

Un problema existente en los métodos de optimización basados en gradientes es la convergencia prematura a soluciones locales (Fang, Chen, & Shen, 2011). Para solventar dicha situación se han desarrollado métodos más robustos que introducen elementos probabilísticos en algoritmos tradicionales. Tales métodos son estocásticos e iterativos, y están basados en soluciones individuales que suman a una solución global con cada iteración. El recocido simulado, la optimización por enjambre de partículas, y los algoritmos genéticos y evolutivos son algunos de los métodos de optimización estocástica más comunes.

Optimización por enjambre de partículas

El método de optimización por enjambres de partículas (conocido como PSO, por sus siglas en inglés) fue descrito en 1995 por James Kennedy y Russel Eberhart de la Purdue School of Engineering and Technology, basado inicialmente en los modelos de comportamiento social observados en cardúmenes y parvadas (Kennedy & Eberhart, 1995).

Dichos grupos sociales comparten una “inteligencia de enjambre”, que emerge de las propias interacciones de cada uno de los procesos de información de sus unidades. Estas unidades de procesamiento o individuos son capaces de encontrar soluciones a problemas con distintos grados de complejidad, incluyendo no linealidad, no diferenciabilidad y ruido, entre otros (Kennedy, 2006).

De aquí que un sistema que posee estas características sea capaz de alcanzar o desarrollar métodos para búsqueda de soluciones tanto adaptativos como estabilizadores y diversificadores (Park, Cho, & Lee, 2021). La aplicación del método PSO en el campo de las turbomáquinas ha surgido a partir del artículo de Safari, Hajikolaei, Lemu y Wang (2016), donde proponen un metamodelo guiado de optimización de enjambre de partículas (MGPSO, por sus siglas en inglés), el cual se enfoca en incrementar la eficiencia computacional del algoritmo a través de la adición de un parámetro adicional M_t^g llamado “mínimo del metamodelo”.

Liu *et al.* (2019) proponen una modificación al PSO basada en adaptación difusa AFPSO (por sus siglas en inglés), en la que fundamentalmente cambian tres aspectos respecto al algoritmo original: se utiliza un sistema de inferencia difuso para hacer el ajuste de los parámetros; la implementación de un algoritmo metaheurístico de

búsqueda de vecindario variable para mejorar la eficiencia de búsqueda y de certeza de las soluciones, y por último, el empleo de un modelo híbrido de PSO basado en las luciérnagas (FA, por *firefly algorithm*).

Por otro lado, Wang *et al.* (2023) utilizaron una modificación del PSO basada en cambios en los coeficientes de aceleración e inercia para simular dos clases de agentes dentro del enjambre: miembros exploradores encargados de buscar continuamente a través del dominio y miembros colonizadores encargados de refinar constantemente en las mejores regiones conocidas para mejorar los óptimos conocidos (Ardizzon, Cavazzini, & Pavesi, 2015).

Recocido simulado

El algoritmo surgió a inicios de la década de 1980 en los laboratorios de IBM (Kirkpatrick, Gelatt, & Vecchi, 1983), y está fuertemente basado en la analogía de la metodología de calentamiento y enfriamiento del recocido del metal (Chen & Roux, 2015).

El proceso físico consiste en llevar el material a una temperatura muy alta, hasta el punto de fusión de la estructura, para después enfriarlo de acuerdo con un esquema específico para poder alcanzar un estado sólido de energía mínima, un equilibrio térmico (Dowland & Díaz, 2003).

En la primera etapa, las partículas del material se distribuyen de manera aleatoria, de esta manera se disminuye la probabilidad de caer en un mínimo local. Durante las primeras iteraciones del algoritmo se aceptan tanto soluciones que mejoren como que empeoren la respuesta de salida de la función, sin embargo, durante la última etapa solo se

permiten soluciones que optimicen la salida de la función (van Laarhoven & Aarts, 1987).

La probabilidad de aceptación de una solución depende de la “temperatura” del material, esta idea fue planteada originalmente en el algoritmo de Metropolis (Metropolis, Rosenbluth, Rosenbluth, Teller, & Teller, 1953), donde se propone que dado un estado n con energía E_n , se genera un nuevo estado m a través de una perturbación; se calcula la energía de este estado y si $E_m \leq E_n$, entonces se acepta al estado m como nuevo estado; en caso contrario se acepta el estado con probabilidad $e^{\frac{E_n - E_m}{k_B T}}$, donde k_B es la constante de Boltzmann (Siddique & Adeli, 2016).

En el algoritmo de recocido simulado (SA, por sus siglas en inglés) el algoritmo de Metropolis se aplica para generar una secuencia de soluciones considerando que el espacio de estados es una representación de los posibles estados del sólido y que la función a optimizar (minimizar) representa la energía de este material. Una característica importante para destacar del algoritmo es su tipo de distribución —que sigue la distribución de Boltzmann— y de convergencia —que es estocástica y asintótica—, por lo que el algoritmo SA posee la propiedad de convergencia a un óptimo global siempre y cuando se le provea de un decrecimiento de temperatura infinitamente largo acompañado con un número infinito de pequeños pasos decrecientes (Delahaye, Chaimatanan, & Mongeau, 2019).

Dentro de las modificaciones del algoritmo, algunas tendencias van dirigidas a la simulación multiobjetivo, a fin de alcanzar un balance entre exploración y explotación, incluso considerando factores como el número de las funciones objetivo (Amine, 2019).

El SA ha sido utilizado ampliamente en aplicaciones de optimización en turbomaquinaria para mejorar el diseño de la curva principal del borde del álabe (Melzer & Pullan, 2019; Xing & Damodaran, 2002), para buscar la distribución objetivo óptima de las cascadas de turbomaquinaria mediante el uso de SA con metodología de diseño inverso (Tiow, Yiu, & Zangeneh, 2005) o combinado con una red neuronal artificial, para construir una superficie de respuesta a partir de una base de datos contenedora de soluciones a sistemas de ecuaciones de Navier-Stokes (Pierret & Van den Braembussche, 1999).

Algoritmos genéticos

Aunque se puede rastrear el origen de las técnicas de los algoritmos genéticos hasta la década de 1950 con Turing (1950), Shieber y Rapaport (2005), Barricelli (1957) y Barricelli (1954), no sino hasta la publicación del libro "Adaptación en sistemas naturales y artificiales" del doctor John Henry Holland de la Universidad de Michigan, EUA, que las técnicas se popularizaron (Holland, 1975). Esta metaheurística se inspira en el proceso de selección natural (Mitchell, 1998). Considerando esta inspiración y el concepto de la supervivencia del más apto, los algoritmos genéticos utilizan operadores bioinspirados basados en los conceptos de mutación, cruce y selección (Carr, 2014), y buscan imitar el proceso propuesto por Darwin (Holland, 1992). Los elementos básicos de los algoritmos genéticos son:

- Representación de cromosomas
- Posición de cada cromosoma
- Selección de adaptabilidad

- Operadores bioinspirados
- Selección
- Mutación
- Caza
- Inversión

Dentro de los algoritmos genéticos, aquellos que consideran que un conjunto de soluciones óptimas no puede ser mejorado sin empeorar por lo menos algunos de sus valores objetivo son conocidos como algoritmos genéticos multiobjetivo (MOGA, por sus siglas en inglés) (Shrestha & Choi, 2020).

Ha sido utilizado para suprimir la inestabilidad del flujo y disminuir el desgaste por erosión generado en hidroturbinas Francis (Aponte *et al.*, 2020; Ishibuchi & Murata, 1998; Shrestha & Choi, 2021).

Tesfaye-Woldemariam, Lemu y Wang (2018) implementaron un MOGA en comparación con un metamodelo asistido de optimización para optimizar la forma de una válvula en una turbina de flujo cruzado (MMAO); concluyeron que cualquiera de ambos podría utilizarse para mejorar el desempeño de turbinas similares.

Producción de entropía

En concordancia con la teoría desarrollada se define a la entropía como la cantidad que satisface las siguientes propiedades:

- Se transporta de acuerdo con la relación de Clausius:

$$\vec{q}_s = \frac{1}{T} \vec{q} \quad (3)$$

Donde:

\vec{q}_s = vector de flujo de la entropía

\vec{q} = vector del flujo del calor

T = temperatura absoluta

- Se obedece la ecuación de cambio de entropía:

$$T \frac{ds}{dt} = \frac{de}{dt} + p \frac{d}{dt} \left(\frac{1}{p} \right) \quad (4)$$

Donde:

s = entropía específica

e = energía interna específica

p = presión

ρ = densidad

t = tiempo

- Es aditiva y por ello cumple con la ecuación de balanceo de entropía:

$$\frac{d}{dt} \int_{\tau(A)} \rho s \, d\tau = \int_{\tau(A)} \dot{s} \, d\tau - \int_{A(\tau)} \vec{q}_s \cdot \vec{n} \, dA \quad (5)$$

Donde:

\dot{s} = tasa de producción de entropía

\vec{n} = vector normal a la superficie A

La tasa de producción de entropía \dot{s} tiene efectos disipativos y de fricción que ocurren durante la conversión de la energía ocasionados por factores irreversibles (Hou *et al.*, 2016).

En una turbina, la temperatura normalmente se asume que es constante, es decir que $s_y = 0$. En estos casos, el esfuerzo viscoso en las regiones que presentan un número de Reynolds bajo —cerca de las paredes del dominio— la energía cinética y la presión pueden ser convertidas en energía interna, lo que conlleva a un incremento de la entropía. Por otro lado, en las regiones con alto número de Reynolds, los flujos inestables inducen fluctuaciones turbulentas, las cuales causan un incremento de pérdidas hidráulicas y entropía.

El desarrollo rápido de las herramientas informáticas para la dinámica de fluidos ha permitido la predicción precisa de campos de flujo complejos y la obtención de parámetros confiables para los turbomecanismos. Uno de los métodos de evaluación utilizados implica medir las medias del flujo característico, lo que puede reducir la disipación de energía. Analizar en detalle los procesos de disipación puede mejorar la eficiencia en la conversión de energía mecánica en energía cinética y de presión del fluido en los rodetes. El análisis detallado de los procesos de disipación facilita el incremento en la eficiencia de la conversión desde la energía mecánica de los rodetes proveniente de la energía cinemática y presión del fluido (Mrope, Abeid, Jande, & Kivevele, 2021).

Algunos de los primeros trabajos sobre el área consistieron en la relación de la generación de entropía y su efecto sobre la eficiencia en

mecanismos de tamaño y procesos de duración finitos (Bejan, 1996). Una propuesta sobre el efecto de la rugosidad en las paredes de tuberías y canales fue presentada por Herwig, Gloss y Wenterodt (2008), con base en el modelo de turbulencia propuesto por Kock y Herwig (2004) $(\dot{S})''_D = \dot{S}''_{\bar{D}} + \dot{S}''_{D'}$ donde estas subecuaciones representan la entropía generada por las fluctuaciones provocadas por el movimiento promediado con el tiempo y las provocadas por la velocidad:

$$\dot{S}''_{\bar{D}} = \frac{\mu}{T} \left(2 \left[\left(\frac{\partial \bar{u}}{\partial x} \right)^2 + \left(\frac{\partial \bar{v}}{\partial y} \right)^2 + \left(\frac{\partial \bar{w}}{\partial z} \right)^2 \right] + \left(\frac{\partial \bar{u}}{\partial y} + \frac{\partial \bar{v}}{\partial x} \right)^2 + \left(\frac{\partial \bar{u}}{\partial z} + \frac{\partial \bar{w}}{\partial x} \right)^2 + \left(\frac{\partial \bar{v}}{\partial z} + \frac{\partial \bar{w}}{\partial y} \right)^2 \right) \quad (6)$$

$$\dot{S}''_{D'} = \frac{\mu}{T} \left(2 \left[\left(\frac{\partial u'}{\partial x} \right)^2 + \left(\frac{\partial v'}{\partial y} \right)^2 + \left(\frac{\partial w'}{\partial z} \right)^2 \right] + \left(\frac{\partial u'}{\partial y} + \frac{\partial v'}{\partial x} \right)^2 + \left(\frac{\partial u'}{\partial z} + \frac{\partial w'}{\partial x} \right)^2 + \left(\frac{\partial v'}{\partial z} + \frac{\partial w'}{\partial y} \right)^2 \right) \quad (7)$$

Sin embargo, este desarrollo sobre la producción de entropía se desarrolló en los casos de flujo laminar (Herwig *et al.*, 2008; Kock & Herwig, 2004). Tomando en cuenta los gradientes de presión bajos en las capas viscosas de una pared con flujo turbulento se determinó en McEligot, Nolan, Walsh y Laurien (2008) que la generación de entropía puntual se reduce con el incremento del gradiente de presión. A partir de las investigaciones sobre la producción de entropía en la capa límite y pretendiendo mejorar la eficiencia en hidromaquinaría, Ghasemi *et al.* (2013) analizaron el comportamiento de los modelos de generación de entropía puntual en la zona de transición de turbulencia; mostraron que esta producción aumentaba de acuerdo con su acercamiento a las paredes del dominio para después reducirse en correspondencia con la distribución que presenta una capa límite en un flujo totalmente turbulento.

Para modelos turbulentos (Han, Zhou, Bai, Shi, & Agarwal, 2021), a través de una serie de experimentos de velocimetría de resonancia magnética, los autores analizaron el flujo en un dominio con forma de “U” mediante la resolución de las ecuaciones de Navier-Stokes de manera numérica mediante los métodos CFD y mostraron que los modelos de turbulencia de dos ecuaciones presentan mejores resultados en la predicción de las características de flujo en el dominio tridimensional que se simuló.

En 2017, Gong, Qi, Wang, Chen y Qin (2017) utilizaron el método de análisis de producción de entropía para analizar el comportamiento de una bomba-turbina con forma de “S” en régimen transitorio bajo el modelo de turbulencia $\kappa - \omega SST$. Concluyeron que la estimación de la disipación de energía, así como la localización de las zonas de pérdidas en la turbina es correcta, lo cual es corroborado por los resultados de Gong *et al.* (2013) y Yu *et al.* (2022) en turbinas de tipo Francis.

La determinación de las zonas de pérdidas hidráulicas ha permitido a través de la minimización de la tasa de generación de entropía reducir las pérdidas hidráulicas irreversibles, Ghorani, Sotoude-Haghighi y Riasi (2020) concluyeron esto a través de experimentos en bombas hidráulicas como turbinas.

Investigaciones posteriores reafirman la utilización de este método para optimizar la producción energética en hidroturbinas. Yang *et al.* (2022), a través de una comparación directa entre la eficiencia de presión, la eficiencia de la producción de entropía y la eficiencia evaluada determinaron las zonas, así como las causas de mayor pérdida de energía. Wang *et al.* (2023) mostraron que la aplicación de versiones modificadas de algoritmos metaheurísticos de optimización reducía, a su vez, la

generación de entropía local y señalaban que las zonas de mayor pérdida se correspondían con la pared de las paletas, en especial en los bordes de ataque y salida.

Conclusiones

Los métodos metaheurísticos proporcionan soluciones a problemas de optimización y, en algunos casos, de diseño para hidroturbinas. Sin embargo, cuando se combinan con las técnicas tradicionales de análisis de pérdidas hidráulicas se muestran incapaces de localizar con precisión las áreas donde se producen.

Por otro lado, la teoría de producción de entropía proporciona un análisis cuantitativo y cualitativo de la disipación de energía, lo que le otorga ventajas únicas para evaluar el rendimiento hidráulico de las turbinas. Más aún, lejos de ser un método excluyente, permite la complementación con técnicas metaheurísticas para optimizar no solo las geometrías donde se localizan altas tasas de generación de entropía sino también el desempeño final de las turbomáquinas.

La implementación de un método híbrido es recomendable para obtener resultados satisfactorios con los modelos de turbulencia usualmente empleados por su mejor desempeño computacional.

No obstante, resulta de interés investigar con mayor detenimiento el comportamiento de la generación de entropía en distintas geometrías y en una variedad más amplia de turbinas, pues el análisis que se ha encontrado en la literatura se enfoca en unos cuantos tipos de ellas. Del mismo modo, las investigaciones realizadas muestran una tendencia a

dejar fijos parámetros importantes de las ecuaciones de generación de entropía por fluctuaciones promediadas de movimiento y de velocidad, en particular la temperatura del fluido en el dominio, lo cual es un área de investigación que puede ser investigada a través de simulación, con su respectiva validación experimental.

Referencias

- Abd-Elaziz, M., Elsheikh, A. H., Oliva, D., Abualigah, L., Lu, S., & Ewees, A. A. (2021). Advanced Metaheuristic Techniques for Mechanical Design Problems: Review. *Archives of Computational Methods in Engineering*, 29(1), 695-716. DOI: 10.1007/s11831-021-09589-4
- Amine, K. (2019). Multiobjective simulated annealing: Principles and algorithm variants. *Advances in Operations Research*. DOI: 10.1155/2019/8134674
- Aponte, R. D., Teran, L. A., Grande, J. F., Coronado, J. J., Ladino, J. A., Larrahondo, F. J., & Rodríguez, S. A. (2020). Minimizing erosive wear through a CFD multi-objective optimization methodology for different operating points of a Francis turbine. *Renewable Energy*, 145, 2217-2232. DOI: 10.1016/j.renene.2019.07.116
- Arabnia, M., & Ghaly, W. (2010). A strategy for multi-point shape optimization of turbine stages in three-dimensional flow. In: *Proceedings of the ASME Turbo Expo*, 7(PART A) (pp. 489-502). DOI: 10.1115/GT2009-59708

- Ardizzon, G., Cavazzini, G., & Pavesi, G. (2015). Adaptive acceleration coefficients for a new search diversification strategy in particle swarm optimization algorithms. *Information Sciences*, 299, 337-378. DOI: 10.1016/j.ins.2014.12.024
- Arnone, A., Bonaiuti, D., Focacci, A., Pacciani, R., Scotti-Del-Greco, A., & Spano, E. (2008). Parametric optimization of a high-lift turbine vane. In: *Proceedings of the ASME Turbo Expo 2004, 5 B* (pp. 1469-1479). DOI: 10.1115/GT2004-54308
- Barricelli, N. A. (1957). Symbiogenetic evolution processes realized by artificial methods. *Methodos*, 9, 143-182.
- Barricelli, N. A. (1954). Esempi numerici di processi di evoluzione. *Methodos*, 6(21-22), 45-68.
- Bejan, A. (1996). Entropy generation minimization: The new thermodynamics of finite-size devices and finite-time processes. *Journal of Applied Physics*, 79(3), 1191-1218. DOI: 10.1063/1.362674
- Bhattarai, S., Dahal, K., Vichare, P., & Mishra, B. (2018). CFD based stochastic optimization of Pelton turbine bucket in stationery condition. In: *Proceedings of 2018 9th International Conference on Mechanical and Aerospace Engineering, ICMAE 2018* (pp. 53-57). DOI: 10.1109/ICMAE.2018.8467607
- Carr, J. (2014). An introduction to genetic algorithms. *Senior Project*, 1(40), 7.

- Chatila, J. G., & Danageuzian, H. R. (2022). PIV and CFD investigation of paddle flocculation hydrodynamics at low rotational speeds. *Scientific Reports*, 12(1), 1-16. DOI: 10.1038/s41598-022-23935-x
- Chen, N. X., Zhang, H. W., Xu, Q., & Huang, W. G. (2010). Application of simple gradient-based method and multi-section blade parameterization technique to aerodynamic design optimization of a 3D transonic single rotor compressor. In: *Proceedings of the ASME Turbo Expo*, 7(PART A) (pp. 503-512). DOI: 10.1115/GT2009-59734
- Chen, N., Zhang, H., Ning, F., Xu, Y., & Huang, W. (2008). An effective turbine blade parameterization and aerodynamic optimization procedure using an improved response surface method. In: *Proceedings of the ASME Turbo Expo*, 6 PART B (pp. 1169-1180). DOI: 10.1115/GT2006-90104
- Chen, Y., & Roux, B. (2015). Generalized metropolis acceptance criterion for hybrid non-equilibrium molecular dynamics-Monte Carlo simulations. *Journal of Chemical Physics*, 142(2). DOI: 10.1063/1.4904889
- Delahaye, D., Chaimatanan, S., & Mongeau, M. (2019). Simulated annealing: From basics to applications. *International Series in Operations Research and Management Science*, 272, 1-35. DOI: 10.1007/978-3-319-91086-4_1
- Dowland, K. A., & Díaz, A. (2003). Heuristic design and fundamentals of the Simulated Annealing. *Revista Iberoamericana de Inteligencia Artificial*, (19), 93-102. DOI: 10.4114/ia.v7i19.718

- Duan, Y., Zheng, Q., Jiang, B., Lin, A., & Zhao, W. (2020). Implementation of three-dimensional inverse design and its application to improve the compressor performance. *Energies*, 13(20), 5378. DOI: 10.3390/en13205378
- Fang, H., Chen, L., & Shen, Z. (2011). Application of an improved PSO algorithm to optimal tuning of PID gains for water turbine governor. *Energy Conversion and Management*, 52(4), 1763-1770. DOI: 10.1016/j.enconman.2010.11.005
- Ghasemi, E., McEligot, D. M., Nolan, K. P., Crepeau, J., Tokuhira, A., & Budwig, R. S. (2013). Entropy generation in a transitional boundary layer region under the influence of freestream turbulence using transitional RANS models and DNS. *International Communications in Heat and Mass Transfer*, 41, 10-16. DOI: 10.1016/j.icheatmasstransfer.2012.11.005
- Ghorani, M. M., Sotoude-Haghighi, M. H., & Riasi, A. (2020). Entropy generation minimization of a pump running in reverse mode based on surrogate models and NSGA-II. *International Communications in Heat and Mass Transfer*, 118, 104898. DOI: 10.1016/j.icheatmasstransfer.2020.104898
- Giannakoglou, K. C. (2002). Design of optimal aerodynamic shapes using stochastic optimization methods and computational intelligence. *Progress in Aerospace Sciences*, 38(1), 43-76. DOI: 10.1016/S0376-0421(01)00019-7

- Gong, R., Wang, H., Chen, L., Li, D., Zhang, H., & Wei, X. (2013). Application of entropy production theory to hydro-turbine hydraulic analysis. *Science China Technological Sciences*, 56(7), 1636-1643. DOI: 10.1007/s11431-013-5229-y
- Gong, R. Z., Qi, N. M., Wang, H. J., Chen, A. L., & Qin, D. Q. (2017). Entropy production analysis for S-characteristics of a Pump turbine. *Journal of Applied Fluid Mechanics*, 10(6), 1657-1668. DOI: 10.29252/jafm.73.245.27675
- Guzmán-Avalos, P., Molinero-Hernández, D., Galván-González, S., Herrera-Sandoval, N., Solorio-Díaz, G., & Rubio-Maya, C. (2023). Numerical design and optimization of a hydraulic micro-turbine adapted to a wastewater treatment plant. *Alexandria Engineering Journal*, 62, 555-565. DOI: 10.1016/j.aej.2022.07.004
- Han, Y., Zhou, L., Bai, L., Shi, W., & Agarwal, R. (2021). Comparison and validation of various turbulence models for U-bend flow with a magnetic resonance velocimetry experiment. *Physics of Fluids*, 33(12), 125117. DOI: 10.1063/5.0073910
- Herwig, H., Gloss, D., & Wenterodt, T. (2008). A new approach to understanding and modelling the influence of wall roughness on friction factors for pipe and channel flows. *Journal of Fluid Mechanics*, 613, 35-53. DOI: 10.1017/S0022112008003534
- Holland, J. H. (1975). *Adaptation in natural and artificial systems* (2nd ed.). Michigan, USA: MIT Press (1992), University of Michigan Press, Ann Arbor.
- Holland, J. H. (1992). Holland. Genetic algorithms. *Scientific American*, 267(1), 44-50. DOI: 10.1038/scientificamerican0792-66

- Hou, H., Zhang, Y., Li, Z., Jiang, T., Zhang, J., & Xu, C. (2016). Numerical analysis of entropy production on a LNG cryogenic submerged pump. *Journal of Natural Gas Science and Engineering*, 36, 87-96. DOI: 10.1016/j.jngse.2016.10.017
- Hu, Z., Zhu, B., Liu, X., Ma, Z., & Xue, C. (2019). Multiobjective optimization design of ultrahigh-head pump turbine runners with splitter blades. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 240(7), 072036. DOI: 10.1088/1755-1315/240/7/072036
- Ishibuchi, H., & Murata, T. (1998). A multi-objective genetic local search algorithm and its application to flowshop scheduling. *IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics, Part C (Applications and Reviews)*, 28(3), 392-403. DOI: 10.1109/5326.704576
- Kennedy, J., & Eberhart, R. (1995). Particle swarm optimization. *Proceedings of ICNN'95 - International Conference on Neural Networks*, 4, 1942-1948. DOI: 10.1109/ICNN.1995.488968
- Kennedy, J. (2006). Swarm intelligence. In: Zomaya, A. Y. (ed.). *Handbook of nature-inspired and innovative computing* (pp. 187-219). Boston, USA: Springer. Recuperado de https://doi.org/10.1007/0-387-27705-6_6
- Kim, J. H., Choi, J. H., & Kim, K. Y. (2010). Design optimization of a centrifugal compressor impeller using radial basis neural network method. In: *Proceedings of the ASME Turbo Expo*, 7(PART A) (pp. 443-451). DOI: 10.1115/GT2009-59666

- Kirkpatrick, S., Gelatt, C. D., & Vecchi, M. P. (1983). Optimization by simulated annealing. *Science*, 220(4598), 671-680. DOI: 10.1126/science.220.4598.671
- Kock, F., & Herwig, H. (2004). Local entropy production in turbulent shear flows: A high-Reynolds number model with wall functions. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, 47(10-11), 2205-2215. DOI: 10.1016/j.ijheatmasstransfer.2003.11.025
- Leguizamón, S., & Avellan, F. (2020). Open-source implementation and validation of a 3D inverse design method for Francis turbine runners. *Energies*, 13(8). DOI: 10.3390/en13082020
- Liu, D., Xiao, Z., Li, H., Liu, D., Hu, X., & Malik, O. P. (2019). Accurate parameter estimation of a hydro-turbine regulation system using adaptive fuzzy particle swarm optimization. *Energies*, 12(20), 3903. DOI: 10.3390/en12203903
- McEligot, D. M., Nolan, K. P., Walsh, E. J., & Laurien, E. (2008). Effects of pressure gradients on entropy generation in the viscous layers of turbulent wall flows. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, 51(5-6), 1104-1114. DOI: 10.1016/j.ijheatmasstransfer.2007.05.008
- Melzer, A. P., & Pullan, G. (2019). *The role of vortex shedding in the trailing edge loss of transonic turbine blades*. DOI: 10.1115/1.4041307
- Metropolis, N., Rosenbluth, A. W., Rosenbluth, M. N., Teller, A. H., & Teller, E. (1953). Equation of state calculations by fast computing machines. *Journal of Chemical Physics*, 21(6), 1087. DOI: 10.1063/1.1699114

- Mitchell, M. (1998). *An introduction to genetic algorithms*. Cambridge, USA: MIT Press.
- Mrope, H. A., Abeid, Y., Jande, C., & Kivevele, T. T. (2021). A review on computational fluid dynamics applications in the design and optimization of crossflow hydro turbines. *Journal of Renewable Energy*, 2021, 1-13. DOI: 10.1155/2021/5570848
- Park, H. J., Cho, S. W., & Lee, C. (2021). Particle swarm optimization algorithm with time buffer insertion for robust berth scheduling. *Computers & Industrial Engineering*, 160, 107585. DOI: 10.1016/j.cie.2021.107585
- Pierret, S., & Van den Braembussche, R. A. (1999). Turbomachinery blade design using a Navier–Stokes solver and artificial neural network. *Journal of Turbomachinery*, 121(2), 326-332. DOI: 10.1115/1.2841318
- Pinelli, L., Amedei, A., Meli, E., Vanti, F., Romani, B., Benvenuti, G., Fabbrini, M., Morganti, N., Rindi, A., & Arnone, A. (2022). Innovative design, structural optimization, and additive manufacturing of new-generation turbine blades. *Journal of Turbomachinery*, 144(1). DOI: 10.1115/1.4051936/1115179
- Qin, S., Wang, S., Sun, G., Zhong, Y., & Cao, B. (2021). New approach of inverse design of transonic compressor rotor blade via prescribed isentropic Mach distributions without modification of governing equations. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part G: Journal of Aerospace Engineering*, 236(7), 1422-1438. DOI: 10.1177/09544100211032489

- Safari, A., Hajikolaei, K. H., Lemu, H. G., & Wang, G. G. (2016). A high-dimensional model representation guided PSO methodology with application on compressor airfoil shape optimization. *Proceedings of the ASME Turbo Expo, 2C-2016*. DOI: 10.1115/GT2016-56741
- Shieber, S., & Rapaport, W. (September, 2005). The Turing test: Verbal behavior as the hallmark of intelligence. *Computational Linguistics*, 31(3). DOI: 10.1162/089120105774321127
- Shirzadi, M., Mirzaei, P. A., & Naghashzadegan, M. (2017). Improvement of k-epsilon turbulence model for CFD simulation of atmospheric boundary layer around a high-rise building using stochastic optimization and Monte Carlo Sampling technique. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, 171, 366-379. DOI: 10.1016/j.jweia.2017.10.005
- Shrestha, U., & Choi, Y. D. (2020). A CFD-based shape design optimization process of fixed flow passages in a Francis hydro turbine. *Processes*, 8(11), 1392. DOI: 10.3390/pr8111392
- Shrestha, U., & Choi, Y. D. (2021). Suppression of flow instability in the Francis hydro turbine draft tube by J-groove shape optimization at a partial flow rate. *Journal of Mechanical Science and Technology*, 35(6), 2523-2533. DOI: 10.1007/s12206-021-0523-2
- Siddique, N., & Adeli, H. (2016). Simulated annealing, its variants and engineering applications. *International Journal on Artificial Intelligence Tools*, 25(6). DOI: 10.1142/S0218213016300015

- Soesanto, Q. M. B., Widiyanto, P., Susatyo, A., & Yazid, E. (2019). Cascade optimization of an axial-flow hydraulic turbine type propeller by a genetic algorithm. *International Journal of Technology*, 10(1), 200-211. DOI: 10.14716/ijtech.v10i1.1744
- Tesfaye-Woldemariam, E., Lemu, H. G., & Wang, G. G. (2018). CFD-driven valve shape optimization for performance improvement of a micro cross-flow turbine. *Energies*, 11(1), 248. DOI: 10.3390/en11010248
- Tiow, W. T., Yiu, K. F. C., & Zangeneh, M. (2005). Application of simulated annealing to inverse design of transonic turbomachinery cascades. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers, Part A: Journal of Power and Energy*, 216(1), 59-74. DOI: 10.1243/095765002760024845
- Torres-Sánchez, A., Santos-Oliván, D., & Arroyo, M. (2020). Approximation of tensor fields on surfaces of arbitrary topology based on local Monge parametrizations. *Journal of Computational Physics*, 405, 109168. DOI: 10.1016/j.jcp.2019.109168
- Turing, A. M. (October, 1950). Computing machinery and intelligence. *Mind, New Series*, 59(236), 433-460. DOI: 10.1093/mind/LIX.236.433
- van Laarhoven, P. J. M., & Aarts, E. H. L. (1987). Simulated annealing. *Simulated Annealing: Theory and Applications*, 7-15. DOI: 10.1007/978-94-015-7744-1_2

- Wang, W., Han, Z., Pei, J., Pavesi, G., Gong, X., & Yuan, S. (2023). Energy efficiency optimization of water pump based on heuristic algorithm and computational fluid dynamics. *Journal of Computational Design and Engineering*, 10(1), 382-397. DOI: 10.1093/jcde/qwac142
- Xing, X. Q., & Damodaran, M. (2002). *Optimal design of transonic fan blade leading edge shape using CFD and simultaneous perturbation stochastic approximation method*. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/37595334_Optimal_Design_of_Transonic_Fan_Blade_Leading_Edge_Shape_Using_CFD_and_Simultaneous_Perturbation_Stochastic_Approximation_Method
- Xue, P., Liu, Z. P., Lu, L., Tian, Y. J., Wang, X., & Chen, R. (2019). Research and optimization of performances of a pump turbine in pump mode. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 240(7), 072012. DOI: 10.1088/1755-1315/240/7/072012
- Yang, F., Chang, P., Cai, Y., Lin, Z., Tang, F., & Lv, Y. (2022). Analysis of energy loss characteristics of vertical axial flow pump based on entropy production method under partial conditions. *Entropy*, 24(9), 1200. DOI: 10.3390/e24091200
- Yu, A., Tang, Y., Tang, Q., Cai, J., Zhao, L., & Ge, X. (2022). Energy analysis of Francis turbine for various mass flow rate conditions based on entropy production theory. *Renewable Energy*, 183, 447-458. DOI: 10.1016/j.renene.2021.10.094