



Tecnología y Ciencias \bar{e} Agua

ISSN 2007-2422

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-v17-n3



Arroyo Napostá Grande, Paraje Puente Canesa, provincia de Buenos Aires, Argentina. Foto: Natalia C. López.

Portada: arroyo Napostá Grande, Paraje Puente Canesa, provincia de Buenos Aires, Argentina. En las cuencas de origen pluvial, el escurrimiento superficial, el escurrimiento subterráneo y la humedad del suelo se sustentan de las precipitaciones ocurridas dentro de sus confines. Las componentes del balance hídrico, precipitación, evapotranspiración, intercepción, escorrentía superficial e infiltración requieren del registro continuo de datos hidroclimáticos. Los datos climáticos globales son una alternativa muy útil frente a la deficiencia de registros en cuencas pobremente instrumentadas, aunque con distinto grado de confiabilidad. Ver el artículo “Evaluación de un modelo de estimación de evapotranspiración en una cuenca seca / Evaluation of an evapotranspiration estimation model in a dryland basin” de Aluminé Morón-Ibáñez, Ana Casado y Natalia C. López.

Foto: Natalia C. López.





Tecnología y Ciencias del Agua

Comité Editorial

Consejo Editorial

Mtra. 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, Luis Aviles Rios y Josefa Figueroa Miranda
Marcación y XML: Luisa Guadalupe Ramírez Martínez
Webmaster: Claudia Patricia Martínez Salgado

• **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 Marcano**, 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 •

Artículos (originales)*Articles (original)*

Estimación de la socavación local en pilas de puentes mediante programación genética para mejorar la precisión predictiva

Edwin David Valladares-Sandoval

Luis Felipe Herrera-Riega

Maiquel López-Silva

Experimental analysis of hydraulic jump roller length in compound rectangular channels with uniform bed roughness under zero slope conditions

Khechiba Haroun

Ali Ghomri

Djamel Besser

Ibtissam Herri

Microplastics in groundwater of two rural communities in Mexico

Edson Missael Flores-García

Patricia Ramírez-Romero

Jonathan Muthuswamy-Ponniah

Sakthi Selva Lakshmi-Jeyakumar

Mario Alejandro Muñoz-Nájera

Una revisión sistemática sobre investigaciones científicas sobre el río Santiago

José Manuel Castellanos-Martínez

Octavio Martín González-Santana

Alicia Torres-Rodríguez

Evaluación de un modelo de estimación de evapotranspiración en una cuenca seca

Aluminé Morón-Ibáñez

Ana Casado

Natalia C. López

Artículos (traducción)*Articles (translation)*

Estimation of local scour at bridge piers using genetic programming to enhance predictive accuracy

Edwin David Valladares-Sandoval

Luis Felipe Herrera-Riega

Maiquel López-Silva

Análisis experimental de la longitud del rodillo de un resalto hidráulico en canales rectangulares compuestos con rugosidad uniforme del lecho en condiciones de pendiente cero

Khechiba Haroun

Ali Ghomri

Djamel Besser

Ibtissam Herri

Microplásticos en aguas subterráneas de dos comunidades rurales en México

Edson Missael Flores-García

Patricia Ramírez-Romero

Jonathan Muthuswamy-Ponniah

Sakthi Selva Lakshmi-Jeyakumar

Mario Alejandro Muñoz-Nájera

A systematic review of scientific research on the Santiago River

José Manuel Castellanos-Martínez

Octavio Martín González-Santana

Alicia Torres-Rodríguez

Evaluation of an evapotranspiration estimation model in a dryland basin

Aluminé Morón-Ibáñez

Ana Casado

Natalia C. López

01

30

55

100

146

Artículos (originales)*Articles (original)*

Evaluación integral de la calidad del agua potable en la comunidad de Bacerac, Sonora, México

Mario F. Lozanía-León

Álvaro Santos-Romo

Jorge Hernández-López

Daniel Eduardo Coronado-Molina

Francisco J. Almendariz-Tapia

Jonathan de-la-Vega-Olivas

Guadalupe Dórame-Carreño

Kareen K. Encinas-Soto

Enfoque de inteligencia artificial aplicado al tiempo de concentración de unidades hidrográficas

Maiquel López-Silva

Brayan Alca-Vásquez

Valeria Ricaldi-Marquez

Management of dam discharge to reduce flood risk

Eduardo Herrera

Sigrid Morett

Claudio Hoyos-Reyes

Paris Rivera

Aplicación de técnicas de detección de cambios en el uso y la cobertura del suelo en la cuenca del río Pao, Venezuela, usando imágenes de satélites Landsat

Mairim Márquez-Romance

Adriana Márquez-Romance

Bettys Farías-de-Márquez

Sergio Pérez-Pacheco

Edilberto Guevara-Pérez

Disponibilidad de agua en la Sierra de Álvarez, San Luis Potosí, México

Abraham Cárdenas-Tristán

Karen Lizeth Cáceres-Ruiz

Oscar Reyes-Cárdenas

Hao Wu

María Guadalupe Galindo-Mendoza

Cristóbal Aldama-Aguilera

Hilario Charcas-Salazar

Artículos (traducción)*Articles (translation)*

Comprehensive assessment of drinking water quality in the community of Bacerac, Sonora, México 186

Mario F. Lozanía-León

Álvaro Santos-Romo

Jorge Hernández-López

Daniel Eduardo Coronado-Molina

Francisco J. Almendariz-Tapia

Jonathan de-la-Vega-Olivas

Guadalupe Dórame-Carreño

Kareen K. Encinas-Soto

Artificial intelligence approach applied to the time of concentration of hydrographic units 238

Maiquel López-Silva

Brayan Alca-Vásquez

Valeria Ricaldi-Marquez

Manejo de las descargas de presas para reducir el riesgo de inundación 278

Sigrid Morett

Claudio Hoyos-Reyes

Paris Rivera

Application of techniques for detecting changes in land use and cover in the Pao River basin, Venezuela, using Landsat satellite images 307

Mairim Márquez-Romance

Adriana Márquez-Romance

Bettys Farías-de-Márquez

Sergio Pérez-Pacheco

Edilberto Guevara-Pérez

Water availability in the Sierra de Álvarez, San Luis Potosí, México 387

Abraham Cárdenas-Tristán

Karen Lizeth Cáceres-Ruiz

Oscar Reyes-Cárdenas

Hao Wu

María Guadalupe Galindo-Mendoza

Cristóbal Aldama-Aguilera

Hilario Charcas-Salazar

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-03-01

Artículos

Estimación de la socavación local en pilas de puentes mediante programación genética para mejorar la precisión predictiva

Estimation of local scour at bridge piers using genetic programming to enhance predictive accuracy

Edwin David Valladares-Sandoval¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-8906-6909>

Luis Felipe Herrera-Riega², ORCID: <https://orcid.org/0009-0001-6231-5222>

Maiquel López-Silva³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0946-6160>

¹Universidad Ricardo Palma, Lima, Perú, 202012253@urp.edu.pe

²Universidad Ricardo Palma, Lima, Perú, 202012250@urp.edu.pe

³Universidad Católica Sedes Sapientiae, Lima, Perú, mlopezs@ucss.edu.pe

Autor para correspondencia: Luis Felipe Herrera Riega, 202012250@urp.edu.pe



Resumen

La socavación local es un fenómeno hidráulico, que resulta de la interacción entre una estructura y el cauce de un río, lo cual altera su flujo natural, provocando erosión del material de lecho donde se sitúan los pilares, por lo que determinar la profundidad adecuada a la cual se deben cimentar los pilares es crucial para la durabilidad de las estructuras; sin embargo, actualmente no existe una ecuación universal para su cálculo. Esta investigación utilizó la programación de expresión genética (GEP), que permite obtener ecuaciones para estimar la socavación local en pilas de puentes. Para ello, se recopilaron 919 datos de laboratorio y 746 de campo. Con estos datos se desarrollaron modelos predictivos de socavación local en tres escenarios: laboratorio, campo y combinados, así como su selección a través de las métricas evaluación de modelos y validación mediante datos de investigaciones externas. El escenario del laboratorio con GEP reveló una mejor robustez, eficiencia y estabilidad de los resultados con coeficiente de determinación (R^2) de 0.899, error cuadrático medio (RMSE) de 0.054 y el error absoluto medio (MAE) de 0.027. No obstante, en la validación, el modelo del escenario de campo generó un resultado eficaz con error típico entre 6.0 y 14.0 % en cuanto a las ecuaciones analíticas. Así, se concluye que la inteligencia artificial basada en programación genética mejoró la predicción de la socavación local en puentes en relación con los modelos analíticos.

Palabras clave: inteligencia artificial, puente, erosión, ingeniería hidráulica, modelo matemático, lenguaje de programación, algoritmo.

Abstract

Local scour is a hydraulic phenomenon resulting from the interaction between the riverbed and a structure that is altering the natural flow and eroding the bed material where piers are located. Therefore, determining the correct depth at which the piers are to be set is crucial for the structures' longevity. However, there is no general formula for its calculation today. This study utilized Gene Expression Programming (GEP), which allows for the derivation of equations to predict local scour around bridge piers. For this purpose, 919 laboratory data and 746 field data were gathered. Based on this data set, predictive models for local scour were established in three case scenarios: laboratory, field, and combined. Model selection was done via evaluation measures as well as validation using external research data. The laboratory scenario with GEP demonstrated better robustness, efficiency, and result stability, giving a coefficient of determination (R^2) of 0.899, root mean square error (RMSE) of 0.054, and mean absolute error (MAE) of 0.027. At the validation stage, however, field scenario model provided successful results, with the average error ranging from 6.0 to 14.0 % compared to analytical equations. It is therefore concluded that genetic programming based artificial intelligence improved the prediction of local scour near bridge piers compared to analytical models.

Keywords: Artificial intelligence, bridges, erosion, hydraulic engineering, mathematical models, computer languages, algorithms.

Recibido: 28/05/2025

Aceptado: 06/07/2025

Publicado *ahead of print*: 16/07/2025



Versión final: 01/05/2026

Introducción

La importancia de los puentes reside en su capacidad para superar obstáculos geográficos, como terrenos irregulares, cuerpos de agua o diferencias de altitud (Belmonte, 1990). Asimismo, aseguran la continuidad de las rutas que conectan comunidades (Rodríguez, 2020), permitiendo la circulación de personas y vehículos.

Sin embargo, en la actualidad todavía existen casos en los que las fallas han llevado a pérdidas económicas y de vidas humanas. Los errores de diseño y construcción, los eventos naturales hidráulicos, las colisiones y las sobrecargas representan las causas de las fallas más comunes en puentes, abarcando el 70 % de los casos (Zhang, Liu, Liu, Lan, & Yang, 2022). Además, considerando la información estadística revisada por Rocha (2013) las causas más comunes fueron choques de cuerpos extraños, acción del viento, sismos y comportamiento fluvial, siendo este último el de mayor incidencia. Khosravi, Khozani y Mao (2021), por su parte, afirman que la falla más habitual en los puentes sobre ríos está asociada con la fuerte erosión local en torno a sus pilares.

Una parte del comportamiento fluvial incluye la socavación, que según Kumar, Baranwal y Das (2024) es un proceso natural causado por la corriente de agua que remueve las partículas de sedimento del lecho del arroyo y las transporta fuera de fosa de socavación. Asimismo, el Ministerio de Transportes y Comunicaciones (MTC) (MTC, 2018) la define como un fenómeno hidrodinámico que combina dos tipos de socavación: la debida al estrechamiento del cauce y la local. Sobre esta última, Qi, Li y Chen (2016) señalan que es el resultado de la interacción entre

estructuras de flujo coherente, inestables y tridimensionales, y los lechos de ríos susceptibles a la erosión en las proximidades de los pilares del puente.

Como lo mencionan Choi y Choi (2022), se han propuesto diversos enfoques para estimar la profundidad de socavación. Sin embargo, hasta el momento no existe un método universal aceptado. De igual forma, Fuladipanah, Hazi y Kisi (2023) explican que el principal desafío que se presenta con la socavación en cualquiera de sus variantes es su cálculo, pues los modelos matemáticos analíticos que se usan en la actualidad son imprecisos, lo que conlleva a subdimensionar o sobredimensionar las cimentaciones, lo cual trae consigo el posible colapso del puente en evaluación. La situación óptima es construir puentes estratégicamente ubicados, amplios y con una cimentación adecuada, de manera que la estructura no afecte el comportamiento del flujo durante las crecidas; que los parámetros hidráulicos se comporten de manera natural antes y después de la ejecución del puente (Guevara, 2021).

Como alternativa de una explicación y estimación más exacta de la socavación en pilas de puentes se han desarrollado modelos numéricos y otros basados en inteligencia artificial. Al respecto, en cuanto al aspecto experimental, Amini-Baghdadorani, Ataie-Ashtiani, Beheshti, Hadzaman, y Jamali (2018) indican que mediante el uso el algoritmo M5 lograron proponer seis ecuaciones para la predicción de la socavación en pilares complejos, obteniendo coeficientes de determinación (R^2) entre 0.690 y 0.820. En el aspecto experimental, en condiciones de campo y para un grupo de cimientos de muelles complejos, Chou y Nguyen (2022) aplican el sistema de apilamiento optimizado por metaheurísticas (MOSS) y lograron conseguir errores porcentuales absolutos medios de 7.127, 29.1195 y 13.131 % en la predicción de la profundidad de socavación.

Dichos valores son al menos 36, 19 y 41 % más bajos que los obtenidos utilizando otros enfoques. Concluyen que el análisis predictivo automatizado reveló eficiencia y estabilidad de MOSS.

Dentro del campo de la inteligencia artificial se ha desarrollado la programación de expresión genética (GEP), lo que brinda eficientes resultados para predecir la socavación local (Abd-El-Hady-Rady, 2020), lo cual explica que los métodos de inteligencia artificial, como las redes neuronales artificiales (ANN), los sistemas de inferencia neurodifusa adaptativa (ANFIS), la programación genética (GP) y la programación genética lineal (LGP) se usen cada vez más para predecir la socavación en torno a estructuras hidráulicas y pilares de puentes; dentro de ellas destaca la programación de expresión genética, por tener menor error relativo con respecto al resto de ecuaciones analíticas; además, presentan mayor precisión con coeficiente de determinación (R^2) superior a 0.90, en comparación con el modelo ANFIS. Asimismo, Hassan y Jalal (2021) propusieron un modelo para el cálculo de la socavación local para pilas de puente mediante GEP empleando 243 registros de datos, logrando un R^2 de 0.901 para su modelo de campo. Por otro lado, Rathod y Manekar (2022) utilizaron la misma técnica de GEP aplicado para la predicción de la socavación local en pilas de puentes y lograron un modelo global para condiciones de campo y de laboratorio con R^2 de 0.903.

Sin embargo, persiste la incertidumbre en los modelos, producto de escasas bases de datos, gran número de variables que influyen en la socavación local, condiciones propias del GEP en cuanto a número cromosomas, genes y funciones. En segundo lugar, las investigaciones se desarrollan en condiciones solo de laboratorio o de campo, por tanto, dichas funciones obtenidas en algunos de los casos no son validadas. Así, en la presente investigación se pretende estimar la socavación local en

pilas de puentes mediante la programación genética. Para ello, se espera recopilar información cuantitativa a gran escala con el fin de contribuir con una base de datos robusta que respalde el desarrollo del estudio. Además de construir modelos GEP bajo escenarios diferenciados de bases de datos de laboratorio, campo y combinado, para evaluar su desempeño, precisión y capacidad de generalización. Por último, validar el ajuste de los modelos GEP frente a datos observacionales para verificar su utilidad práctica en contextos reales.

Materiales y métodos

Recopilación de datos

La predicción de un modelo de socavación de pilares de puentes requirió de la recopilación de una extensa base de datos para condiciones de laboratorio y condiciones de campo. Se enfatizó el empleo de parámetros que Ebtehaj, Bonakdari, Zaji y Sharafi (2019), y Ghumman *et al.* (2024) enfatizan como los más importantes: el tirante de agua y el ancho de la pila. Además, se propuso un parámetro adimensional para resaltar la energía disipada con respecto a la forma del pilar, al cual se denomina el factor de forma (Sh). En concordancia con Chou y Nguyen (2022), se tomaron valores desde 0.8 para pilares cuadrados, 1.0 para pilares circulares y hasta 1.3 para pilares cuadrados en concordancia. Para los registros que no presentaban la información de la geometría de la pila, se asumió la cara expuesta al flujo como circular y por tanto un valor de Sh de 1.0.

En relación con la base de datos de laboratorio, se usaron 919 registros que generaron una matriz de 7 352 datos. El registro de 552

datos se obtuvo de Wilson y Eaton (1995), y los 367 restantes de Amini-Baghdadorani *et al.* (2018). Las variables analizadas fueron el ancho del canal (Bn), la velocidad del flujo (V), la velocidad crítica (Vc), el tirante de agua (Y), el diámetro medio de la partícula ($D50$), el factor de forma del pilar (Sh), la gradación del material de la cama (σg) y la socavación local calculada (Ys). En la Tabla 1 se muestra el resumen de los registros de datos de laboratorio.

Tabla 1. Rango de datos empleados en el modelo de laboratorio.

Parámetros	Unidades	Wilson y Eaton (1995)		Amini-Baghdadorani <i>et al.</i> (2018)	
		min	máx	min	máx
Ancho normal del pilar (Bn)	m	0.02	0.92	0.01	0.06
Velocidad del flujo (V)	m/s	0.15	2.16	0.22	1.23
Velocidad crítica (Vc)	m/s	0.22	1.27	0.29	0.44
Tirante de agua (Y)	m	0.02	1.90	0.06	0.60
Diámetro medio de la partícula ($D50$)	mm	0.22	7.80	0.60	2.40
Gradación del material de la base (σg)	--	1.10	5.50	1.20	1.80
Factor de Forma (Sh)	--	--	--	0.80	1.30
Socavación local (Ys)	m	0.004	1.410	0.000	0.330

En cuanto a la base de datos de campo, se utilizaron 745 registros con 8 195 datos. Los 508 registros se obtuvieron de Wilson y Eaton (1995), y los 237 restantes de Chou y Nguyen (2022). Las variables analizadas fueron el ancho del canal (Bn), la velocidad del flujo (V), el tirante de agua (Y), el factor de forma (Sh), el ángulo de ataque (Sk), la

gradación del material de la cama (σ_g) y la socavación local (Y_s), además de diámetros representativos de las partículas, como el diámetro de la partícula de lecho en una mezcla, cuyo 16 % es menor (D_{16}); el diámetro de la partícula de lecho en una mezcla, cuyo 50 % es menor (D_{50}); el diámetro de la partícula de lecho en una mezcla, cuyo 84 % es menor (D_{84}); el diámetro de la partícula de lecho en una mezcla, cuyo 96% es menor (D_{96}), y el "accuracy" (P). En total se trabajó con 1 471 registros, entre los cuales se encuentran 15 547 datos cuantitativos. En la Tabla 2 se muestra la base datos de campo.

Tabla 2. Rango de datos empleados en el modelo de campo.

Parámetros	Unidades	Wilson y Eaton (1995)		Chou y Nguyen (2022)	
		min	máx	min	máx
Ancho normal del pilar (B_n)	m	0.30	1.86	0.30	5.50
Tirante de agua (Y)	m	0.12	22.53	0.20	22.50
Factor de Forma (Sh)	--	0.70	1.3	0.70	1.30
Ángulo de ataque (Sk)	°	--	--	0	85
Gradación del material de la base (σ_g)	--	1.2	20.34	1.20	21.80
Diámetro de partícula (D_{16})	mm	0.01	68	--	--
Diámetro medio de la partícula (D_{50})	mm	0.01	108	0.12	95
Diámetro de partícula (D_{84})	mm	0.083	233	--	--
Diámetro de partícula (D_{95})	mm	0.33	350	--	--
Accuracy (P)	m	0	0.91	--	--
Socavación local (Y_s)	m	0	7.65	0.1	7.7

Programación genética

Para el análisis de la base de datos se planteó que la socavación local de la pila de puente estuvo en función de tres escenarios. El primer escenario, en condiciones experimentales, se realizó con la matriz de datos de laboratorio, como se puede apreciar en la Ecuación (1); el segundo, en condiciones reales, con la matriz de datos de campo, como se puede apreciar en la Ecuación (2); por último, la combinación de ambas matrices, como se muestra en la Ecuación (3):

$$Y_s = f(B_n, V, V_c, Y, D_{50}, \sigma_g, S_h, Y_s) \quad (1)$$

$$Y_s = f(B_n, V, Y, D_{16}, D_{50}, D_{84}, D_{95}, \sigma_g, S_h, S_k, P, Y_s) \quad (2)$$

$$Y_s = f(B_n, V, V_c, Y, D_{16}, D_{50}, D_{84}, D_{95}, \sigma_g, S_h, S_k, Y_s) \quad (3)$$

Cada modelo se desarrolló como proceso de entrenamiento de la base de datos en función del escenario para entrenar el algoritmo de la programación genética. En general, se aplicaron operadores aritméticos (+, -, *, /); logarítmicos ($\ln(x)$, $\log(x)$); exponenciales ($\exp(x)$, x^{-1} , x^2 , x^3 , $x^{1/2}$, $x^{1/3}$), y funciones trigonométricas ($\text{atan}(x)$). Los valores predominantes del número de cromosomas fueron alrededor de 30, mientras que las funciones de enlace empleadas fueron las de adición y multiplicación. En la Tabla 3 se muestran las combinaciones que se emplearon de cromosomas, genes y tamaño de celda.

Tabla 3. Configuraciones generales del GEP.

Parámetros	Modelos de laboratorio	Modelos de campo	Modelos de combinación
Número de cromosomas	30-32	30-32	28-30
Tamaño de celda	8-10	8-10	8-10
Número de genes	3-5	3-5	3-5

Cabe señalar que dentro del conjunto de la base de datos se reservó el 20 % para la validación del modelo y el 80 % se usó para la calibración del modelo. Por lo tanto, la estimación de la socavación local en pilas de puentes en función con el proceso de la actitud de la programación de expresión genética se realizó empleando las ecuaciones (4) y (5):

$$F_i = 1\,000 \times \frac{1}{1+E_i} \quad (4)$$

$$E_i = P_{ij} - O_j \quad (5)$$

Donde:

F = función de aptitud

P_{ij} = valor predicho por el cromosoma i individual para el caso de aptitud j

O_j = valor observado para el caso de aptitud j

Cuando $P_{ij} = O_{ij}$ significa que $E_{ij} = 0$ es una solución perfecta sin error.

Selección de resultados

La validación de los resultados obtenidos se realizó tomando en cuenta los criterios de error cuadrático medio (RMSE), Ecuación (6); el error absoluto medio (MAE), Ecuación (7), y el coeficiente de determinación (R^2), Ecuación (8):

$$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{n} \times \sum_{i=1}^n [p_i - y_i]^2} \quad (6)$$

$$\text{MAE} = \left(\frac{1}{n}\right) \times \sum_{i=1}^n [p_i - y_i] \quad (7)$$

$$R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n [p_i - y_i]^2}{\sum_{i=1}^n [y_i - \bar{y}]^2} \quad (8)$$

Validación de resultados

Las ecuaciones obtenidas se validaron con una matriz de datos diferente a la que se empleó para realizar la regresión lineal en el *software GenexProTools*. En el caso de la ecuación obtenida en el escenario de datos de laboratorio, se empleó una matriz de 152 registros con 912 datos recopilados en Chou y Nguyen (2022).

Para constatar la validación se empleó el error típico que generó la ecuación de Laursen modificada por Neill y el modelo GEP de campo para el cálculo de la socavación. Se seleccionó el porcentaje de validación para aquellos valores cuyo error típico fue menor del 10 %. Por otro lado, la validación se hizo con base en los datos del escenario de campo del

puente Imbaba, ubicado en El Cairo, Egipto (Abd-El-Hady-Rady, 2020). Además, los modelos se validaron con datos de campo recopilados por Chou y Nguyen (2022).

Resultados

Los resultados obtenidos mediante los algoritmos de programación genética proporcionaron diversos modelos producto de las múltiples combinaciones de escenarios, operadores aritméticos, logarítmicos, exponenciales, cromosomas, genes y tamaño de celda. Sin embargo, se exponen tres diagramas de árbol para el cálculo más preciso de la socavación local en pilas de puente para cada escenario. En la Figura 1, Figura 2 y Figura 3 se muestran los diagramas de los árboles del escenario de laboratorio, de campo y combinado, respectivamente, de los cuales el que representa mayor magnitud de complejidad es el modelo combinado con operadores aritméticos ($-$, $*$, $/$) y exponenciales (x , x^2 , x^3 , $x^{1/3}$).

Sub-ET 3

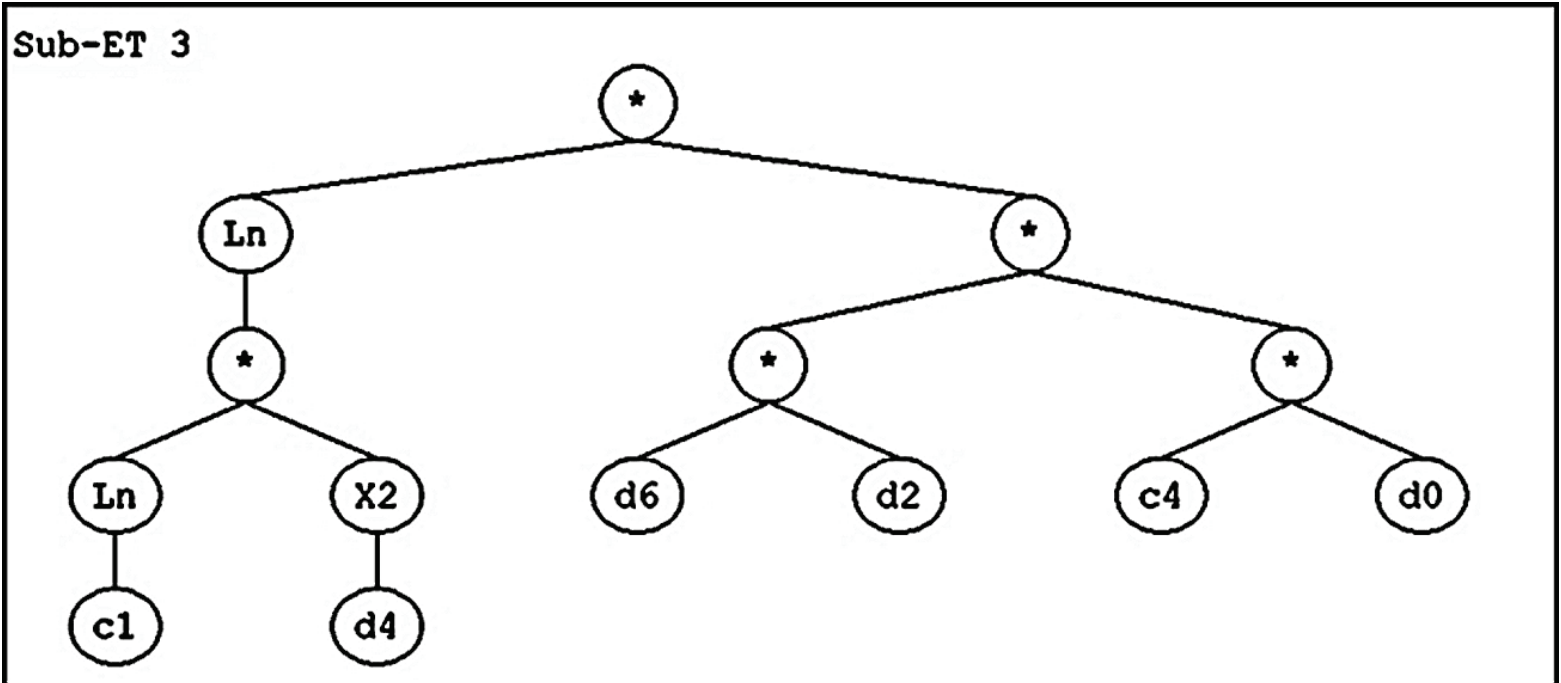


Figura 1. Diagrama de árbol del escenario de laboratorio.

Sub-ET 4

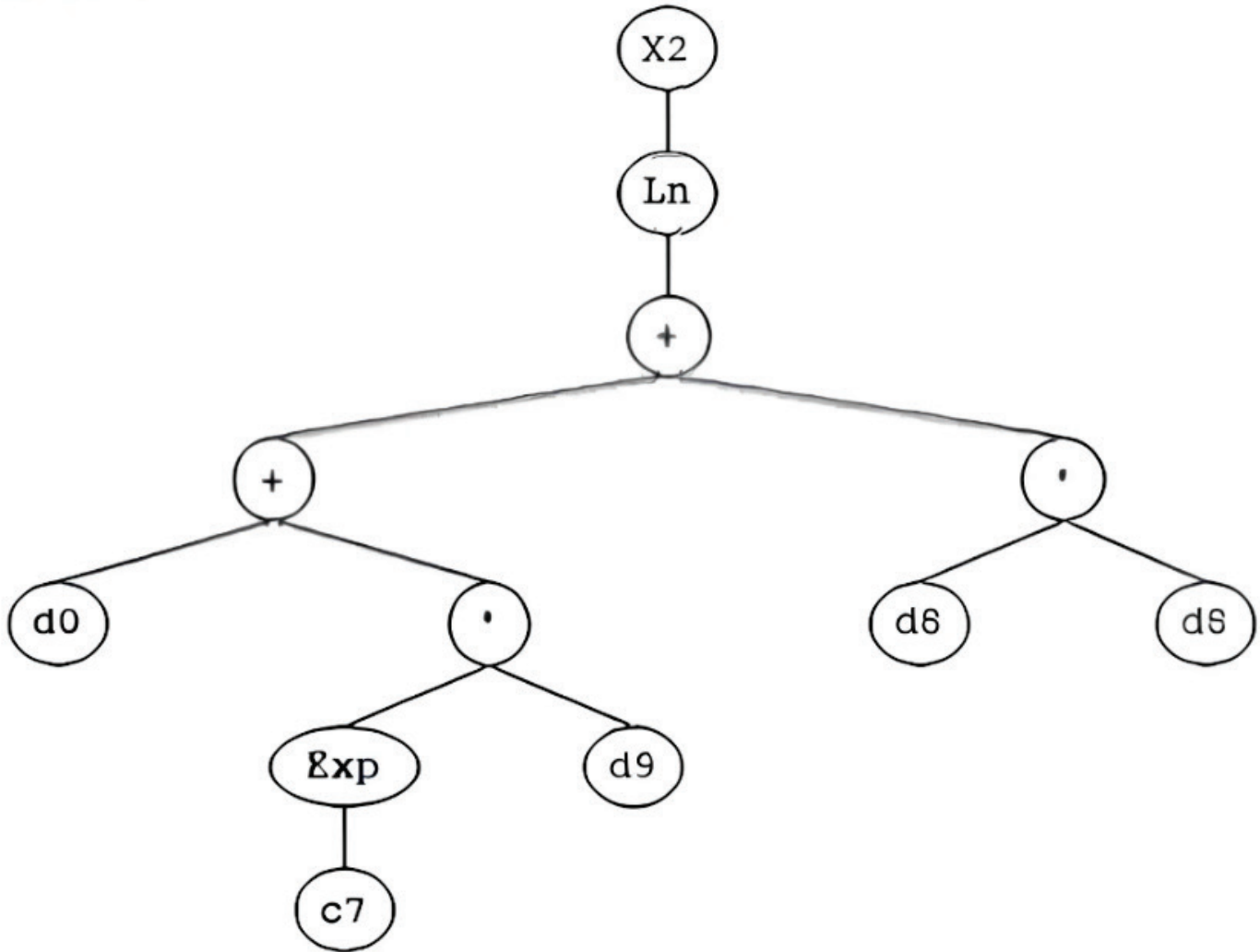


Figura 2. Diagrama de árbol del escenario de campo.

Sub-ET 4

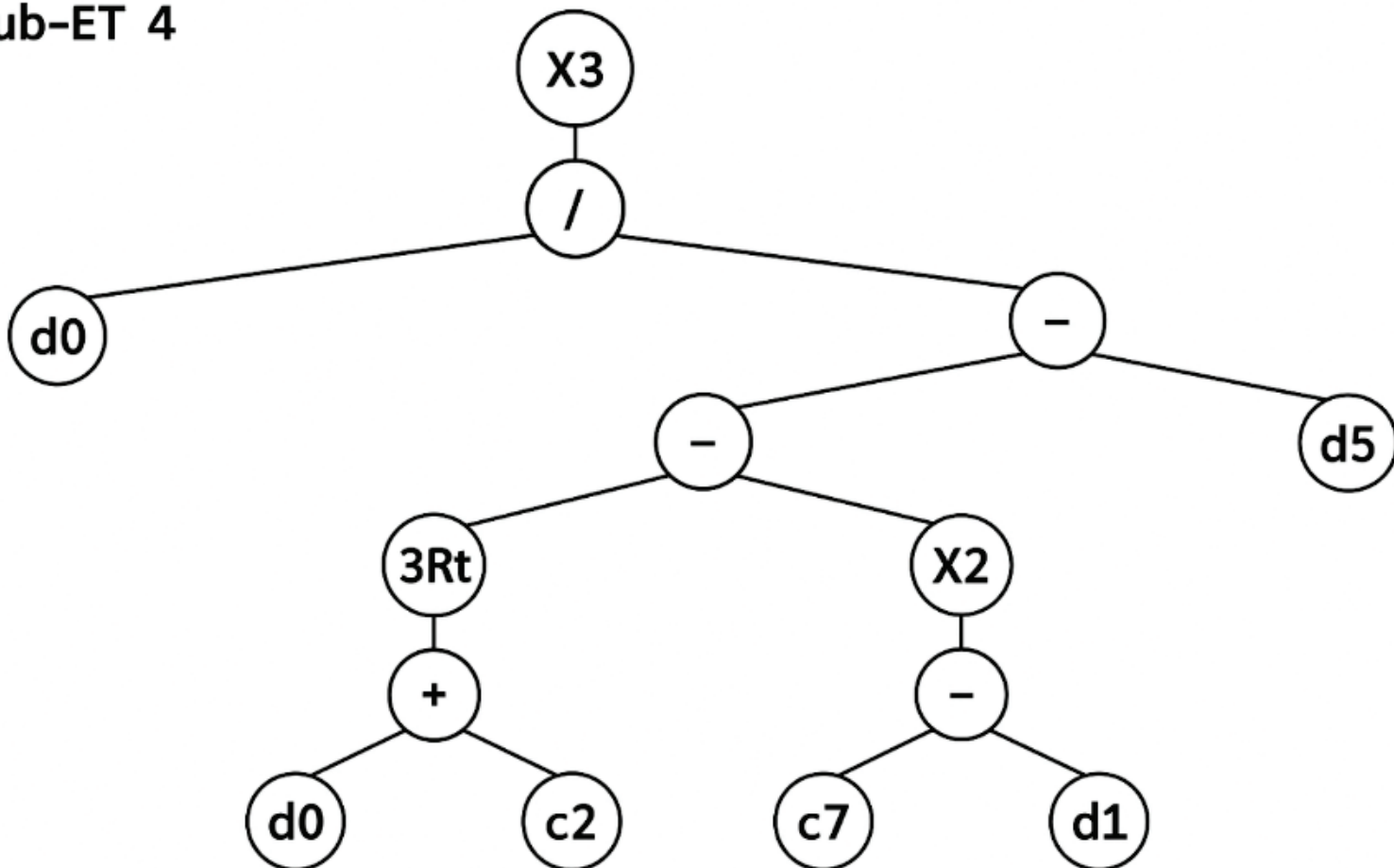


Figura 3. Diagrama de árbol del escenario combinado.

La interpretación física-matemática de los diagramas de árboles generados para cada escenario permitió definir las ecuaciones de mejor ajuste en cada escenario. La Ecuación (9) responde al escenario del laboratorio; la Ecuación (10), al escenario de campo; y la Ecuación (11), al escenario combinado:

$$Y_s = 10.761 \times \ln[1.718 + D_{50}^2] \times B \times V_c \times S_h \quad (9)$$

$$Y_s = [l_n(B + 0.008935S_k + S_h^2)]^2 \quad (10)$$

$$Y_s = \left(\frac{1}{-\sqrt[3]{3.576 \times B - [0.444 - V]^2 - D_{50}}} \right)^3 \quad (11)$$

En general se observa escasa dispersión de predicción de los datos del escenario de laboratorio en relación con el escenario de campo y el combinado, tal como se muestran en la Figura 4, Figura 5 y Figura 6.

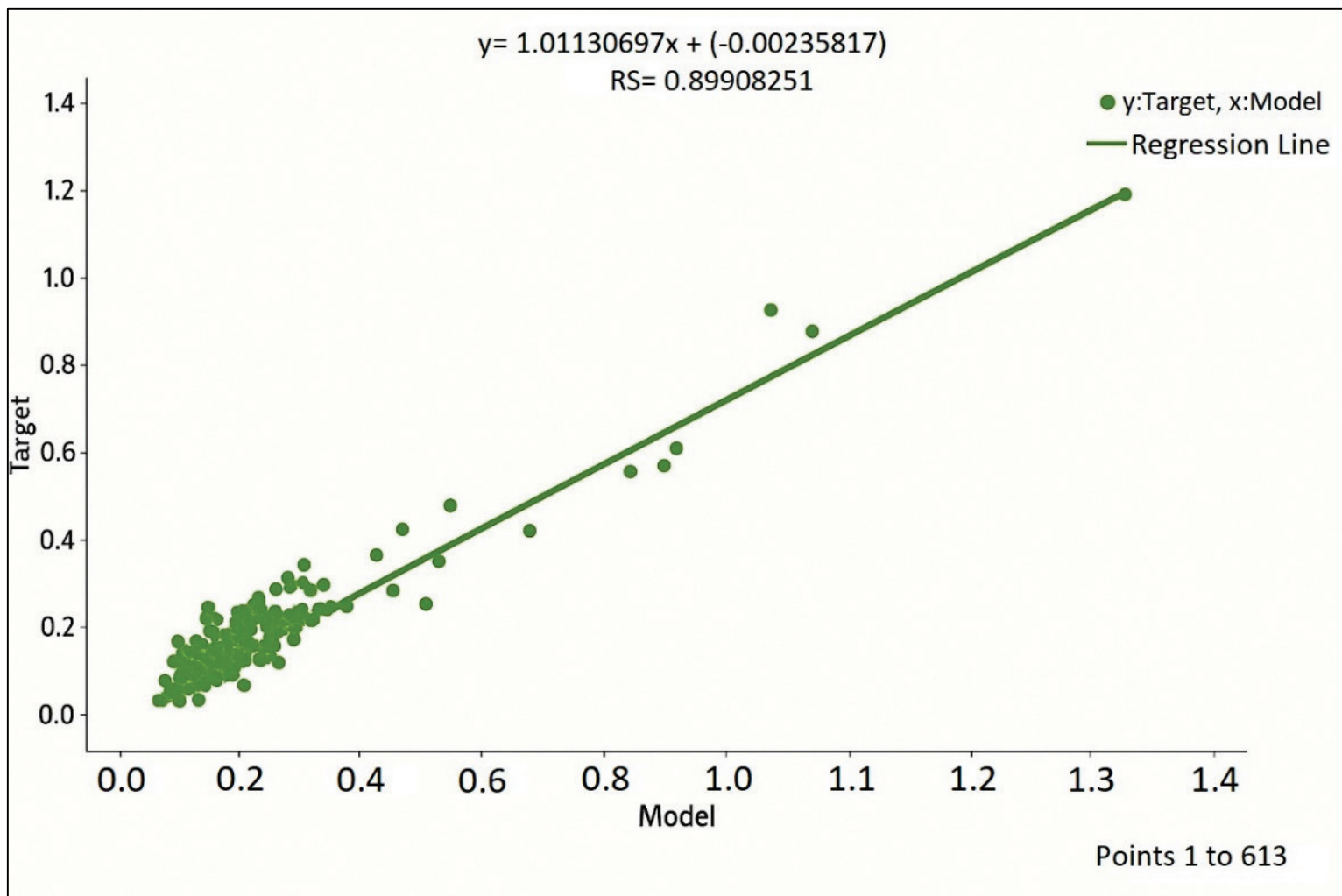


Figura 4. Regresión lineal del escenario de laboratorio.

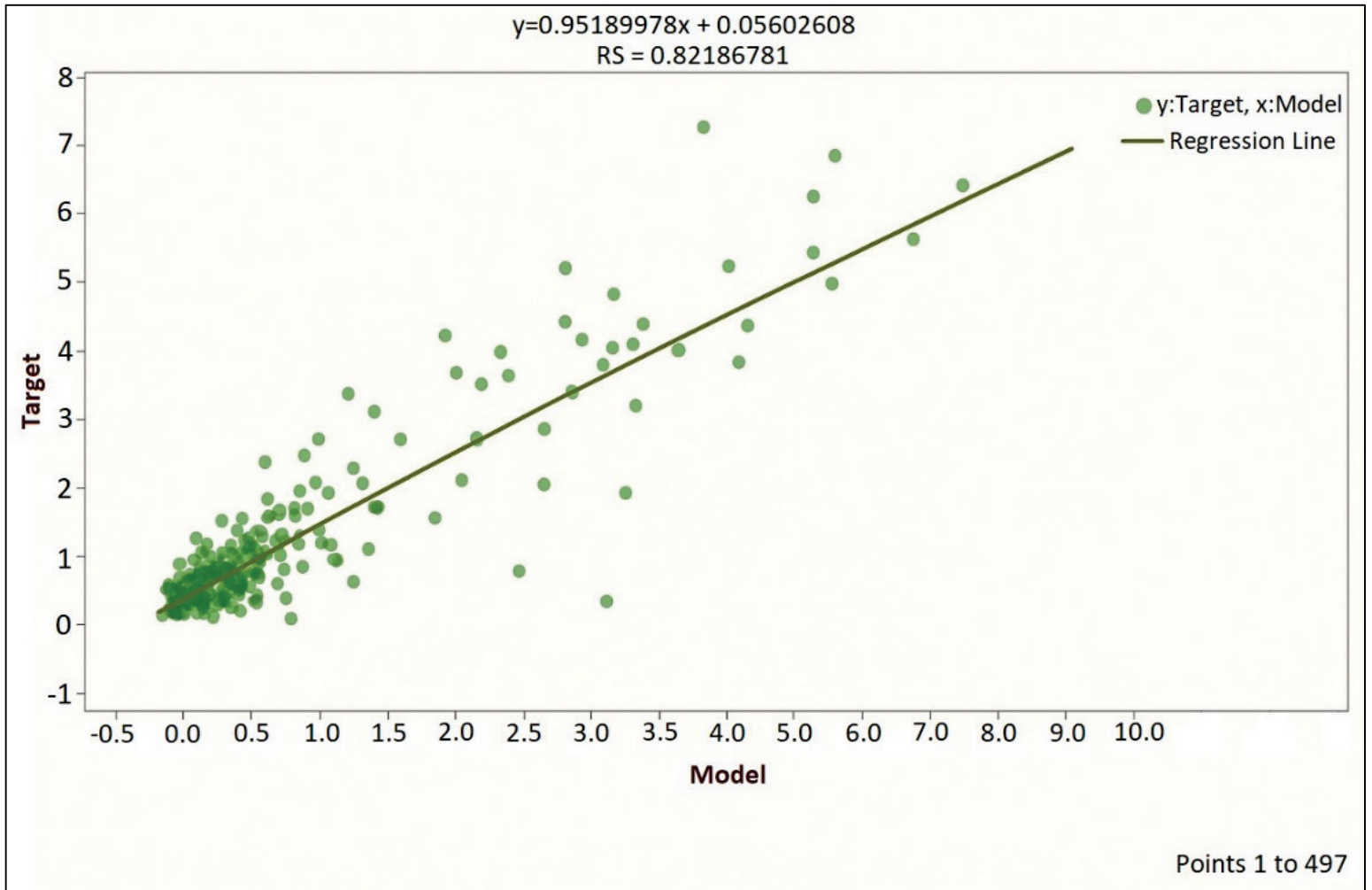


Figura 5. Regresión lineal del escenario de campo.

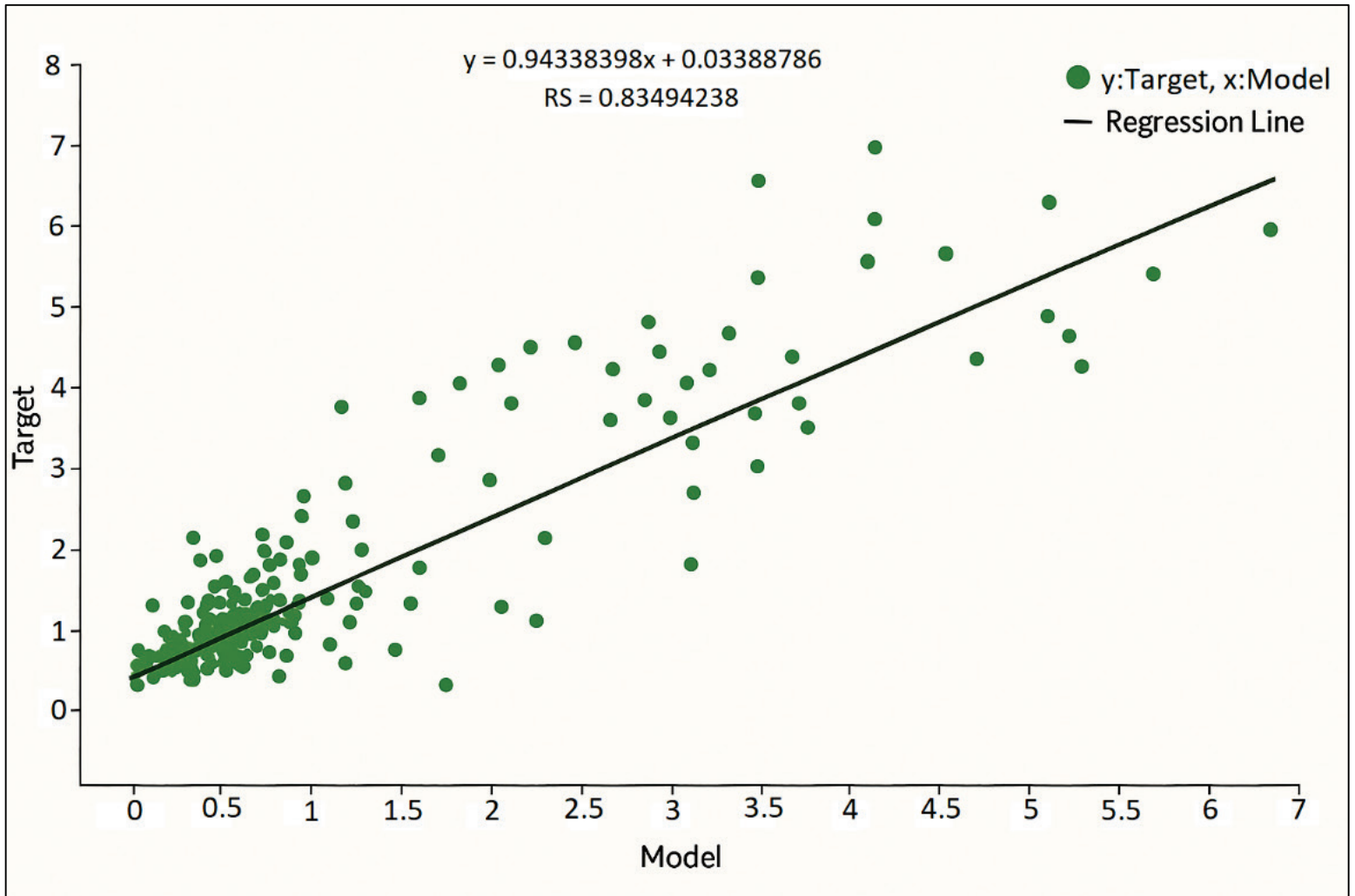


Figura 6. Regresión lineal del escenario combinado.

Discusión

Los modelos de predicción de la socavación de pila de puente identifican como variables de mayor significancia para el rendimiento del modelo el ancho normal del pilar (Bn), elemento que se encuentra en concordancia con Landers y Mueller (1996). Posteriormente, le siguen el diámetro medio de la partícula ($D50$), factor de forma (Sh), velocidad del flujo (V),

velocidad crítica (V_c) y el de menor significancia: el ángulo de ataque (Sk).

Se consideró que $R^2 \geq 0.9$ indica alta precisión; $0.75 \leq R^2 \leq 0.9$, buena precisión; $0.6 \leq R^2 \leq 0.75$, moderada precisión; y $R^2 \leq 0.6$, baja precisión (López-Silva *et al.*, 2024)

Al respecto, en el escenario de laboratorio se observa una buena precisión del modelo predictivo, producto del agrupamiento de datos con función lineal $y = 1.011x \pm 0.002$, R^2 de 0.899, un RMSE de 0.036 y un MAE de 0.026.

En el escenario de campo se observa mayor dispersión de datos, lo cual genera menor precisión sobre la función matemática predictiva para el escenario del laboratorio. No obstante, se encuentra en un rango de buena precisión para R^2 de 0.822, RMSE de 0.546 y un MAE de 0.387.

Del mismo modo, sucede con cierta similitud el escenario combinado (Figura 6). Las posibles causas se deben a múltiples factores tanto relacionados con el modelo como con las condiciones del entorno. En relación con el modelo, se debe a su simplificación, a las características geomorfológicas locales, propiedades del lecho del río y fenómenos transitorios. No obstante, el modelo del escenario combinado mostró favorables métricas de errores con un R^2 de 0.835, RMSE de 0.413 y un MAE de 0.226.

La validación de la ecuación del escenario del laboratorio mostró que el 24.5 % de los resultados obtenidos (37 de 151) presentaban un error típico menor al 10 % y que estos, al compararlos, presentaban un coeficiente de determinación de 0.858. En general, la tendencia es que mediante la ecuación del escenario del laboratorio se presentaban

resultados de socavación local similares al registrado. En la Figura 7 se muestra la gráfica de validación del escenario de laboratorio.

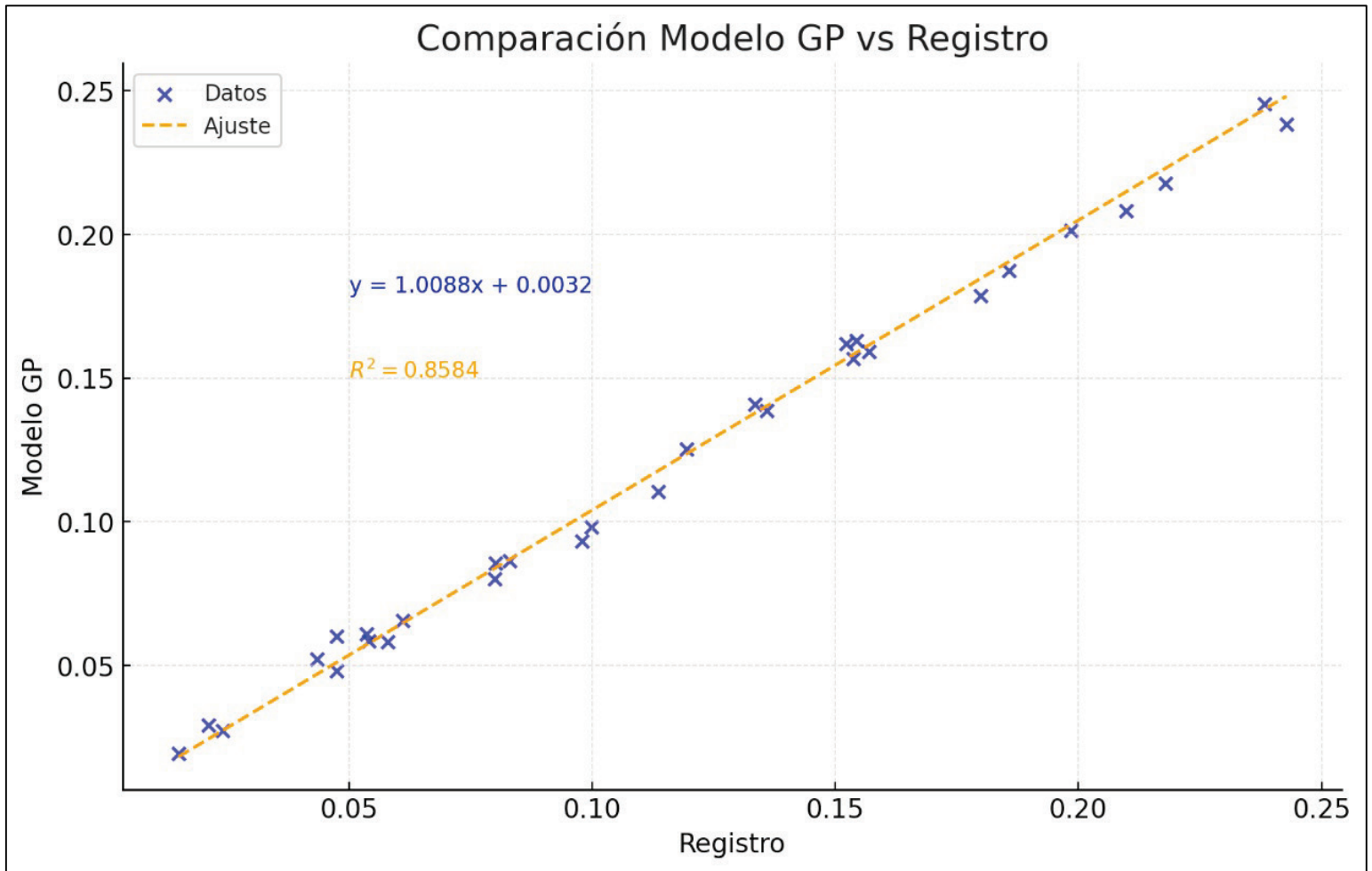


Figura 7. Validación del modelo de laboratorio, Ecuación (9).

A pesar de que algunos autores (Choi & Choi, 2022; Kim *et al.* (2025) señalan que las ecuaciones predictivas basadas en datos de laboratorio presentan disimilitudes de resultados por la geometría entre pilares y otras variables, como el diámetro medio de las partículas, en

este estudio como hallazgo significativo se ha logrado mejorar la brecha de disimilitud.

La validación de modelo del escenario de campo, Ecuación (10), muestra porcentajes de error típico mínimo y máximo de 6.73 y 14.62 %, respectivamente. Sin embargo, en relación con la ecuación de Laursen, modificada por Neil, se reflejó un error típico superior que osciló entre el 27.28 y 63.17 %, superando al escenario de campo de 27.67 a 23.14 % de error. Como se observa, existe elevado error típico por parte de la ecuación Laursen modificada por Neil, lo cual manifiesta limitaciones importantes en la capacidad predictiva del modelo. Todo ellos tienen varias implicaciones prácticas, como diseños de las dimensiones de cimentación poco fiable e inseguras, porque no están ajustadas a la realidad hidráulica del cauce. Por tanto, se demuestra que las ecuaciones analíticas tienden a sobrestimación o subestimación de los resultados de la socavación de pila de puente frente a los modelos derivados de la GEP.

Por otro lado, la validación de la ecuación —obtenida mediante programación genética— para el escenario de datos combinados sugirió valores que tienden a cero o negativos, lo que conceptualmente implica la inexistencia de socavación. Sin embargo, es sabido que la interacción de un puente con un río altera su flujo natural, por lo que la presencia de socavación es inevitable. Los modelos GEP suelen considerarse superiores a las ecuaciones analíticas tradicionales en problemas complejos como la predicción de la socavación en pilas de puentes por varias razones clave, como las siguientes: capturan relaciones no lineales complejas, flexibilidad, adaptabilidad, mejor precisión predictiva y capacidad de integración de múltiples variables. Moussa (2013), en un análisis comparativo del modelo GEP, ANN y MLR, demostró que el enfoque GEP proporciona resultados satisfactorios para la predicción de la profundidad

de socavación de aguas de las estructuras hidráulicas. Del mismo modo, Hassan y Jalal (2021), y Rathod y Manekar (2022) ratifican que el modelo GEP mantiene una robustez superior a otros modelos de inteligencia artificial para estimar la socavación en pila de puente.

Sin embargo, es necesario señalar algunas limitaciones que posee el modelo, como la amplia base de datos para el entrenamiento, posible sobreajuste para escaso proceso de validación, interpretación de expertos para proporcionar sentido físico del fenómeno. Finalmente, se han expuesto algunos procesos metodológicos y prácticos que permiten disminuir las diferencias entre los datos de laboratorio y de campo, y se proponen ecuaciones matemáticas para abordarla, considerando los niveles de precisión y conservadurismo en las actitudes de socavación evaluadas.

Conclusiones

A partir del análisis profundo de la programación de expresión genética en *GeneXproTools*, se lograron obtener tres ecuaciones analíticas para calcular la socavación local de pilas de puentes basadas en escenarios de datos de laboratorio, de campo y combinación entre ellos. Con base en el escenario de laboratorio, se concluye que la Ecuación (9), propuesta para la predicción de la socavación local en pilas de puentes, resulta ser aquella que mostró mejor concordancia con los resultados de socavación local de la matriz de datos evaluada, con un coeficiente de determinación (R^2) de 0.899. A esto se le añade que también presentó una concordancia significativa con el 24.5 % de los datos empleados para la validación, alcanzando un coeficiente de determinación de 0.858. Ello demostró que

esta ecuación es aplicable en entornos de laboratorio, al poseer una aproximación significativa.

De la Ecuación (10) propuesta para la predicción de la socavación local en pilas de puentes para el escenario de campo, se puede concluir que mostró mejor concordancia con los resultados de socavación local de la matriz de datos evaluada con un coeficiente de determinación (R^2) de 0.822. A esto se le añade que para la validación se obtuvo un porcentaje de error mínimo de 6.73 % y máximo de 14.62 %, y que a su vez estos porcentajes fueron menores en comparación con el modelo analítico de Laursen modificada por Neil, lo cual demuestra que la Ecuación (10) es aplicable en entornos de campo al poseer una aproximación más cercana a la realidad.

Por otro lado, la Ecuación (11) empleada para la predicción de la socavación local en pilas de puente en escenarios combinados (laboratorio y campo) mostró una significativa concordancia con los resultados de la matriz de la combinación con un coeficiente de determinación de 0.835. Sin embargo, la validación de la ecuación aplicada al escenario de laboratorio mostró no tener concordancia alguna. Así, se concluye que esta ecuación no es aplicable en ambos escenarios. Para finalizar, es importante destacar que con las ecuaciones encontradas mediante programación genética se podría proyectar con mejor precisión la profundidad a la cual deberían estar situadas las pilas de los puentes, haciendo que sean más seguras, eficientes, económicas y, sobre todo, estables, frente a las transformaciones climáticas actuales.

Agradecimientos

Agradecemos en primer lugar a Dios, por brindarnos la sabiduría, fortaleza y perseverancia necesarias para culminar este proyecto. A nuestras familias, por su amor incondicional, comprensión y constante apoyo a lo largo de este proceso. A la Escuela Profesional de Ingeniería Civil de la Universidad Ricardo Palma y a su equipo por el acompañamiento y el entorno necesario para desarrollar esta investigación plenamente. De manera especial, queremos reconocer a la Dra. Enriqueta Pereyra Salardi, directora de escuela, y a su equipo de trabajo, por su constante gestión y compromiso con la excelencia académica. Asimismo, extendemos nuestro agradecimiento al M.I. Marco Antonio Hernández Aguilar por su apoyo y disposición.

Referencias

- Abd-El-Hady-Rady, R. (2020). Prediction of local scour around bridge piers: artificial-intelligence-based modeling versus conventional regression methods. *Applied Water Science*, 10(2), 57. <https://doi.org/10.1007/s13201-020-1140-4>
- Amini-Baghdadorani, D., Ataie-Ashtiani, B., Beheshti, A., Hadjzaman, M., & Jamali, M. (2018). Prediction of current-induced local scour around complex piers: Review, revisit, and integration. *Coastal Engineering*, 133(43-58). <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2017.12.006>
- Belmonte, H. (1990). *Puentes* (4ª ed.). La Paz, Bolivia: Imprenta Ramírez.

- Choi, S. U., & Choi, S. (2022). Prediction of local scour around bridge piers in the cohesive bed using support vector machines. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 26(5), 2174-2182. <https://doi.org/10.1007/S12205-022-1803-9>
- Chou, J.-S., & Nguyen, N.-M. (2022). Scour depth prediction at bridge piers using metaheuristics-optimized stacking system. *Automation in Construction*, 140, 104297. <https://doi.org/10.1016/j.autcon.2022.104297>
- Ebtehaj, I., Bonakdari, H., Zaji, A. H., & Sharafi, H. (2019). Sensitivity analysis of parameters affecting scour depth around bridge piers based on the non-tuned, rapid extreme learning machine method. *Neural Computing and Applications*, 31(12), 9145-9156. <https://doi.org/10.1007/s00521-018-3696-6>
- Fuladipanah, M., Hazi, M. A., & Kisi, O. (2023). An in-depth comparative analysis of data-driven and classic regression models for scour depth prediction around cylindrical bridge piers. *Applied Water Science*, 13(12), 231. <https://doi.org/10.1007/s13201-023-02022-0>
- Ghumman, A. R., Haider, H., Al-Salamah, I. S., Shafiquzzaman, Md., Alodah, A., Alresheedi, M., Farooq, R., Ahmed, A., & Pasha, G. A. (2024). Local scour depth around bridge piers: performance evaluation of dimensional analysis-based empirical equations and AI techniques. *KSCE Journal of Civil Engineering*, 28(8), 3270-3285. <https://doi.org/10.1007/s12205-024-1161-x>
- Guevara, M. (2021). *Socavación en puentes*. Popayán, Colombia: Editorial Universidad del Cauca.

- Hassan, W. H., & Jalal, H. K. (2021). Prediction of the depth of local scouring at a bridge pier using a gene expression programming method. *SN Applied Sciences*, 3(2), 159. <https://doi.org/10.1007/s42452-020-04124-9>
- Khosravi, K., Khozani, Z. S., & Mao, L. (2021). A comparison between advanced hybrid machine learning algorithms and empirical equations applied to abutment scour depth prediction. *Journal of Hydrology*, 596, 126100. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126100>
- Kim, T., Shahriar, A. R., Lee, W. D., Choi, Y., Kwon, S., & Gabr., M. A. (2025). Field data-based prediction of local scour depth around bridge piers using interpretable machine learning. *Transportation Geotechnics*, 52, 101567. <https://doi.org/10.1016/J.TRGEO.2025.101567>
- Kumar, V., Baranwal, A., & Das, B. S. (2024). Prediction of local scour depth around bridge piers: modelling based on machine learning approaches. *Engineering Research Express*, 6(1), 015009. <https://doi.org/10.1088/2631-8695/ad08ff>
- Landers, M. N., & Mueller, D. S. (1996). Evaluation of selected pier-scour equations using field data. *Transportation Research Record*, 1523(1), 186-195. <https://doi.org/10.1177/0361198196152300123>
- López-Silva, M., Carmenates-Hernández, D., Poma-Puente, R., Calderón-Rufasto, J., & Sanchez-Verastegui, W. (2024). Modelos de resistencia al flujo en río de montaña: semiempíricos, HEC-RAS y GEP. *Ingeniería Del Agua*, 28(2), 123-140. <https://doi.org/10.4995/ia.2024.20629>

- Moussa, Y. A. M. (2013). Modeling of local scour depth downstream hydraulic structures in trapezoidal channel using GEP and ANNs. *Ain Shams Engineering Journal*, 4(4), 717-722. <https://doi.org/10.1016/J.ASEJ.2013.04.005>
- Qi, M., Li, J., & Chen, Q. (2016). Comparison of existing equations for local scour at bridge piers: Parameter influence and validation. *Natural Hazards*, 82, 2089–2105. <https://doi.org/10.1007/s11069-016-2287-z>
- Rathod, P., & Manekar, V. L. (2022). Gene expression programming to predict local scour using laboratory and field data. *ISH Journal of Hydraulic Engineering*, 28(2), 143-151. <https://doi.org/10.1080/09715010.2020.1846144>
- MTC, Ministerio de Transportes y Comunicaciones. (2018). *Manual de hidrología, hidráulica y drenaje*. Lima, Perú: Ministerio de Transportes y Comunicaciones de Perú.
- Rocha, A. (2013). *Hidráulica de obras viales* (3ª. ed.). Lima, Perú: Fondo Editorial ICG. Recuperado de <https://www.gob.pe/institucion/mtc/normas-legales/4443017-20-2011-mtc-14>
- Rodríguez, A. (2020). *Puentes* (8ª ed.). Lima, Perú: Rodríguez, A.
- Wilson, K. V., & Eaton, G. P. (1995). Scour at selected bridge sites in Mississippi. Water-Resources Investigations Report. *U.S. Geological Survey*. <https://doi.org/10.3133/WRI944241>
- Zhang, L., Liu, J., Liu, Y., Lan, S., & Yang, J. (2022). Causes and statistical characteristics of bridge failures: A review. *Journal of Traffic and Transportation Engineering*, 9(3), 499-515. <https://doi.org/10.1016/j.jtte.2021.12.003>

Experimental analysis of hydraulic jump roller length in compound rectangular channels with uniform bed roughness under zero slope conditions

Análisis experimental de la longitud del rodillo de un resalto hidráulico en canales rectangulares compuestos con rugosidad uniforme del lecho en condiciones de pendiente cero

Khechiba Haroun¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0005-9147-1303>

Ali Ghomri², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0384-7525>

Djamel Besser³, ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-0530-9090>

Ibtissam Herri⁴, ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-7120-2483>

¹UDERZA Unit, Faculty of Technology, University of El Oued, 39000 El Oued, Algeria, khechiba-haroun@univ-eloued.dz

²Research Laboratory in Underground and Surface Hydraulics, University of Biskra, Algeria / Department of Hydraulics and Civil Engineering, University of El Oued, Algeria, alighomri@yahoo.fr

³UDERZA Unit, Faculty of Technology, University of El Oued, 39000 El Oued, Algeria, besser-djamel@univ-eloued.dz

⁴UDERZA Unit, Faculty of Technology, University of El Oued, 39000 El Oued, Algeria, herri-ibtissam@univ-eloued.dz



Corresponding author: Khechiba Haroun, khechiba-haroun@univ-eloued.dz

Abstract

This study investigates the behavior of hydraulic jumps in compound rectangular channels with uniformly roughened beds, a configuration common in natural and engineered open-channel systems but underexplored in existing literature. While traditional research has focused on smooth or partially rough beds in prismatic channels, this work addresses the gap by experimentally analyzing roller length variations in channels featuring both major and minor flow sections roughened with consistent plastic elements. Conducted in a horizontal, closed-circuit flume, the experiments varied bed roughness ($\varepsilon = 0\text{--}12\text{ mm}$) and Froude numbers ($F_1 \approx 2\text{--}9$) to replicate realistic flow conditions. Dimensionless parameters were used to derive empirical correlations between roller length and relative bed roughness, showing a consistent inverse relationship. Statistical regression confirmed strong linear trends between relative roughness and derived model coefficients for both bed types, with high determination coefficients ($R^2 > 0.97$). The findings demonstrate that full-bed roughness significantly enhances energy dissipation by reducing roller length, offering practical design implications for more compact and efficient stilling basins in compound channels.

Keywords: Hydrodynamics, fluid mechanics, hydraulic engineering, hydraulic structures, canals, equations, mathematical models.

Resumen

Este estudio investiga el comportamiento de los resaltos hidráulicos en canales rectangulares compuestos con lechos uniformemente rugosos, una configuración común en sistemas de flujo a cielo abierto tanto naturales como artificiales, pero poco explorada en la literatura existente. Mientras que la investigación tradicional se ha centrado en lechos lisos o parcialmente rugosos en canales prismáticos, este trabajo aborda dicha laguna mediante el análisis experimental de las variaciones en la longitud del rodillo en canales con secciones de flujo mayor y menor rugosificadas con elementos plásticos consistentes. Los experimentos se realizaron en un canal cerrado y horizontal, variando la rugosidad del lecho ($\varepsilon = 0-12$ mm) y los números de Froude ($F_1 \approx 2-9$) para simular condiciones de flujo realistas. Se utilizaron parámetros adimensionales para derivar correlaciones empíricas entre la longitud del rodillo y la rugosidad relativa del lecho, mostrando una relación inversa consistente. La regresión estadística confirmó fuertes tendencias lineales entre la rugosidad relativa y los coeficientes del modelo derivados para ambos tipos de lecho, con altos coeficientes de determinación ($R^2 > 0.97$). Los hallazgos demuestran que la rugosidad total del lecho mejora de forma significativa la disipación de energía al reducir la longitud del rodillo, lo que ofrece implicaciones prácticas para el diseño de cuencas de disipación más compactas y eficientes en canales compuestos.

Palabras clave: Hidrodinámica, mecánica de fluidos, ingeniería hidráulica, estructura hidráulica, canal, ecuación, modelo matemático.

Received: 26/06/2025

Accepted: 10/07/2025

Available ahead of print: 11/07/2025

Version of record: 01/05/2026

Introduction

Hydraulic jumps are a well-established phenomenon in open channel hydraulics, characterized by an abrupt transition from supercritical to subcritical flow, typically marked by a sudden rise in water surface elevation and high turbulence intensity. These jumps serve as crucial energy dissipator in hydraulic engineering applications, including downstream of spillways and sluice gates, where they help to prevent structural damage caused by erosive high-velocity flows (Chanson, 2011; De-Leo, Rinaldi, Comiti, & Nardi, 2020; Leutheusser & Schiller, 1975). A key design parameter in managing such flows is the roller length—the surface recirculating region of the hydraulic jump—which directly influences the required size and cost of stilling basins (Mohamed-Ali, 1991).

Numerous studies have investigated the characteristics of hydraulic jumps on smooth beds, establishing empirical relationships between roller length, sequent depth, and upstream Froude number (Chanson, 2011; Djamaa & Ghomri, 2020). To enhance energy dissipation and reduce basin length, modifications such as roughened beds or the inclusion of appurtenances have been widely employed. Experimental evidence confirms that roughness elements significantly influence jump behavior by increasing turbulence and momentum exchange, resulting in shorter

roller lengths and lower downstream depths (Abbaspour, Hosseinzadeh-Dalir, Farsadizadeh, & Sadraddini, 2009; Carollo, Ferro, & Pampalone, 2007; Ead & Rajaratnam, 2002; Mohamed-Ali, 1991; Djamaa, Ghomri, & Khechana, 2021). Carollo *et al.* (2007), and Ead and Rajaratnam (2002) demonstrated that uniformly rough or corrugated beds contract the roller length through enhanced energy loss. Similarly, Mohamed-Ali (1991) found that roughened-bed stilling basins substantially reduce required jump length, allowing for more compact and economical designs.

Despite extensive research on smooth and rough beds in prismatic channels, real-world applications often involve compound channels-geometries comprising a deeper main channel and shallower floodplains. These configurations introduce additional complexity due to differential momentum exchange and flow redistribution between the channel compartments (Djamaa & Ghomri, 2020). Existing research on hydraulic jumps in compound channels remains limited (Benabdesselam, 2020; Khattaoui & Achour, 2012; Riguet, Debabeche, & Ghomri, 2020), with studies by Khattaoui and Achour (2012), and Benabdesselam (2020) highlighting how compound geometry alters sequent depth and energy dissipation. Riguet *et al.* (2020) further explored depth ratio characteristics, yet most available studies focus on smooth or partially roughened beds, overlooking the roller length as a key parameter.

Recent investigations have begun to address this gap. Djamaa and Ghomri (2020) examined roller length in compound channels with rough bottoms and found a measurable influence of roughness, though their focus was exploratory. In a follow-up study, Djamaa *et al.* (2021) demonstrated that roughness in the minor bed reduces the threshold Froude number for jump formation, underscoring the role of roughness in compound cross-sections. However, both studies applied roughness to

only part of the compound channel, typically the floodplain, while the main bed remained smooth.

In practice, both the main and minor beds may possess significant roughness —e.g., coarse gravel beds in channels and vegetated floodplains— necessitating a more comprehensive understanding of how full-bed roughness affects hydraulic jump dynamics. Furthermore, most existing work has not isolated the influence of roughness under horizontal (zero slope) conditions, which are representative of engineered structures like stilling basins. While some prior work has explored adverse slope scenarios (Esfahani, 2017; Pourabdollah, Heidarpour, & Koupai, 2019), the behavior of jumps in compound channels with entirely rough beds under zero slope remains underexplored.

This study advances previous research by specifically investigating hydraulic jumps in rectangular compound channels with uniformly distributed plastic roughness applied to both the main and minor channel beds. Unlike earlier investigations that explored the effects of varied roughness geometries —such as those by Ghomri and Riguet (2012) and Debabeche *et al.* (2006)— this study employs consistent artificial roughness elements across five discrete roughness values ($\epsilon = 6, 8, 10$ and 12 mm). The primary objective is to develop concise, dimensionless empirical equations derived from an extensive experimental dataset to describe the relationship between roller length and roughness parameters. These formulations aim to provide a practical and predictive tool for hydraulic design on rough compound beds. Furthermore, the study highlights the potential of rough beds to enhance energy dissipation efficiency, offering viable design strategies for stilling basins intended to reduce downstream erosion and structural damage.

Materials and methods

The experimental setup for investigating the roller length of hydraulic jumps was meticulously established within a closed-circuit hydraulic flume system located at the Laboratory for Exploitation and Valorization of Natural Resources in Arid Zones, University of Ouargla, Algeria. The primary apparatus consisted of a rectangular channel measuring 10 meters in length and 0.5 meters in height, constructed with transparent Plexiglas sidewalls to facilitate direct and clear observation of the flow characteristics and the hydraulic jump formation. The channel was precisely oriented horizontally with zero slope to ensure accurate isolation of the hydraulic jump phenomena from gravitational influences (Figure 1).



Figure 1. The channel used for the experiment.

The test section within the channel extended 4 meters and was designed with a compound cross-section, comprising two clearly defined sections: a narrower minor bed with a width of 14.4 cm, and a wider major bed measuring 25 cm in width. Both beds were consistently constructed at a uniform height of 15.5 cm. The beds' surfaces were roughened using carefully selected uniform plastic pellets with roughness heights (ϵ) of 6 mm, 8 mm, 10 mm, and 12 mm. These pellets, chosen to simulate realistic conditions in industrial and natural environments such as concrete-lined channels and rocky streams, were secured using robust adhesive and rigid fishing lines. This careful attachment ensured durability and prevented erosion or displacement under torrential flow conditions, thus providing repeatable experimental conditions (Figure 2).



Figure 2. Compound cross-section in the experimental channel with roughened main and minor beds using uniformly arranged plastic spheres for studying hydraulic jump characteristics.

Water supply for the experiment was meticulously managed through a circular pipe with a diameter of 150 mm, connected to an axial pump capable of delivering precise flow rates up to 55.55 liters per second. Upstream, the setup featured a closed metal box containing a precisely adjustable flat plate orifice, whose main function was to generate controlled torrential flows. This orifice allowed fine adjustment of the initial hydraulic jump height (h_1), specifically tested at heights of 2.5, 3,

3.5 and 4 cm. These values were strategically selected to yield practical Froude numbers (approximately ranging from 2 to 9), which are typical of real-world scenarios encountered in hydraulic structures such as spillways and stilling basins.

A downstream sluice gate was employed to further control and stabilize the flow conditions, while a rectangular sharp-crested weir installed at the downstream end of the channel provided accurate and direct measurement of flow rates.

To systematically study the effects of downstream conditions on the hydraulic jump, 26 thin metal plate thresholds, each precisely constructed with thicknesses ranging from 1 to 2 mm, were securely anchored to the channel bed. These thresholds were adjustable in height at fine increments of 1 cm, covering an extensive range from 2.5 to 21 cm. This range facilitated detailed exploration of tail water level variations, allowing for controlled transitions between subcritical and supercritical flows, critical for analyzing stable jump formation and accurately determining roller lengths (Figure 3).

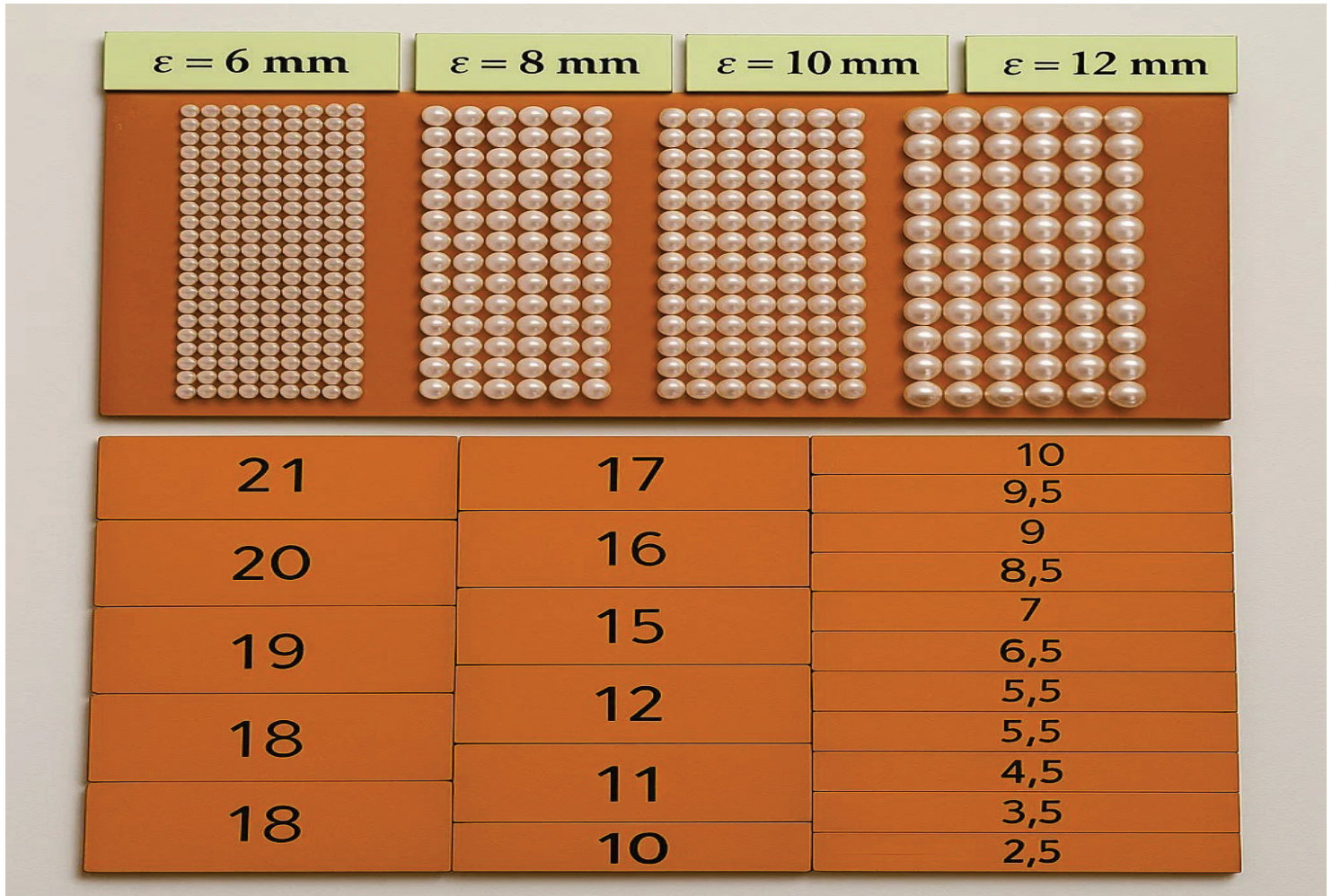


Figure 3. Roughness elements and threshold heights in the experimental study of hydraulic jumps.

All experimental parameters were converted into dimensionless ratios (ε/B , and ε/b , L_r/h_1). This dimensionless analysis permitted straightforward extrapolation of experimental findings to larger-scale prototype channels, significantly enhancing the practical applicability and relevance of the experimental results to real-world hydraulic engineering scenarios.

Results and discussion

Figure 4 and Figure 5 presents Variation of the roller length L_r as a function of the upstream Froude number F_1 for five absolute bed roughness values ($\varepsilon = 0, 6, 8, 10, 12$ mm), applied respectively to the minor bed ($0 < h_2 < 15.5$ cm) (Figure 4) and the major bed ($15.5 < h_2 < 28$ cm) (Figure 5). Distinct clusters of data points appear for each roughness level. The results show that, for a given Froude number, increasing the imposed bed roughness leads to a consistent reduction in roller length. This indicates that bed roughness plays a key role in enhancing energy dissipation and shortening the hydraulic jump within the compound channel.

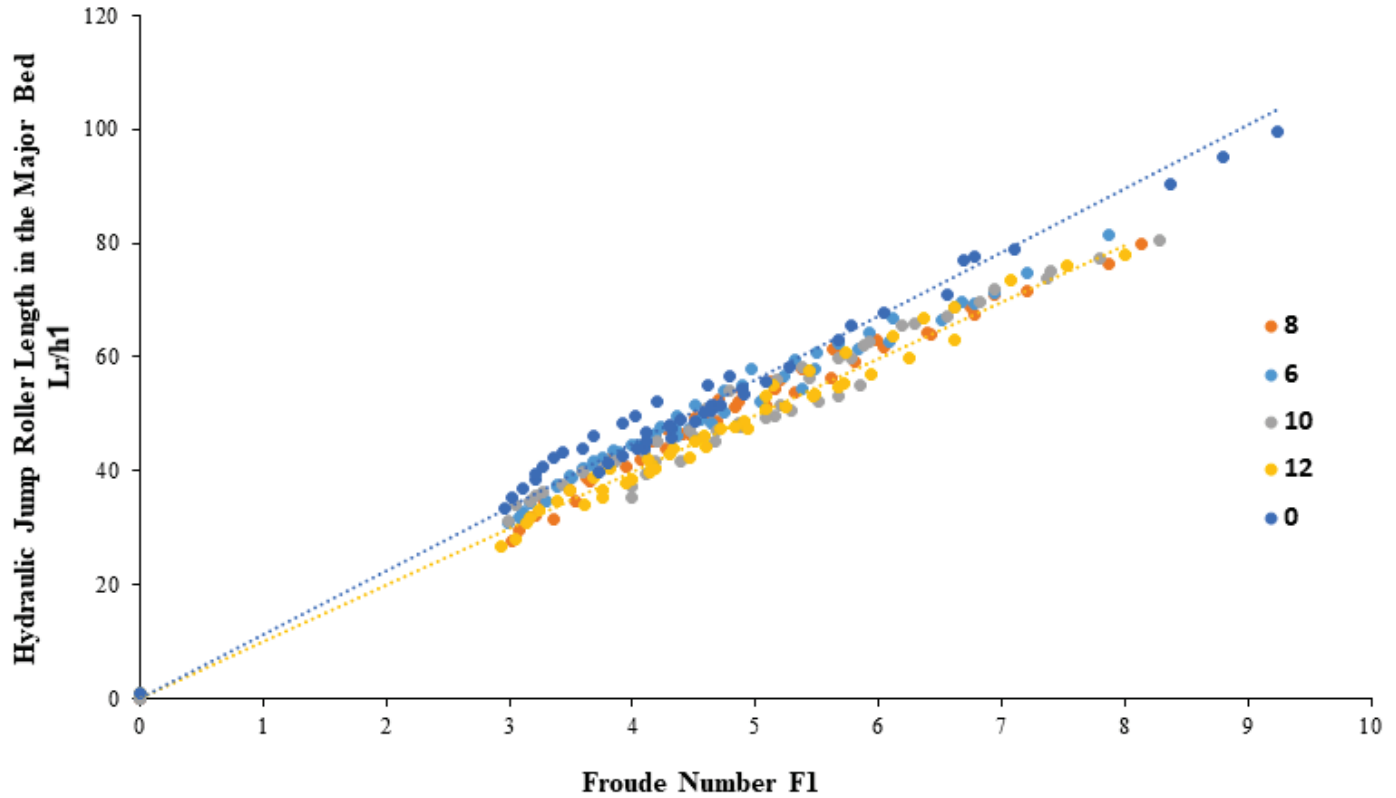


Figure 4. Relationship between the dimensionless hydraulic jump roller length (L_r/h_1) and the upstream Froude number (F_1) in the minor bed for various bed roughness conditions.

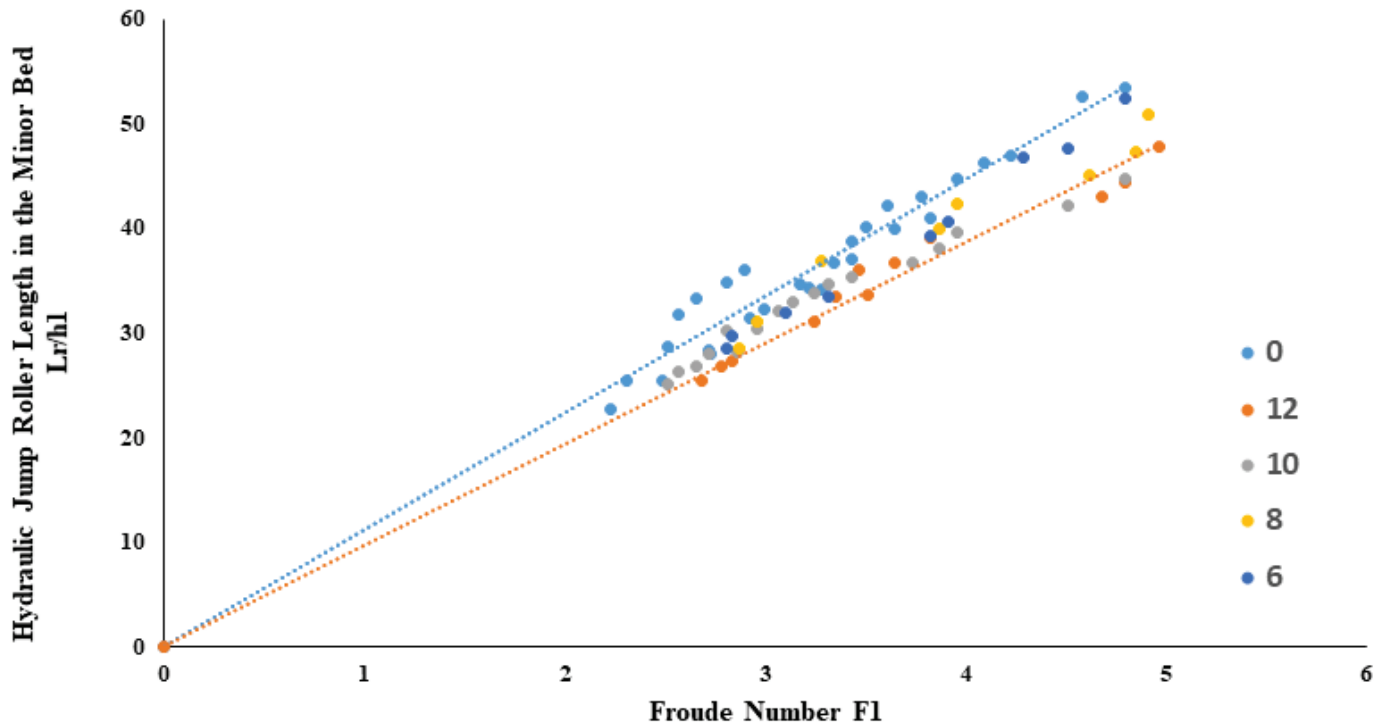


Figure 5. Variation of hydraulic jump roller length (L_r/h_1) in the major bed as a function of the upstream Froude number (F_1) for different bed roughness conditions.

A statistical analysis was performed on the complete set of experimental data using the nonlinear least squares method. The results indicated that, for each tested equivalent roughness, the incident Froude number (F_1) is logarithmically correlated with the dimensionless roller length (L_r/h_1) of the hydraulic jump. This relationship is described by the equation:

$$L_r/h_1 = a(F_1) \quad (1)$$

Where the coefficient a varies depending on the bed type: a_1 corresponds to the minor bed, while a_2 applies to the major bed. The corresponding values of coefficients a_1 and a_2 for each configuration are presented in Table 1.

Table 1. Regression coefficients (a_1 , a_2) and determination coefficients (R^2) for different bed roughness configurations in minor and major beds.

Roughness (mm)	Relative roughness (ε/b) in the minor bed	Relative roughness (ε/B) in the major bed	a_1	R^2	a_2	R^2
0	0	0	11.172	0.9977	12.167	0.9978
6	0.041666	0.024	10.538	0.9976	11.751	0.9985
8	0.055555	0.032	10.235	0.9974	11.303	0.9983
10	0.069444	0.04	10.008	0.9977	11.1	0.9975
12	0.083333	0.048	9.6693	0.9983	10.941	0.9985

The experimental results revealed a strong correlation between relative roughness (ε/b and ε/B) and the regression coefficients (a_1 and a_2) in both the minor and major beds. In the case of the minor bed ($0 < h_2 < 15.5$ cm), the coefficient a_1 was found to decrease linearly with increasing relative roughness (ε/b), following the relationship:

$$Lr/h_1 = (-17.764 (\varepsilon/b) + 11.213) \quad (F1) \quad (2)$$

With a determination coefficient of $R^2 = 0.9917$, indicating a high level of model accuracy.

Similarly, for the major bed ($15.5 < h_2 < 28$ cm), the coefficient a_2 showed a linear decrease with increasing (ε/B) , as expressed by:

$$Lr/h1 = (-26.594 (\varepsilon/B) + 12.222) \quad (F1) \quad (3)$$

This relation yielded an even higher determination coefficient of $R^2 = 0.9755$, reflecting a very strong alignment ((Figure 6 and (Figure 7).

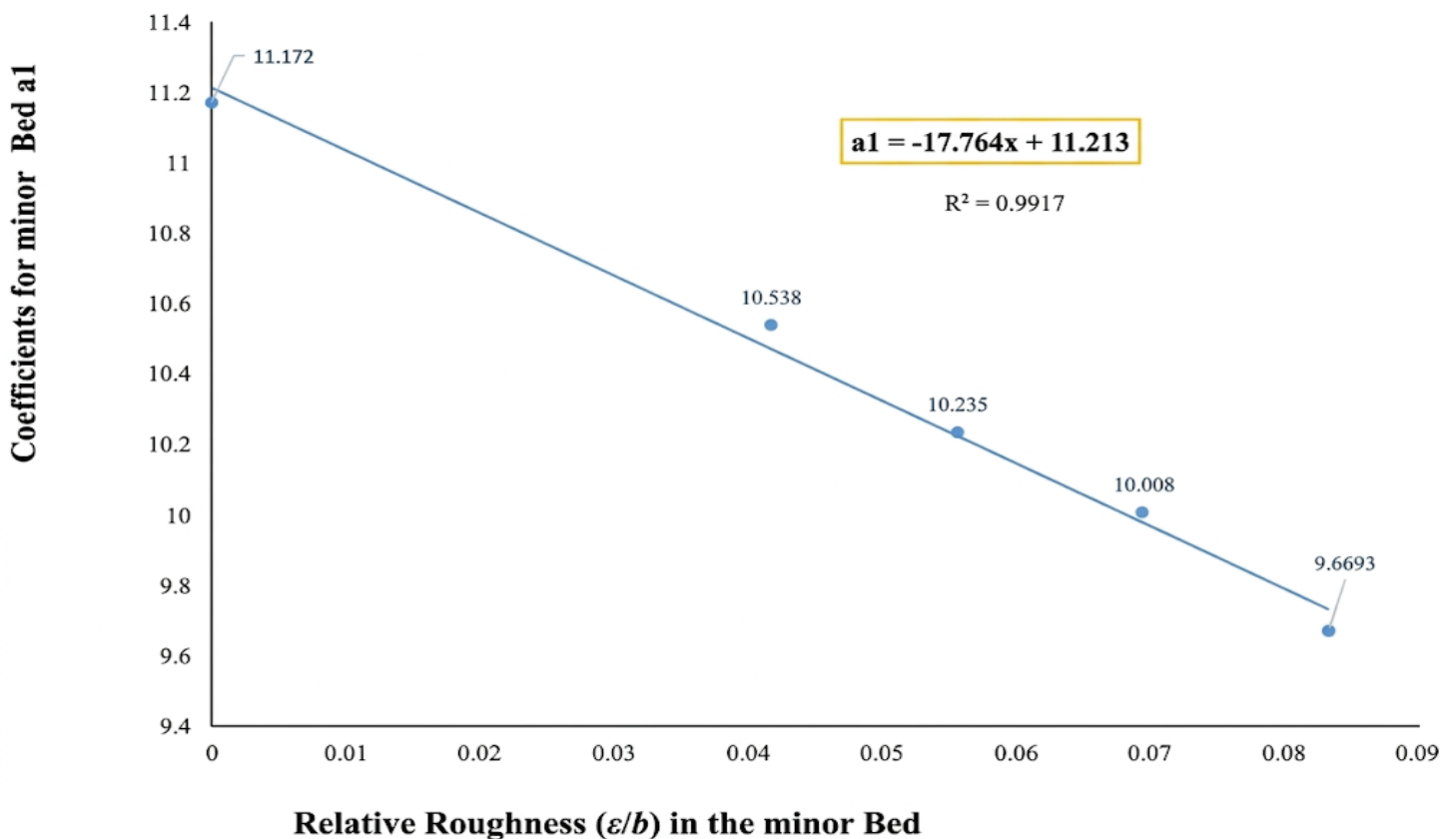


Figure 6. Linear relationship between relative roughness (ε/b) and coefficient a_1 in the minor bed.

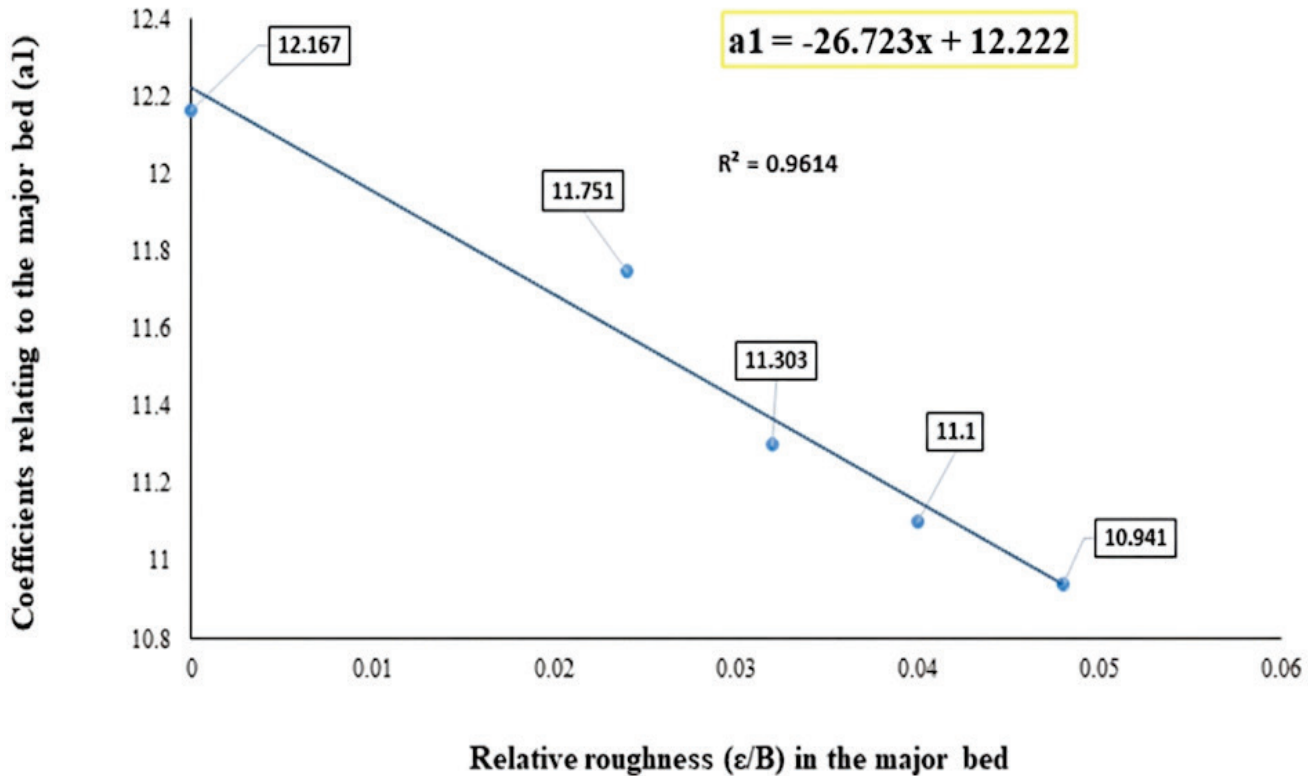


Figure 7. Variation of the regression coefficient a_2 with relative roughness (ϵ/B) for the major bed.

Figure 8 and Figure 9 collectively demonstrate that the relationship $Lr/h_1 = f((\epsilon/b), F_1)$ for the minor bed and $Lr/h_1 = f((\epsilon/B), F_1)$ for the major bed exhibit strong correlations across both flow domains. In each case, the majority of the experimental data points closely align with the first bisector, confirming the reliability of the regression models and the accuracy of the experimental measurements. Further, validate the robustness of the proposed dimensionless relationships.

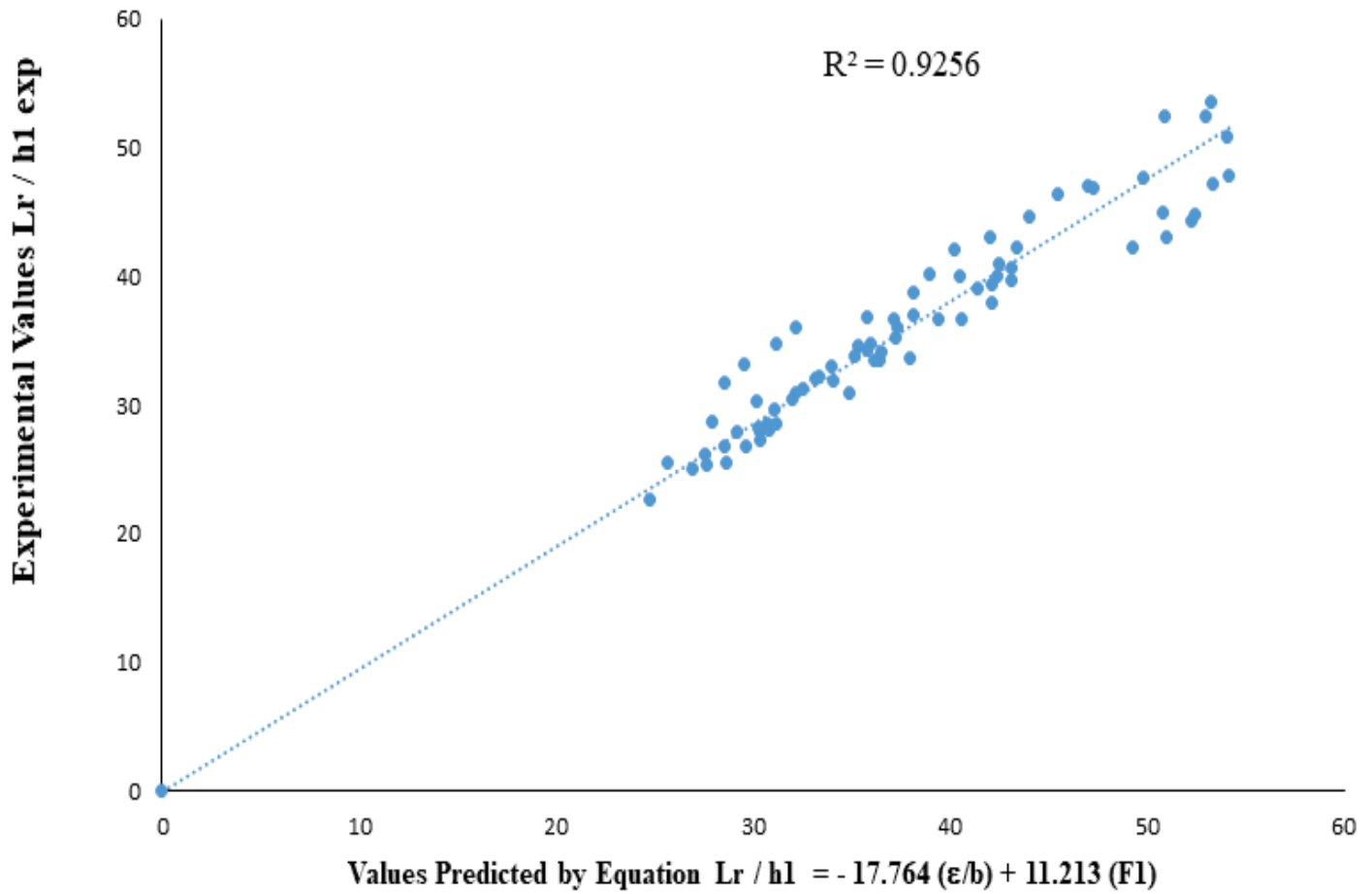
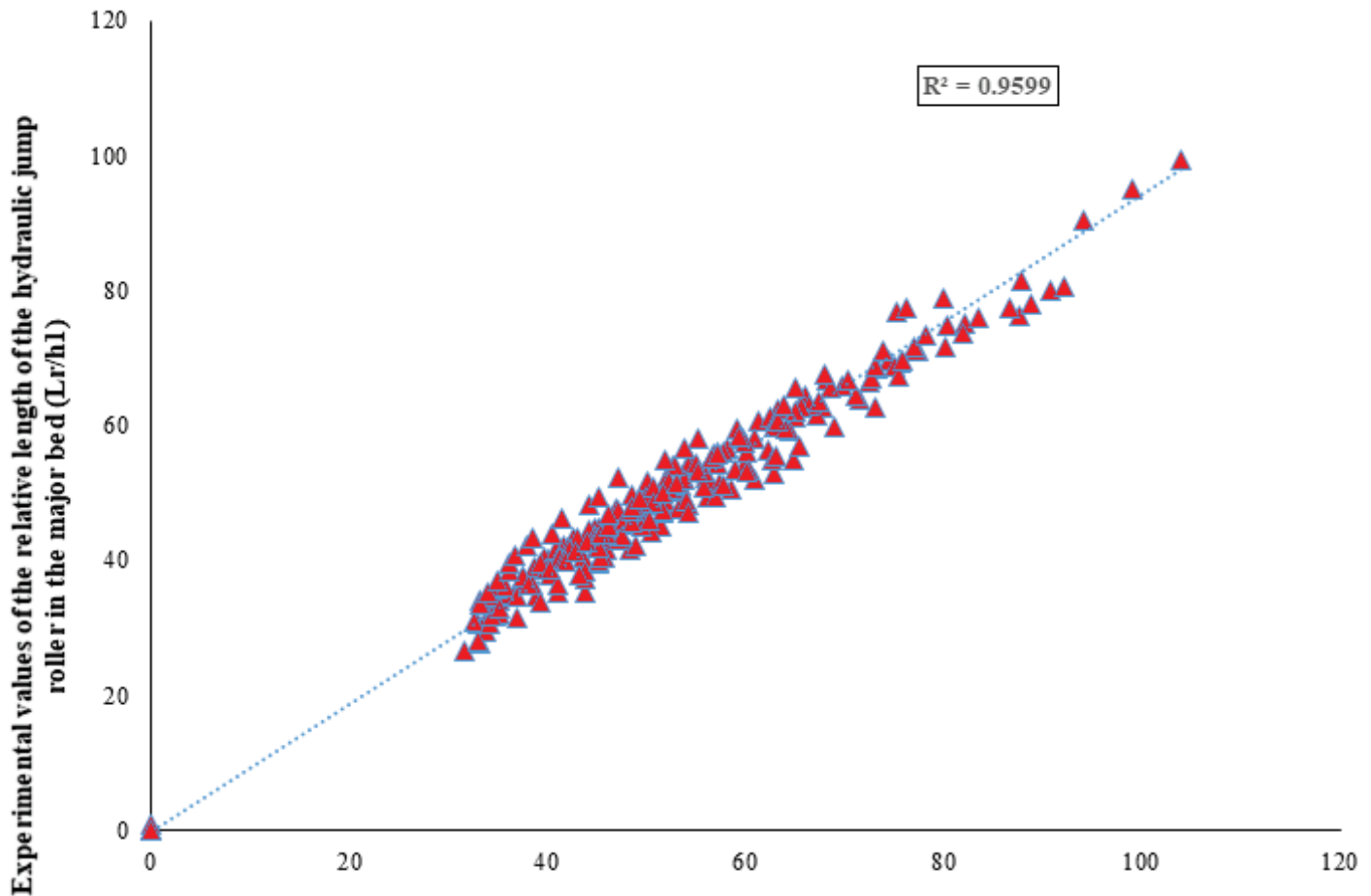


Figure 8. Comparison between experimental and predicted values of $Lr / h1$.



The values obtained from the global equation: $Lr / h1 = (-26.723 (\varepsilon/B) + 12.222)F1$

Figure 9. Agreement between experimental data and predicted values of $Lr/h1$ based on the equation for the major bed.

Figure 10 presents a comparative analysis of the predicted and observed values for the roller length ratio (Lr/H_1) across both minor and major bed configurations. The data reveal a distinct separation between the two setups. For the major bed (depicted in blue), which corresponds to the deeper flow region ($15.5 \text{ cm} < h_2 < 28 \text{ cm}$), the Lr/H_1 values are notably higher. This reflects longer roller lengths, likely resulting from

increased energy conservation due to the reduced impact of relative roughness (ϵ/B). The larger flow cross-section and volume lessen frictional resistance and energy loss. In contrast, the minor bed (shown in orange), associated with a shallower depth range ($0 \text{ cm} < h_2 < 15.5 \text{ cm}$), consistently yields lower L_r/H_1 values. These indicate shorter roller lengths, attributed to enhanced energy dissipation caused by a stronger influence of relative roughness (ϵ/b). Notwithstanding these contrasts, both datasets exhibit a strong linear relationship with the identity line, thereby affirming the predictive model's reliability across diverse bed geometries. The clear data separation further underscores the significance of bed structure and surface roughness in governing hydraulic jump dynamics.

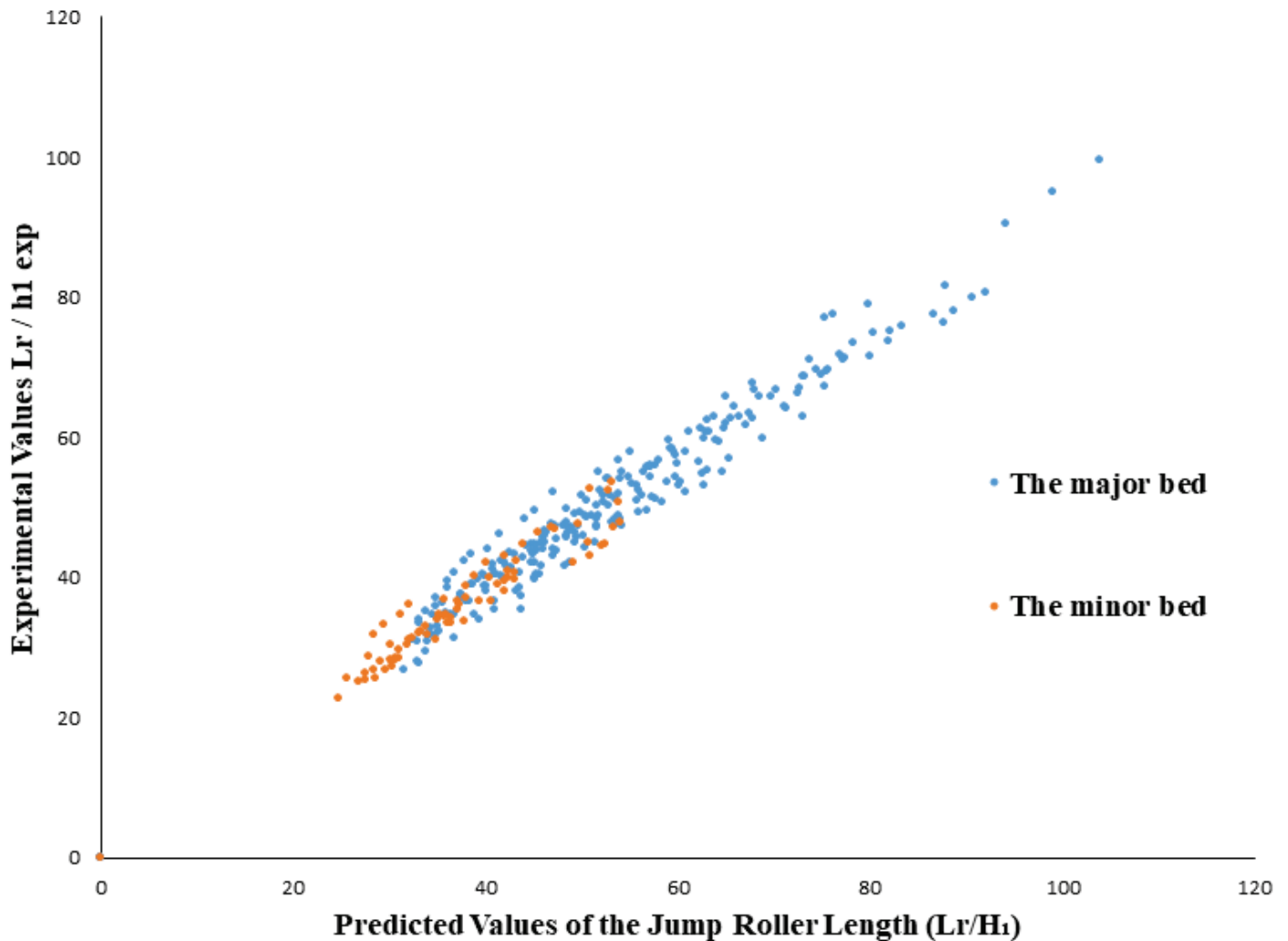


Figure 10. Comparison between predicted and experimental values of jump roller length (L_r/H_1) for major and minor beds.

Conclusions

This experimental investigation has advanced the understanding of hydraulic jump dynamics in compound channels by demonstrating the critical influence of uniform bed roughness across both the major and minor beds. The results confirm that increasing bed roughness leads to a

consistent decrease in roller length, with distinct behaviors observed between the deeper major bed and the shallower minor bed due to differences in relative roughness impact. The relationships between the Froude number and the dimensionless roller length were validated with high statistical reliability, supporting their utility in predictive modeling. These findings offer valuable insights for hydraulic engineers seeking to optimize stilling basin design in compound channels, particularly in environments with natural or engineered roughness. Future research may explore the combined effects of slope variations, roughness distribution patterns, and flow turbulence metrics to further refine hydraulic jump modeling under complex boundary conditions.

Acknowledgments

We gratefully acknowledge the invaluable support and resources provided by the Renewable Energy Development Unit in Arid Zones (UDERZA). Their commitment and facilitation of a productive research environment were instrumental in enabling the successful completion of this study.

References

Abbaspour, A., Hosseinzadeh-Dalir, A., Farsadizadeh, D., & Sadraddini, A. A. (2009). Effect of sinusoidal corrugated bed on hydraulic jump characteristics. *Journal of Hydro-Environment Research*, 3(2), 109-117. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2009.02.003>

- Benabdesselam, A. (2020). *Approches théoriques et expérimentale du ressaut hydraulique dans un profil de canal composé* (Doctoral dissertation). Université Mohamed Khider-Biskra, Argelia. <https://theses-algerie.com/3222824186449315/these-de-doctorat/universite-mohamed-khider---biskra/approches-theoriques-et-experimentales-du-ressaut-hydraulique-dans-un-profil-de-canal-compose>
- Carollo, F. G., Ferro, V., & Pampalone, V. (2007). Hydraulic jumps on rough beds. *Journal of Hydraulic Engineering*, 133(9), 989-999. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2007\)133:9\(989\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2007)133:9(989))
- Chanson, H. (2011). Hydraulic jumps: Turbulence and air bubble entrainment. *La Houille Blanche*, 1, 5-16. <https://doi.org/10.1051/lhb/2011001>
- De-Leo, A., Rinaldi, M., Comiti, F., & Nardi, L. (2020). The effects of hydraulic jumps instability on a natural river confluence: The case study of the Chiaravagna River (Italy). *Water*, 12(7), 2027. <https://doi.org/10.3390/w12072027>
- Debabeche, M., Kateb, S., Ghomri, A. (2006). Etude expérimentale du ressaut hydraulique dans un canal triangulaire à parois rugueuses. *Larhyss Journal*, (05), 187-196. <https://asjp.cerist.dz/en/article/54707>
- Djamaa, W., & Ghomri, A. (2020). Study of experimental approach of the relative length of the surface role of the hydraulic jump evolving in a rectangular channel of section composed with rough bottom. *Journal of Fundamental and Applied Sciences*, 12(1), 56-65. <https://doi.org/10.4314/jfas.v12i3.13>

- Djamaa, W., Ghomri, A., & Khechana, S. (2021). Study of the experimental approach of the relative threshold of the hydraulic jump evolving in a rectangular channel of composed section with rough minor bed. *Journal of Fundamental and Applied Sciences*, 13(2), 1079–1092. <https://www.jfas.info/index.php/JFAS/article/view/1112>
- Ead, S. A. & Rajaratnam, N. (2002). Hydraulic jump on corrugated bed. *Journal of Hydraulic Engineering*, 128(7), 656-663. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(2002\)128:7\(656\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(2002)128:7(656))
- Esfahani, M. J. (2017). Characteristics of hydraulic jump on rough bed with adverse slope. *ISH Journal of Hydraulic Engineering*, 23(3), 301-307. <https://doi.org/10.1080/09715010.2017.1313143>
- Ghomri, A. & Riguet, F. (2012). CONTRIBUTION A L'ETUDE EXPERIMENTALE DU RESSAUT HYDRAULIQUE DANS UN CANAL PROFILE EN U A FOND RUGUEUX. *Journal of Fundamental and Applied Sciences*, 2(2), 254-271. <https://asjp.cerist.dz/en/article/18195>
- Khattaoui, M. & Achour, B. (2012). Ressaut hydraulique en lit composé Hydraulic jump in compound channel. *Le Journal de l'Eau et de l'Environnement*, 11(20), 44-51. <https://asjp.cerist.dz/en/article/37432>
- Leutheusser, H. J., & Schiller, E. J. (1975). Hydraulic jump in a rough channel. *Water Power and Dam Construction*, 27(5), 186-191.
- Mohamed-Ali, H. S. (1991). Effect of roughened-bed stilling basin on length of rectangular hydraulic jump. *Journal of Hydraulic Engineering*, 117(1), 83-93. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1991\)117:1\(83\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1991)117:1(83))

Pourabdollah, N., Heidarpour, M., & Koupai, J. A. (2019). An experimental and analytical study of a hydraulic jump over a rough bed with an adverse slope and a positive step. *Iranian Journal of Science and Technology, Transactions of Civil Engineering*, 43(3), 551-561. <https://doi.org/10.1007/s40996-018-00230-2>

Riguet, F. M., Debabeche, A., & Ghomri, A. (2020). Experimental study of the sequent depth ratio of the hydraulic jump in a straight compound rectangular channel. *Journal of Fundamental and Applied Sciences*, 12(1s), 56-65. <https://www.ajol.info/index.php/jfas/article/view/247786>

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-03-03

Articles

Microplastics in groundwater of two rural communities in Mexico

Microplásticos en aguas subterráneas de dos comunidades rurales en México

Edson Missael Flores-García¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0001-7996-6443>

Patricia Ramírez-Romero², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6199-6388>

Jonathan Muthuswamy-Ponniah³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9040-4911>

Sakthi Selva Lakshmi-Jeyakumar⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7064-7825>

Mario Alejandro Muñoz-Nájera⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0027-3100>

¹Doctorate in Biological and Health Sciences, Universidad Autónoma Metropolitana, Mexico City, Mexico, flores.edson01@gmail.com

²Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, Mexico City, Mexico, pattdf@gmail.com

³Instituto Politécnico Nacional, CIIEMAD, Mexico City, Mexico, mpjonathan7@yahoo.com



⁴Instituto Politécnico Nacional, CIEMAD, Mexico City, Mexico, sjeyakumar@ipn.mx

⁵Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa, Mexico City, Mexico, mamn1987@hotmail.com

Corresponding author: Patricia Ramírez-Romero, pattdf@gmail.com

Abstract

Groundwater is used by almost two billion people worldwide. Microplastic (MP) pollution is found in every environment; however, studies on groundwater MP pollution are scarce. Therefore, the present study evaluated the amount and types of microplastics in ten rural wells where drinking water is extracted for two rural Mexican communities. In each well two samples were taken per month for 10 months; one to evaluate MP air deposition, of surface water (first 5 cm of depth) and another of water without contact with air (3 to 5 m depth). There were no differences between the communities in the average number of microplastics in both types of samples. MP measured 2 100 to 4 400 μm in length; 100 % of the MP found were fragments. In both communities, color abundance coincided: black > white > blue > green > gray. The polymers identified were nylon, HDPE, PP, PS, PVC, and PET. There were no differences in the abundance of MP by air deposition, between dry and rainy seasons; however, there was a highest abundance ($p < 0.05$) in the dry season (0.41 MP/l) in deep water, which indicates that rainwater dilutes this type of pollution (0.25 MP/l). Ixtacuixtla and Xocoyucan, Mexico, do not adequately manage their urban solid wastes and wastewater, generating

plastic pollution in the region's groundwater, which represents a risk to human health.

Keywords: Groundwater, water pollution, plastics, drinking water, rural areas, Mexico.

Resumen

El agua subterránea es utilizada por casi dos mil millones de personas en el mundo. La contaminación por microplásticos (MP) está presente en todos los ambientes, pero los estudios sobre MP en aguas subterráneas son escasos; por ello, este estudio evaluó la cantidad y tipos de MP presentes en diez pozos rurales de donde se extrae agua potable para dos comunidades rurales mexicanas. En cada pozo se tomaron dos muestras al mes por 10 meses: una para evaluar deposición aérea de MP, de agua superficial (primeros 5 cm de profundidad), y otra de agua sin contacto con el aire (de 3 a 5 m de profundidad). No hubo diferencias entre las comunidades en el número promedio de MP para ambos tipos de muestras. Los MP midieron entre 2 100 y 4 400 μm de longitud. El 100 % de los MP encontrados fueron fragmentos. En ambas comunidades la abundancia de colores coincidió: negro > blanco > azul > verde > gris. Los polímeros identificados fueron nailon, HDPE, PP, PS, PVC y PET. No hubo diferencias en la abundancia de MP por deposición aérea en secas y lluvias; sin embargo, en aguas profundas se presentó mayor abundancia ($p < 0.05$) en la época de secas (0.41 MP/l), lo que indica que el agua de lluvia diluye este tipo de contaminación (0.25 MP/l). Ixtacuixtla y Xocoyucan, México, no gestionan adecuadamente sus residuos sólidos urbanos y aguas residuales, lo que genera contaminación plástica en los

mantos acuíferos de la región, representando un riesgo para la salud humana.

Palabras clave: Agua subterránea, contaminación del agua, plásticos, agua potable, zona rural, México.

Received: 27/02/2025

Accepted: 15/07/2025

Available ahead of print: 28/08/2025

Version of record: 01/05/2026

Introduction

Pollution is one of the most critical environmental problems affecting people's and ecosystems' health. Environmental pollution arises when an imbalance occurs due to the addition of any harmful substance to the environment at doses that exceed acceptable levels in nature, which causes adverse effects on the health of humans, animals, and vegetables (Li, Karunanidhi, Subramani, & Srinivasamoorthy, 2021).

The most frequent sources of pollution are urban solid waste, industrial waste, and chemicals, like metals (Beltrán & Satuquina, 2024), hydrocarbons (Enamorado-Montes *et al.*, 2024) and plastics (Andrés-Bercianos, Martínez-Hernández, & Meffe, 2024). The indiscriminate use of plastics has grown as a packaging method for food, pharmaceuticals, cosmetics, detergents, and chemical products (Shah, Hasan, Hameed, & Ahmed, 2008; Wessel, Lockridge, Battiste, & Cebrian, 2016). Plastics are not the problem, but poor management when they become waste has contaminated practically all environmental compartments (Chen *et al.*,

2021; Mihai *et al.*, 2021; Rajmohan, Ramya, Viswanathan, & Varjani, 2019), and in different countries, efforts have begun to be directed towards their sustainable use and management (Teuten *et al.*, 2009). Plastics are synthetic organic polymers formed by polymerizing monomers extracted from petroleum (Lino-Tolentino, 2022). These are carbon-based polymers, usually synthesized from petrochemicals. They are lightweight, inexpensive, durable, strong, corrosion-resistant, and designed to be thrown away. Plastics are present in all environmental compartments, in the air when plastic burning occurs, and in the soil when plastic is thrown into the natural environment, resulting in animals ingesting plastic pieces and in the delayed degradation of this in the water component (Cárdenas & Vela, 2024).

Microplastics

The first definition of microplastics (MP) was made by Thompson *et al.*, (2004), those who described them as 20 μm residues. Later, Arthur, Baker and Bamford (2009) defined them as fragments less than 5 mm. These particles were first detected in bird stomachs in the sixties (Rothstein, 1973). However, it was not until the following decade that they were cited in the scientific literature (Carpenter, Anderson, Harvey, Miklas, & Peck, 1972). At the beginning of the millennium, they began to be given more importance thanks to the research of Thompson *et al.* (2004). Since then, studies have been increasing, which allows us today to know that microplastics are found in all types of environments, even in areas considered virgin, remote, and inhospitable, such as the Arctic (Cózar *et al.*, 2014).

Microplastics are divided into two categories: primary and secondary. Among the primary ones, microspheres stand out, smaller than 500 μm , used mainly in cosmetic products, medicines, and detergents, which end up in the ocean due to uncontrolled discharges of untreated sewage (Crespo-Sánchez, 2021). Secondary microplastics are derived from the degradation, in any environment, of macroplastics that are exposed to UV radiation and physical, chemical, or biological factors. Within this group, synthetic fibers are also derived from washing clothes. A study by Browne *et al.* (2011) concluded that in a single washing cycle of synthetic garments, more than 1 900 fibers can be released to reach rivers and oceans through drains.

On the other hand, when plastic waste (bags, packaging, bottles, etc.) enters the ocean, its degradation rate and persistence vary depending on the type of polymer, as well as specific conditions such as weathering, temperature, irradiation, and pH (Akbay & Özdemir, 2016). Over time, plastic particles contaminate marine ecosystems and the food chain, including food intended for human consumption.

According to Lithner (2011), plastic is processed with additives to modify its properties, including plasticizers, pigments, antimicrobial agents, heat stabilizers, UV stabilizers, fillers, and flame retardants such as polybrominated diphenyl ethers (PBDEs); these additives can represent 4 % of the weight of microplastics (Rubio-Armendáriz *et al.*, 2022). Once synthesized, plastic polymers are described as non-toxic because they are non-reactive and, generally, are not easily transported across biological membranes due to their size. However, non-polymeric substances, such as chemical additives or residual monomers, can be hazardous to human health and the environment when they leach from the plastic polymer matrix (Lusher, Hollman, & Mendoza-Hill, 2017). Over

time, plastics typically become smaller particles, and with this, it is expected that additives attached to microplastics will leach and may bioaccumulate (Teuten *et al.*, 2009).

In wastewater, during its journey to the ocean, an association often occurs between chemical additives, microplastics, and persistent organic pollutants (POPs) such as polychlorinated biphenyls (PCBs), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), organochlorine pesticides such as dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) or hexachlorobenzene (HCB). These POPs have a greater affinity for plastic than water, so they can remain adsorbed on the polymer and bioaccumulate in organisms once they have ingested the MP (Rochman, Hoh, Hentschel, & Kaye, 2013).

Microplastics in drinking water

Microplastics are found worldwide in freshwater systems (Zhang *et al.*, 2017). Their abundance varies greatly, from zero to millions of microplastics per cubic meter. For example, microplastics have been found in Lake Geneva, Switzerland, reaching 48,146 microplastics/km² (Eerkes-Medrano, Thompson, & Aldridge, 2015). Free *et al.* (2014) also detected microplastics in Lake Hovsgol, northern Mongolia; the average surface water presence was 20 246 microplastics/km². Eriksen *et al.* (2013) found that, in the surface water of the Great Lakes basin in the United States and Canada, the presence was 43 000 microplastics/km² (Eriksen *et al.*, 2013). In a research carried out by Lechner *et al.* (2014), they determined that the average concentration of microplastics in the surface water of the Danube was 0.316 microplastics/m³ (Lechner *et al.*, 2014). In another study, Di and Wang (2018) found concentrations ranging from 1 597 to 12 611 microplastics/m³ in surface waters of the

Three Gorges Reservoir in China. Likewise, Su *et al.* (2016) detected the presence of microplastics in Lake Taihu, China, at concentrations of 3.4 to 25.8 microplastics/l (Su *et al.*, 2016).

Groundwater

Groundwater is an essential resource used by various productive sectors and used by millions of people worldwide. It represents 33 % of worldwide freshwater consumption (De-Graaf *et al.*, 2017). One of the main reasons for its use is its higher quality than other sources because it filters naturally through the ground, reducing the risk of contamination compared to dams, rivers, lakes, or lagoons (Kayastha *et al.*, 2022). Globally, agriculture consumes around 70 % of freshwater, especially for irrigated agriculture, which ensures food security (Huo *et al.*, 2022).

Groundwater represents 25 % of the global drinking water supply (Singh & Bhagwat, 2022). It is also used for agricultural production, residential, and industrial use by almost two billion people worldwide (Panno *et al.*, 2019). Domestic demand includes the water needed for drinking, cooking, flushing the toilet, bathing, and garden watering. Agricultural water demand consists of irrigation water for crop growth, livestock feeding, and water directly needed for livestock, mainly drinking water. Industrial water demand consists of processed water for manufacturing and cooling water needed to support production processes. Water demand for processing animal products is included in industrial water demand (Flörke *et al.*, 2013). Breaking down groundwater extractions by sector of use, it is observed that 69 % of the total extracted volume is used in the agricultural sector, 22 % is for domestic use, and 9 % for industrial purposes. These percentages vary from continent to

continent (UN, 2022). In Mexico, consumptive uses of water are 76.3 % for agricultural, 14.8 % for public supply, 4.8 % for industry, and 4.1 % for electric energy excluding hydroelectricity (Conagua, 2023). Around 2.2 billion people worldwide do not have safe drinking water services, 4.2 billion people do not have safe sanitation services, and 3 billion people lack basic facilities for hand washing water (UNICEF, 2019). In 2023, the rural population in Mexico was 18.4 %, and worldwide it was 38.6 % (World Bank Group, n. d.). Groundwater presently provides half of the water withdrawn for domestic use by the global population, including drinking water for the vast majority of the rural population, which does not get its water delivered via public or private supply systems (UN, 2022).

Most research on groundwater pollution has focused on chemical contaminants such as heavy metals, nitrates, petroleum hydrocarbons, and pesticides (Toccalino, Gilliom, Lindsey, & Rupert, 2014). In recent years, microplastics have been discovered in groundwater, making it a novel topic that poses challenges to environmental and human health (Coffin, Wyer, & Leapman, 2021). There are different entry routes of microplastics into groundwater, including surface runoff, agricultural activities (fertilizers and compost), atmospheric deposition, and wastewater effluents. MPs travel considerable distances and infiltrate aquifers, causing their accumulation in underground environments (Goepfert & Goldscheider, 2021; Viaroli, Lancia, & Re, 2022). Upon reaching groundwater, MPs can persist for extended periods due to their inherent resistance to degradation, leading to long-term contamination and exposure risk (Chia, Lee, Jang, Kim, & Kwon, 2022).

The evaluation of groundwater contamination is essential since it is challenging to control underground processes; the situation becomes

more crucial when the sources of pollution are varied (Singh & Bhagwat, 2022). Groundwater now faces contamination by microplastics, and understanding the fate and transport of microplastics in groundwater is essential to evaluate the environmental distribution and the potential risks (Dong, Yu, Huang, & Gao, 2022).

Today, there are no standards to limit the concentration of microplastics in drinking water in any country, which translates into human exposure to microplastics and potential health risks. The effects on human health depend on the microplastics and their additive exposure concentrations; however, with the information available to date, only approximations can be made, and recent research has predicted that the total intake of microplastics can be up to 11 000 plastic particles per individual annually (Yang *et al.*, 2015). Microplastics can be dispersed through various exposure routes (oral, inhalation, dermal), with oral ingestion of seafood being the main route of human exposure. The potential toxicity caused by their leachable chemical additives (primarily bisphenol A) and their ability to combine with human body proteins allows them to diffuse and penetrate cells and organs, generating gastrointestinal toxicity, liver toxicity, neurotoxicity, and risk of carcinogenesis as microplastics are involved in mechanisms of oxidative stress and inflammation. Their ability to cross the placental barrier and interfere with breast milk secretion has even been demonstrated, demonstrating new routes of human exposure during pregnancy and lactation. Although there is still insufficient data to define plastics as an undeniable risk to human health, further epidemiological studies using new mammalian models are needed to delve deeper and properly detail all the information (Pat-Vázquez *et al.*, 2024). Microplastic contamination in underground drinking water has been less studied than in other natural

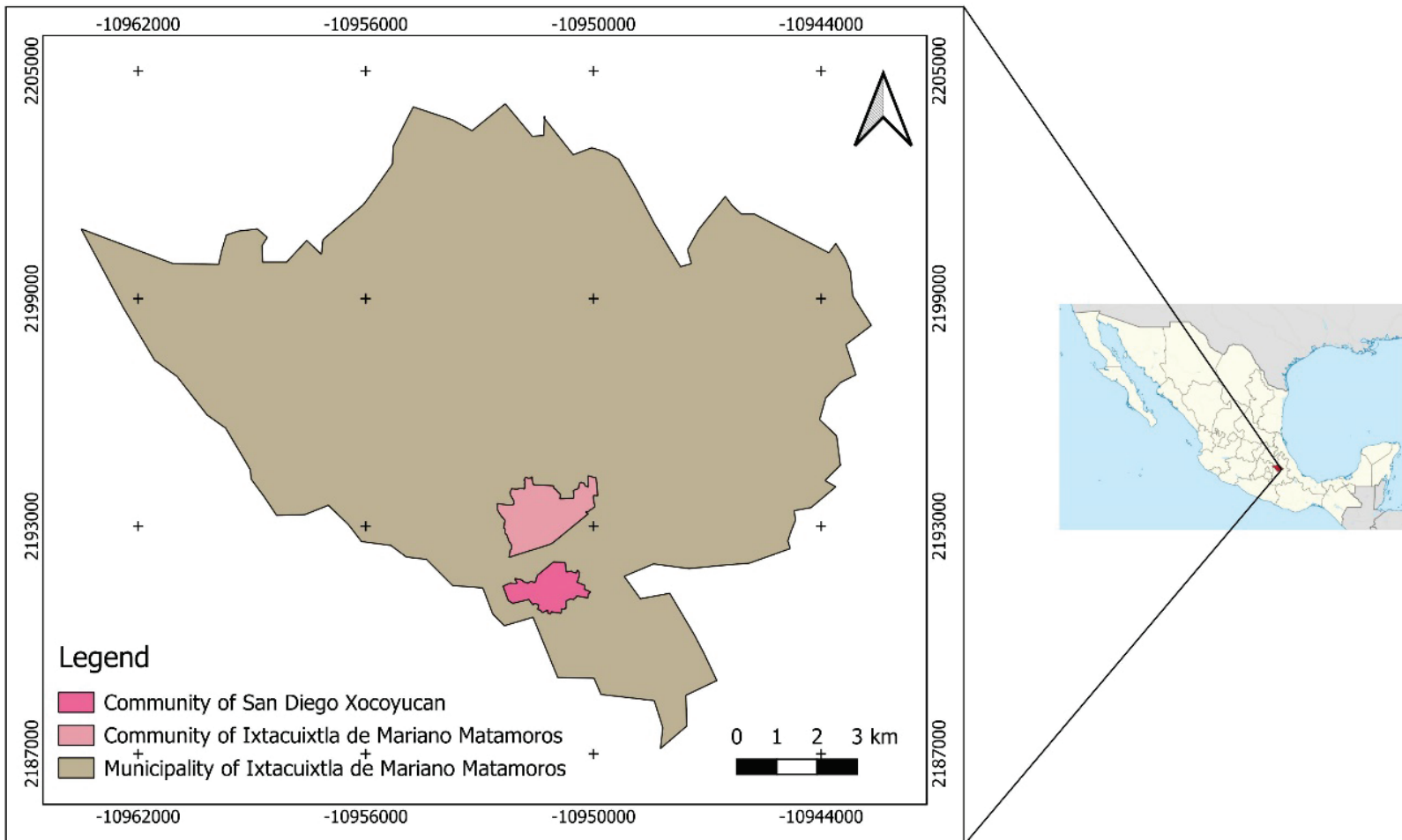
environments such as marine, riverine, raw drinking water, and soil (Mintenig, Loder, Primpke, & Gerdts, 2019). However, microplastic contamination in underground drinking water should not be underestimated, which is why the need arises to evaluate microplastics in this environmental compartment, especially in those communities in which groundwater is used as drinking water without any prior treatment, which directly exposes people to the contaminants that this water may contain, including microplastics.

Two small communities of Tlaxcala, Mexico (San Diego Xocoyucan and Ixtacuixtla De Mariano Matamoros, Mexico), were selected to study the presence and characterization of microplastic through groundwater because their inhabitants obtain their drinking water directly from wells and apply no treatment; the study of these communities represents the situation of many communities around the world.

Materials and methods

Study area

The rural communities studied were San Diego Xocoyucan and Ixtacuixtla de Mariano Matamoros Tlaxcala, Mexico. They are located in west Tlaxcala, Mexico (Figure 1), at 2 220 meters above sea level and a predominantly temperate sub-humid climate (Secretaría de Salud, 2013). The Municipality has a population of 38 970 inhabitants distributed in 23 communities (INEGI, 2020).



EPSG: 3857-WGS 84, Scale 1:90000

Figure 1. Location of the Municipality of Ixtacuitla de Mariano Matamoros and the community of San Diego Xocoyucan, Tlaxcala, Mexico.

The sampling sites are shown on the map in Figure 1: San Diego Xocoyucan and Ixtacuitla de Mariano Matamoros, Tlaxcala, Mexico.

Most rural communities are found in countries that base their economy on exploiting and exporting raw materials. When they are not technological, these activities require much labor. For this reason, most of the rural population has jobs linked to the agricultural, livestock, or

mining sectors (Manggat, Zain, & Jamaluddin, 2018). In this context and as previously analyzed, San Diego Xocoyucan and Ixtacuixtla de Mariano Matamoros, Mexico, are a clear example of rural communities.

The community of San Diego Xocoyucan, Tlaxcala, Mexico, does not have drinking water services; there is a pipeline, but it is not in operation. For this reason, residents dig wells inside their properties to satisfy their water needs. In the community's surroundings, there are rain-fed crop areas (corn, beans, pumpkin, tomato, cabbage, chard, tomato, tomato, etc.) for which fertilizers are used, specifically triple 17. On the other hand, domestic wastewater is carried through a defective drainage system to unused agricultural plots surrounding the community, so its contaminants are integrated into the soil and, therefore, into the water table.

The ten wells sampled are made of red brick used in construction; in fact, red brick is not directly related to microplastic contamination; however, the production of red clay bricks, like standard red brick, can generate polluting fumes and emissions during manufacturing (Carranza, Gutiérrez, & Martínez, 2023).

In the Municipality of Ixtacuixtla de Mariano Matamoros, Tlaxcala, Mexico, there is a drinking water service; however, there are still families who dig wells within their properties to satisfy their needs due to a cultural distrust in the water quality of the system. The wastewater generated in this community is disposed of in the Ixtacuixtla wastewater collector, which discharges with a deficient treatment in the Atoyac River, which nowadays presents high pollution (Conagua, 2022a; Conagua, 2022b). The Atoyac River is contaminated mainly by organic matter, suspended solids, nutrients, organic toxins, bacteria, chloroform, methyl chloride, cadmium, chromium, mercury, lead, cyanides, aluminum, copper, iron,

fats and oils, dissolved solids, sulfides, and zinc (Conagua, 2022a; Conagua, 2022b).

The aquifer that supplies water to the wells of San Diego Xocoyucan and Ixtacuixtla de Mariano Matamoros, Tlaxcala, Mexico, is the Alto Atoyac aquifer, defined with code 2901 in the Geographic Information System for the Management of Groundwater of the National Water Commission (SIGMAS), it is located in the central portion of the State of Tlaxcala, covering an area of 2 032 km² (Morales, Sánchez, Hoyos, & Esteller, 2015).

The Alto Atoyac aquifer is primarily karst and, therefore, contains areas of carbonate rocks that allow for the formation of this type of aquifer. Although there may be areas with siliciclastic rocks, the prevalence of carbonate rocks is what defines its karst nature (Conagua, 2022a; Conagua, 2022b).

The Alto Atoyac basin has many problems; it is one of the most polluted in the country and is among the ten most overburdened; the aquifer waters are used by more than one and a half million people (Zambrano, 2021a; Zambrano, 2021b); and there's been a reduction in rainfall and runoff. Another source of pollution in the Alto Atoyac aquifer is the poor solid waste management of the town of San Diego Xocoyucan, Mexico, and the Municipality of Ixtacuixtla, Mexico, where solid waste is deposited in the Panotla landfill (Tapia & Novelo, 2011). However, the collection is deficient, coupled with the fact that coverage in rural areas is low due to the spreading of homes, so part of the garbage is thrown into bodies of water and onto the ground (Tapia & Novelo, 2011). The landfill is located in the southwestern portion of Tlaxcala, northwest of Panotla, in Santa Cruz Techachalco (Secretaría del Medio Ambiente de Tlaxcala, n.d.). The land where the project was built belongs to a mining company;

the state government signed a bailment agreement to use the property as a sanitary landfill for five years. The landfill receives around 610 tons of solid waste daily from 23 municipalities of Tlaxcala, including those in this study (Secretaría del Medio Ambiente de Tlaxcala, n.d.).

Fieldwork

From February to November 2023, the sampling frequency was monthly. There were ten samplings in total, and ten wells were sampled. Sampling was carried out inside ten wells where drinking water is extracted for human consumption and to carry out domestic activities: five wells in the community of San Diego Xocoyucan, Mexico, and another five wells in Ixtacuixtla de Mariano Matamoros, Tlaxcala, Mexico. In both communities, the exact number of wells is unknown, as residents fear that municipal or state authorities will charge them money for having a well at home. In fact, during the sampling, residents were particular about not providing information about their wells. However, the main characteristic is that the ten wells sampled are between 3 and 5 meters deep, and all residents drink water from their wells without prior treatment.

For groundwater sampling, the possible air deposition of microplastics was considered, so in each well, two samples were taken, one of surface water (from the first 5 cm of depth) and another of water without contact with the air, the which was obtained with an EVANS brand fountain pump, model AQUA120W-F, entered into the deepest part of the wells; The pump was previously purged by operating it for 20 minutes before each sampling, to avoid plastic contamination coming from the pump. In both cases, 20 l of groundwater were filtered *in situ*, with a

number 35 sieve (500 pore size). This sieve was selected because the purpose was to collect MP particles bigger than 500 μm and smaller than 5 mm. The sieve was rinsed with filtered water before and after each sample was filtered. Furthermore, there is currently no standard procedure for MP sampling and analysis, and recent studies agree that there is an urgent need to standardize sampling and analysis protocols (Viaroli *et al.*, 2022). Consequently, studies assessing MP presence are difficult to compare since they use different sampling and analysis approaches (Colmenarejo-Calero, Kovač-Viršek, & Mali, 2024). The microplastics found were collected with tweezers and placed in previously labeled paper envelopes for transport to the laboratory.

Quality Control

Before and during sampling, all utensils were rinsed with filtered water, avoiding plastic contamination at all times. Participants entered the wells without outer clothing and wore only organic cotton underwear for the sample collection.

During laboratory work, only glass and metal materials were used. These materials were washed with filtered distilled water and dried at 70 °C in an oven. Cotton clothing was worn at all times. Nitrile gloves, previously rinsed with distilled water, were used. The extraction procedure was performed with bare, pre-washed hands, as recommended by Schymanski *et al.* (2021). Also, a control Petri dish was placed in the working area, which later was examined for MP presence.

Laboratory work

Characterization (shape, size, and color) of microplastics

The particles were observed and counted directly on the paper envelopes, subsequently photographed with a digital microscope (CE RoHS 640X - 480X), and classified into fibers, fragments, or granules, and their color was also recorded. Microplastics were measured in the photographs using ImageJ software (Digital-Microscope Suite 2.0). The data were stored in Excel for later statistical analysis.

Characterization of microplastic polymers

A PerkinElmer FT-IR Frontier spectrometer was used to characterize the microplastics, with a spectrum from 500 to 4 000 cm^{-1} and an accumulation of 16 scans. The samples provided data on transmittance. Samples spectra were compared with the catalogs of the microplastics library of the CIIEMAD-IPN research team to identify the polymers, with a correlation percentage of 95 %.

Statistical analysis

The Jamovi package version 2.4.14 was used. Normality in the data was determined using the Shapiro-Wilk test, and variances homogeneity was determined using the Levene test. Subsequently, it was decided to apply the Wilcoxon test of independent variables since they were two independent communities (San Diego Xocoyucan and Ixtacuixtla de Mariano Matamoros, Mexico) and two methods of obtaining microplastics (by air deposition and groundwater from the deepest wells).

Results and discussion

Abundance of microplastics

The average abundance of microplastics in both communities was 0.34 MP/l, the number is low compared to other natural environments such as marine, rivers, and lakes (Khant & Kim, 2022; Samandra *et al.*, 2022) and also to what was found in groundwater in Illinois, United States, in which the average concentration was 6.4 MP/l (Panno *et al.*, 2019) and in Victoria, Australia, where 38 MP/l were found (Samandra *et al.*, 2022). In contrast, groundwater in Holdorf, Germany (Mintenig *et al.*, 2019) reported an average concentration two orders of magnitude lower (0.0007 MP/l).

In Mexico, there are few studies on microplastics in groundwater. The results of our work were low compared to the karst aquifer of the Yucatán Peninsula, where an average concentration of 42.7 ± 37.3 particles l^{-1} was found in groundwater samples obtained from wells (Mendoza-Olea *et al.*, 2022). In the Laguna Agua Grande Aquifer (LAGA) in the Escuinapa Valley, Sinaloa, a range of 10-34 particles/l was found (Alvarado-Zambrano, Rivera-Hernández, & Green-Ruiz, 2023).

Table 1 shows the ranges of microplastics found in groundwater around the world. China and India have the lowest concentrations, with a lower range of 0.000 MP/l (Selvam, Jesuraja, Venkatramanan, Roy, & Kumari, 2021; Shu *et al.*, 2023), while France has the highest concentration, with an upper range of 106.70 MP/l (Ledieu *et al.*, 2023).

Table 1. Groundwater microplastic concentrations.

Site	Concentration MP/l	Citation
Korea	0.006-0.192	Kim, Jeong, Lee, Chia and Raza (2023)
Korea	0.02-3.48	Cha, Lee and Chia (2023)
China	0.00-4.00	Shu <i>et al.</i> (2023)
India	0.00-4.30	Selvam <i>et al.</i> (2021)
Mexico	0.1-0.7	Our article
Iran	0.10-1.30	Esfandiari <i>et al.</i> (2022)
France	0.71-106.70	Ledieu <i>et al.</i> (2023)
India	2.00-80.00	Natesan, Vaikunth, Kumar, Ruthra and Srinivasalu (2021)
China	11.00-17.00	Wan <i>et al.</i> (2022)
Italy	12.00-54.00	Balestra, Vigna, De Costanzo and Bellopede (2023)
China	4.00-72.00	Shi <i>et al.</i> (2022)
Australia	16.00-97.00	Samandra <i>et al.</i> (2022)

In the comparison between the communities monthly MP averages (from February to November 2023), there were no significant differences, neither by air deposition ($p = 0.939$) nor in deep water ($p = 0.719$). Therefore, we gathered all the data and obtained a general average for air deposition (0.25 MP/l) and deep water (0.41 MP/l). A Wilcoxon test of the monthly averages (from February to November 2023) was performed, resulting in a $p < 0.001$; therefore, it was concluded that there are significant differences in the average MP between the communities (Table 2).

Table 2. Average number (\pm SD) of MP from 10 groundwater samples from San Diego Xocoyucan and Ixtacuixtla de Mariano Matamoros, Mexico, and MP average (\pm SD) by climatic season. Different letters indicate significant statistical differences.

	Xocoyucan	Ixtacuixtla	Xocoyucan		Ixtacuixtla	
	MP/I $\bar{x} \pm SD$	MP/I $\bar{x} \pm SD$	Rainy MP/I $\bar{x} \pm SD$	Dry MP/I $\bar{x} \pm SD$	Rainy MP/I $\bar{x} \pm SD$	Dry MP/I $\bar{x} \pm SD$
Air deposition	0.25 \pm 0.08 ^a	0.25 \pm 0.09 ^a	0.21 \pm 0.05 ^a	0.29 \pm 0.09 ^a	0.20 \pm 0.04 ^a	0.30 \pm 0.10 ^a
Deep water	0.41 \pm 0.08 ^a	0.42 \pm 0.08 ^a	0.34 \pm 0.02 ^b	0.47 \pm 0.07 ^c	0.36 \pm 0.04 ^b	0.49 \pm 0.07 ^c

The Shapiro-Wilk Normality analysis showed no normality in the data ($p = 0.001$), and the Levene test showed homogeneity of variances ($p = 0.677$); thus, to compare the number of microplastics obtained in deep well water vs. those in surface water that resulted from air deposition. Letters a and b show that there is a significant difference (Figure 2).

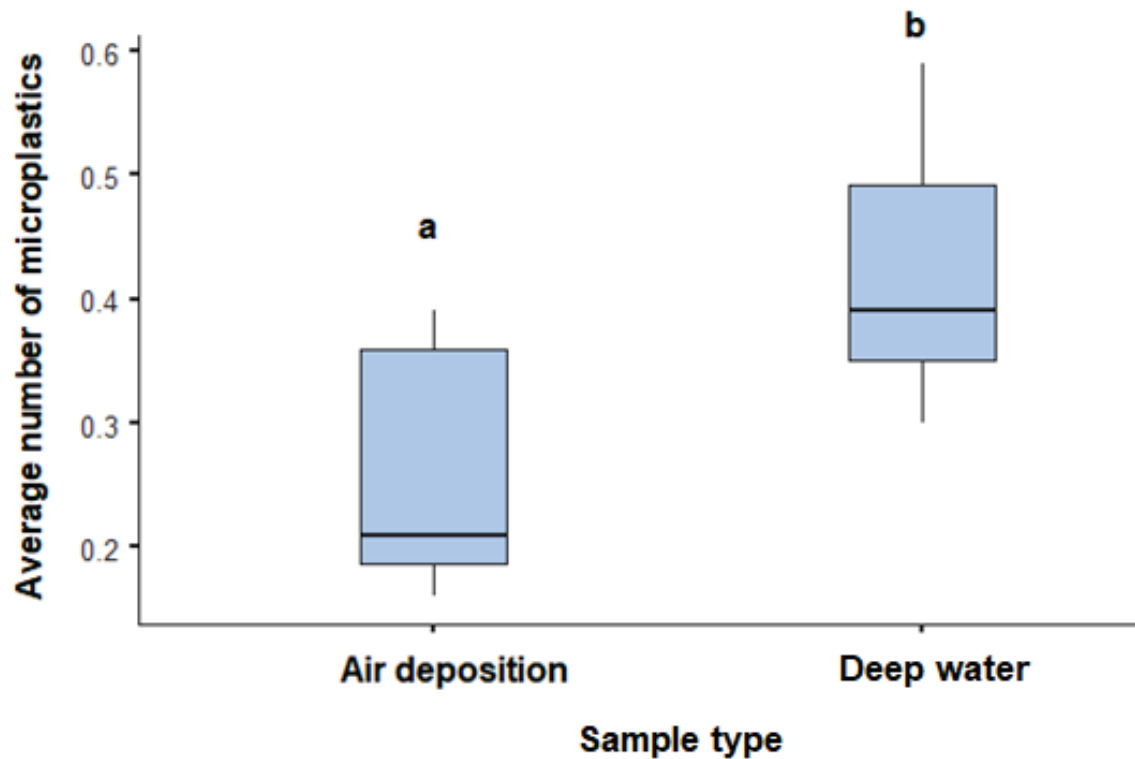


Figure 2. Microplastics in groundwater samples from deep water and air deposition.

Physical characteristics of microplastics

The MP measured 2 100 to 4 400 μm in length, averaging $2\,995 \pm 437$ μm ; 100 % of the MP found were fragments (Figure 3). This shape coincides with what was reported in groundwater samples from Chennai, India (Khant & Kim, 2022; Kumar & Sharma, 2021; Natesan *et al.*, 2021); from Krakow, Poland (Połec, Aleksander-Kwaterczak, Wątor, & Kmiecik, 2018); from Tamil Nadu, India (Ganesan, Nallathambi, & Srinivasalu, 2019; Selvam *et al.*, 2021); from Victoria, Australia (Samandra *et al.*, 2022); from Holdorf, Germany (Mintenig *et al.*, 2019); from Rüsselsheim, Germany (Weber, Kerpen, Wolff, Langer, & Eschweiler, 2021); from 17 sites in Denmark (Strand, Johnson, Nathanail, MacNaughtan, & Gomes,

2018), and from Skåne, Sweden (Kirstein *et al.*, 2021). In other studies, fibers and fragments have been found in groundwater, the two most common forms (Khant & Kim, 2022). In the Yucatan Peninsula groundwater, three forms were found: fragments, fibers, and spheres (Mendoza-Olea *et al.*, 2022); and in Sinaloa (Northern Mexico) foams, fragments, and films were identified (Alvarado-Zambrano *et al.*, 2023).

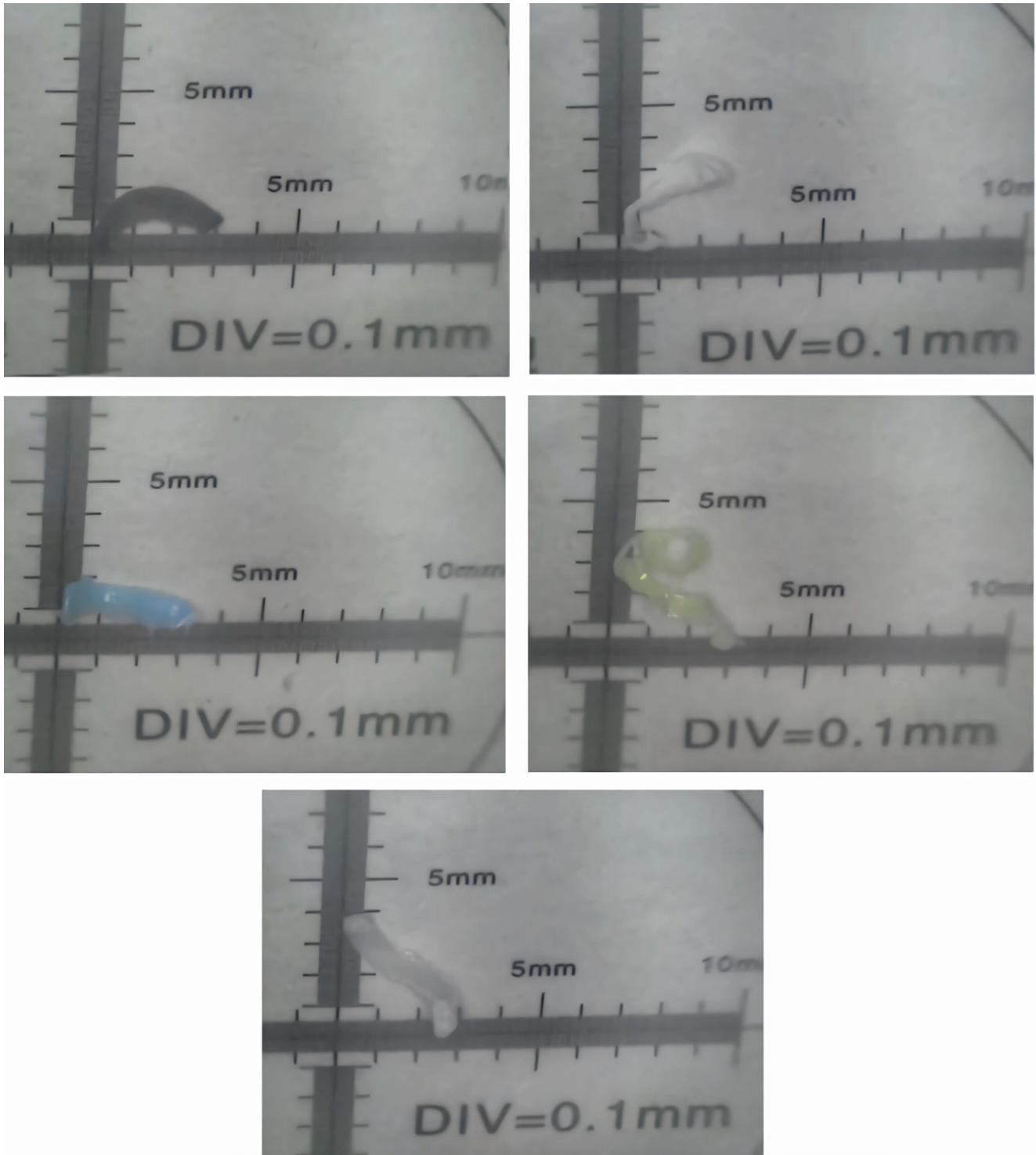


Figure 3. Photographs of microplastics extracted from groundwater samples in San Diego Xocoyucan and Ixtacuixtla de Mariano Matamoros, Tlaxcala, Mexico.

Regarding the color distribution, MP of black > white > blue > green > gray were recorded in both communities (Figure 4).

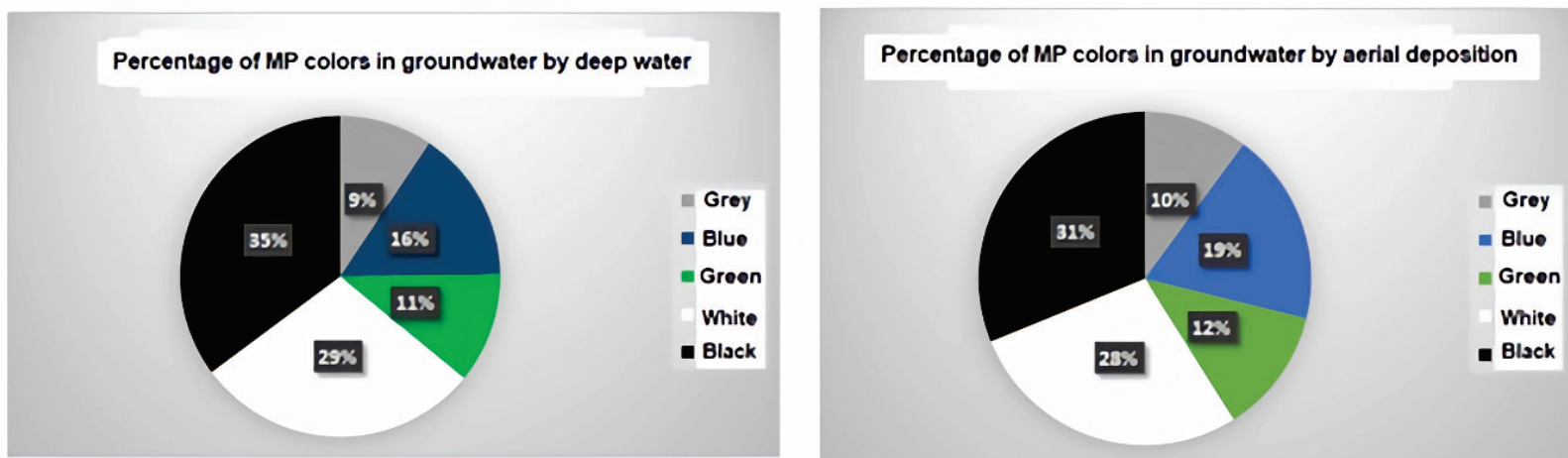


Figure 4. Percentage of the different colors of MP in groundwater from deep wells and in groundwater by air deposition in the ten wells sampled at the San Diego Xocoyucan and Ixtacuixtla site of Mariano Matamoros, Mexico, from February to September 2023.

The communities of San Diego Xocoyucan and Ixtacuixtla de Mariano Matamoros, Tlaxcala, Mexico, generate domestic, agricultural, and industrial waste. Even more, urban solid waste and wastewater are not efficiently managed. All of the above generates plastic pollution in the region and its groundwater. Black-colored MP mainly come from tires and plastic bags (Ding *et al.*, 2023; Huang & Xu, 2022; Lenaker *et al.*, 2019; Nogo *et al.*, 2021); MP of other colors derive from the degradation of commonly used plastic products, textiles, and packaging products (Kabir, Wang, Luster-Teasley, Zhang, & Zhao, 2023; Wang, Lin, & Chen, 2020). The color of MP can provide data on the composition of solid waste and

the level of plastic degradation. White plastics may indicate that the degradation process in situ takes a long time, turning other colors into white (Matthews *et al.*, 2021; Natesan *et al.*, 2021; Sun *et al.*, 2021).

Nearly forty tons of garbage are produced daily in the 23 communities of Ixtacuixtla, Mexico, where the majority is plastic (Lima, 2018). Of the 23 communities, the municipal seat and San Diego Xocoyucan, Mexico, are the ones that produce the most garbage. Although there are compactor trucks, the Municipality must implement a waste separation campaign and make people aware of waste management (Lima, 2018). Awareness is essential because residents throw garbage in a ravine located in Trinidad Tenexyecac, Municipality of Ixtacuixtla, located on the San Martín Texmeluca-Tlaxcala highway, which has been used as a garbage dump since approximately 2017 (Padilla, 2018).

From our results, it is clear that groundwater can be a source of exposure to microplastics in rural communities worldwide. However, there is still a lack of studies calculating the health risks of these practices; nevertheless, this study is a first step in calculating exposure for rural communities that drink groundwater without any treatment.

Polymer characterization

The polymers found were Nylon, High-Density Polyethylene (HDPE), polypropylene (PP), polystyrene (PS), polyvinyl chloride (PVC), and polyethylene terephthalate (PET), the latter, along with polyethylene (PE) are the materials most found in groundwater (Huang *et al.*, 2021; Mintenig *et al.*, 2019; Rillig, Ziersch, & Hempel, 2017; Samandra *et al.*, 2022; Weber *et al.*, 2021). PET is used to produce trays, jars, reusable

food containers, glasses, or bottles due to its physic and chemicals properties that promote food and beverage conservation (Nisticò, 2020; Benyathiar, Kumar, Carpenter, Brace, & Mishra, 2022).

PET/Polyester can also be used in textiles, especially with materials such as cotton (Forrest, 2019). PET/Polyester fabrics are firm, flexible, and prevent shrinkage compared to cotton. In addition, the materials are light and resistant to dragging and tearing, which allows quality products to be manufactured. The PET/Polyester helps improve the performance and durability of the products. Therefore, it has become a popular material for plastic processors to make more profits in manufacturing (Park & Kim, 2014).

Conclusions

In the present work, MP contamination was characterized in groundwater used for human consumption in two rural communities in Tlaxcala, Mexico. The results showed that the dry season presents more MP than the rainy season, possibly due to a dilution effect. Statistically, there are no significant differences in the average number of MP between the communities. The most representative color was black, possibly derived from the degradation of tires and plastic bags. The primary sources of plastics in the region are waste from agricultural, industrial, and domestic activities that move between different environmental compartments until groundwater is reached, either by air deposition or infiltration. Both communities need adequate management of urban solid waste and water treatment plants to counteract plastic pollution. Groundwater from wells can contain microplastics, and people who use that water without prior treatment may consume MP. The findings of this work provide information

on the scarce study of MP in groundwater and will help calculate MP exposure for rural populations worldwide.

Different ways have been applied to prevent pollution in the community as alternatives for pollution prevention. The president of the Ixtacuixtla, Mexico Municipality, called neighbors to report any person who litters on public roads to authorities to sanction them and thus instill the culture of caring for the environment, to benefit the environment and to avoid pollution and flooding during the rainy season (Padilla, 2017; Lima, 2018).

Population growth, poorly planned industrial development, and uncontrolled production processes have left a significant footprint of environmental deterioration in the Atoyac basin (Estrada-Rivera *et al.*, 2022). The Atoyac basin pollution exceeds Official Mexican Water Quality Standards (LFD) and International Standards (Estrada-Rivera *et al.*, 2022; Montero-Montoya *et al.*, 2020); therefore, human activities are positively correlated with the degradation of water quality in the world's rivers; our results show that groundwater microplastic pollution can result from the same unsound practices.

Acknowledgments

This project was funded by Universidad Autonoma Metropolitana (UAM), Iztapalapa, Mexico City, Mexico, through grant 1470905: "Indicadores de integridad ecológica y salud ambiental". We thank Lirio Jazmín Sánchez Hernández for her technical assistance in the Laboratory of CIIEMAD, IPN. Also, Dr. Mario A. Muñoz Najera for his help in the statistical analysis and the maps.

The first author thanks Conahcyt for support through the doctoral grant 2022-000018-02NACF-17391.

References

- Akbay, İ. K., & Özdemir, T. (2016). Monomer migration and degradation of polycarbonate via UV-C irradiation within aquatic and atmospheric environments. *Journal of Macromolecular Science, Part A*, 53(6), 340-345. <https://doi.org/10.1080/10601325.2016.1165999>
- Alvarado-Zambrano, D., Rivera-Hernández, J. R., & Green-Ruiz, C. (2023). First insight into microplastic groundwater pollution in Latin America: the case of a coastal aquifer in Northwest Mexico. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(29), 73600-73611. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27461-9>
- Andrés-Bercianos, R., Martínez-Hernández, V., & Meffe, R. (2024). Impacto de los usos del suelo y otros parámetros sobre la presencia de microplásticos en el suelo y en el agua subterránea: una revisión crítica. *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 37(1), 56-75. <https://doi.org/10.55407/rsge.105756>
- Arthur, C., Baker, J. E., & Bamford, H. A. (eds.) (2009). *Proceedings of the International Research Workshop on the Occurrence, Effects, and Fate of Microplastic Marine Debris*, September 9-11, 2008. (NOAA Technical Memorandum NOS-OR & R-30). University of Washington Tacoma, Tacoma, WA, USA. <https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/2509>
- Balestra, V., Vigna, B., De Costanzo, S., & Bellopede, R. (2023). Preliminary investigations of microplastic pollution in karst systems, from surface watercourses to cave waters. *Journal of Contaminant Hydrology*, 252, 104117. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2022.104117>

- Beltrán, J. A. C., & Satuquina, J. (2024). Comparación de la calidad del agua subterránea y superficial mediante la presencia de metales pesados en la parroquia Juan Montalvo Cantón Latacunga, provincia Cotopaxi-Ecuador. *Ciencia Latina Revista Científica Multidisciplinar*, 8(5), 4374-4392. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v8i5.13903
- Benyathiar, P., Kumar, P., Carpenter, G., Brace, J., & Mishra, D. K. (2022). Polyethylene terephthalate (PET) bottle-to-bottle recycling for the beverage industry: A Review. *Polymers*, 14(12), 2366. <https://doi.org/10.3390/polym14122366>
- Browne, M. A., Crump, P., Niven, S. J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., & Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: Sources and sinks. *Environmental Science & Technology*, 45, 9175-9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>
- Cárdenas, N. V. L., & Vela, M. J. C. (2024). Contaminación ambiental por residuos plásticos: reutilización y educación ambiental. *Revista Mutis*, 14(2), 1-14. <https://doi.org/10.21789/22561498.2056>
- Carpenter, E. J., Anderson, S. J., Harvey, G. R., Miklas, H. P., & Peck, B. B. (1972). Polystyrene spherules in coastal waters. *Science*, 178, 749-750. DOI: 10.1126/science.178.4062.749. <https://doi.org/10.1126/science.178.4062.749>
- Carranza, J. A. Q., Gutiérrez, C. C., & Martínez, R. G. (2023). *Entre humo y arcilla: contaminación ambiental y sobrevivencia humana en la producción artesanal de ladrillos*. Ciudad de México, México: UNAM, Dirección General de Publicaciones y Fomento Editorial.

- Cha, J., Lee, J. Y., & Chia, R. W. (2023). Microplastics contamination and characteristics of agricultural groundwater in Haeon Basin of Korea. *Science of the Total Environment*, 864, 161027. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161027>
- Chen, H. L., Nath, T. K., Chong, S., Foo, V., Gibbins, C., & Lechner, A. M. (2021). The plastic waste problem in Malaysia: management, recycling and disposal of local and global plastic waste. *SN Applied Sciences*, 3, 1-15. <https://doi.org/10.1007/s42452-021-04234-y>
- Chia, R. W., Lee, J. Y., Jang, J., Kim, H., & Kwon, K. D. (2022). Soil health and microplastics: A review of the impacts of microplastic contamination on soil properties. *Journal of Soils and Sediments*, 22(10), 2690-2705. <https://doi.org/10.1007/s11368-022-03254-4>
- Coffin, S., Wyer, H., & Leapman, J. C. (2021). Addressing the environmental and health impacts of microplastics requires open collaboration between diverse sectors. *PLoS Biology*, 19(3), e3000932. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3000932>
- Colmenarejo-Calero, E., Kovač-Viršek, M., & Mali, N. (2024). Microplastics in groundwater: Pathways, occurrence, and monitoring challenges. *Water*, 16(9), 1228. <https://doi.org/10.3390/w16091228>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2022a). *Diagnóstico de la calidad del agua del río Atoyac y sus afluentes. Informe final*. <https://app.conagua.gob.mx/ICA/Contenido?n1=5&n2=14&n3=8>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2022b). *Inventario nacional de plantas municipales de potabilización y de tratamiento de aguas residuales en operación. Diciembre 2022*. <https://files.conagua.gob.mx/conagua/publicaciones/Publicaciones/SGAPDS-8-23.pdf>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2023). *Estadísticas del agua en Mexico 2023*. Sistema Nacional de Información del Agua. Marzo 2024.

https://sinav30.conagua.gob.mx:8080/Descargas/pdf/EAM2023_f.pdf

Cózar, A., Echevarría, F., González-Gordillo, J. I., Irigoien, X., Ubeda, B., Hernández-León, S., Palma, A. T., Navarro, S., García-de-Lomas, J., Ruiz, A., Fernández-de-Puelles, M. L., & Duarte, C. M. (2014). Plastic debris in the open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111, 10239-10244. <https://doi.org/10.1073/pnas.1314705111>

Crespo-Sánchez, A. C. (2021). *Biodegradación de partículas de microplástico de polietileno a partir de un consorcio microbiano aislado del contenido intestinal de la larva Galleria mellonella L* (Bachelor's thesis). Universidad Politécnica Salesiana, Cuenca, Ecuador.

<https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/20234/1/UPS-CT009094.pdf>

De-Graaf, I. E., van Beek, R. L., Gleeson, T., Moosdorf, N., Schmitz, O., Sutanudjaja, E. H., & Bierkens, M. F. (2017). A global-scale two-layer transient groundwater model: Development and application to groundwater depletion. *Advances in water Resources*, 102, 53-67. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2017.01.011>

Di, M. X., & Wang, J. (2018). Microplastics in surface waters and sediments of the Three Gorges Reservoir, China. *Science of the Total Environment*, 616, 1620-1627. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.150>

- Ding, R., Ouyang, Z., Zhang, X., Dong, Y., Guo, X., & Zhu, L. (2023). Biofilm-colonized versus virgin black microplastics to accelerate the photodegradation of tetracycline in aquatic environments: Analysis of underneath mechanisms. *Environmental Science & Technology*, 57(14), 5714-5725. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c00019>
- Dong, S., Yu, Z., Huang, J., & Gao, B. (2022). Fate and transport of microplastics in soils and groundwater. In: Gao, B. (ed.). *Emerging contaminants in soil and groundwater systems: Occurrence, impact, fate and transport* (pp. 301-329). Gainesville, USA: Department of Agricultural and Biological Engineering, University of Florida, Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-824088-5.00001-X>
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R. C., & Aldridge, D. C. (2015). Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Research*, 75, 63-83. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>
- Enamorado-Montes, G., Alean-Flórez, J., Burgos-Núñez, S., Durante-Yáñez, E. V., Urango-Cárdenas, I., Ospino-Contreras, J., & Navarro-Frómeta, A. (2024). Hidrocarburos aromáticos policíclicos en agua subterránea y superficial de la región de La Mojana sucreña. En: *Sistema acuífero La Mojana: elementos para la gestión integral del recurso hídrico* (pp. 92-109). Medellín, Colombia: Universidad de Córdoba y la Corporación Universitaria. Remington. <https://doi.org/10.22209/9786289630572>

- Eriksen, M., Mason, S., Wilson, S., Box, C., Zellers, A., Edwards, W., Farley, H., & Amato, S. (2013). Microplastic pollution in the surface waters of the Laurentian Great Lakes. *Marine Pollution Bulletin*, 77, 177-182. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.10.007>
- Esfandiari, A., Abbasi, S., Peely, A. B., Mowla, D., Ghanbarian, M. A., Oleszczuk, P., & Turner, A. (2022). Distribution and transport of microplastics in groundwater (Shiraz aquifer, southwest Iran). *Water Research*, 220, 118622. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.118622>
- Estrada-Rivera, A., Díaz-Fonseca, A., Treviño-Mora, S., García-Suastegui, W. A., Chávez-Bravo, E., Castelán-Vega, R., & Handal-Silva, A. (2022). The impact of urbanization on water quality: Case study on the alto Atoyac basin in Puebla, Mexico. *Sustainability*, 14(2), 667. <https://doi.org/10.3390/su14020667>
- Flörke, M., Kynast, E., Bärlund, I., Eisner, S., Wimmer, F., & Alcamo, J. (2013). Domestic and industrial water uses of the past 60 years as a mirror of socio-economic development: A global simulation study. *Global Environmental Change*, 23(1), 144-156. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.10.018>
- Forrest, M. (2019). *Recycling of polyethylene terephthalate* (2nd ed.). Shrewsbury, UK: Smithers Rapra. <https://doi.org/10.1515/9783110640304>
- Free, C. M., Jensen, O. P., Mason, S. A., Eriksen, M., Williamson, N. J., & Boldgiv, B. (2014). High-levels of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake. *Marine Pollution Bulletin*, 85, 156-163. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.06.001>

- Ganesan, M., Nallathambi, G., & Srinivasalu, S. (2019). Fate and transport of microplastics from water sources. *Current Science*, 117(11), 1879-1885. <https://doi.org/10.18520/cs/v117/i11/1879-1885>
- Goeppert, N., & Goldscheider, N. (2021). Experimental field evidence for transport of microplastic tracers over large distances in an alluvial aquifer. *Journal of Hazardous Materials*, 408, 124844. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124844>
- Huang, J., Chen, H., Zheng, Y., Yang, Y., Zhang, Y., & Gao, B. (2021). Microplastic pollution in soils and groundwater: Characteristics, analytical methods and impacts. *Chemical Engineering Journal*, 425, 131870. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131870>
- Huang, Y., & Xu, E. G. (2022). Black microplastic in plastic pollution: Undetected and underestimated. *Water Emerging Contaminants and Nanoplastics*, 1(14), 1-7. <https://doi.org/10.20517/wecn.2022.10>
- Huo, P., Li, H., Huang, X., Ma, X., Liu, L., Ji, W., & Gao, P. (2022). Dissolved greenhouse gas emissions from agricultural groundwater irrigation in the Guanzhong Basin of China. *Environmental Pollution*, 309, 119714. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119714>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Panorama sociodemográfico de Tlaxcala. Censo de Población y Vivienda 2020*. https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/702825198022.pdf

- Kabir, M. S., Wang, H., Luster-Teasley, S., Zhang, L., & Zhao, R. (2023). Microplásticos en lixiviados de vertederos: fuentes, detección, aparición y eliminación. *Ciencias Ambientales y Ecotecnología*, 16, 100256. <https://doi.org/10.1016/j.ese.2023.100256>
- Kayastha, V., Patel, J., Kathrani, N., Varjani, S., Bilal, M., Show, P. L., & Bui, X. T. (2022). New insights in factors affecting ground water quality with focus on health risk assessment and remediation techniques. *Environmental Research*, 212, 113171. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113171>
- Khant, N. A., & Kim, H. (2022). Review of current issues and management strategies of microplastics in groundwater environments. *Water*, 14(7), 1020. <https://doi.org/10.3390/w14071020>
- Kim, Y. I., Jeong, E., Lee, J. Y., Chia, R. W., & Raza, M. (2023). Microplastic contamination in groundwater on a volcanic Jeju Island of Korea. *Environmental Research*, 226, 115682. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.115682>
- Kirstein, I. V., Hensel, F., Gomiero, A., Iordachescu, L., Vianello, A., Wittgren, H. B., & Vollertsen, J. (2021). Drinking plastics?—Quantification and qualification of microplastics in drinking water distribution systems by μ FTIR and Py-GCMS. *Water Research*, 188, 116519. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116519>
- Kumar, R., & Sharma, P. (2021). Microplastics pollution pathways to groundwater in India. *Current Science*, 120(2), 249-251. <https://www.jstor.org/stable/27310168>

- Lechner, A., Keckeis, H., Lumesberger-Loisl, F., Zens, B., Krusch, R., Tritthart, M., Glas, M., & Schludermann, E. (2014). The Danube so colourful: A potpourri of plastic litter outnumbers fish larvae in Europe's second largest river. *Environmental Pollution*, 188, 177-181. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.02.006>
- Ledieu, L., Phuong, N. N., Flahaut, B., Radigois, P., Papin, J., Le Guern, C. & Gasperi, J. (2023). May a former municipal landfill contaminate groundwater in microplastics? First investigations from the "prairie de mauves site" (Nantes, France). *Microplastics*, 2(1), 93-106. <https://doi.org/10.3390/microplastics2010007>
- Lenaker, P. L., Baldwin, A. K., Corsi, S. R., Mason, S. A., Reneau, P. C., & Scott, J. W. (2019). Vertical distribution of microplastics in the water column and surficial sediment from the Milwaukee River Basin to Lake Michigan. *Environmental Science & Technology*, 53(21), 12227-12237. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03850>
- Li, P., Karunanidhi, D., Subramani, T., & Srinivasamoorthy, K. (2021). Fuentes y consecuencias de la contaminación de las aguas subterráneas. *Archivos de Contaminación Ambiental y Toxicología*, 80(1), 1-10. <https://doi.org/10.1007/s00244-020-00805-z>
- Lima, J. (2018, 18 de julio). Genera Ixtacuixtla más de 40 toneladas de basura al día. *El Sol de Tlaxcala*. <https://www.elsoldetlaxcala.com.mx/local/municipios/genera-ixtacuixtla-mas-de-40-toneladas-de-basura-al-dia-1848497.html>
- Lino-Tolentino, L. J. (2022). *Microplástico en el agua y sedimentos de los ríos Huallaga, Aucayacu y Sangapilla en la ciudad de Aucayacu*. (tesis de licenciatura). Universidad Nacional Agraria de la Selva. Tingo María, Perú. <https://hdl.handle.net/20.500.14292/2180>

- Lithner, D. (2011). *Environmental and health hazards of chemicals in plastic polymers and products*. (Ph.D. thesis). University of Gothenburg, Gothenburg, Sweden.
<http://hdl.handle.net/2077/24978>
- Lusher, A., Hollman, P., & Mendoza-Hill, J. (2017). *Microplastics in fisheries and aquaculture: Status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety* (FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 615). Rome, Italy: FAO.
<https://oceanrep.geomar.de/id/eprint/49179/1/Microplastics%20in%20fisheries%20and%20aquaculture.pdf>
- Manggat, I., Zain, R., & Jamaluddin, Z. (2018). The impact of infrastructure development on rural communities: A literature review. *International Journal of Academic Research in Business and Social Sciences*, 8(1), 647-658.
<https://doi.org/10.6007/IJARBSS/v8-i1/3837>
- Matthews, S., Mai, L., Jeong, C. B., Lee, J. S., Zeng, E. Y., & Xu, E. G. (2021). Key mechanisms of micro-and nanoplastic (MNP) toxicity across taxonomic groups. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 247, 109056.
<https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2021.109056>
- Mendoza-Olea, I. J., Leal-Bautista, R. M., Cejudo, E., Cervantes-Uc, J. M., Rodríguez-Fuentes, N., & Acosta-González, G. (2022). Contaminación por microplásticos en el acuífero kárstico de la península de Yucatán. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 9(3).
<https://doi.org/10.19136/era.a9n3.3360>

- Mihai, F. C., Gündoğdu, S., Markley, L. A., Olivelli, A., Khan, F. R., Gwinnett, C., & Molinos-Senante, M. (2021). Plastic pollution, waste management issues, and circular economy opportunities in rural communities. *Sustainability*, 14(1), 20. <https://doi.org/10.3390/su14010020>
- Mintenig, S. M., Loder, M. G. J., Primpke, S., & Gerdtts, G. (2019). Low numbers of microplastics detected in drinking water from ground water sources. *Science of the Total Environment*, 648, 631-635. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.178>
- Montero-Montoya, R. D., López-Vargas, R., Méndez-Serrano, A., Galicia-Alonso, I., García-Vargas, G., Serrano-García, L., & Arellano-Aguilar, O. (2020). Increased micronucleus frequencies in reticulocytes of children exposed to industrial pollution: Oxidative stress and the OGG1 S326C polymorphism. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 853, 503170. <https://doi.org/10.1016/j.mrgentox.2020.503170>
- Morales, M. M., Sánchez, E. R. S., Hoyos, S. E. G., & Esteller, M. V. (2015). Simulación de diferentes alternativas de gestión de los recursos hídricos del acuífero de Puebla-Atoyac. *Ingeniería*, 19(1), 62-72. <https://www.revista.ingenieria.uady.mx/ojs/index.php/ingenieria/article/view/15>
- Natesan, U., Vaikunth, R., Kumar, P., Ruthra, R., & Srinivasalu, S. (2021). Spatial distribution of microplastic concentration around landfill sites and its potential risk on groundwater. *Chemosphere*, 277, 130263. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130263>

- Nisticò, R. (2020). Polyethylene terephthalate (PET) in the packaging industry. *Polymer Testing*, 90, 106707. <https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2020.106707>
- Nogo, K., Ikejima, K., Qi, W., Kawashima, N., Kitazaki, T., Adachi, S., & Ishimaru, I. (2021). Identification of black microplastics using long-wavelength infrared hyperspectral imaging with imaging-type two-dimensional Fourier spectroscopy. *Analytical Methods*, 13(5), 647-659. <https://doi.org/10.1039/D0AY01738H>
- Padilla, R. (2017, 19 de octubre). Intensifican campaña de limpieza de canales y calles de Ixtacuixtla. *El Sol de Tlaxcala*. <https://www.elsoldetlaxcala.com.mx/local/municipios/intensifican-campana-de-limpieza-de-canales-y-calles-de-ixtacuixtla-599896.html>
- Padilla, R. (2018, 7 de mayo). Usan barranca como basurero en Ixtacuixtla. *El Sol de Tlaxcala*. <https://www.elsoldetlaxcala.com.mx/local/municipios/usan-barranca-como-basurero-en-ixtacuixtla-1667642.html>
- Panno, S. V., Kelly, W. R., Scott, J., Zheng, W., McNeish, R. E., Holm, N., Hoellein, T. J., & Baranski, E. L. (2019). Microplastic contamination in karst groundwater systems. *Groundwater*, 57, 189-196. <https://doi.org/10.1111/gwat.12862>
- Park, S. H., & Kim, S. H. (2014). Poly (ethylene terephthalate) recycling for high value added textiles. *Fashion and Textiles*, 1, 1-17. <https://doi.org/10.1186/s40691-014-0001-x>

- Pat-Vázquez, N. I., Tirado-Mendoza, R., Cervantes-Uc, J. M., Leal-Bautista, R. M., Acosta-González, G., & Rodríguez-Fuentes, N. (2024). Efecto de los microplásticos de poliestireno sobre el citoesqueleto de células humanas. *Revista de la Facultad de Medicina UNAM*, 67(3), 8-21. <https://doi.org/10.22201/fm.24484865e.2024.67.3.02>
- Połeć, M., Aleksander-Kwaterczak, U., Wątor, K., & Kmiecik, E. (2018). The occurrence of microplastics in freshwater systems—preliminary results from Krakow (Poland). *Geology, Geophysics and Environment*, 44(4), 391-400. <https://doi.org/10.7494/geol.2018.44.4.391>
- Rajmohan, K. V. S., Ramya, C., Viswanathan, M. R., & Varjani, S. (2019). Plastic pollutants: Effective waste management for pollution control and abatement. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 12, 72-84. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2019.08.006>
- Rillig, M. C., Ziersch, L., & Hempel, S. (2017). Microplastic transport in soil by earthworms. *Scientific Reports*, 7(1), 1362. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-01594-7>
- Rochman, C. M., Hoh, E., Hentschel, B. T., & Kaye, S. (2013). Long-term field measurement of sorption of organic contaminants to five types of plastic pellets: Implications for plastic marine debris. *Environmental Science & Technology*, 47(3), 1646–54. <https://doi.org/10.1021/es303700s>
- Rothstein, S. I. (1973). Plastic particle pollution of the surface of the Atlantic Ocean: Evidence from a seabird. *Condor*, 75(344), 5. <https://doi.org/10.2307/1366176>

- Rubio-Armendáriz, C., Alejandro-Vega, S., Paz-Montelongo, S., Gutiérrez-Fernández, Á. J., Carrascosa-Iruzubieta, C. J., & Hardisson-de la Torre, A. (2022). Microplastics as emerging food contaminants: a challenge for food safety. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(3), 1174. <https://doi.org/10.3390/ijerph19031174>
- Samandra, S., Johnston, J. M., Jaeger, J. E., Symons, B., Xie, S., Currell, M., Ellis, A. V., & Clarke, B. O. (2022). Microplastic contamination of an unconfined groundwater aquifer in Victoria, Australia. *Science of the Total Environment*, 802, 149727. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149727>
- Schymanski, D., Oßmann, B. E., Benismail, N., Boukerma, K., Dallmann, G., Von der Esch, E., Fischer, D., Fischer, F., Gilliland, D., Glas, K., Hofmann, T., Käßler, A., Lacorte, S., Marco, J., El Rakwe, M., Weisser, J., Witzig, C., Zumbülte, N., & Ivleva, N. P. (2021). Analysis of microplastics in drinking water and other clean water samples with micro-Raman and micro-infrared spectroscopy: Minimum requirements and best practice guidelines. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 413(24), 5969-5994. <https://doi.org/10.1007/s00216-021-03498-y>
- Secretaría de Salud. (2013). *Antecedentes históricos del hospital comunitario "Mariano Matamoros" estado de Tlaxcala*. México, DF: México.
- Secretaría del Medio Ambiente de Tlaxcala. (n.d.). Relleno sanitario de Panotla. http://sma.tlaxcala.gob.mx/docs/r_panotla.pdf

- Selvam, S., Jesuraja, K., Venkatramanan, S., Roy, P. D., & Kumari, V. J. (2021). Hazardous microplastic characteristics and its role as a vector of heavy metal in groundwater and surface water of coastal south India. *Journal of Hazardous Materials*, 402, 123786. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123786>
- Shah, A. A., Hasan, F., Hameed, A., & Ahmed, S. (2008). Biological degradation of plastics: A comprehensive review. *Biotechnology Advances*, 26(3), 246-265. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2007.12.005>
- Shi, J., Dong, Y., Shi, Y., Yin, T., He, W., An, T., & Lin, H. (2022). Groundwater antibiotics and microplastics in a drinking-water source area, northern China: Occurrence, spatial distribution, risk assessment, and correlation. *Environmental Research*, 210, 112855. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112855>
- Shu, X., Xu, L., Yang, M., Qin, Z., Zhang, Q., & Zhang, L. (2023). Spatial distribution characteristics and migration of microplastics in surface water, groundwater and sediment in karst areas: The case of Yulong River in Guilin, Southwest China. *Science of the Total Environment*, 868, 161578. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161578>
- Singh, S., & Bhagwat, A. (2022). Microplastics: A potential threat to groundwater resources. *Groundwater for Sustainable Development*, 19, 100852. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100852>
- Strand, J., Feld, L., Murphy, F., Mackevica, A., & Hartmann, N. B. (2018). *Analysis of microplastic particles in Danish drinking water*. (Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 291). Aarhus, Denmark: Aarhus University. <https://dce2.au.dk/pub/SR291.pdf>

- Su, L., Xue, Y., Li, L., Yang, D., Kolandhasamy, P., Li, D., & Shi, H. (2016). Microplastics in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*, 216, 711-719. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.036>
- Sun, J., Zhu, Z. R., Li, W. H., Yan, X., Wang, L. K., Zhang, L., & Ni, B. J. (2021). Revisiting microplastics in landfill leachate: Unnoticed tiny microplastics and their fate in treatment works. *Water Research*, 190, 116784. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116784>
- Tapia, L. R., & Novelo, J. A. M. (2011). Contaminación e internalización de costos en la industria textil. *Revista Internacional de Ciencias Sociales y Humanidades, SOCIOTAM*, 21(1), 143-169. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=65421407008>
- Thompson, R. C., Olsen, Y., Mitchell, R. P., Davis, A., Rowland, S. J., John, A. W. G., & Russell, A. E. (2004). Lost at sea: Where is all the plastic? *Science*, 304(5672), 838. <https://doi.org/10.1126/science.1094559>
- Teuten, E., Saquing, J. M., Knappe, D. R. U., Barlaz, M. A., Jonsson, S., Björn, A. *et al.* (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philos Trans R Soc Lond Ser B. Journal of Biological Sciences*, 364(1526), 2027-2045. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0284>
- Toccalino, P. L., Gilliom, R. J., Lindsey, B. D., & Rupert, M. G. (2014). Pesticides in groundwater of the United States: Decadal-scale changes, 1993–2011. *Groundwater*, 52(S1), 112-125. <https://doi.org/10.1111/gwat.12176>

- UNICEF, United Nations Children's Fund. (2019, June 18). *1 in 3 people globally do not have access to safe drinking water*. Retrieved on <https://www.who.int/news/item/18-06-2019-1-in-3-people-globally-do-not-have-access-to-safe-drinking-water-unicef-who>
- UN, United Nations. (2022). *Unwater. UN World Water Development Report March 21 2022 "Groundwater: Making the invisible visible"* (Catalog number 0000382894). <https://www.unwater.org/publications/un-world-water-development-report-2022>
- Viaroli, S., Lancia, M., & Re, V. (2022). Microplastics contamination of groundwater: Current evidence and future perspectives. A review. *Science of the Total Environment*, 824, 153851. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153851>
- Wan, Y., Chen, X., Liu, Q., Hu, H., Wu, C., & Xue, Q. (2022). Informal landfill contributes to the pollution of microplastics in the surrounding environment. *Environmental Pollution*, 293, 118586. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118586>
- Wang, Z., Lin, T., & Chen, W. (2020). Occurrence and removal of microplastics in an advanced drinking water treatment plant (ADWTP). *Science of the Total Environment*, 700, 134520. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134520>
- Weber, F., Kerpen, J., Wolff, S., Langer, R., & Eschweiler, V. (2021). Investigation of microplastics contamination in drinking water of a German city. *Science of the Total Environment*, 755, 143421. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143421>

- Wessel, C. C., Lockridge, G. R., Battiste, D., & Cebrian, J. (2016). Abundance and characteristics of microplastics in beach sediments: Insights into microplastic accumulation in northern Gulf of Mexico estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 109(1), 178-183. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.002>
- World Bank Group. (n. d.) *Rural population (% of total population)*. Retrieved on https://data.worldbank.org/indicator/SP.RUR.TOTL.ZS?_gl=1*1lop a4h*_gcl_au*NzcxNDI4NjY5LjE3MjQ4MTY3NzM
- Yang, D., Shi, H., Li, L., Li, J., Jabeen, K., & Kolandhasamy, P. (2015). Microplastic pollution in table salts from China. *Environmental Science & Technology*, 49(22), 13622-13627. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03163>
- Zambrano, J. (2021a, 19 de diciembre). Cuenca del Atoyac, entre las 10 más explotadas y con alta contaminación. *Milenio*. <https://www.milenio.com/politica/comunidad/cuenca-atoyac-alta-contaminacion-10-explotadas>
- Zambrano, J. (2021b, 21 de diciembre). Cuenca del Atoyac incumple con calidad para el cuidado de la vida. *Milenio*. <https://www.milenio.com/politica/comunidad/cuenca-atoyac-incumple-calidad-cuidado-vida-ibero>
- Zhang, K., Xiong, X., Hu, H., Wu, C., Bi, Y., Wu, Y., Zhou, B., Lam, P. K. S., & Liu, J. (2017). Occurrence and characteristics of microplastic pollution in Xiangxi Bay of Three Gorges Reservoir, China. *Environmental Science & Technology*, 51, 3794-3801. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00369>

**Una revisión sistemática sobre investigaciones
científicas sobre el río Santiago**

**A systematic review of scientific research on the
Santiago River**

José Manuel Castellanos-Martínez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0380-3645>

Octavio Martín González-Santana², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2358-274X>

Alicia Torres-Rodríguez³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2267-4626>

¹Secihti-El Colegio de Michoacán, La Piedad, Michoacán, México,
josem.castellanos@colmich.edu.mx

²El Colegio de Michoacán, La Piedad, Michoacán, México,
octavio@colmich.edu.mx

³Universidad de Guadalajara, Guadalajara, Jalisco, México,
atorres59@gmail.com

Autor para correspondencia: José Manuel Castellanos-Martínez,
josem.castellanos@colmich.edu.mx

Resumen

La dinámica socioecológica de los ríos se trata, quizá, de uno de los sistemas de mayor complejidad analítica, donde se integran procesos ambientales, ecológicos, biológicos, sociales, económicos, culturales o políticos, entre otros. En este sentido, es importante conocer diversas formas de analizar aquellas dinámicas socioecológicas que se desarrollan en torno a estos ecosistemas. Así, el objetivo de este documento es mostrar, a partir de una revisión sistemática de la literatura científica, las tendencias y vacíos analíticos en las investigaciones realizadas en los últimos veinte años orientadas al análisis de diversas dinámicas sociales y ecológicas en torno al río Santiago, ubicado en la región hidrológica Lerma-Santiago, México, para lo cual se parte del marco metodológico SALSA, que orientó las cuatro etapas de esta investigación, y del protocolo PRISMA, como una guía detallada de los componentes en cada etapa de esta investigación. Se sugiere tomar en cuenta para futuras investigaciones las problemáticas que afectan directamente al río Santiago, como la crisis de contaminación; la pérdida de biodiversidad acuática y sus implicaciones; la investigación concentrada en regiones muy puntuales que genera ciertas desigualdades regionales en la cobertura de investigación, lo cual limita que algunas zonas del río se integren a los planes de gobernanza y, por consecuencia, se percibe una fragmentación en la gobernanza del río Santiago y en la gestión integral de la cuenca.

Palabras clave: cuenca fluvial, investigación científica, gestión de los recursos hídricos, análisis de contenido, desarrollo sostenible, México.

Abstract

The socio-ecological dynamics of rivers is perhaps one of the most analytically complex systems, where environmental, ecological, biological, social, economic, cultural or political processes, among others, are integrated. In this sense, it is important to know different ways of analyzing those socio-ecological dynamics that develop around these ecosystems. Thus, the objective of this document is to show, based on a systematic review of the scientific literature, the trends and analytical gaps in research over the last twenty years aimed at analyzing various social and ecological dynamics around the Santiago River, located in the Lerma-Santiago hydrological region, Mexico. To do so, we start from the SALSA framework, which guided the four stages of this research, and from the PRISMA protocol, as a detailed guide to the components in each stage of this research. It is suggested that future research should take into account the problems that directly affect the Santiago River, for example, the pollution crisis, the loss of aquatic biodiversity and its implications, regional inequalities in research coverage, fragmentation in the governance of the Santiago River or the proposal of priority actions for the comprehensive management of the basin.

Keywords: River basins, scientific research, water resources management, content analysis, sustainable development, Mexico.

Recibido: 06/02/2025

Aceptado: 22/07/2025

Publicado *ahead of print*: 28/08/2025

Versión final: 01/05/2026

Introducción

La intensidad y el crecimiento descontrolado de las dinámicas antrópicas han inducido intensos cambios socioambientales en el mundo con fuertes efectos secundarios (Chapin III *et al.*, 2000; Bray, Ellis, Armijo-Canto, & Beck, 2004; Turner *et al.*, 2001; García-Espino & Valdés-Fernández, 2019; Roldán-Villanueva, 2021). Entre esos cambios han tenido lugar los problemas emergentes relacionados con la calidad y el consumo del agua, o el desvío y la contaminación de los ríos y lagos en el mundo (Li *et al.*, 2022; McDonald, Weber, Padowski, Boucher, & Shemie, 2016; Duan *et al.*, 2016; Raman, Bouwmeester, & Mohan, 2009). Aunque durante las últimas tres décadas los ríos se han considerado como uno de los principales componentes que proveen servicios ecosistémicos multisectoriales en los territorios rurales y urbanos en particular (Sánchez-Montoya, 2024; Petsch, Cionek, Thomaz, & Dos Santos, 2023; Shaad, Souter, Vollmer, Regan, & Bezerra, 2022; Böck, Polt, & Schülting, 2018; Basak, Hossain, Tusznió, & Grodzińska-Jurczak, 2021), son continuas y crecientes las investigaciones científicas que alertan sobre la contaminación en lagos y ríos del mundo, lo que conlleva a graves problemas asociados con la salud y conservación a largo plazo de los sistemas sociales y ecológicos (Kakade *et al.*, 2021; Lin, Yang, & Xu, 2022; Hassan-Al-Taai, 2021; Lin *et al.*, 2024; Wei, Rao, Liu, Wang, & Cao, 2024).

En México, el manejo de los ríos —sobre todo de aquellos que han sido alcanzados por los centros urbanos— se trata de uno de los retos ambientales de mayor complejidad en la actualidad. Uno de los problemas principales es la falta de conocimiento y aprendizaje de la dinámica sistémica con la que se comportan estos cuerpos de agua, lo cual lleva a

implementar “soluciones” que terminan con afectaciones socioambientales difícilmente reversibles; muchas veces los ríos terminan pavimentados, entubados, como descargas de desechos sólidos y aguas residuales o basureros a cielo abierto, que causan enfermedades sociales y ecológicas, inundaciones y desequilibrios socioecológicos.

Desde los enfoques de la complejidad y la teoría de redes, los ríos tienen las características para estudiarse como redes de sistemas complejos abiertos que permanecen en una dinámica constante y, debido a ello, cuentan con la peculiar aptitud de articular y estructurar el territorio; de hecho, autores como Thoms y Sheldon (2019) argumentan que es la impredecibilidad y el acoplamiento de los ríos lo que domina el comportamiento de la superficie terrestre en el mundo, de modo que la investigación científica relacionada con el estudio de los ríos es cada vez más desafiante por los acelerados cambios climáticos, paisajísticos y sociales (Gilvear, Greenwood, Thoms, & Wood, 2016); por lo tanto, es necesario que los conceptos, metodologías e investigaciones permanezcan en una actualización, reestructuración y aprendizaje constantes. Por tanto, es responsabilidad de la academia actualizar aquellos conceptos y formas de analizar la realidad de los ríos y su comportamiento dinámico, pues una gestión aplicable a la actualidad debe estar respaldada por una ciencia actualizada e interdisciplinaria. Algunos de los ejemplos de estos enfoques interdisciplinarios en la ciencia de los ríos son los estudios de Collier, Baker, David, Górski y Pingram (2019), y Habit *et al.* (2019), quienes sugieren que si bien existe conocimiento científico especializado sobre los ríos, es necesario integrar aquel conocimiento de la ciencia de los ríos en modelos o amplios marcos analíticos para mejorar su gestión hacia la sostenibilidad.

Para el caso mexicano, especialistas como Núñez (2024) expresan que actualmente México se enfrenta a una de sus mayores pruebas: la crisis hídrica. Se trata de un desafío que pone en riesgo a los ecosistemas terrestres, en particular los ríos y los servicios ecosistémicos que proporcionan (Martínez, Kralisch, Escolero, & Perevochtchikova, 2015). Tal desafío implica los problemas de los ríos en el país que han terminado entubados, contaminados, pavimentados o usados como depósitos de residuos tóxicos, industriales o desechos sólidos que afectan sistemas sociales y ecológicos. Uno de los retos a superar es la permanencia de la ciencia y la academia bajo la sombra del individualismo *per se*, pues para que la producción del conocimiento tenga un fuerte impacto en la solución de este tipo de problemas resulta importante no solo la actualización, sino también la colaboración y comunicación de la ciencia para el respaldo de la toma de decisiones y los formuladores de políticas.

En tal sentido, resulta indispensable actualizar el conocimiento sobre los procesos ecológicos y sociales implicados en la gestión y en el análisis de los ríos, por lo que esta investigación se enfoca en una región geográfica de gran importancia hídrica para la región Occidente del país. Se trata del río Santiago o Río Grande de Santiago, considerado como uno de los ríos de mayor importancia de México y uno de los más contaminados del país debido a que recibe los vertidos de fábricas, granjas, asentamientos humanos y lixiviados hacia el cauce, por lo que se concentran altos niveles de metales pesados en diferentes puntos del río. Al respecto, hay evidencia científica de que esta contaminación en el río ha sido la causa de graves problemas de salud para la población de las localidades aledañas al cauce, por ejemplo: diagnósticos de cáncer, problemas respiratorios, enfermedades renales y muertes por

intoxicación (Arellano-Aguilar, Ortega-Elorza, & Gesundheit-Montero, 2012; Montes-Rubio *et al.*, 2021).

Aunque existe una amplia acumulación del conocimiento relacionada con el río y los procesos socioecológicos que se dan en su territorio geográfico, no se encontró evidencia científica que ofrezca un panorama del estado actual del conocimiento para comprender las tendencias y retos de investigación, así como los resultados y las sugerencias propuestas para esta problemática desde la academia. De modo que este documento tiene el objetivo de mostrar el proceso metodológico y los resultados de una revisión sistemática de la literatura científica producida durante los últimos veinte años en relación con los procesos socioecológicos percibidos en cuanto al río Santiago, el cual abarca diferentes municipios de los estados de Jalisco y Nayarit.

Con base en el objetivo de esta investigación se propusieron las siguientes preguntas guía para su desarrollo: ¿cuáles son las visiones disciplinares o analíticas interesadas por los procesos socioecológicos y manejo del río Santiago?, ¿cuáles son las teorías, metodologías o conceptos y temas de investigación de mayor uso o interés en torno al río Santiago?, ¿qué resultados se han obtenido con base en las tendencias de investigación mayormente usadas?, ¿qué tipo de investigaciones tienen mayor incidencia en la realidad del río?, ¿de dónde surgen las investigaciones (área geográfica, instituciones y revistas)?, ¿qué retos o vacíos analíticos se identifican a futuro en las investigaciones analizadas?

Cabe mencionar que este tipo de revisiones sistemáticas tiene diversos alcances tanto metodológicos y teóricos como incidentes en la toma de decisiones en los planos académico y político (García-Perdomo, 2015; Page *et al.*, 2021). Así, este documento obedece a la estructura del protocolo PRISMA (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and*

Meta-Analyses) y se divide en los siguientes cinco apartados: una introducción, donde se justifica y se plantea el objetivo de la investigación; el apartado metodológico; los resultados; las discusiones, y un apartado de reflexiones finales (Page *et al.*, 2021).

Materiales y métodos

Ubicación geográfica del río Santiago

El río Santiago se ubica en el centro occidente de México dentro de la cuenca Lerma-Santiago-Pacífico; no solo se trata de un ecosistema hídrico amplio en términos geográficos, sino que su complejidad y escala lo posicionan como una de las regiones con una diversidad de ictiofauna de relevancia en el país.

Aunque la cuenca en la que se ubica el río abarca seis entidades (Hidalgo, Querétaro, Guanajuato, Michoacán, Jalisco y Nayarit), el propio río Santiago atraviesa solo los estados de Jalisco y Nayarit hasta desembocar en la costa del Pacífico. Su origen se encuentra en la parte nororiente del lago de Chapala y a lo largo del cauce se han construido al menos seis presas importantes del noroccidente de México. La Figura 1 muestra la ubicación geográfica del río, así como las presas y afluentes principales que se encuentran en el margen oriente del río, los cuales provienen de elevaciones superiores a los 2 500 msnm.

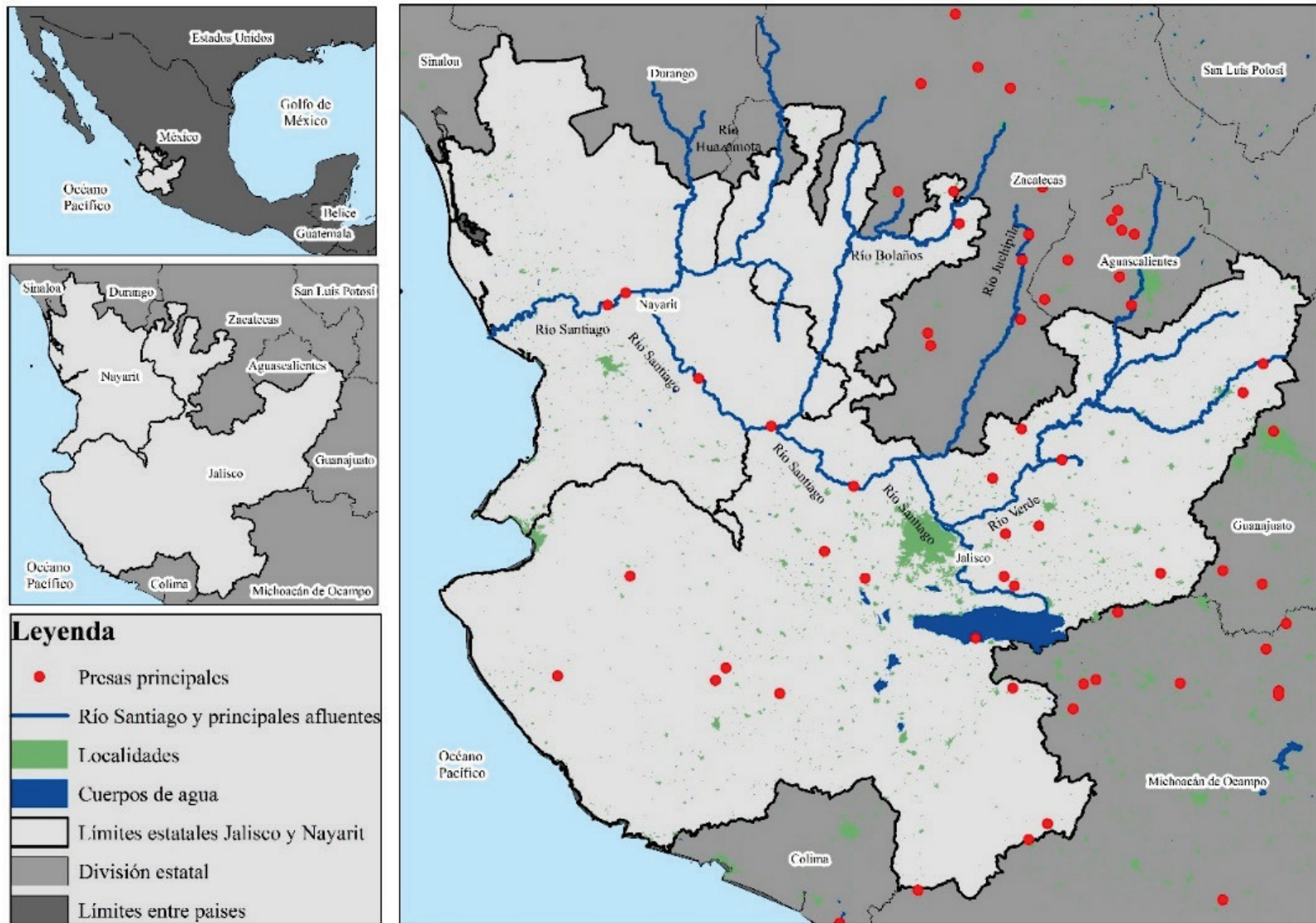


Figura 1. Ubicación geográfica del río Santiago. Fuente: elaboración propia con datos de INEGI (2024) y Conagua (s. f.).

Diversas investigaciones ya han mostrado la relevancia social y ecológica del río Santiago para el país (Bollo-Manent, Montaño-Salazar, & Hernández-Santana, 2017; Montes-Rubio *et al.*, 2021; Gómez-Balandra, Díaz-Pardo, & Gutiérrez-Hernández, 2012). No obstante, es importante mencionar que se encuentra en el segundo lugar de los ríos más largos

de México, y es uno de los ríos que han funcionado como fuente de alimentos, cultivos y agua limpia para consumo. Sin embargo, en la actualidad cerca de 400 empresas están instaladas en su cauce; dichas empresas van desde tecnológicas hasta alimentarias, con emisiones contaminantes de diferente tipo, lo que genera enormes basureros con múltiples afectaciones socioambientales (Montes-Rubio *et al.*, 2021; Gómez-Balandra *et al.*, 2012).

Es importante mencionar que Montes-Rubio *et al.* (2021) argumentan, a modo de contexto histórico, que el río Santiago llegó a funcionar en su totalidad como fuente de alimentos, empleo, ingresos y recreación. En el transcurso de la segunda mitad del siglo XX y hasta la actualidad, el panorama de provisión de beneficios del río ha cambiado; ahora se percibe como una fuente de contaminación y constante peligro a causa de la industrialización y el crecimiento urbano en sus diferentes puntos. Esto ha traído consigo cierta pérdida del sentimiento de pertenencia e identidad de las comunidades ribereñas; malas prácticas cotidianas ganaderas y agrícolas, como la vagancia de ganado; y el uso de agua para riego altamente contaminada por los procesos industriales y urbanos (Montes-Rubio *et al.*, 2021).

Ruta metodológica

Dado que una revisión sistemática de la literatura se trata de un método riguroso para sintetizar y actualizar el estado del conocimiento en diversas disciplinas, temas de investigación o regiones geográficas con una larga y densa tradición investigativa y, además, con un número de publicaciones crecientes, resultan indispensables los marcos de trabajo que guíen la tarea de sistematizar y analizar grandes cantidades de

información y que sean reproducibles para investigaciones futuras (Stockholm Environmental Institute, 2017). De modo que esta revisión sistemática de la literatura científica fue guiada por el marco metodológico SALSA (*Search, Appraisal, Synthesis, Analysis*), que orientó las cuatro etapas de esta investigación, y del protocolo PRISMA, que se trata de una guía explicativa y detallada sobre los componentes a considerar en cada etapa de trabajo (Codina, 2020; García-Perdomo, 2015; Hutton, Catalá-López, & Moher, 2016; Urrutia, Tort, & Bonfill, 2005).

El marco de trabajo SALSA considera las siguientes cuatro etapas de revisión sistemática: 1) *Search*, 2) *Appraisal*, 3) *Synthesis*, 4) *Analysis* (búsqueda, evaluación, síntesis y análisis). De hecho, estas etapas no solo son validadas, sino indudablemente necesarias, pues en cada una de ellas se definen los criterios puntuales del proceso sistematizado de la revisión (Codina, 2020) y con el apoyo del protocolo PRISMA (componentes de informe privilegiados para revisiones sistemáticas y metaanálisis, por su traducción al español), que funciona como una lista de cotejo para guiar al investigador en la tarea de documentar de manera transparente el objetivo de la revisión, cómo se hizo y qué se encontró, es decir, el protocolo PRISMA, proporciona los criterios para orientar y garantizar la presentación de la información relevante (Page *et al.*, 2021). La selección de estos marcos de trabajo, SALSA y PRISMA, se debe a que se toman no solo como protocolos metodológicos sino también como las dos etapas genéricas de trabajo para el desarrollo de la ruta analítica en esta investigación.

La primera etapa —búsqueda de publicaciones relacionadas con el río Santiago— se hizo en bases de datos de información científica Redalyc, Scielo y Scopus; se trata de tres bases de datos relevantes en Latinoamérica y en el plano internacional debido a su gran acervo de

publicaciones de revistas académicas de distintos países de libre acceso para el caso de Redalyc y Scielo, o de acceso institucional, en el caso de Scopus. Además de la accesibilidad, es importante mencionar que las revistas indexadas de estas bases desarrollan procesos de revisión por pares en modalidad doble ciego en cada una de sus publicaciones, lo cual ayuda a reducir las posibilidades de errores o defectos en las investigaciones científicas, y aporta mayor objetividad a la revisión sistemática, pues garantiza que las investigaciones seleccionadas han pasado por un riguroso proceso de revisión (Page *et al.*, 2021). Cabe resaltar que aunque la delimitación de los conceptos de búsqueda es precisa en extremo, las herramientas, sistema de búsqueda, filtrado y descargas de documentos que tienen estas bases de datos son relativamente sencillos de manipular.

La exploración y búsqueda de documentos se efectuó en agosto de 2024, a partir de una sintaxis de búsqueda estructurada con conceptos o palabras clave de la región de interés: río Santiago, conocido también a su paso por distintos municipios entre Jalisco y Nayarit como Río Grande de Santiago. La búsqueda de estos conceptos se limitó a títulos, resúmenes y palabras clave de los resultados encontrados de los últimos veinte años (2004-2024) en inglés y español, filtrados solo para México. La sintaxis de búsqueda se introdujo de la siguiente manera: (("RÍO SANTIAGO" OR "RIO SANTIAGO" OR "RÍO GRANDE DE SANTIAGO" OR "RIO GRANDE DE SANTIAGO" OR "SANTIAGO RIVER") AND ("GUADALAJARA" OR "MÉXICO" OR "MEXICO" OR "NAYARIT" OR "JALISCO"))).

En la segunda etapa, evaluación, con estos criterios de búsqueda y filtrado resultaron 331 documentos en total (44 resultados en Scopus, 10 en Scielo y 277 en Redalyc), que se evaluaron uno por uno y se

discriminaron 234, al ser ensayos, reflexiones, e investigaciones filtradas de otros países, como Ecuador o de estados como San Luis Potosí, donde hay ríos con el nombre Santiago. Así, resultaron 97 documentos seleccionados en esta etapa, que consisten en investigaciones científicas con resultados de un caso analizado en alguna de sus porciones entre Jalisco y Nayarit, y que sugieren como objeto de estudio al río Santiago o en las que el río tiene una estrecha relación con el objeto de estudio a partir de procesos sociales o ecológicos.

Después de una relectura de los 97 documentos seleccionados en la etapa de evaluación, en la tercera etapa se sintetizó aún más la muestra de estudios; se discriminaron aquellos documentos repetidos y también se descartaron aquellas investigaciones que no tenían como objeto de estudio al río Santiago de Jalisco o Nayarit, sino que solo aparece el nombre en los documentos para referenciar localizaciones o elementos fisiográficos. Con esta síntesis y sistema de filtrado resultaron 64 documentos en total, que se seleccionaron para la cuarta etapa: análisis. Se procedió a sistematizar y analizar las 64 investigaciones resultantes en el *software* de análisis cualitativo *Atlas.ti* (Cisneros-Puebla, 2003) con el apoyo de un conjunto de 18 variables agrupadas en cuatro categorías. La Figura 2 muestra un resumen del proceso metodológico descrito, mientras que la Tabla 1 refleja las categorías y variables genéricas consideradas para este análisis.

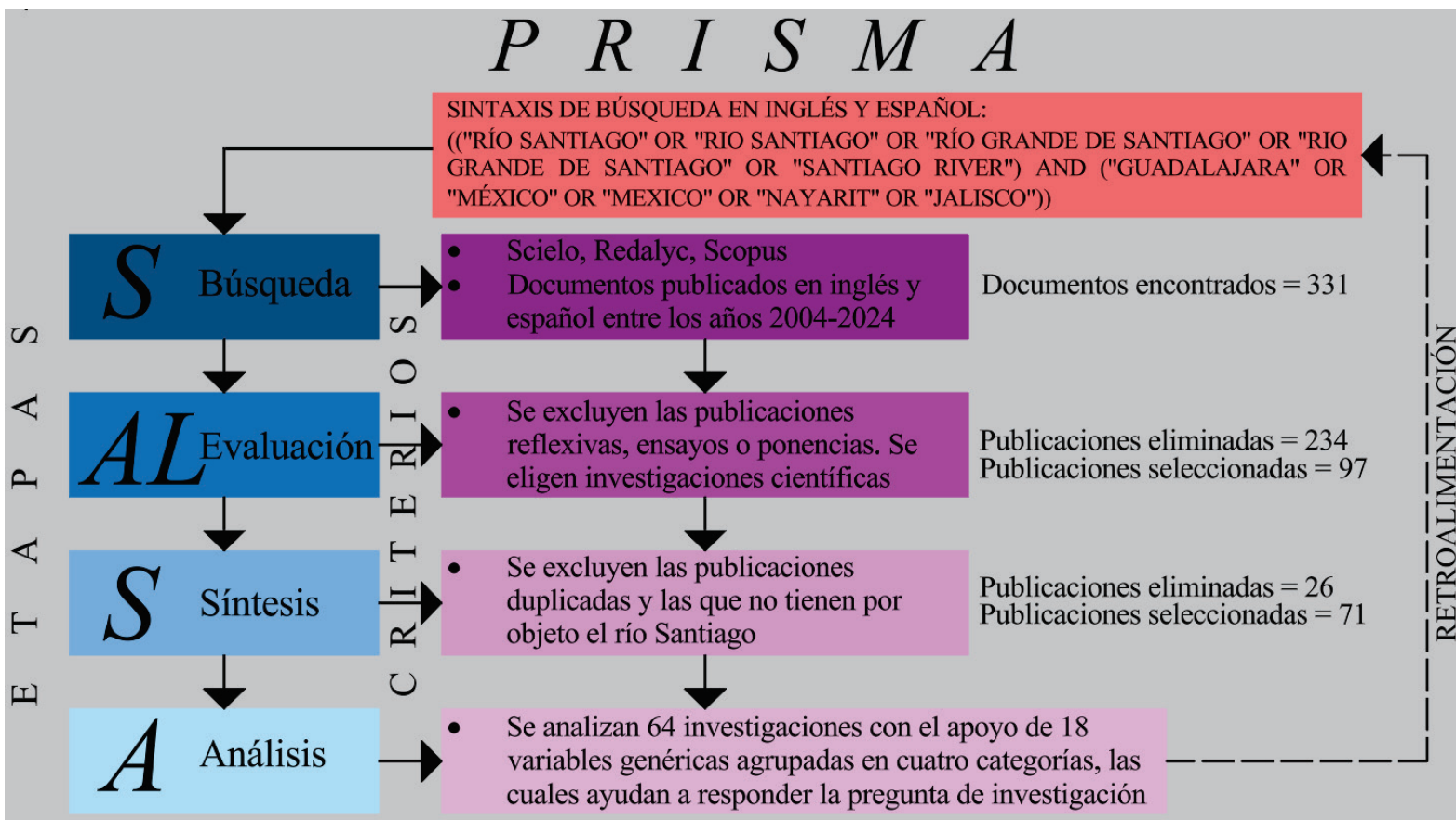


Figura 2. Etapas del proceso metodológico.

Tabla 1. Categorías y variables de análisis.

Categoría	Variables
Características de autores	a) País b) Institución de pertenencia (al momento de la publicación)
Características de la publicación	c) Año d) Revista e) Institución de revista f) Lugar de indexación
Alcances de investigación	g) Caso de estudio (área geográfica) h) Análisis i) Diagnóstico/descripción j) Simulación k) Incidencia
Tendencias de investigación	l) Visión disciplinar m) Bases metodológicas n) Bases teóricas o) Identificación de problemáticas, retos, oportunidades, vacíos analíticos p) Técnicas de recolección y análisis de información q) Enfoques de investigación (cuali, cuanti, mixto) r) Autores más citados

Resultados y discusiones

La cronología de las investigaciones directamente relacionadas con el río Santiago muestra una tendencia cíclica con altibajos en cuanto a las publicaciones en revistas indexadas. La Figura 3 presenta dos picos de

producción científica que corresponden a los años 2010 y 2019-2020, sin embargo, a pesar de los altibajos, la línea de tendencia (línea discontinua en la Figura 3) revela que no ha existido un aumento en la producción científica sobre el río Santiago; esto, a pesar de la urgencia exponencial por mitigar y revertir problemas ambientales, fuertes puntos de contaminación, salud o conservación de especies, entre otros problemas en dicha área geográfica (Alatorre-Zamora, Campos-Enríquez, Belmonte-Jiménez, & Ibarra-Nuño, 2014; González-Gallegos, Morales-Arias, & Rodríguez-Hernández, 2012; Montes-Rubio *et al.*, 2021; Pérez-Ponce-de-León, Zambrano, Domínguez-Domínguez, Pérez-Rodríguez, & Escalera-Vázquez, 2008; Pérez-Rodríguez, Pérez-Ponce-de-León, Domínguez-Domínguez, & Doadrio, 2009). De acuerdo con la línea de tendencia, el comportamiento de producción científica enfocado en el río Santiago ha tenido una ligera inclinación a la baja. Ello da cuenta de la necesidad y tarea que, en primer lugar, tiene la esfera académica y científica de apuntalar la investigación y visibilizar aquellas problemáticas, sobre todo mediante la producción científica y sus diversas formas de divulgación; en segundo lugar, sería importante hacer llegar dicha producción científica a los diversos actores políticos y tomadores de decisiones en materia ambiental relacionada con los ríos, cuencas, biodiversidad, salud, contaminación, turismo y el diseño de políticas públicas.

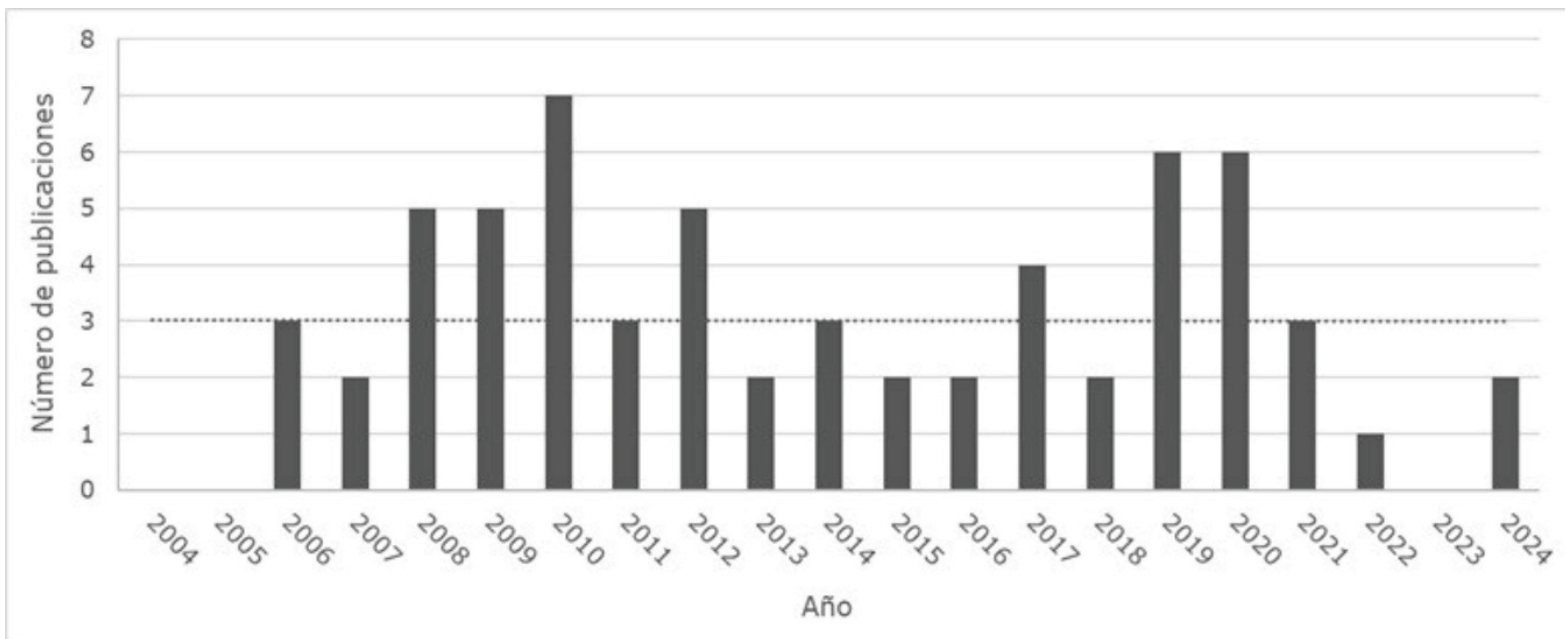


Figura 3. Número de publicaciones científicas en revistas indexadas por año.

Además del nombre del río Santiago, entre los conceptos que más frecuencia de mención tienen destacan los temas de agua; contaminación; calidad del agua; cuenca; especies (asociada sobre todo con biodiversidad animal); gestión; infraestructura; residuos; presa; industrial (en cuanto a corredores industriales), y otros conceptos relevantes de influencia directa sobre el río Santiago y sus recursos (Figura 4). Cabe mencionar que aunque entre los conceptos mayormente identificados están los de contaminación, agua, ambiental o población, las investigaciones sobre la biodiversidad de peces destacan en particular sobre otras (Acevedo-Rosas, Hernández-Galaviz, & Cházaro-Basáñez, 2008; Gómez-Balandra *et al.*, 2012; Macías-Rodríguez, Sahagún-Godínez, & Lomelí-Senci3n, 2020; P3rez-Ponce-de-Le3n *et al.*, 2008; P3rez-Rodr3guez *et al.*, 2009; Tapia-Varela *et al.*, 2021). Sin embargo, la

En la Figura 5 se mencionan las regiones geográficas de estudio en los que más se ha enfocado la investigación científica en el curso del río; entre otras regiones están diversos puntos de la zona metropolitana de Guadalajara; los municipios de El Salto, Juanacatlán y Ocotlán (este último en menor medida) relacionados con la contaminación del río por los corredores industriales localizados en diferentes puntos de estos municipios, los cuales desechan distintos tipos de residuos contaminantes; también se encuentran Matatlán y Huaxtla entre los casos de estudio por los vertederos ubicados en estos puntos que, a través de los lixiviados infiltrados hacia el subsuelo, terminan contaminando diversos puntos del río; otra área de mayor interés de investigación es la región conocida como la Barranca de Huentitán, al noreste de la Zona Metropolitana de Guadalajara, la cual se ha tratado de conservar para fines paisajísticos turísticos; diversas regiones en la desembocadura del río en Nayarit; y presas ubicadas en el cauce, como El Cajón, Aguamilpa, La Yesca, Arcediano, San Rafael, Santa Rosa o la Amado Nervo. Sin embargo, resulta necesario integrar actividades de investigación-acción participativa e involucrar a las poblaciones de estos lugares para lograr generar conciencia, además de fortalecer los marcos normativos y su cumplimiento mediante la constante vigilancia y monitoreo de aquellos actores y actividades que influyen fuertemente en el ecosistema del río.



Figura 5. Estudios de caso analizados con influencia directa hacia el río Santiago.

De las 46 revistas donde se publicaron estas investigaciones analizadas, en la *Revista Mexicana de Biodiversidad* de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) se registró un total de siete publicaciones, la que más ha publicado sobre el río; la revista *Sincronía*

de la Universidad de Guadalajara (UDG) registra cuatro publicaciones; *Tecnología y ciencias del agua*, *Agrociencia*, *El Cotidiano*, *Environmental Monitoring and Assessment*, y *Espiral*, entre otras afiliadas a diversas instituciones registran dos publicaciones científicas. Sin embargo, hay muchas otras revistas de distintas instituciones internacionales que registran una publicación científica (Figuras 6 y 7). Esto da cuenta de los alcances geográficos, la relevancia y el interés que ha tenido la investigación sobre el río Santiago durante los últimos 20 años.

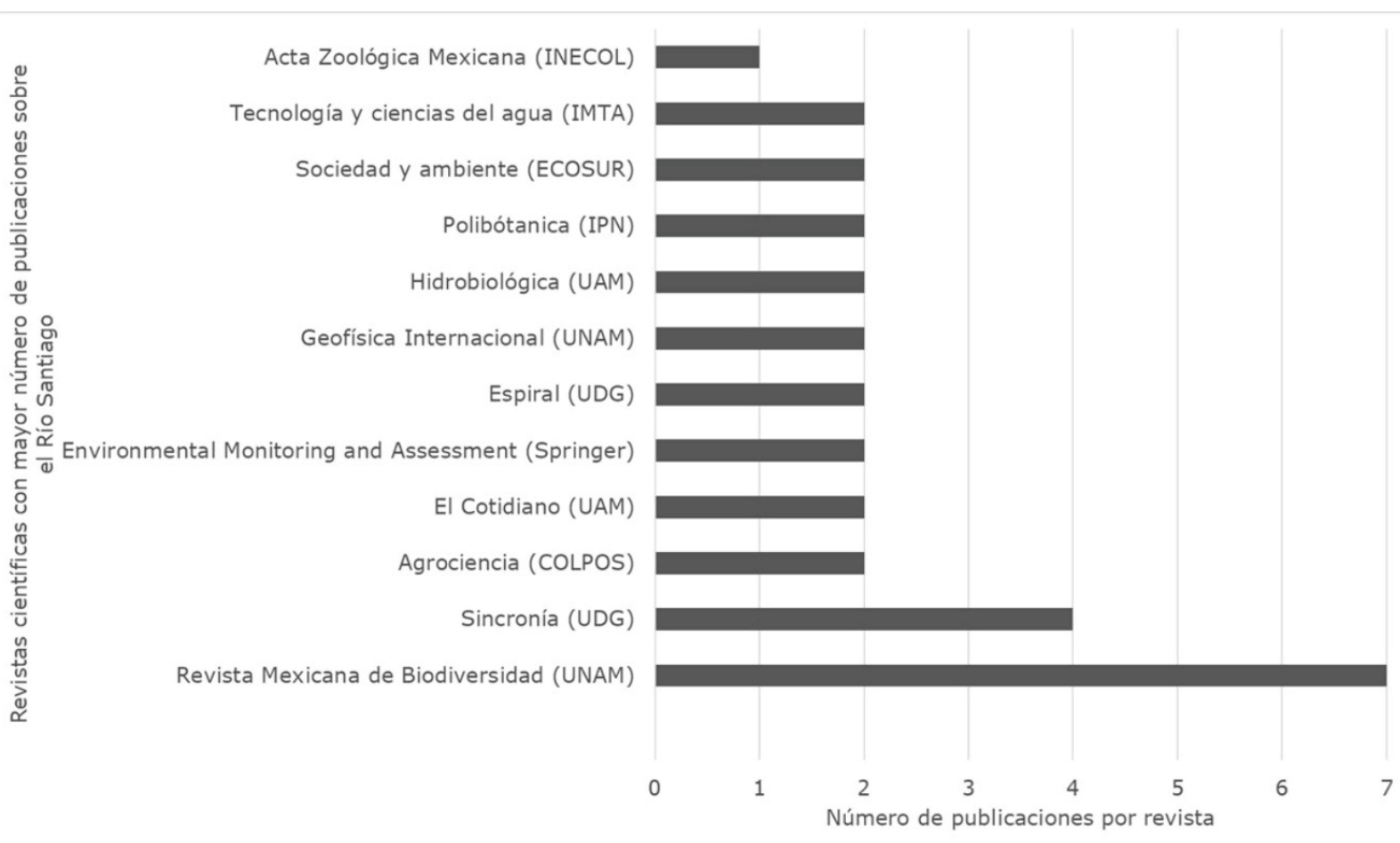


Figura 6. Revistas con mayor número de publicaciones científicas sobre el río Santiago.

maderaybosques
 nearsurfacegeophysics journalofnegativeandnositiveresults
 journalofsouthamericanearthsciences journalofenvironmentalscienceandhealth
 regiónysociedad environmentalearthsciences ecologicalinformatics
 limnetica agricultura ingeniería.investigaciónytecnología
 revistabiociencias environmentalmonitoringandassessment
 geograffskaannaler agrociencia journalofparasitology
 mercadoynegocios alteridades espiral sincronía gnosis journalofmammalogy

revistamexicanadebiodiversidad

scienceofthetotalenvironment cienciasmarinas elcotidiano polibótanica journal
 oceanandcoastalmanagement geofísicainternacional sociedadeyambiente forestry
 hydrologicalprocesses hidrobiológica developmentandchange
 tecnologíaycienciasdelagua actazoológicamexicana riverresearchandapplications
 interstiossociales investigacionesgeográficas research relaciones.estudiosdehistoriaysociedad
 journalofenvironmentalradioactivity relaciones.estudiosdehistoriaysociedad
 revistamexicanadecienciasagrícolas journalofhydrometeorology sociedadeydesarrollo
 powertechnologyandengineering revistadeelcolegiodesanluis
 quivera.revistadeestudiosterritoriales

Figura 7. Nube de palabras de revistas con mayor número de publicaciones científicas sobre el río Santiago.

Con respecto a las características institucionales de las publicaciones científicas, de las 29 afiliaciones que se identificaron, la de mayor frecuencia fue la UNAM, con 11 publicaciones distribuidas en cuatro revistas, seguida de la UDG con ocho publicaciones en cinco diferentes revistas; después se encontraron otras instituciones de talla internacional como *Springer* con cinco publicaciones en revistas como *Environmental Monitoring and Assessment*, *Journal of Forestry Research* o *Environmental Earth Sciences*; también se encuentran instituciones como la Universidad Autónoma Metropolitana (UAM), Elsevier y Wiley con cuatro diferentes

revistas; finalmente están otras afiliaciones como El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur), el Colegio de Postgraduados (Colpos), el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), el Instituto Politécnico Nacional (IPN) y la *American Meteorological Society* (AMS), entre otras instituciones con una publicación (Figura 8).

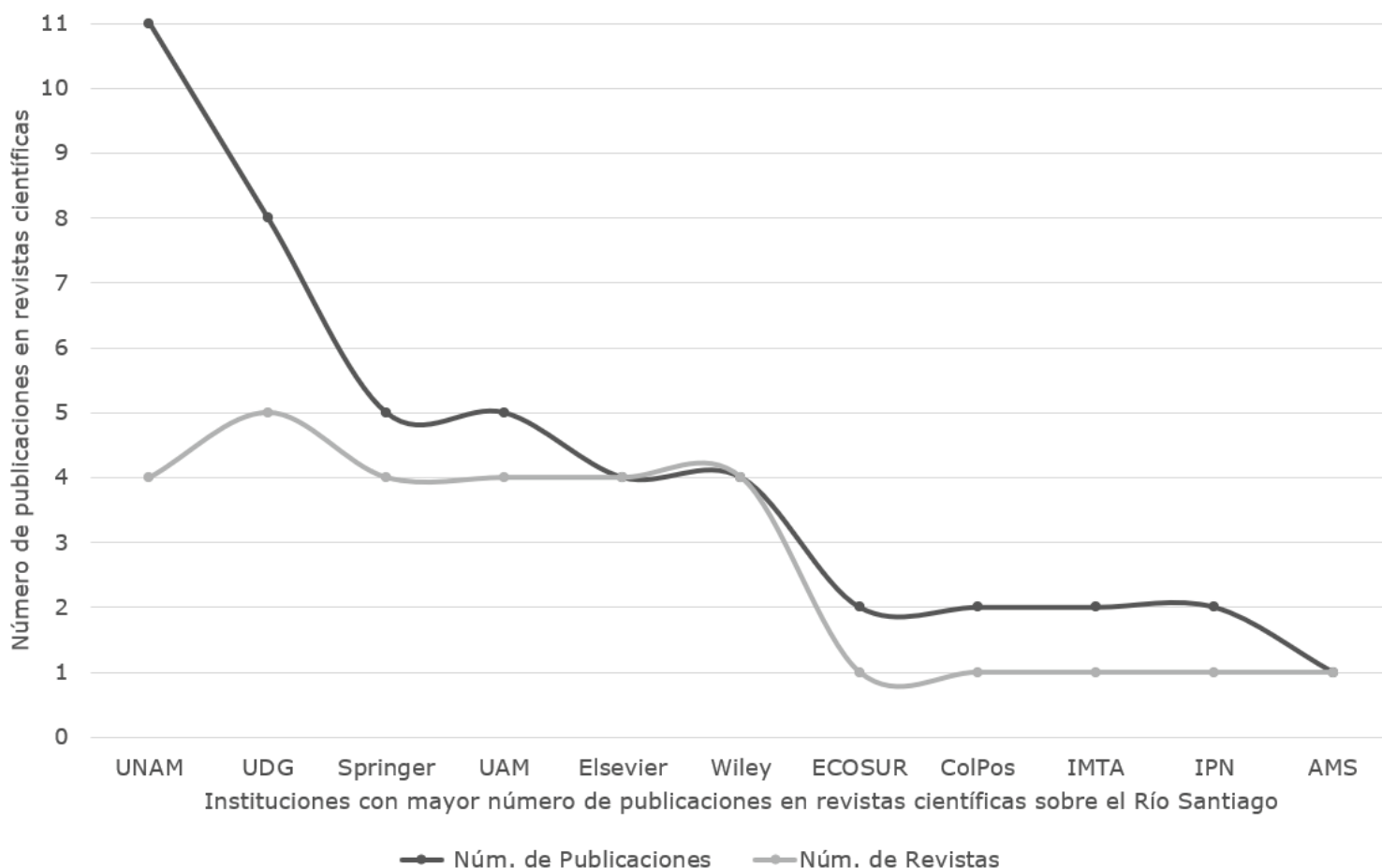


Figura 8. Afiliaciones institucionales con mayor número de publicaciones científicas.

En relación con los autores, por un lado, la Figura 9 representa con diversos colores el número de autores por país que han tenido interés en

el estudio del río Santiago mediante las diferentes temáticas ya mencionadas. Se observa que el país con mayor interés en el río indudablemente es México, sin embargo, el río también ha sido de interés para autores de EUA, en segundo lugar, y de España, en tercer lugar; mientras que para autores de países como Rusia, el interés por la hidrología es lo que los atrae a través del estudio de las presas en el cauce del río; por último, cabe mencionar que el río también ha despertado el interés de autores de Reino Unido, Alemania y Cuba.

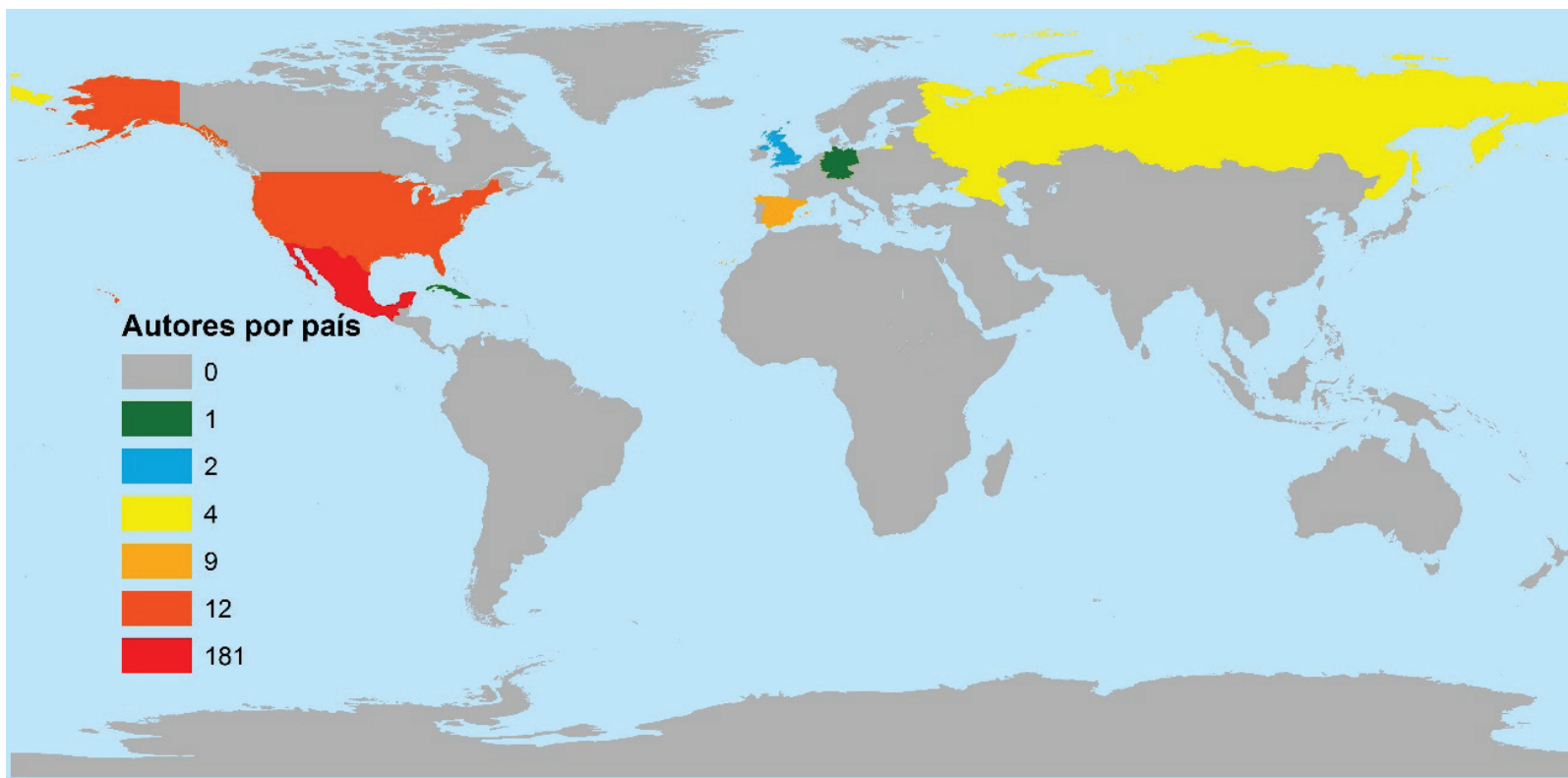


Figura 9. Número de autores con publicaciones científicas por país.

Por otro lado, debido a que los autores afiliados en instituciones mexicanas han sido los más interesados en el estudio del río Santiago, la

Figura 10 da cuenta de los estados mexicanos donde se encuentran afiliados los autores interesados en el tema en cuestión. Se observa que en el estado de Jalisco hay 73 autores que han realizado este tipo de investigaciones, de los cuales cerca del 80 % (58 autores) han pertenecido a la UDG en el momento de la publicación, mientras que el resto se encontraba afiliado en instituciones como el Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social de Occidente (CIESAS Occidente), la Universidad del Valle de México Campus Guadalajara o la Universidad Autónoma de Guadalajara. En segundo lugar se encuentra la CDMX con 39 autores de los cuales el 85 % (33) han estado afiliados a la UNAM. En tercer lugar, están los estados de Michoacán y Nayarit, con autores afiliados a la Universidad Autónoma de Nayarit y a la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH).

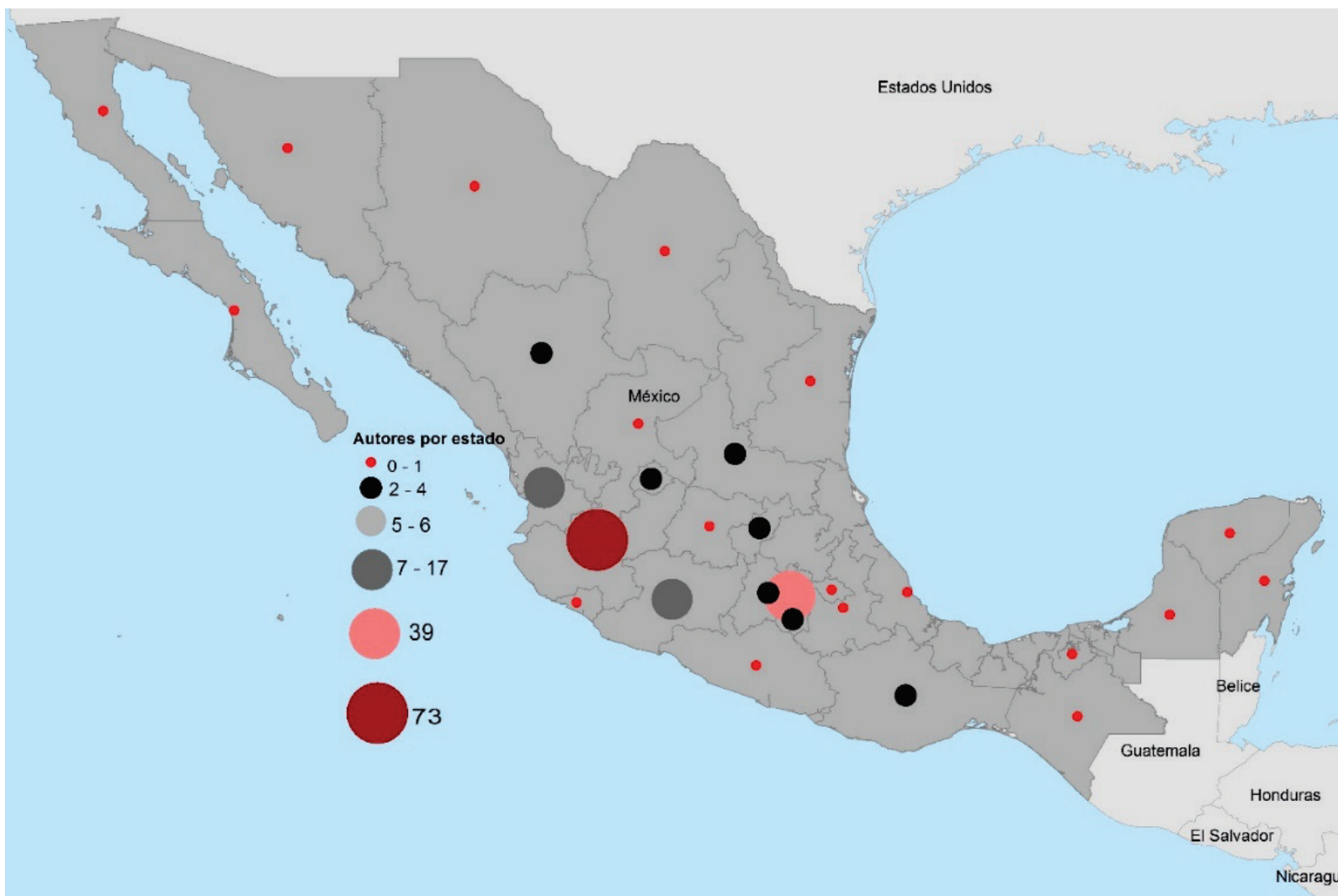


Figura 10. Número de autores con publicaciones científicas por estado.

En cuarto lugar se encuentran los estados de Hidalgo, Sinaloa y Nuevo León con autores en la Universidad Autónoma de Estado de Hidalgo, en el Instituto Tecnológico de Culiacán o en el Tecnológico de Monterrey. En quinto lugar se ubican los estados de San Luis Potosí, Aguascalientes, Durango, Estado de México, Morelos, Oaxaca y Querétaro, con instituciones como la Universidad Autónoma de San Luis Potosí (UASLP), el Instituto Potosino de Investigación Científica y

Tecnológica (IPICYT), el IPN, la Universidad Autónoma de Aguascalientes, la Universidad Autónoma de Querétaro, la Universidad Autónoma de Durango, y el Centro de Investigación en Ciencias de Información Geoespacial (CentroGeo), entre otras. Finalmente, se ubican estados como Guanajuato, Yucatán y Zacatecas con un autor en cada entidad en instancias como el Instituto Nacional de Pesca, Yucatán, o la Universidad Autónoma de Zacatecas, entre muchas otras instituciones.

Otro de los resultados relevantes en esta investigación es el de los autores más citados en la Tabla 2, donde destaca un autor de la UMSNH con 30 citas solo en los documentos analizados; cabe destacar que se trata de un biólogo especializado en ciencias del mar y limnología, particularmente interesado en la conservación de especies de peces. También hay autores del Museo Nacional de Ciencias Naturales de Madrid, de la UNAM, del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior (CICESE), de la University of Wisconsin, del IPN, de la Universidad Autónoma de Nayarit, la Universidad Autónoma de Querétaro, la Universidad de Michigan o del Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo (CIAD). Todos los autores de estas instituciones especializados en biología, disciplinas biológico-agropecuarias, exploraciones y aplicaciones en geofísica, temas hidrológicos, y la mayoría enfocados en los temas de peces, especializados en acuicultura y manejo ambiental, ictiología, limnología, zoología, ictiofauna y conservación de la biodiversidad de distinto tipo (Tabla 2). Sin embargo, todos ellos, a través de sus temas de interés e investigaciones, argumentan la necesidad urgente de la propia conservación y recuperación del río Santiago para la preservación de la biodiversidad endémica y no endémica en el área de estudio.

Tabla 2. Autores con mayor número de citaciones en las investigaciones analizadas.

Núm. de citaciones	Autor	Institución
30	Omar Domínguez-Domínguez	UMSNH
15	Ignacio Doadrio	Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid
13	José Oscar Campos-Enríquez	UNAM
13	M. A. Alatorre-Zamora	CICESE
13	John Lyons	University of Wisconsin
12	Eugenia López-López	IPN
11	José I. Bojórquez-Serrano	Universidad Autónoma de Nayarit
10	Daniel Francisco Campos-Aranda	Universidad Autónoma de San Luis Potosí
10	Edmundo Díaz-Pardo	Universidad Autónoma de Querétaro
10	Arturo Ruiz-Luna	Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo
10	Robert Rush-Miller	University of Michigan
9	Juan Diego García-Paredes	Universidad Autónoma de Nayarit

En relación con las tendencias de investigación, las Figuras 11 y 12 muestran que las investigaciones sobre el río Santiago han tenido diferente tipo de alcance; algunas han estado destinadas a realizar descripciones o diagnósticos sobre los temas anteriormente mencionados; otras profundizan en comparaciones o investigaciones donde se analizan determinadas variables que afectan el río, es decir, trascienden los diagnósticos y descripciones; otras han sido destinadas a proyectar simulaciones en el tiempo o a generar modelos para sugerir mejoras en la gestión del río. Evidentemente, las investigaciones más comunes han sido aquellas que tienen alcances diagnósticos y analíticos,

sin embargo es necesario impulsar aquellas investigaciones que sugieren simulaciones o modelado, ya que resultan de enfoques integrativos y sistémicos que involucran una visión compleja de la dinámica ecosistémica del río, de modo que el aprendizaje y conocimiento del sistema resulta más sólida y real.

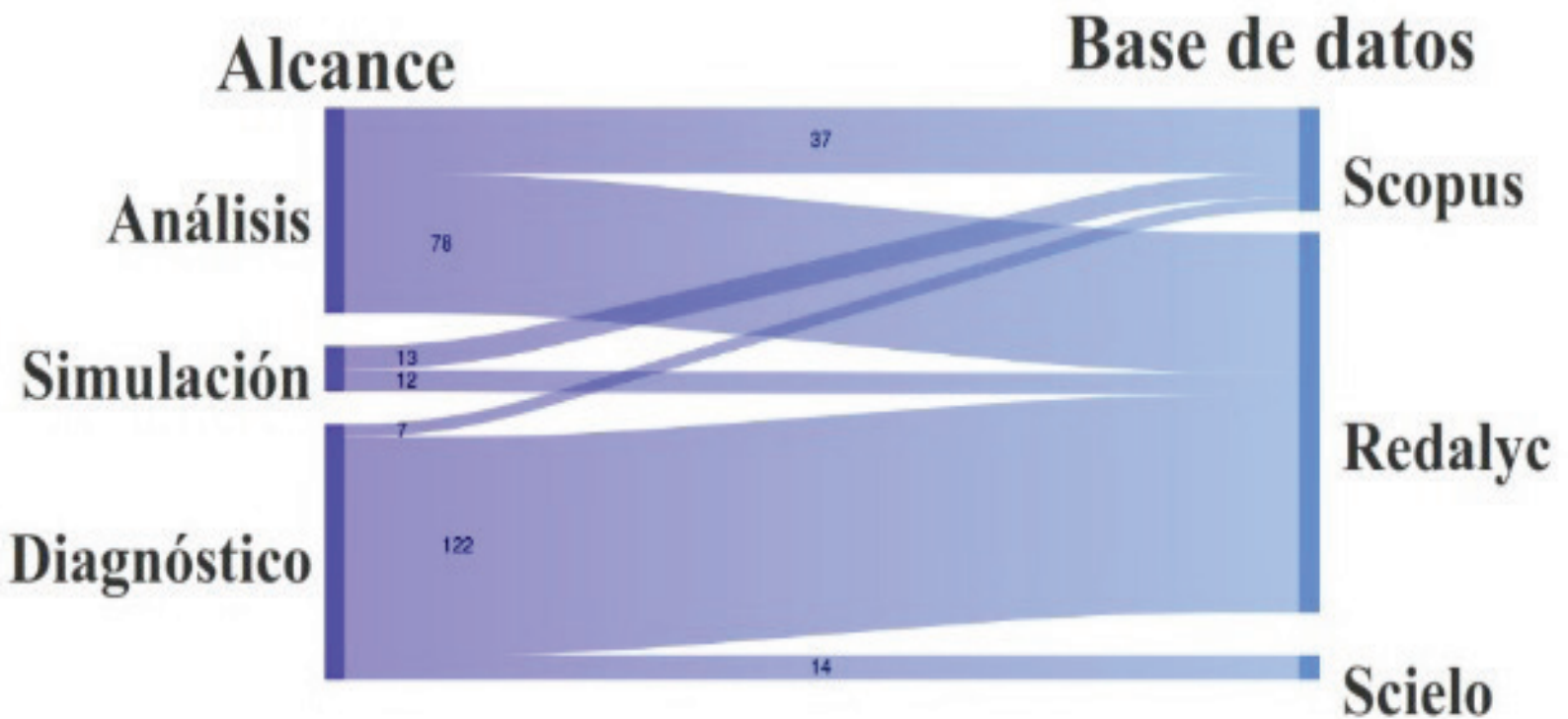


Figura 11. Alcances de investigación de acuerdo con la base de datos donde se descargó la publicación.

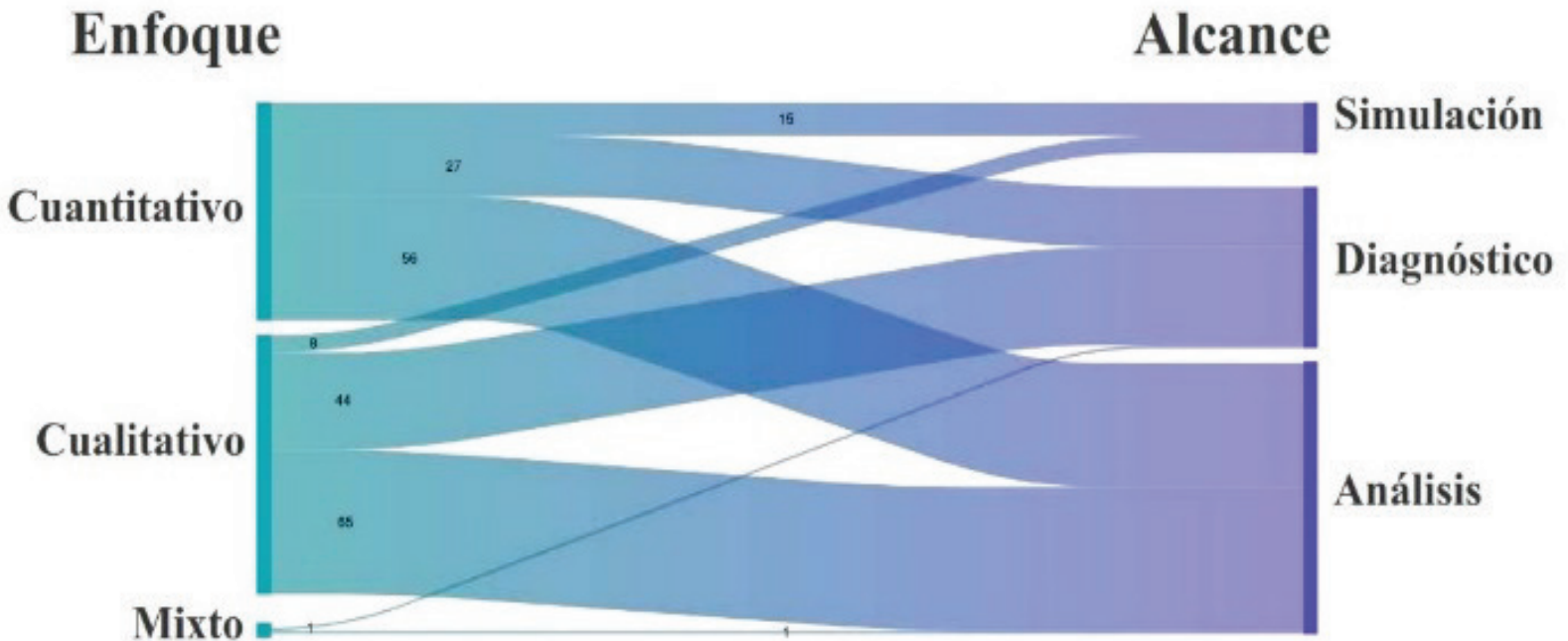


Figura 12. Alcances de investigación de acuerdo con el enfoque metodológico de investigación.

La Figura 11 indica que la mayoría de las publicaciones descargadas de Scopus tienen alcances analíticos y de simulación, solo un bajo porcentaje tiene alcances diagnósticos; por su lado, en la base de datos de Redalyc pasa lo contrario: la mayoría de las investigaciones tiene alcances diagnósticos y descriptivos en primer lugar; analíticos, en segundo lugar, y un escaso porcentaje de producción científica con alcances de simulación en tercer lugar. Por último, los alcances de las investigaciones de Scielo son todos diagnósticos. En este sentido, es importante aclarar que del total de los documentos analizados, el 62.5 % está indexado en la base de datos Redalyc; el 31.25 %, en Scopus, y solo el 6.25 % en Scielo.

La Figura 12 muestra que los porcentajes de investigaciones que parten de enfoques cuantitativos y cualitativos son muy similares, mientras que destacan poco aquellos enfoques mixtos; asimismo, su correlación muestra los alcances de investigación y revela que los enfoques cuali y cuanti tienen por lo general alcances analíticos y diagnósticos, mientras que los cuantitativos tienen alcances generalmente de simulación por la naturaleza de los datos.

Por su parte, la Figura 13 revela los niveles de correlación existentes entre los alcances investigativos con las etapas de investigación que han sido prioritarias en términos generales para distinto tipo de alcance. Entre las investigaciones que han propuesto simulaciones o modelos de incidencia metodológica y empírica, la etapa analítica ha sido prioritaria con el apoyo básicamente de modelos matemáticos, geoestadística y estadística, análisis de interpolación y regresión, análisis de la calidad del agua para estimar riesgos de contaminación, modelos basados en algoritmos para conocer políticas de operación y comportamiento de distintos embalses en el río o sistemas de teledetección de erosión y crecientes del río. Para las investigaciones que se han enfocado en diagnósticos y descripciones o análisis, las tres etapas de investigación (recolección, análisis y presentación de datos) han tenido niveles de importancia muy similares; entre las técnicas que destacan para la presentación de los resultados se tienen las gráficas e ilustrativas, aunque en los diagnósticos la mayoría han sido descriptivas; mientras que para la recolección y análisis, el apoyo en marcos metodológicos tradicionales ha sido menor, lo que ha ayudado a una construcción integral de técnicas con el apoyo de bases de datos existentes de fuentes oficiales, encuestas, entrevistas, cartografía, indicadores o tomas de muestras, así como monitoreo y recorridos de campo.



Figura 13. Importancia de las etapas de investigación para determinados alcances investigativos.

Además, cabe destacar que tanto las oportunidades de investigación como los retos o problemáticas a superar están relacionados, pues un reto a superar puede ser una oportunidad tanto de investigación como de implementación. Entre los retos más mencionados en los documentos analizados están la contaminación del río por lixiviados de vertederos, la investigación y visibilización de residuos industriales hacia el cauce del río y la falta de saneamiento, así como una mala gestión, falta de monitoreo y escasa participación de incidencia para mejorar el manejo no solo del río sino de la cuenca, ya que los ríos Verde, Bolaños y Zula dentro de la cuenca confluyen hacia el río Santiago, los cuales comparten problemáticas muy similares; por tanto, uno de los

principales retos es buscar un manejo integral y participativo en la cuenca, además de visibilizar y controlar aquellos actores comerciales, industriales, políticos o incluso de la sociedad civil que ponen en riesgo la salud del ecosistema del río y sus ecosistemas relacionados.

Es importante destacar en estas investigaciones analizadas la poca presencia de las ciencias sociales. Sin embargo, cabe aclarar que por la naturaleza de los documentos analizados, que fueron solo artículos científicos ubicados en las bases de datos de Scopus, Redalyc y Scielo, se seleccionó un bajo porcentaje de investigaciones desde las disciplinas sociales, dado que la mayoría de publicaciones de este sector académico se encuentra en capítulos de libros, revisiones, tesis, ensayos, reflexiones o incluso libros completos; solo por mencionar algunos, están los libros titulados *Situación ambiental de la cuenca del río Santiago-Guadalajara*; *Arqueología en el río Santiago, Jalisco. Homenaje póstumo al arqueólogo Carlos López Cruz*, y *Las ciencias en los estudios del agua. Viejos desafíos sociales y nuevos retos* (Bollo-Manent et al., 2017; Cabrero-García, 2016; Rojas-Ramírez, Torres-Rodríguez, & González-Santana, 2018). Sin embargo, sí existen investigaciones desde las ciencias sociales, pero no entraron en nuestra muestra de selección desde la metodología construida. Así, es necesario revisar a futuro las tendencias y los retos de investigaciones con muestras metodológicas que incluyan libros, tesis y capítulos de libros, entre otro tipo de publicaciones.

En contraste con la poca presencia de los estudios desde las ciencias sociales en este artículo, se observa que destaca la presencia de las ciencias biológicas y ciencias de la tierra. Así, se pueden identificar ventanas de oportunidad para desarrollar trabajo interdisciplinario e integrar diversos campos de investigación desde las ciencias sociales, las ciencias exactas, de la tierra, biológicas, de la salud e incluso desde la

ciencia política, la política pública y los derechos humanos. Además de buscar que del trabajo interdisciplinar resulten propuestas para la implementación de políticas y mejorar la gestión integral del río Santiago.

Finalmente, es importante señalar la necesidad de integración por parte de la población ribereña, la sociedad civil y las organizaciones gubernamentales y no gubernamentales al trabajo de investigación transdisciplinaria. Tal integración estaría condicionada al trabajo colaborativo entre disciplinas, ya que apoyaría la implementación de mecanismos de monitoreo participativo constante de la calidad de las aguas del río y otras problemáticas que requieran de la observación permanente por parte de la academia y de la sociedad involucrada. Este tipo de situaciones, donde se integren diversos actores sociales y sobre todo los habitantes ribereños, ayudaría a mejorar la implementación de políticas públicas debido a la apropiación del trabajo participativo.

Conclusiones y recomendaciones

Se sugiere tomar en cuenta en futuras investigaciones diversos aspectos que se traducen en problemáticas que están afectando directamente el río Santiago, por ejemplo, crisis de contaminación, pérdida de biodiversidad acuática y sus implicaciones, desigualdades regionales en la cobertura de investigación, fragmentación en la gobernanza del río Santiago o la propuesta de acciones prioritarias para la gestión integral de la cuenca.

Con respecto a la crisis de contaminación del río Santiago, diversos estudios documentan los vertidos industriales y la falta de tratamiento adecuado de aguas residuales, lo cual ha deteriorado de manera manifiesta la calidad del agua y ha afectado tanto a las comunidades

humanas como a la biodiversidad. Además, los alcances que ha tenido esta contaminación en la salud pública han derivado en un aumento significativo de enfermedades respiratorias, gastrointestinales y ciertos tipos de cáncer en las comunidades locales; esto, sin mencionar que la flora y fauna han sufrido daños irreversibles, con pérdidas importantes en especies endémicas que cumplen funciones ecológicas clave. Es necesario emprender investigaciones integrales que aborden tanto las fuentes como las consecuencias de la contaminación, considerando la variabilidad espacial y temporal de los contaminantes y su dispersión en el ecosistema. También es fundamental hacer cumplir las normativas ambientales y promover tecnologías avanzadas de tratamiento de agua con el apoyo de programas de control de calidad, con sistemas de monitoreo y con sanciones más estrictas a las industrias que vierten desechos tóxicos. De modo que la coordinación intergubernamental es crucial para una gestión eficaz de los recursos hídricos.

Cabe mencionar que la pérdida de biodiversidad acuática ha alterado procesos ecológicos esenciales y ciclos biológicos e interacciones entre especies. Otro foco de alarma es la reducción de las actividades económicas de las comunidades, como la pesca artesanal y el turismo, así como las afectaciones en diversos servicios ecosistémicos de provisión, culturales, de soporte y de regulación que produce el río Santiago. En este sentido, las investigaciones deben enfocarse en la incidencia e integración de las comunidades ribereñas en los procesos de investigación para fomentar actividades económicas sostenibles, como el ecoturismo y la pesca regulada, que alivien la presión sobre el ecosistema. Es importante que se diseñen proyectos integrales de conservación de hábitats críticos y biodiversidad, que incluyan incentivos para prácticas sostenibles y la restauración ecológica de las áreas afectadas.

La investigación sobre el río Santiago presenta una cobertura desigual, con un enfoque excesivo en áreas urbanas e industriales, lo que ha dejado lagunas importantes sobre los impactos en otras zonas del río y sus afluentes. Esta cobertura desigual limita la toma de decisiones y genera un conocimiento fragmentado, impidiendo evaluar de forma adecuada las interconexiones hidrológicas y los flujos de contaminantes. Es esencial la investigación interdisciplinaria y transdisciplinaria para llevar a cabo estudios integrativos y comparativos entre diferentes segmentos del río para obtener una visión integral del ecosistema y sus problemáticas. Resulta vital para una planificación adecuada y sostenible la creación de un observatorio ambiental no solo del río, sino de la cuenca, que centralice y coordine la recolección y análisis de datos.

Se percibe una fuerte fragmentación en la gobernanza del río Santiago debido a la falta de coordinación entre políticas locales, estatales y federales. Aunado a esto, la débil implementación de las normativas refuerza aquella fragmentación de la gobernanza del río Santiago y obstaculiza una gestión eficaz del recurso hídrico. Este enfoque fragmentado perpetúa los problemas de contaminación y dificulta la conservación de la biodiversidad y protección de hábitats críticos. Así, es necesario crear una estructura de gobernanza a nivel de cuenca que coordine esfuerzos entre todos los niveles de gobierno y actores involucrados, para enfrentar de manera efectiva los desafíos socioambientales.

Finalmente, la falta de participación comunitaria efectiva ha limitado la implementación de políticas inclusivas y sostenibles. Además, la ausencia de sistemas de vigilancia y monitoreo participativo ha restringido la capacidad de gestionar de manera adecuada los riesgos ambientales. La investigación-acción participativa permite una comprensión más

profunda y basada en evidencia de los problemas de la cuenca, integrando las perspectivas y experiencias de las comunidades locales, lo cual apoya el desarrollo de modelos de investigación-acción participativa que involucren a las comunidades locales en la identificación y solución de problemáticas ambientales. Resulta urgente tanto el diseño de programas de monitoreo comunitario y educación ambiental que capaciten a las comunidades locales como el fortalecimiento de los sistemas de vigilancia mediante tecnologías accesibles y la creación de redes de observadores locales. La colaboración entre academia, gobierno y organizaciones de la sociedad civil garantizará un enfoque multidisciplinario y participativo en la gestión integral del río Santiago y la cuenca.

Referencias

- Acevedo-Rosas, R., Hernández-Galaviz, M. M., & Cházaro-Basáñez, M. (2008). Especies de plantas vasculares descritas de las barrancas aledañas a la ciudad de Guadalajara y de río Blanco, Jalisco, México. *Polibotánica*, 26, 1-38. <https://polibotanica.mx/index.php/polibotanica/article/view/757>
- Ahumada-Carrillo, I. T., Arenas-Monroy, J. C., & Íñiguez, M. A. (2013). Presence of the ocelot (*Leopardus pardalis*) in northern Jalisco, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 84(2), 718-721. <https://doi.org/10.7550/rmb.34014>
- Alatorre-Zamora, M. Á., Campos-Enríquez, J. O., Belmonte-Jiménez, S. I., & Ibarra-Nuño, J. (2014). Inference of fault and fracture systems beneath the Matatlán waste dump basement, a VLF study. *Geofísica Internacional*, 53(3), 241-257. [https://doi.org/10.1016/S0016-7169\(14\)71503-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7169(14)71503-X)

- Arellano-Aguilar, O., Ortega-Elorza, L., & Gesundheit-Montero, P. (2012). *Estudio de la contaminación en la cuenca del río Santiago y la salud pública en la región* (Informe). Ciudad de México, México: Greenpeace México. <https://agua.org.mx/biblioteca/estudio-de-la-contaminacion-en-la-cuenca-del-rio-santiago-y-la-salud-publica-en-la-region-3/>
- Basak, S. M., Hossain, M. S., Tusznió, J., & Grodzińska-Jurczak, M. (2021). Social benefits of river restoration from ecosystem services perspective: A systematic review. *Environmental Science & Policy*, 124, 90-100. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.06.005>
- Bollo-Manent, M., Montañó-Salazar, R., & Hernández-Santana, J. R. (2017). *Situación ambiental de la cuenca del río Santiago-Guadalajara*. Morelia, México: Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental (CIGA) de la Universidad Nacional Autónoma De México (UNAM); Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat); Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Territorial (Semadet). https://sigat.semadet.jalisco.gob.mx/pofa/index_archivos/libro/Libro%20SACRSG_vf.pdf
- Böck, K., Polt, R., & Schülting, L. (2018). Ecosystem services in river landscapes. En: Schmutz, S., & Sendzimir J. (eds.). *Riverine ecosystem management* (pp. 413-433). Cham, Suiza: Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73250-3_21
- Bray, D. B., Ellis, E. A., Armijo-Canto, N., & Beck, C. T. (2004). The institutional drivers of sustainable landscapes: A case study of the “Mayan Zone” in Quintana Roo, Mexico. *Land Use Policy*, 21(4), 333-346. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2003.11.001>

- Cabrero-García, M. T. (ed.). (2016). *Arqueología en el río Santiago, Jalisco. Homenaje póstumo al arqueólogo Carlos López Cruz*. Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones Antropológicas.
- Chapin III, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., Hooper, D. U., Lavorel, S., Sala, O. E., Hobbie, S. E., Mack, M. C., & Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), 234-242. <https://doi.org/10.1038/35012241>
- Cisneros-Puebla, C. A. (2003). Análisis cualitativo asistido por computadora. *Sociologías*, 9, 288-313. <https://doi.org/10.1590/s1517-45222003000100010>
- Codina, L. (2020). Cómo hacer revisiones bibliográficas tradicionales o sistemáticas utilizando bases de datos académicas. *Revista ORL*, 11(2), 139. <https://doi.org/10.14201/orl.22977>
- Collier, K. J., Baker, C., David, B. O., Górski, K., & Pingram, M. A. (2019). Linking ecological science with management outcomes on New Zealand's longest river. *River Research and Applications*, 35(5), 476-488. <https://doi.org/10.1002/rra.3181>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (s. f.). *Sistema de Información Geográfica de Acuíferos y Cuencas (SIGACUA): localizador de aprovechamientos*. Ciudad de México, México: Gobierno de México. <https://sigagis.conagua.gob.mx/aprovechamientos/>

- Duan, W., He, B., Nover, D., Yang, G., Chen, W., Meng, H., Zou, S., & Liu, C. (2016). Water quality assessment and pollution source identification of the eastern Poyang lake basin using multivariate statistical methods. *Sustainability*, 8(2), 133. <https://doi.org/10.3390/su8020133>
- García-Espino, J. C., & Valdés-Fernández, C. L. (2019). Estabilidad, sensibilidad y antropización de los paisajes de la Reserva de la Biosfera Buenavista, Cuba. *Revista Geográfica de América Central*, 2(63), 189-213. <https://doi.org/10.15359/rgac.63-2.7>
- García-Perdomo, H. A. (2015). Conceptos fundamentales de las revisiones sistemáticas/metaanálisis. *Urología Colombiana*, 24(1), 28-34. <https://doi.org/10.1016/j.uroco.2015.03.005>
- Gilvear, D., Greenwood, M., Thoms, M., & Wood, P. (2016). *River science: Research and management for the 21st century*. New York, USA: Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1002/9781118643525>
- Gómez-Balandra, M. A., Díaz-Pardo, E., & Gutiérrez-Hernández, A. (2012). Composición de la comunidad íctica de la cuenca del río Santiago, México, durante su desarrollo hidráulico. *Hidrobiológica*, 22(1), 62-78. <https://hidrobiologica.izt.uam.mx/index.php/revHidro/article/view/682>
- González-Gallegos, J. G., Morales-Arias, J. G., & Rodríguez-Hernández, J. L. (2012). *Salvia cacomensis* (Lamiaceae), a new species from Jalisco, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(2). <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2012.2.968>

- Habit, E., García, A., Díaz, G., Arriagada, P., Link, O., Parra, O., & Thoms, M. (2019). River science and management issues in Chile: Hydropower development and native fish communities. *River Research and Applications*, 35(5), 489-499. <https://doi.org/10.1002/rra.3374>
- Hassan-Al-Taai, S. H. (2021). Water pollution its causes and effects. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 790(1), 012026. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/790/1/012026>
- Hernández-Hurtado, H., Romero-Villaruel, J. de J., & Hernández-Hurtado, P. S. (2011). Ecología poblacional de *Crocodylus acutus* en los sistemas estuarinos de San Blas, Nayarit, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(3). <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2011.3.700>
- Hutton, B., Catalá-López, F., & Moher, D. (2016). La extensión de la declaración PRISMA para revisiones sistemáticas que incorporan metaanálisis en red: PRISMA-NMA. *Medicina Clínica*, 147(6), 262-266. <https://doi.org/10.1016/j.medcli.2016.02.025>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2024). *Geografía y medio ambiente. Marco Geoestadístico*. <https://www.inegi.org.mx/temas/mg/#descargas>
- Kakade, A., Salama, E.-S., Han, H., Zheng, Y., Kulshrestha, S., Jalalah, M., Harraz, F. A., Alsareii, S. A., & Li, X. (2021). World eutrophic pollution of lake and river: Biotreatment potential and future perspectives. *Environmental Technology & Innovation*, 23, 101604. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101604>

- Li, Y., Fang, L., Yuanzhu, W., Mi, W., Ji, L., Guixiang, Z., Yang, P., Chen, Z., & Bi, Y. (2022). Anthropogenic activities accelerated the evolution of river trophic status. *Ecological Indicators*, 136, 108584. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108584>
- Lin, F., Ren, H., Qin, J., Wang, M., Shi, M., Li, Y., Wang, R., & Hu, Y. (2024). Analysis of pollutant dispersion patterns in rivers under different rainfall based on an integrated water-land model. *Journal of Environmental Management*, 354, 120314. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120314>
- Lin, L., Yang, H., & Xu, X. (2022). Effects of water pollution on human health and disease heterogeneity: A review. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.880246>
- Macías-Rodríguez, M. Á., Sahagún-Godínez, E., & Lomelí-Senci3n, J. A. (2020). *Pitcairnia abundans* l.b.sm. (*bromeliaceae*): Supplementary description, range extension and conservation status of an endemic Mexican plant. *Polibot3nica*, 23, 93-100. <https://polibotanica.mx/index.php/polibotanica/article/view/728>
- Mart3nez, S., Kralisch, S., Escolero, O., & Perevochtchikova, M. (2015). Vulnerability of Mexico City's water supply sources in the context of climate change. *Journal of Water and Climate Change*, 6(3), 518-533. <https://doi.org/10.2166/wcc.2015.083>
- McDonald, R. I., Weber, K. F., Padowski, J., Boucher, T., & Shemie, D. (2016). Estimating watershed degradation over the last century and its impact on water-treatment costs for the world's large cities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(32), 9117-9122. <https://doi.org/10.1073/pnas.1605354113>

- Montes-Rubio, P. Y., Aguilar-Castro, N., Ávila-Domínguez, R., Macbani-Olvera, P., Raygoza-Anaya, M., Garnica-Guerrero, B., Reynoso-Vázquez, J., & Ruvalcaba-Ledezma, J. C. (2021). Contaminación del río Santiago: un problema epidemiológico ambiental persistente de Salud Pública en Jalisco, México. *JONNPR*, 6(9), 22-36. <https://doi.org/10.19230/jonnpr.3951>
- Núñez, J. M. (2024, 5 de abril). *Opinión: los desafíos de México frente a la crisis por escasez de agua*. Ciudad de México, México: IBERO. <https://prensa.iberomx.com/es-MX/nota/opinion-los-desafios-de-mexico-frente-a-la-crisis-por-escasez-de-agua>
- Page, M. J., McKenzie, J. E., Bossuyt, P. M., Boutron, I., Hoffmann, T. C., Mulrow, C. D., Shamseer, L., Tetzlaff, J. M., Akl, E. A., Brennan, S. E., Chou, R., Glanville, J., Grimshaw, J. M., Hróbjartsson, A., Lalu, M. M., Li, T., Loder, E. W., Mayo-Wilson, E., McDonald, S., ... & Alonso-Fernández, S. (2021). Declaración PRISMA 2020: una guía actualizada para la publicación de revisiones sistemáticas. *Revista Española de Cardiología*, 74(9). <https://doi.org/10.1016/j.recesp.2021.06.016>
- Pérez-Ponce-de-León, G., Zambrano, L., Domínguez-Domínguez, O., Pérez-Rodríguez, R., & Escalera-Vázquez, L. H. (2008). Cambio en la distribución de goodeidos (*Osteichthyes: Cyprinodontiformes: Goodeidae*) en cuencas hidrológicas del centro de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 79(002). <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2008.002.551>

- Pérez-Rodríguez, R., Pérez-Ponce-de-León, G., Domínguez-Domínguez, O., & Doadrio, I. (2009). Una especie nueva de *Algansea* (*Actinopterygii: Cyprinidae*) en la cuenca del río Ameca en el centro de México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 80(002). <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2009.002.609>
- Petsch, D. K., Cionek, V. de M., Thomaz, S. M., & Dos Santos, N. C. L. (2023). Ecosystem services provided by river-floodplain ecosystems. *Hydrobiología*, 850, 2563-2584. <https://doi.org/10.1007/s10750-022-04916-7>
- Quezada-Hipolito, J., Smith, E. N., Suazo-Ortuño, I., Alvarado-Díaz, J., González, C., Thammachoti, P., & Smart, U. (2019). Diversidad y divergencia de 10 especies de anfibios de la cuenca del río Santiago como resultado del vulcanismo en el Cinturón Volcánico Transmexicano. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 90(0). <https://doi.org/10.22201/ib.20078706e.2019.90.2448>
- Raman, B. V, Bouwmeester, R., & Mohan, S. (2009). Fuzzy logic water quality index and importance of water quality parameters. *Air, Soil and Water Research*, 2. <https://doi.org/10.4137/ASWR.S2156>
- Rojas-Ramírez, J. J., Torres-Rodríguez, A., & González-Santana, O. M. (2018). *Las ciencias en los estudios del agua. Viejos desafíos sociales y nuevos retos*. Guadalajara, México: Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de Tonalá (CUTonalá).
- Roldán-Villanueva, O. A. (2021). Impacto de las actividades antrópicas en las áreas naturales protegidas. *Innova Biology Sciences*, 1(2), 18-32. <https://doi.org/10.58720/ibs.v1i2.15>

- Sánchez-Montoya, M. M. (2024). Relevancia ecológica de los ríos temporales para la fauna terrestre. *Ecosistemas*, 33(1), 2694. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2694>
- Shaad, K., Souter, N. J., Vollmer, D., Regan, H. M., & Bezerra, M. O. (2022). Integrating ecosystem services into water resource management: An indicator-based approach. *Environmental Management*, 69(4), 752-767. <https://doi.org/10.1007/s00267-021-01559-7>
- Stockholm Environmental Institute, T. C. for E. E. (SEI-C. (2017). *The systematic review and map methodology course*. Stockholm, Sweden: Stockholm Environmental Institute. <https://systematicreviewmethods.github.io/index.html>
- Tapia-Varela, J. R., Palacios-Salgado, D. S., Ponce-Palafox, J. T., Romero-Bañuelos, C. A., Nieto-Navarro, J. T., Aguiar-García, P., & Wakida-Kusunoki, A. (2021). Record and establishment of the non-native *Loricariid* catfish genus *Pterygoplichthys* (*Siluriformes: Loricariidae*) in the coastal plain of San Blas, Nayarit, Southeast Gulf of California, Mexico. *Limnética*, 40(1), 93-102. <https://doi.org/10.23818/limn.40.07>
- Thoms, M. C., & Sheldon, F. (2019). Large rivers as complex adaptive ecosystems. *River Research and Applications*, 35(3), 372-384. <https://doi.org/10.1002/rra.3448>

- Turner, B. L., Villar, S. C., Foster, D., Geoghegan, J., Keys, E., Klepeis, P., Lawrence, D., Mendoza, P. M., Manson, S., Ogneva-Himmelberger, Y., Plotkin, A. B., Salicrup, D. P., Chowdhury, R. R., Savitsky, B., Schneider, L., Schmook, B., & Vance, C. (2001). Deforestation in the southern Yucatán peninsular region: An integrative approach. *Forest Ecology and Management*, 154(3), 353-370. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00508-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00508-4)
- Urrutia, G., Tort, S., & Bonfill, X. (2005). Metaanálisis (QUOROM). *Medicina Clínica*, 125, 32-37. <https://www.elsevier.es/es-revista-medicina-clinica-2-articulo-metaanálisis-quorom--13083728>
- Wei, H., Rao, Y., Liu, J., Wang, Y., & Cao, Y. (2024). Impact on urban river water quality and pollution control of water environmental management projects based on SMS-Mike21 coupled simulation. *Scientific Reports*, 14(1), 6492. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-57201-z>

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-03-05

Artículos

Evaluación de un modelo de estimación de evapotranspiración en una cuenca seca

Evaluation of an evapotranspiration estimation model in a dryland basin

Aluminé Morón-Ibáñez¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0009-1892-5355>

Ana Casado², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4480-3756>

Natalia C. López³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9907-8726>

¹Departamento de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina, alumine.moron@uns.edu.ar

²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (Conicet)-CEDETS, Universidad Provincial del Sudoeste, Bahía Blanca, Argentina / Departamento de Geografía y Turismo, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina, ana.casado@uns.edu.ar

³Área 1-Hidráulica, Departamento de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina / Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional del Sur-CIC, Bahía Blanca, Argentina, nclopez@uns.edu.ar

Autora para correspondencia: Natalia C. López, nclopez@uns.edu.ar



Resumen

Las componentes del balance hídrico, precipitación, evapotranspiración, intercepción, escorrentía superficial e infiltración requieren del registro continuo de datos hidrológicos. Los datos climáticos globales son una alternativa muy útil frente a la deficiencia de registros en cuencas pobremente instrumentadas, aunque con distinto grado de confiabilidad. Este estudio evalúa y compara dos conjuntos de datos populares, CPC y CFSR, factibles de utilizarse para el completamiento de otras series y establecer una expresión de la evapotranspiración, componente de mayor incidencia en el balance hídrico, que represente adecuadamente la respuesta del sistema. Se toma como caso de estudio el arroyo Napostá Grande, Argentina, una cuenca mediana que muestra un desarrollo mayormente agropecuario en un clima seco subhúmedo. Se analizaron estadísticamente precipitación y temperaturas máxima y mínima diarias para ambos conjuntos y registros meteorológicos para 1979-2013. Se estimó la evapotranspiración real y potencial mediante los métodos de Turc, Papadakis y Thornthwaite, y se validó el balance hídrico anual resultante para 2012 y 2013, comparando las abstracciones iniciales obtenidas con las determinadas por el método del SCS. Los resultados recomiendan el uso de Papadakis y Turc para la estimación de la ET y las series de datos del CPC, pues reproducen de modo adecuado la tendencia climatológica observada. La validación del modelo corroboró tanto la componente de intercepción como el número de curva de la cuenca. Dicho modelo constituye una herramienta vital para la simulación del comportamiento hidrológico y permitiría planificar el abastecimiento humano e industrial, y el desarrollo agroalimentario de la cuenca, propendiendo a la autonomía regional.

Palabras clave: evapotranspiración, balance hídrico, cuenca hidrográfica, recopilación de datos, datos climáticos, arroyo Napostá Grande, Argentina.

Abstract

The components of the water balance: precipitation, real evapotranspiration, interception, surface runoff and infiltration, require the continuous recording of hydroclimatic data. Global climate data are a very useful alternative to the deficiency of records in poorly instrumented basins, although with different degrees of reliability. This study evaluates and compares two popular data sets, CPC and CFSR, which could be used to complete other series and establish an expression of evapotranspiration, the most important component of the water balance that adequately represents the response of the system. The Napostá Grande stream, Argentina, a medium-sized watershed that shows a mostly agricultural development in a dry sub-humid climate, is taken as a case study. Precipitation and daily maximum and minimum temperatures were statistically analyzed for both sets and meteorological records for 1979-2013. Actual and potential evapotranspiration were estimated using the Turc, Papadakis and Thornthwaite methods and the resulting annual water balance for 2012 and 2013 was validated by comparing the initial abstractions obtained with those determined by the NRCS method. The results recommend the use of Papadakis and Turc for the estimation of ET and the CPC data series, as they adequately reproduce the observed climatological trend. The validation of the model corroborated both the interception component and the basin curve number. This model is a vital tool for the simulation of hydrological behavior and would make it possible to plan human and industrial supply

and agri-food development in the basin, thus promoting regional autonomy.

Keywords: evapotranspiration, water balance, drainage basins, data collection, climatic data, Napostá Grande stream, Argentina.

Recibido: 06/02/2025

Aceptado: 23/07/2025

Publicado *ahead of print*: 28/08/2025

Versión final: 01/05/2026

Introducción

En las cuencas de origen pluvial, el escurrimiento superficial, el escurrimiento subterráneo y la humedad del suelo se sustentan de las precipitaciones ocurridas dentro de sus confines. El volumen de agua superficial y subterráneo generado por eventos de precipitación (P) resulta de la diferencia entre lo precipitado y las abstracciones iniciales, evapotranspiración (ET) e intercepción (Int), donde esta última suele contabilizarse como una proporción de P (Chow, Maidment, & Mays, 2000; Penman, 1948; Sánchez-San-Román, 2018; Thornthwaite, 1948).

La evapotranspiración representa la componente del balance hídrico que incluye la evaporación y la transpiración; es decir, la pérdida de agua desde la superficie terrestre y por parte de los organismos vivos, respectivamente. Las magnitud máxima y real de la pérdida total de agua desde la superficie de una cuenca, evapotranspiración potencial (ETP) y evapotranspiración real (ETR), respectivamente, dependen de diversos parámetros meteorológicos en un lugar y tiempo determinados. Estos

incluyen la temperatura media, mínima y máxima; la precipitación anual; la presión de vapor; la radiación solar; la humedad, y la velocidad del viento, entre otros (Chow *et al.*, 2000; Custodio, & Llamas, 1983; FAO, 2006; Guevara-Díaz, 2006; Sánchez-San-Román, 2018).

La adecuada determinación de *ETP* y *ETR* permite estimar el déficit hídrico (*D*) en cuencas agrícolas, definido como la diferencia entre ambas magnitudes. Así, *D* constituye un indicador del agua necesaria para el desarrollo óptimo de la vegetación y del contenido de humedad del suelo y, por ende, se interpreta como el requerimiento de riego de cultivos. Diversos estudios llevados a cabo en cuencas áridas y semiáridas abordan la materialización de alternativas estructurales y la implementación del aprovechamiento de recursos hídricos no convencionales para compensar las situaciones deficitarias, en especial en cuencas con producción agroalimentaria (Conagua, 2011; Herrera-Franco *et al.*, 2020; ONUAA, 2000; Redondo-Orts, López-Ortiz, Melgarejo-Moreno, & Fernández-Aracil, 2023).

La dificultad de la determinación empírica de *ETP* y *ETR* radica en la necesidad de contar con registros climatológicos completos y continuos, obtenidos con frecuencia diaria durante periodos extensos de tiempo y para sitios geográficos representativos. Ello constituye un desafío para aquellos países en los que el monitoreo de cuencas hídricas no se efectúa de forma sistemática y sostenida en el tiempo a causa de los costos de equipamiento, y de la dificultad en la continuidad de los programas de planificación y gestión del agua regionales (WMO, 2021). En este contexto, los datos climáticos globales emergen como una alternativa muy útil frente a la deficiencia espacio-temporal de registros (Sun *et al.*, 2018). Los conjuntos disponibles en la actualidad son numerosos y se distribuyen en una variedad de resoluciones espaciales y periodos de

tiempo, lo que permite resolver los problemas de continuidad y calidad de los registros climáticos históricos (Casado & Picone, 2018; Casado, Berón-de-la-Puente, & Gil, 2024; Shelton, 2009). Sin embargo, se han reconocido grandes discrepancias entre las series disponibles que dependen tanto de la fuente como de los procedimientos para derivar estimaciones (Lawal *et al.*, 2021; Sun *et al.*, 2018). En tal sentido, estos conjuntos no quedan exentos de errores o faltantes ocasionales, por lo que es mandatorio la revisión de los datos recibidos, a fin de analizar el grado de confiabilidad e incertidumbre que resulta de su uso para diversas aplicaciones.

En el presente trabajo se utilizan, de forma comparativa, dos conjuntos de datos climáticos globales a paso diario popularmente empleados en hidrología y climatología. Estos incluyen las series de precipitación y temperatura del *Climate Prediction Center* (CPC, NOAA) y las series de datos meteorológicos derivados del *Climate Forecast System Reanalysis* (CFSR, NCAR) para modelado hidrológico. El objetivo del estudio es múltiple e implica:

1. Evaluar el potencial de aplicabilidad de las series de datos climáticos globales, en función de su correspondencia con los registros disponibles en la cuenca para distintos periodos de tiempo.
2. Definir pautas de completamiento de series climatológicas incompletas.
3. Establecer cuáles, de entre todos los registros disponibles, resultan más recomendables para la alimentación de los modelos de balance hidrológico de la cuenca del arroyo Napostá Grande, Argentina.

4. Evaluar una expresión para la estimación de la componente de evapotranspiración que represente de manera adecuada la respuesta hídrica del sistema.

Materiales y métodos

Área de estudio

La cuenca del arroyo Napostá Grande abarca 1 237 km² de los partidos de Bahía Blanca y Tornquist en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina. El arroyo nace en las vertientes suroccidentales del Cordón Ventana, Sistema de Ventania, y discurre de norte a sur a lo largo de 107 km. Atraviesa en su cuenca inferior a la ciudad de Bahía Blanca y desemboca en el estuario homónimo, con un módulo anual de 0.9 m³/s (Figura 1). En la cuenca superior se observan afloramientos rocosos y sedimentos loésicos cementados por carbonato de calcio, mientras que en la cuenca media se encuentran suelos francos con aparición de médanos de hasta 15 m de espesor. El uso del suelo combina la cría de ganado bovino y ovino de baja y alta carga sobre suelo con el cultivo de trigo y cebada (cultivos de invierno), maíz, sorgo y girasol (cultivos de verano). La importante erosión hídrica y eólica en la cuenca se traduce en el uso de prácticas agronómicas específicas para su control, como el cultivo en terrazas y/o curvas de nivel (Carrica, 1998; Carrica, & Lexow, 2004; Gaspari *et al.*, 2006; Manis, Rosa, De-Negri, & Gaspari, 2024).

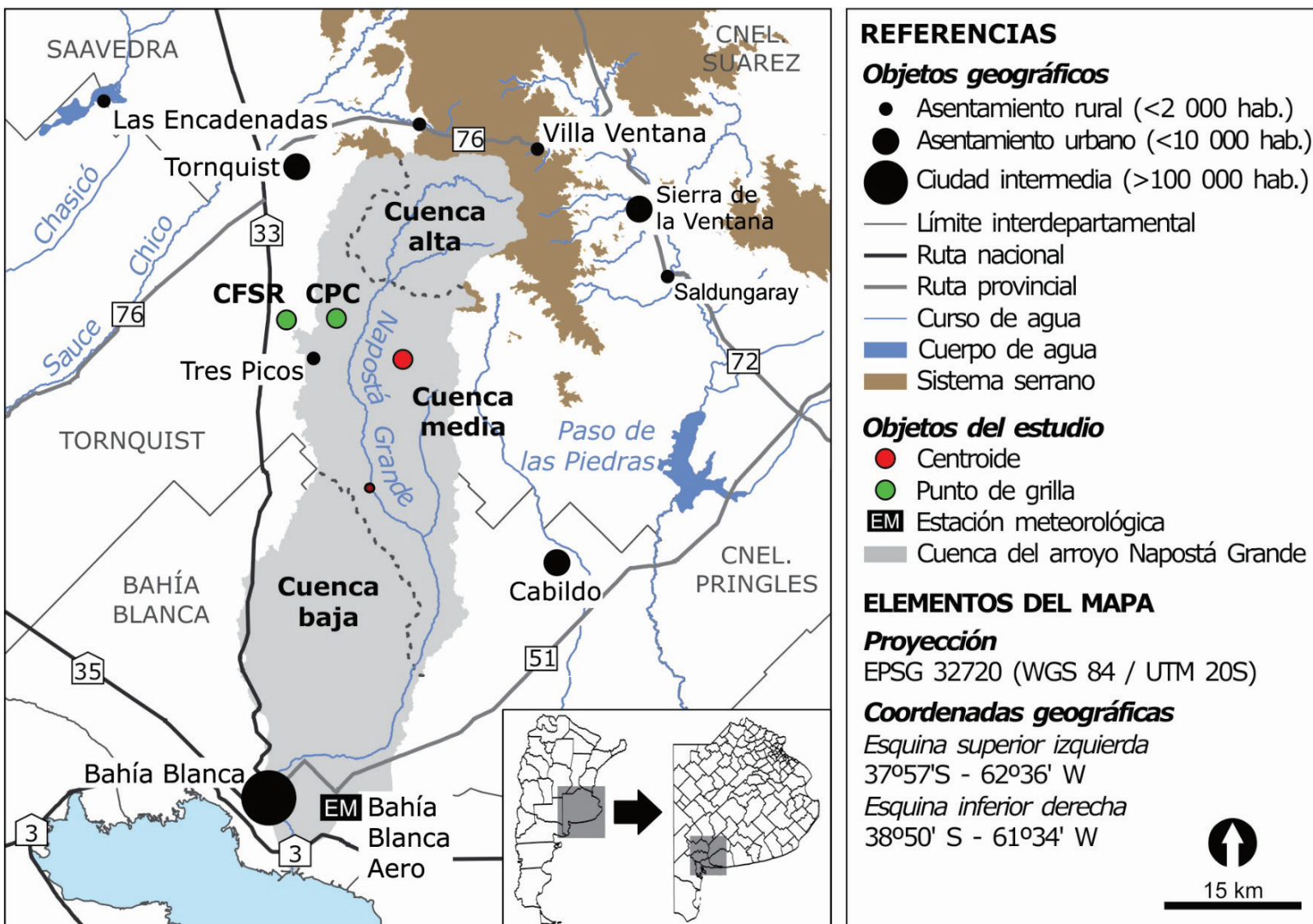


Figura 1. Cuenca del arroyo Napostá Grande y configuración regional.

El clima es seco subhúmedo. El régimen de precipitaciones exhibe una estacionalidad entre octubre y marzo, junto con una marcada variabilidad interanual (Casado, & Campo, 2019). Los eventos de precipitación extrema representan los más severos de todo el sur de la región pampeana argentina (Aliaga, Ferrelli, & Píccolo, 2017; Ferrelli, Brendel, Aliaga, Píccolo, & Perillo, 2019). La intercepción vegetal fue

estimada por Iguacel, Aguinaga-Martínez, Rango y López (2021) para la cuenca superior del arroyo Napostá Grande como el 10 % de P anual.

Metodología

Datos utilizados

En la región coexisten múltiples redes de monitoreo climático pertenecientes tanto a organismos públicos como a instituciones académicas y asociaciones civiles, al igual que hay diversos registros en cascos de estancia y estaciones de ferrocarril. Sin embargo, el alcance temporal de las series disponibles y la densidad espacial de las estaciones de registro son muy variables y dentro de la cuenca su número es limitado. Además, es usual que los registros muestren cierto grado de discontinuidad, producto de numerosas causas: roturas o fallas de los sensores; ocurrencia de eventos cuya magnitud sobrepasa la capacidad de lectura de los equipos, que afecta asimismo los sistemas de transmisión de datos; dificultad de mantenimiento de los equipos instalados, o interrupción de los programas de financiamiento que originaron y posibilitaron por primera vez la instalación de las estaciones de monitoreo. Ello, en definitiva, exacerba la deficiencia de registros continuos en espacio y tiempo.

En este contexto se utilizaron, comparativamente, dos conjuntos de datos globales de precipitación (P), temperatura máxima ($T_{\text{máx}}$) y mínima ($T_{\text{mín}}$) producidos por el *Climate Prediction Center* (CPC, NOAA) y por el *Climate Forecast System Reanalysis* (CFSR, NCAR). El periodo concurrente para ambos conjuntos de datos se extiende desde el 1° de enero de 1979 hasta el 31 de julio de 2014. A los efectos del presente

estudio, se delimita un periodo de análisis de 35 años entre 1979 y 2013. Se extrajeron series diarias de P , $T_{\text{máx}}$ y $T_{\text{mín}}$ para cada conjunto, seleccionando el punto de la grilla más próximo al centroide de la cuenca de estudio (Figura 1). Se obtuvieron también series equivalentes de registros a partir de la estación meteorológica Bahía Blanca Aero (Servicio Meteorológico Nacional, SMN Argentina). La Figura 2 ilustra las curvas anuales de las series de datos utilizadas en el análisis.

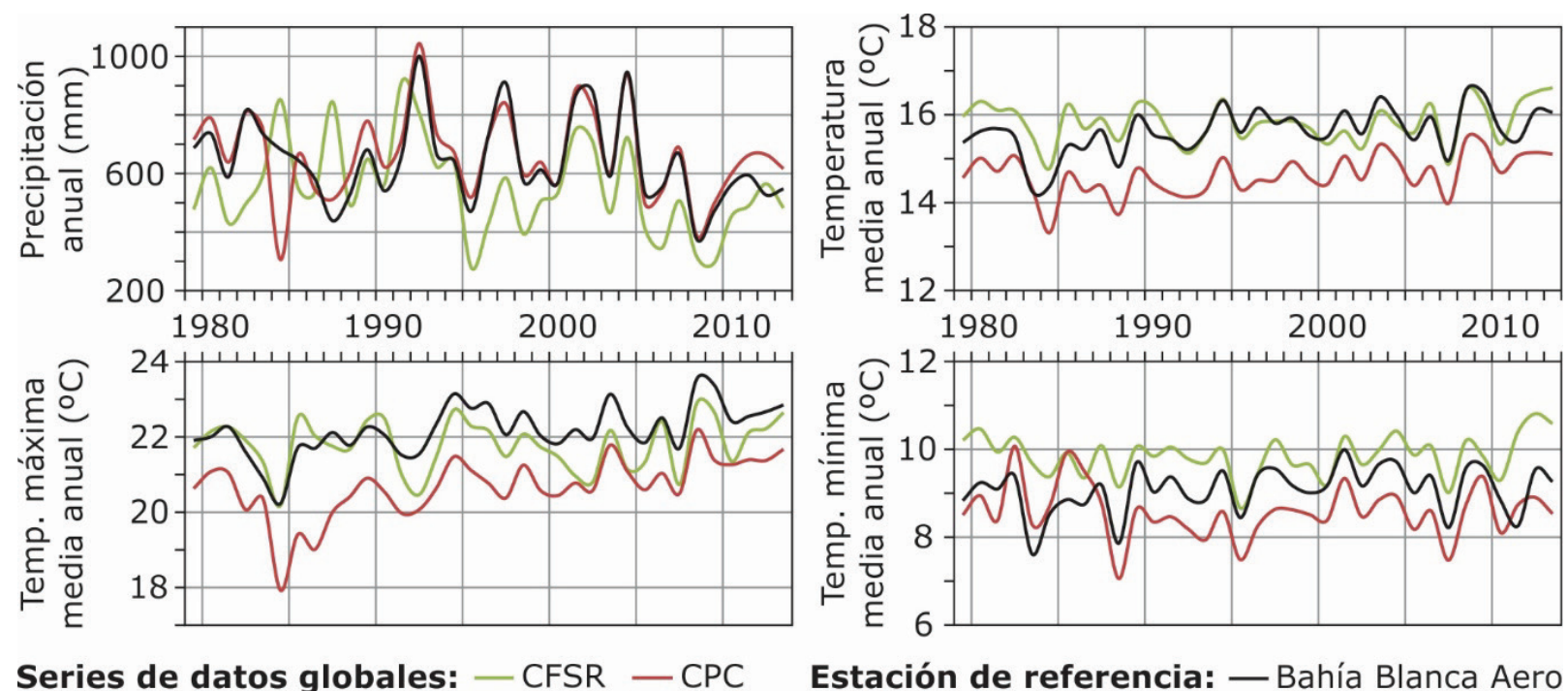


Figura 2. Series anuales de precipitación, temperatura máxima temperatura mínima y temperatura media utilizadas en el estudio.

Periodo 1979-2013.

Se realizó un análisis exploratorio comparativo de (1) las precipitaciones anuales, y (2) las medias anuales de temperatura máxima y mínima ($T_{\text{máx}}$ y $T_{\text{mín}}$, respectivamente). En cada caso, se calcularon

los valores medio, máximo y mínimo del periodo (1979-2023), y la media móvil para cada serie de análisis. Según el resultado del análisis exploratorio, se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA) simple con factores fijos entre los registros de P anual de cada registro en cada periodo de interés y se evaluaron las diferencias mínimas significativas (DMS) entre pares de valores medios de P anual en los casos en que el ANOVA fue significativo.

Determinación de ETP y ETR

Se calculó la evapotranspiración potencial (ETP) con frecuencia mensual y la evapotranspiración real (ETR) con frecuencia anual para la zona de estudio mediante las expresiones de Papadakis (1966), Thornthwaite (1948) y Turc (Custodio, & Llamas, 1983). Se compararon los resultados obtenidos para cada expresión y para cada conjunto de datos CFSR y CPC. Asimismo, se determinó el déficit hídrico en cada caso.

La expresión de Papadakis (ETP_p) (Ecuación (1)) permite estimar la evapotranspiración potencial mensual (mm) con base en la presión de vapor de saturación (e) a determinada temperatura del aire (T), considerando la media de las temperaturas máximas del mes ($e(T_{\max})$) y la media de las mínimas ($e(T_{\min})$):

$$ETP_p = 5.625(e(T_{\max}) - e(T_{\min} - 2)) \text{ donde } e = 6.108 \exp(17.27 T / (T + 237.3)) \quad (1)$$

La expresión de evapotranspiración potencial de Thornthwaite (ETP_{th}) (Ecuación (2)) depende de la temperatura media mensual (T) y del índice de calor (I) para una determinada latitud, representada por un

factor de corrección (k), que depende de la duración máxima de la insolación. Se expresa en mm por mes, como sigue:

$$ETP_{th} = 16 \left(\frac{10T}{I} \right)^a k, \text{ con } I = \sum_{i=1}^{j=12} \left(\frac{T_i}{5} \right)^{1.514}, a = 6.8E^{-07}I^3 - 7.7E^{-05}I^2 + 0.018I + 0.4924 \quad (2)$$

Por último, la expresión de Turc (ETR_t) (Ecuación (3)) permite estimar la evapotranspiración real anual (mm/año) en función de la precipitación (P) y la demanda atmosférica (L), con base en la temperatura media anual (T):

$$ETR_t = \frac{P}{\sqrt{0.9 + P^2/L^2}}, \text{ con } L = 300 + 25T + 0.05T^3 \quad (3)$$

En concordancia con los resultados del ANOVA efectuado sobre los valores medios de P anual, se llevó a cabo un ANOVA simple con factores fijos a partir de los valores medios de la evapotranspiración potencial, obtenida por método de Papadakis y Thornthwaite (ETP_p y ETP_{th}), y de la evapotranspiración real obtenida por el método de Turc (ETR_t). En todos los casos se compararon los resultados logrados a partir de las series de CPC y CFSR.

Validación de resultados

Las estimaciones de las abstracciones iniciales anuales, compuestas por la suma de ETR e intercepción vegetal (Int), se validaron a través de balances hídricos efectuados para los años 2012 y 2013. Se utilizó el método del número de curva del Servicio de Conservación de Suelos

(SCS, hoy *National Resources Conservation Service*, NRCS) a partir de datos diarios de escorrentía y con un valor de retención potencial máxima del suelo equivalente a $S = 192$ mm para la cuenca superior y media del arroyo Napostá Grande (López, Casado, Revollo, & Gil, 2023; NRCS, 2004). Para ello, se consideró que existe escorrentía (E) e infiltración (Inf) solo si P supera las abstracciones iniciales, determinadas en $0.2S$ (ecuaciones (4) a (6)):

$$P - ETR_t - Int = E + Inf \quad (4)$$

$$E = \frac{(P - 0.2S)^2}{P + 0.8S} \quad (5)$$

$$ETR_t + Int = 0.2S \quad (6)$$

Resultados

Los vacíos detectados en los conjuntos de datos globales fueron escasos (0.07 y 0.32 % del total de días entre 1979 y 2013 para CFSR y CPC, respectivamente). Los vacíos se completaron mediante interpolaciones dobles siguiendo el comportamiento de la serie. El análisis exploratorio de las precipitaciones anuales indicó cambios en las medias móviles a partir de 1994 para CFSR, y 2004 para CPC y Bahía Blanca Aero (Figura 3). Los valores medios de P anual de todas las series analizadas para los periodos 1979-1993, 1994-2003 y 2004-2013 fueron 659.6, 634.2 y 548.9 mm, respectivamente, mostrando una disminución del 4 y 16 % en promedio en los 15 y 10 años que abarca cada intervalo, respectivamente. Por su

parte, el test de homogeneidad de Pettitt para las series registradas (Bahía Blanca Aero, BBA) indica un cambio negativo significativo de la media de precipitación anual en 2004 de 148 mm (para $\alpha = 0.05$). Dicho cambio es detectado también por las series de CPC, aunque no es significativo; mientras que las series del CFSR indican un cambio negativo significativo en 1994 (145 mm).

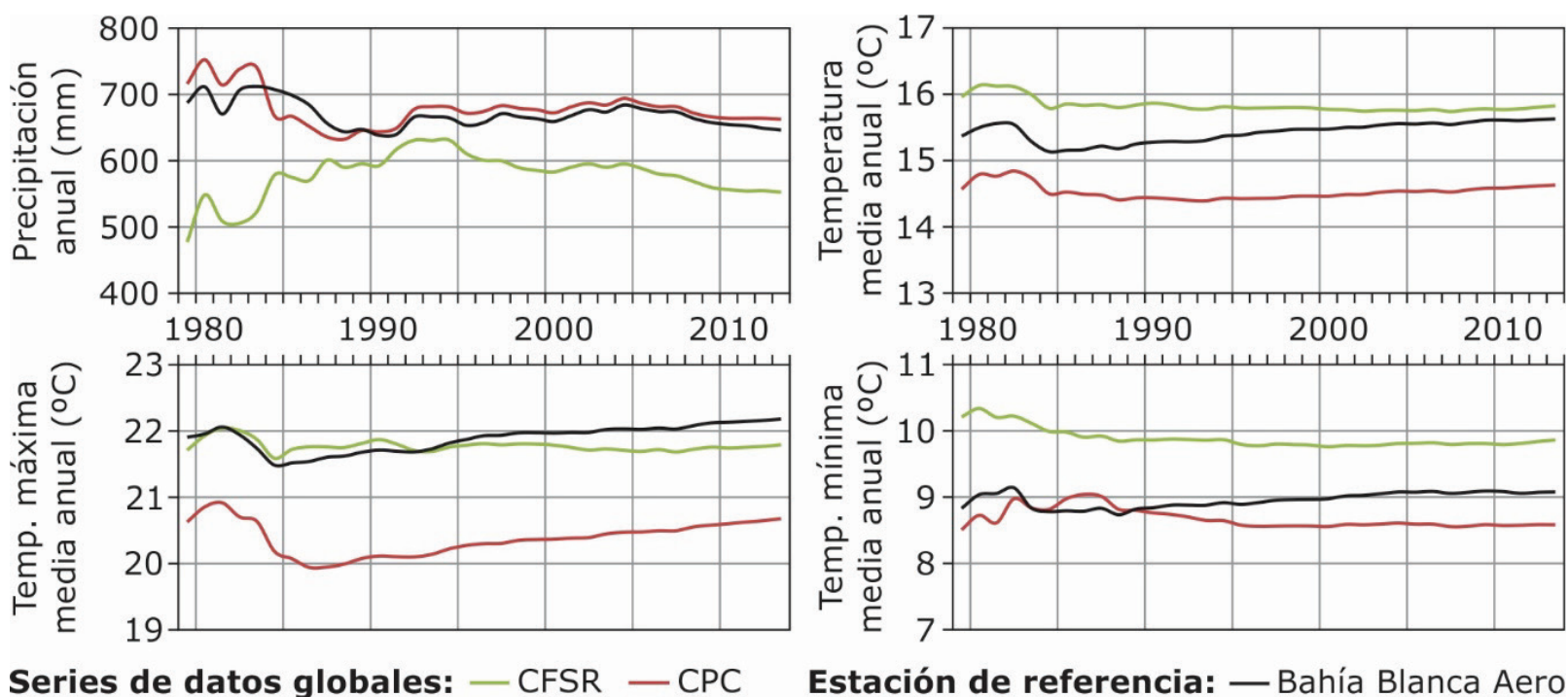


Figura 3. Media móvil para las series anuales de P, Tmed, Tmáx y Tmín. Periodo 1979-2013.

Los valores de P anual resultaron normales según el *Normal Probability Plot* y homocedásticos según el test de Levene ($p = 0.97$). El resultado del ANOVA efectuado con factores fijos desbalanceado permite afirmar que existen diferencias estadísticamente significativas en los valores promedio de P anual ($p < 0.003$). El análisis de DMS con $\alpha = 0.05$ indicó que existen diferencias mínimas significativas entre P promedio

anual del periodo 1979-1993 y la del periodo 2004-2013 de CFSR. Por otro lado, no existe evidencia de diferencias mínimas estadísticamente significativas en P anual promedio de CPC y BBA en la totalidad del periodo analizado (Tabla 1).

Tabla 1. Valores medios de P anual por periodo y resultados del análisis de diferencias mínimas significativas.

P anual	CFSR 2004-2013	CFSR 1994-2003	Aero 2004-2013	CPC 2004-2013	CFSR 1979-1993	Aero 1979-1993	CPC 1979-1993	Aero 1994-2003	CPC 1994-2003
Medias	459.2	529.5	577.8	609.5	630.6	666.2	681.8	685.2	687.8
DMS	a	ab	abc	bc	bc	c	c	c	c

De acuerdo con el test de homogeneidad de Pettitt ($\alpha = 0.05$), las series anuales de temperatura máxima media indican un cambio positivo significativo en 1992 tanto para las series registradas (BBA, 0.8 °C), como para los datos globales del CPC (1.0 °C); en el caso de las series CFSR, no se detectan cambios significativos para $T_{\text{máx}}$. En relación con la temperatura mínima media anual, no se encuentran cambios estadísticamente significativos para el periodo analizado.

Cálculo de evapotranspiración

En la Figura 4 se muestran los valores de precipitación y ETP anuales obtenidos con las expresiones de Papadakis (Ecuación (1)) y Thornthwaite (Ecuación (2)), y los valores de ETR anuales calculados por el método de Turc. Se comparan asimismo las series derivadas de los registros disponibles en Bahía Blanca (BBA) y a partir de las series globales del CPC y CFSR.

Evapotranspiración potencial (ETP)

La ETP estimada por método de Thornthwaite resultó menor que la estimada por Papadakis en todo momento para ambos conjuntos de datos, CPC y CFSR, con diferencias anuales entre ambas expresiones de 47 y 406 mm para CPC (5 y 78 % de P para 1984 y 2008, respectivamente), y entre 223 y 463 mm para CFSR (28 y 166 % de P para 1992 y 1995, respectivamente).

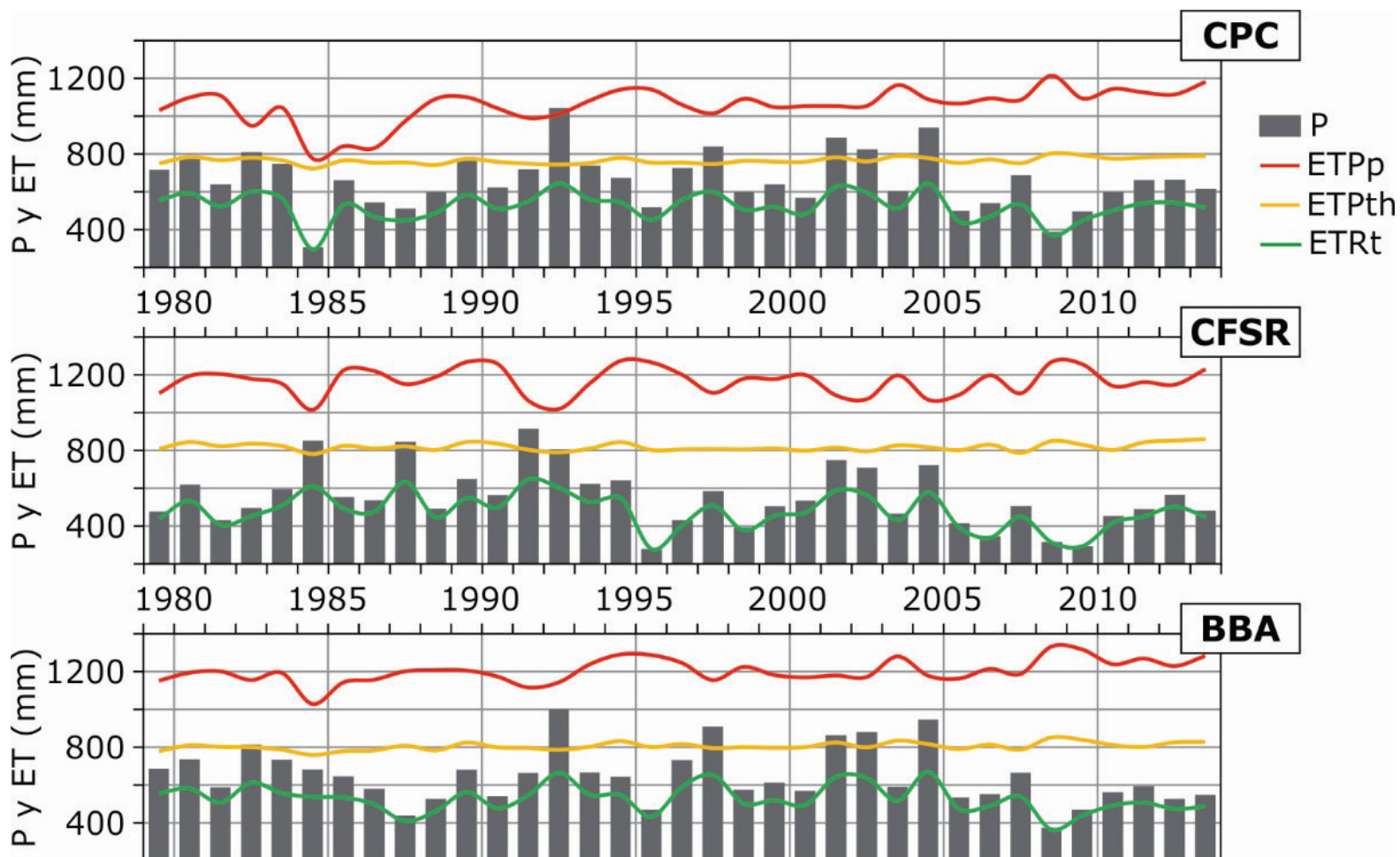


Figura 4. Lámina anual precipitada y ET anual calculada por métodos de Papadakis ($ETPp$), Thornthwaite ($ETPth$) y Turc ($ETRt$) a partir de datos climáticos globales de CFSR y CPC en mm.

Los valores de *ETP* anuales resultaron normales según el *Normal Probability Plot*, pero no homocedásticos. El ANOVA con factores fijos desbalanceado en los periodos 1979-1993, 1994-2003 y 2004-2013 para CPC y CFSR permite afirmar que existen diferencias estadísticamente significativas en los valores promedio de *ETP* anual ($p < 0.0001$). El análisis de DMS con $\alpha = 0.05$ indicó que existen diferencias significativas entre las estimaciones obtenidas por el método de Papadakis (*ETPp*) respecto al método de Thornthwaite (*ETPth*) para ambas series de datos CPC y CFSR, y para todo el periodo analizado. De igual manera, se observan diferencias mínimas significativas entre las estimaciones de *ETPp* promedio para CPC en el periodo 1979-1993 respecto al periodo 1994-2013; mientras que no se encontraron evidencias de diferencias mínimas estadísticamente significativas en la estimación de *ETPth* promedio a lo largo de todo el periodo analizado para CPC y CFSR, individualmente, y de *ETPp* para CFSR (Tabla 2).

Tabla 2. Valores medios de *ETP* anual por periodo y expresión y resultados del análisis de diferencias mínimas significativas.

<i>ETP</i> anual	CPc _{th} 1979-1993	CPc _{th} 1994-2003	CPc _{th} 2004-2013	CFSR _{th} 1994-2003	CFSR _{th} 1979-1993	CFSR _{th} 2004-2013	CPC _p 1979-1993	CPC _p 1994-2003	CPC _p 2004-2013	CFSR _p 1979-1993	CFSR _p 2004-2013	CFSR _p 1994-2003
Medias	760.3	767.2	780.9	814.0	820.4	830.6	999.0	1082.9	1121.8	1160.3	1167.7	1176.9
DMS	a	a	ab	bc	bc	c	d	e	ef	fg	g	g

Evapotranspiración real (*ETR*)

Los valores de *ETR* anual estimada por método de Turc (*ETRt*) para CPC y CFSR resultaron normales según el *Normal Probability Plot* y homocedásticos según el test de Levene ($p = 0.84$); el resultado del

ANOVA efectuado con factores fijos desbalanceado en los periodos 1979-1993, 1994-2003 y 2004-2013 para CPC y CFSR permite afirmar que existen diferencias estadísticamente significativas en los valores promedio de ETR_t anual ($p = 0.0056$). El análisis de DMS con $\alpha = 0.05$ indicó que existen diferencias significativas entre las estimaciones de ETR_t promedio del periodo 1979-1993 respecto al periodo 2004-2013 para CFSR, así como también entre CFSR y CPC en los periodos 1994-2003 y 2004-2013. No se encontraron evidencias de diferencias mínimas estadísticamente significativas en la estimación de ETR_t promedio para CPC en la totalidad del periodo analizado (Tabla 3).

Tabla 3. Valores medios de ETR_t anual por periodo y resultados del análisis de diferencias mínimas significativas.

ETR_t	CFSR 2004-2013	CFSR 1994-2003	CPC 2004-2013	CFSR 1979-1993	CPC 1979-1993	CPC 1994-2003
Medias	419.0	463.0	500.8	522.2	528.4	539.7
DMS	a	ab	bc	bc	c	c

La ETR_t anual estimada a partir de CPC para el periodo 1979-2013 resultó un 81 % de P anual con una desviación estándar igual a 7.4. Para CFSR, la ETR_t anual estimada en los periodos 1979-1993 y 1994-2013 resultó 85 y 91 % de P anual, respectivamente, con una desviación estándar igual a 7.8 y 6.5 en cada caso. Las abstracciones iniciales podrían estimarse, en cada caso, como el 91 % de P anual para CPC, y 95 y 101 % para CFSR, lo que indicaría según CFSR una pérdida de agua contenida en el horizonte edáfico del 1 % de P anual para esta cuenca a partir de 1994 a 2013, límite del análisis del presente trabajo.

Cálculo del déficit hídrico

La evolución de la evapotranspiración real anual (ETR_t), y el déficit hídrico anual que resulta por método de determinación de la ETP, Papadakis (D_p) y Thornthwaite (D_{th}), se ilustran en la Figura 5. Se comparan asimismo las curvas obtenidas a partir de las series de registro (BBA) y las series de datos globales, CPC y CFSR. En las tres series de datos se observa una tendencia general estable de la ETR_t móvil a lo largo del tiempo, reflejando el efecto moderador de la evolución temporal de la temperatura media por sobre la de precipitación anual. Por otro lado, la estimación del déficit hídrico resultó mayor según el método de Papadakis en todos los casos respecto al método de Thornthwaite. También el déficit resultó para ambos métodos mayor para las series de CFSR respecto a las de CPC y BBA, que resultaron comparables entre sí. Ello se asocia con valores mayores de ETP y valores menores de ETR en dichas series.

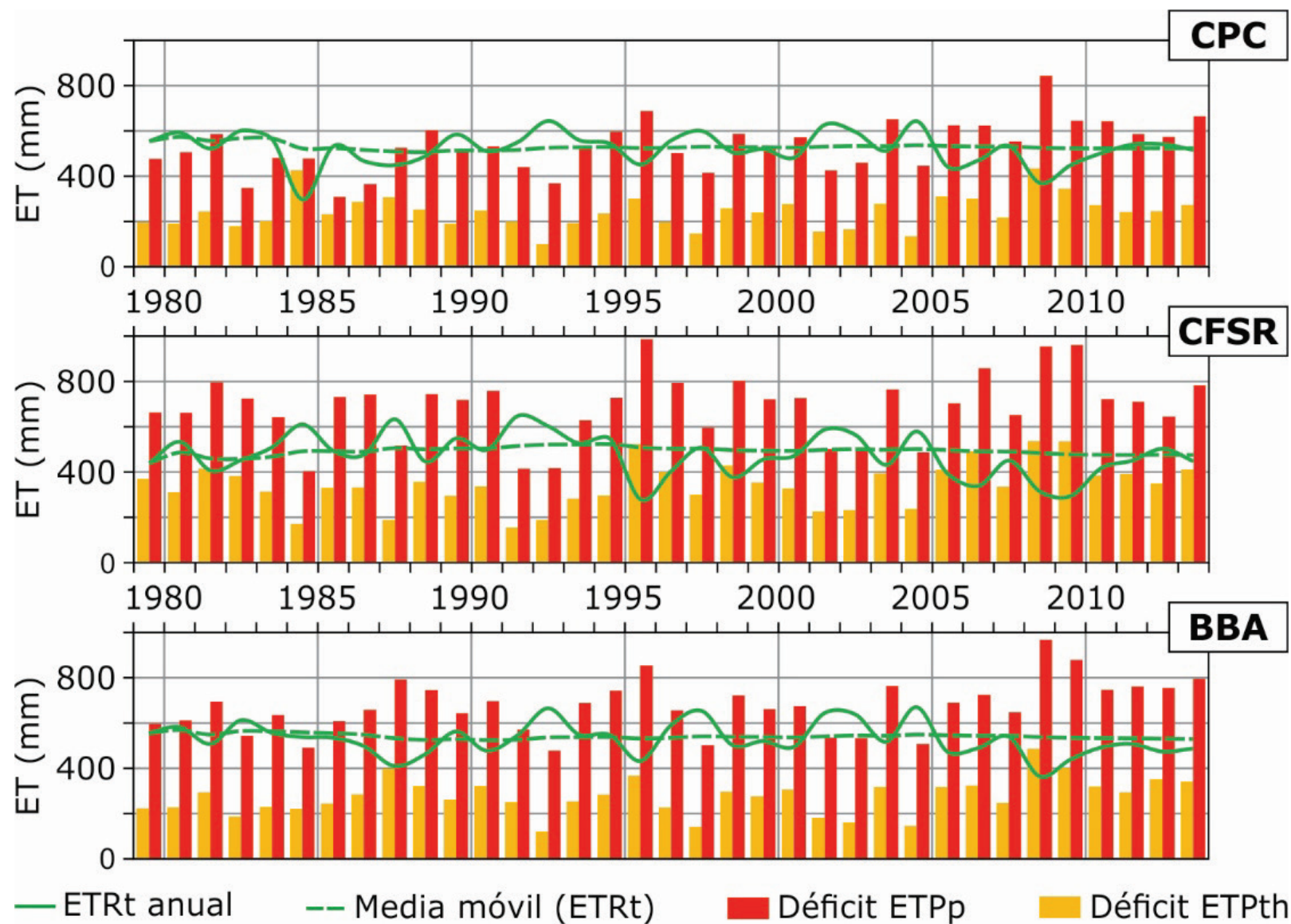


Figura 5. Evapotranspiración real de Turc (ETR_t) y déficit hídrico resultante por método de determinación de ETP , Papadakis (ETP_p) y Thornthwaite (ETP_{th}) a partir de los conjuntos de datos del CFSR y CPC. Periodo 1979-2023.

Validación por balance hídrico

El balance hídrico anual estimado a partir de CPC y CFSR para los años 2012 y 2013 se muestra en la Tabla 4. La evaluación de las abstracciones iniciales indicó, por un lado, que un número de curva $CN = 56$ representa el comportamiento hidrológico del sistema. Por otro lado, la estimación más adecuada para la intercepción vegetal (Int) sería entre 10 y 5 % de la precipitación para CPC y CFSR, respectivamente, a fin de obtener valores de lámina interceptada e infiltración compatibles con los procesos hídricos de la cuenca. Los errores porcentuales entre las abstracciones iniciales obtenidas por la estimación de ETR e Int respecto al método del SCS (hoy NRCS) alcanzaron 16 y 47 % en promedio para CPC y CFSR, respectivamente. La metodología de cálculo de balance hídrico se extrapolaron al periodo 1979-2013, estimándose los excesos hídricos en los años incluidos (Figura 6).

Tabla 4. Componentes del balance hídrico anual en CPC y CFSR, en mm. CFSR entre paréntesis.

Año	<i>P</i>	<i>ETR</i>	<i>Int</i>	<i>E</i>	<i>Inf</i>	<i>0.2 S</i>
2012	664 (565)	541 (503)	66.4 (28.2)	3.9	52.7 (29.8)	738 (937)
2013	616 (482)	517 (448)	61.6 (24.1)	8.1	29.3 (2.2)	676 (957)

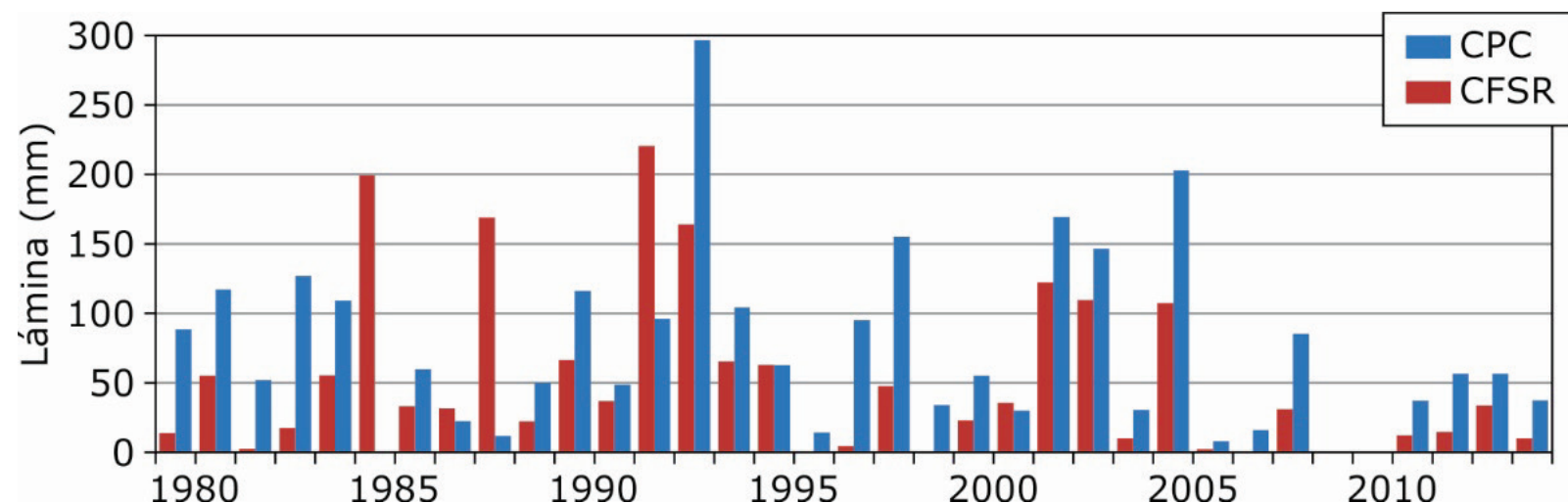


Figura 6. Excesos hídricos resultantes del balance hídrico calculado a partir de las series de CFSR y CPC.

Discusión

Variables de entrada: precipitación y temperatura

En aquellas regiones geográficas en las que el régimen hídrico muestra alternancia de ciclos secos y húmedos, la media móvil de P anual debería disminuir en los primeros y aumentar en los segundos. Se observa en el presente estudio que los datos de CFSR indicarían un periodo húmedo desde 1982 a 1994 (ΔP anual móvil = 24 %), seguido de una serie seca hasta 2013 (ΔP anual móvil = -8 %). Para CPC se observa un periodo seco entre 1983 y 1991 (ΔP anual móvil = -12 %), seguido de uno levemente húmedo hasta 2004 (ΔP anual móvil = 3 %) y otro levemente seco hasta 2013 (ΔP anual móvil = -3 %). De manera comparativa, la precipitación media anual a lo largo del ciclo seco 1994-2013 fue menor para CFSR que para CPC, mientras que CPC indicó mejor correspondencia con las series registradas, *BBA*. Entre 1979 y 1993, los valores de precipitación anual

de CFSR resultan estadísticamente similares a CPC y BBA, lo que contradice lo observado por Zhu, Xuan, Liu y Xu (2016); Tang *et al.* (2019), y Sánchez, García, Adame, Macedo y Excebio (2023) acerca de la sobreestimación de la precipitación en periodos húmedos. Las series de precipitación anual para CPC son, en todo el periodo estudiado, similares estadísticamente a la estación de control BBA.

Ello justifica recomendar, por un lado, el empleo de los datos de precipitación anual de CPC, permitiendo igualmente el completamiento de las series de registro y viceversa. Por otro lado, se desprende que las series de CFSR muestran una tendencia actual decreciente coherente con una sequía prolongada; mientras que CPC indica ciclos secos-húmedos de 10 años, en promedio, con una marcada disminución de los montos de precipitación anual entre los últimos dos ciclos y una reducción del 30 % en la media móvil de P anual para el último ciclo seco. Estas tendencias guardan mayor coherencia con las observaciones a escala regional (CIMA, 2015), con medias anuales de precipitación por debajo de la media para una buena parte de la región pampeana (Maenza, Agosta, & Bettolli, 2017; Pérez, Sierra, Momo, & Massobrio, 2015).

Los aumentos en la amplitud térmica que resulta del incremento de la temperatura máxima observados en la cuenca son coherentes con los signos de calentamiento global detectados por Ferrelli *et al.* (2019) para la zona centro-sur de la Pampa argentina. Estos resultados acompañan la tendencia de la región húmeda argentina (CIMA, 2015), así como de otras zonas geográficas del globo terrestre (Abatan, Abiodun, Lawal, & Gutowski, 2015; Shahid, 2010). El cambio positivo de las series de temperatura advierte sobre la probabilidad de migración de las isothermas hacia el sur bajo distintos escenarios de cambio climático (Ferrelli *et al.*, 2019). Sumado a la tendencia negativa de la precipitación anual, esta

situación ejercería un efecto sobre la producción agroalimentaria de la zona (Maenza *et al.*, 2017), requiriendo adaptaciones y modificaciones del manejo agronómico en lo referido a los tipos de cultivos a producir, combinación y rotación de los mismos, y época de siembra y cosecha, lo que se traduciría en un aumento en los costos de producción y una disminución en los rendimientos (CEPAL, 2011; IFPRI, 2009).

Evapotranspiración, déficit y balance hídrico

Los valores de evapotranspiración potencial (*ETP*) calculados en función de las series de CFSR resultan mayores respecto a CPC para ambos métodos y en todo el lapso temporal analizado. En paralelo, la estimación de *ETP* mediante la expresión propuesta por Papadakis (1966) indica, en promedio, resultados 27 y 29 % mayores para CPC y CFSR, respectivamente, respecto a los obtenidos mediante la expresión de Thornthwaite (1948). La estimación de *ETP* con el método de Thornthwaite resulta diferente entre ambos registros para cada intervalo temporal analizado y, para ambos, no resulta representativa de las variaciones climáticas observadas. Por su parte, la estimación mediante el método de Papadakis no es comparable entre ambas series y para CPC difiere también entre los periodos 1979-1993 y 1994-2013, reflejando de forma oportuna la variación en la amplitud térmica observada en la cuenca en dichos periodos. Ello demuestra tener mayor relevancia en la estimación de *ETP* que las variaciones de la temperatura media, cuyo valor medio móvil difiere 1.25 °C entre CPC y CFSR en los 35 años que abarca este estudio.

La evapotranspiración real (*ETR*) anual estimada acompaña la tendencia de las precipitaciones globales tanto para CPC como para CFSR,

reproduciendo de manera adecuada en ambos casos el efecto de la evolución pluviométrica observada en la cuenca a lo largo del tiempo. La estimación de *ETR* para CPC muestra valores superiores respecto a CFSR en cada intervalo de tiempo analizado, en coincidencia con valores superiores de precipitación. Respecto al déficit hídrico, los valores anuales estimados para CPC son menores a los obtenidos para CFSR, mientras que para cada serie de registros, el déficit calculado con la expresión de Papadakis (1966) resulta mayor que el correspondiente a Thornthwaite (1948). Si bien la magnitud de la diferencia entre *ETP* y *P* comparada con la reserva hídrica del suelo permite determinar situaciones de déficit o exceso hídrico, en tanto si es menor o mayor que ésta, es imprescindible verificar el comportamiento hidrológico real del sistema a través de balances hídricos efectuados a partir de registros existentes. La permanencia del déficit hídrico afecta el balance hídrico de las cuencas, provocando sequías hidrológicas, factibles de detectarse en series climatológicas históricas (Carbone, Fornerón, & Pícolo, 2015; MOPU, 1992).

El déficit hídrico estimado a partir de la evapotranspiración de Turc (Custodio, & Llamas, 1983) y Papadakis (1966) resulta comparable para CPC y BBA, y permite establecer dichos métodos como los más recomendables para la evaluación del déficit hídrico en la cuenca en estudio. Sin embargo, se requerirían análisis mensuales a fin de evaluar la necesidad de agua de los diferentes cultivos desarrollados en la zona, dado que la disminución del rendimiento debida al déficit hídrico durante el periodo vegetativo y de maduración resulta, en general, relativamente pequeña, mientras que durante los periodos de floración y de formación del rendimiento resulta de mayor importancia (FAO, 2006). De esta manera, se podrían estudiar diversas estrategias de irrigación bajo déficit

hídrico para cada cultivo, suelo y ciclo de crecimiento, al igual que evaluar la incidencia de dichas prácticas sobre el rendimiento, pudiendo combinarlas con prácticas de manejo de suelo (Cleves-Leguizamo, Calderón, & Martínez-Bernal, 2016).

Los balances hídricos efectuados en la cuenca en años con registro simultáneo de escurrimiento y datos climáticos globales permitieron establecer estimaciones de interceptación vegetal representativas del sistema, evidenciando que para CFSR debería aplicarse la mitad del porcentaje de precipitación anual respecto al considerado para CPC, que coincide con el recomendado por Iguacel *et al.* (2021) para esta cuenca. Ello obedece a las diferencias entre los datos de ambas series que influyen en la determinación de *ETR*. La extrapolación de la metodología de cálculo del balance hídrico para CPC y CFSR en 2012 y 2013 permitió estimar, en cada caso, los excesos hídricos ($E + Inf$) para el periodo 1979-2013. Los mismos acompañaron la tendencia de las precipitaciones, resultando menores para CFSR, excepto en los años con precipitaciones, que superaron a las de CPC, por lo que el uso de los excesos hídricos estimados para CPC nos pondría del lado de la seguridad en la planificación de obras de control en la cuenca. Asimismo, las estimaciones de los excesos de agua son mayores en general para CPC, por lo que estarían sobreestimándose los volúmenes factibles de generar escurrimiento superficial o infiltrarse. Ello representa, en definitiva, los volúmenes de agua disponibles en la cuenca. En particular, en 2009, ambos registros indicarían excesos hídricos nulos, en coincidencia con la sequía extrema detectada por Carbone *et al.* (2015) para la provincia de Buenos Aires, Argentina, para el periodo 1971-2010.

Implicancias para la planificación hídrica

El análisis climatológico expuesto en los párrafos precedentes resulta coherente con indicios de cambio climático y con la intensificación de eventos extremos de sequía, los cuales implicarían una reducción de los volúmenes de agua disponibles en el caso de cuencas de climas secos (Cedex, 2017; Dai, & Zhao, 2017; González-Hidalgo *et al.*, 2018; Huo-Po, Jian-Qi, & Xiao-Li, 2013; IPCC, 2014; IPCC, 2021; Marcos-García, & Pulido-Velázquez, 2017; Wang *et al.*, 2018). En el sur de la región pampeana argentina y en Bahía Blanca, en particular, ello proyecta un aumento del riesgo climatológico y de la vulnerabilidad de la población a futuro (Brendel, 2023; Ferrelli *et al.*, 2019).

La planificación del aprovechamiento eficiente de los recursos hídricos representa una de las medidas fundamentales para reducir la vulnerabilidad frente a los eventos climatológicos a devenir, pues permitiría potenciar el desarrollo socio-económico de la cuenca y prever las adaptaciones necesarias frente a los cambios esperados en las condiciones regionales. En este sentido, en los partidos por los que escurre el arroyo Napostá Grande, Tornquist y Bahía Blanca, existen actualmente casi 1 100 ha bajo riego, en las cuales el 75 % se realiza por aspersión (INDEC, 2018). Dado que la disponibilidad de agua es la mayor limitante para los cultivos de secano regionales, el manejo de caudales excedentes captados durante eventos de crecida permitiría incrementar el rendimiento por hectárea, siempre que no se ejerza una presión sobre los recursos agua y suelo que resulten incompatibles con la sustentabilidad de la cuenca (Conagua, 2011; Marini, 2015; Marinissen, 2009; Steduto, Hsiao, Fereres, & Raes, 2012).

La fiabilidad en la cuantificación de los volúmenes de agua disponibles en la cuenca, que dependen de la capacidad de ésta de captar el agua, de los procesos hidrológicos propios de ella y los periodos en los que ellos ocurren, se torna primordial (Santillán-Gutiérrez, Dávila-Vázquez, De-Anda-Sánchez, & Díaz-Torres, 2013). En concreto, la ponderación de la componente de evapotranspiración, que en cuencas áridas y semiáridas resulta de mayor incidencia, junto con el déficit hídrico, permitirían llevar a cabo la planificación sustentable de la gestión hídrica de la región; ello, en conjunto con la oportuna evaluación de recursos alternativos y/o no convencionales, como el trasvase de otros cursos de agua y/o el reúso de aguas provenientes de las plantas de tratamiento de efluentes cloacales de poblaciones establecidas en la cuenca, respectivamente (Gil-Meseguer, Martínez-Medina, & Gómez-Espín, 2018; Morote, Olcina, & Hernández, 2019). En este sentido, los registros de CPC acompañan y complementan los resultados previos obtenidos para la cuenca del arroyo Napostá Grande respecto a porcentajes de intercepción vegetal y número de curva para cálculo de abstracciones calibrado a partir de un periodo de siete años de registros continuos (Iguacel *et al.*, 2021; López *et al.*, 2023).

Conclusiones

A lo largo de los 20 años transcurridos desde fines del siglo XX hasta la primera década del siglo XXI, el SO de la provincia de Buenos Aires, Argentina, y en particular la cuenca del arroyo Napostá Grande, vienen sobrellevando un ciclo de sequía prolongado con valores medios móviles de precipitaciones anuales cada vez más bajos. Esto ocurre en simultáneo con valores medios móviles de temperaturas máximas cada vez más altos

y de temperaturas mínimas quasi constantes, lo que implica una propensión al desarrollo de un clima regional más seco y caluroso con mayor amplitud térmica. El análisis realizado resalta la importancia de realizar evaluaciones de la evolución climatológica y la respuesta hídrica real de la cuenca en estudio, a fin de tomar decisiones respecto al empleo de expresiones empíricas que han sido históricamente de universal aplicación en multiplicidad de escenarios, y que pueden derivar en estimaciones e interpretaciones erróneas del comportamiento del sistema. De igual manera, el estudio actual demuestra que las series de datos climáticos globales del CPC resultan adecuadas para el análisis de variables climatológicas y el completamiento de series discontinuas en la cuenca de estudio para el periodo 1979-2013, pudiéndose extender dicha práctica a periodos temporales posteriores.

El presente estudio logra establecer metodologías de estimación de evapotranspiración potencial y real representativas del comportamiento hidrológico de la cuenca del arroyo Napostá Grande, recomendándose los métodos de determinación de Papadakis y Turc, respectivamente. Asimismo, el modelo propuesto fue validado con errores de 16 % en promedio, verificándose tanto la componente de intercepción vegetal como el número de curva de la cuenca. Ello representa una herramienta de gran importancia para la simulación del comportamiento hidrológico de la misma y la predicción de las distintas componentes del balance hídrico. Se podría entonces alcanzar un reconocimiento acertado de la dinámica del sistema, que permita la planificación del abastecimiento humano e industrial, y el desarrollo agroalimentario de la cuenca, propendiendo a la autonomía regional.

Para potenciar la eficiencia en la explotación y conservación de los recursos naturales de la cuenca, se podría plantear la ejecución de obras

que permitan un mejor aprovechamiento de los volúmenes de agua disponibles en la misma y que compensen el déficit hídrico observado, evaluando de igual manera la posibilidad de movilizar nuevos recursos hídricos, convencionales o no convencionales; lo anterior contribuiría a potenciar la gestión sostenible del agua, mejorar la gerencia de la producción de alimentos y contribuir al crecimiento económico, como establece el objetivo 6 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2030 a nivel mundial.

Agradecimientos

El presente trabajo fue desarrollado en el marco del proyecto de investigación de la Universidad Nacional del Sur: PGI 24/ZJ44 "Estudio de Balances Hídricos e Hidrológicos en Cuencas Mediante Modelos Computacionales con Ajuste a Series de Datos Históricas", dirigido por la Mg. Ing. Natalia C. López.

Referencias

- Abatan, A. A., Abiodun, B. J., Lawal, K. A., & Gutowski, W. J. (2015). Trends in extreme temperature over Nigeria from percentile-based threshold indices. *International Journal of Climatology*, 6(6), 2527-2540. <https://doi.org/10.1002/joc.4510>
- Aliaga, V. S., Ferrelli, F., & Píccolo, M. C. (2017). Regionalization of climate over the Argentine Pampas. *International Journal of Climatology*, 37, 1237-1247. <https://doi.org/10.1002/joc.5079>

- Brendel, A. S. (2023). Impacto del cambio climático: un análisis espacial del riesgo en el sur de la región pampeana (Argentina). *Papeles de Geografía*, 69, 155-168. <https://doi.org/10.6018/geografia.563951>
- Carbone, M. E., Fornerón, C. F., & Píccolo, M. C. (2015). Impacto de los eventos de sequía en la región de la cuenca hidrográfica de la laguna Sauce Grande (provincia de Buenos Aires, Argentina). *Investigaciones Geográficas*, 63, 131-142. <https://doi.org/10.14198/INGEO2015.63.09>
- Carrica, J. C. (1998). *Hidrogeología de la cuenca del arroyo Napostá Grande, provincia de Buenos Aires* (tesis doctoral). Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.
- Carrica, J. C., & Lexow, C. (2004). Evaluación de la recarga natural al acuífero de la cuenca superior del arroyo Napostá Grande, provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 59(2), 281-290. <https://revista.geologica.org.ar/raga/article/view/1411>
- Casado, A., Berón-de-la-Puente, F. J., & Gil, V. (2024). Series de precipitación global: implicancias para el estudio de eventos extremos en áreas serranas. *FACENA*, 34(2), 82-103. <https://doi.org/10.30972/fac.3427735>
- Casado, A., & Campo, A. M. (2019). Extremos hidroclimáticos y recursos hídricos: estado de conocimiento en el suroeste bonaerense, Argentina. *Cuadernos Geográficos*, 58(1), 6-26. <https://doi.org/10.30827/cuadgeo.v58i1.6751>

- Casado, A., & Picone, N. (2018). Aplicabilidad de los datos grillados para el análisis espaciotemporal de las precipitaciones, Provincia de Buenos Aires (Argentina). *Párrafos Geográficos*, 17(1), 46-62. <https://www.revistas.unp.edu.ar/index.php/parrafosgeograficos/article/view/505>
- Cedex, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. (2017). *Evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos y sequías en España*. Madrid, España: Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. http://www.cedex.es/NR/rdonlyres/3B08CCC1-C252-4AC0-BAF7-1BC27266534B/145732/2017_07_424150001_Evaluaci%C3%B3n_cambio_clim%C3%A1tico_recu.pdf
- CEPAL, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (2011). *Agricultura y cambio climático: instituciones políticas e innovación*. Santiago de Chile, Chile: Naciones Unidas. <https://www.uncclearn.org/resources/library/agricultura-y-cambio-climatico-instituciones-politicas-e-innovacion/>
- Chow, V. T., Maidment, D. R., & Mays, L. W. (2000). *Hidrología aplicada*. Santafé de Bogotá, Colombia: McGraw-Hill.
- CIMA, Centro de Investigaciones del Mar y la Atmósfera. (2015). *Cambio climático en Argentina: tendencias y proyecciones*. 3ra Comunicación Nacional de la República Argentina a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático. Buenos Aires, Argentina: Centro de Investigaciones del Mar y la Atmósfera. <https://www.cima.fcen.uba.ar/wp-content/uploads/2025/08/CCenArg-Tendencias-y-proyecciones.pdf>

- Cleves-Leguizamo, J. A., Calderón, J., & Martínez-Bernal, L. F. (2016). Los balances hídricos agrícolas en modelos de simulación agroclimáticos. Una revisión analítica. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 10(1), 149-163. <https://doi.org/10.17584/rcch.2016v10i1.4460>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2011). *Manual para el control de inundaciones*. Tlalpan, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. https://www.snieg.mx/Documentos/IIN/Acuerdo_10_IX/manual-para-el-control-de-inundaciones.pdf
- Custodio, E., & Llamas, M. R. (1983). *Hidrología subterránea*. Tomo I (2ª ed.). Barcelona, España: Ediciones Omega S. A.
- Dai, A., & Zhao, T. (2017). Uncertainties in historical changes and future projections of drought. Part I: Estimates of historical drought changes. *Climate Change*, 144, 519-533. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1705-2>
- FAO, Food and Agriculture Organization. (ed). (2006). *Cuaderno 56: evapotranspiración del cultivo*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization. <https://www.fao.org/4/x0490s/x0490s00.htm>
- Ferrelli, F., Brendel, A. S., Aliaga, V. S., Píccolo, M. C., & Perillo, G. M. E. (2019). Climate regionalization and trends based on daily temperature and precipitation extremes in the south of the Pampas (Argentina). *Cuadernos de Investigación Geográfica-Geographical Research Letters*, 45(1), 93-416. <https://doi.org/10.18172/cig.3707>

- Gaspari, F. J., Bruno, J. E., Rickfelder, R. M., Hauri, B. A., Cornely, I. O., Oroná, C. R., & Leonart, M. G. (2006). *Manejo integral de cuencas hidrográficas serranas del Partido de Tornquist-Estudio de prefactibilidad*. La Plata, Argentina: Grupo de Manejo de Cuencas Hidrográficas, Universidad Nacional de La Plata.
- Gil-Meseguer, E., Martínez-Medina, R., & Gómez-Espín, J. M. (2018). El trasvase Tajo-Segura (1979-2017): actuaciones para su futuro en España. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(2), 192-209. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-02-08>
- González-Hidalgo, J. C., Vicente-Serrano, S. M., Peña-Angulo, D., Salinas, C., Tomas-Burguera, M., & Beguería, S. (2018). High-resolution spatio-temporal analyses of drought episodes in the western Mediterranean basin (Spanish mainland, Iberian Peninsula). *Acta Geophysica*, 66, 381-392. <https://doi.org/10.1007/s11600-018-0138-x>
- Guevara-Díaz, J. M. (2006). La fórmula de Penman-Monteith FAO 1998 para determinar la evapotranspiración de referencia, ETo. *Terra Nueva Etapa: XXII*, 22(31), 31-72. https://saber.ucv.ve/ojs/index.php/rev_terr/article/view/1296
- Herrera-Franco, G., Martos-Rosillo, S., Carrión-Mero, P., Morante-Carballo, F., Briones-Bitar, J., Durán, A., Vélez-Upegui, J., Castro-Lucic, M., Mateos, L., Bardales, J. D., Peña, F., & Gutiérrez-Ojeda, C. (2020). Siembra y cosecha de agua (SyCA), técnicas ancestrales que solucionan problemas del siglo XXI. *18 th LACCEI International Multi-Conference for Engineering, Education, and Technology*. <https://doi.org/10.18687/LACCEI2020.1.1.299>

- Huo-Po, C., Jian-Qi, S., & Xiao-Li, C. (2013). Future changes of drought and flood events in China under a global warming scenario. *Atmospheric and Oceanic Science Letters*, 6(1), 8-13. <https://doi.org/10.1080/16742834.2013.11447051>
- IFPRI, International Food Policy Research Institute. (ed). (2009). *Cambio climático: el impacto en la agricultura y los costos de adaptación*. Washington, UA: International Food Policy Research Institute. https://www.fao.org/fileadmin/user_upload/AGRO_Noticias/docs/costo%20adaptacion.pdf
- Iguacel, N. A., Aguinaga-Martínez, M., Rango, B. J., & López N. C. (2021). Balance hídrico aplicado al cálculo de evapotranspiración normal en una subcuenca serrana. *Revista Estudios Ambientales*, 9(2), 193-211. <https://doi.org/10.47069/estudios-ambientales.v9i2.1290>
- INDEC, Instituto Nacional de Estadística y Censos. (ed). (2018). *Censo nacional agropecuario*. Buenos Aires, Argentina: INDEC. <https://www.indec.gov.ar/indec/web/Nivel4-Tema-3-8-87>
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2014). *Climate change 2014-Impacts, adaptation and vulnerability. Part B: Regional aspects: Working group II Contribution to the IPCC fifth assessment report, 2*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415386>
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2021). *Climate change 2021: The physical science basis. Contribution of working group I to the sixth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781009157896>

- Lawal, I. M., Bertram, D., White, C. J., Jagaba, A. H., Hassan, I., & Shuaibu, A. (2021). Multi-criteria performance evaluation of gridded precipitation and temperature products in data-sparse regions. *Atmosphere*, 12(12), 1597. <https://doi.org/10.3390/atmos12121597>
- López, N. C., Casado, A., Revollo, N. V., & Gil, V. (2023). Potencial de escorrentía en función del número de curva en una cuenca serrana, Napostá Grande (Argentina). *Geociências*, 42(3), 403-418. <https://doi.org/10.5016/geociencias.v42i3.17188>
- Maenza, R. A., Agosta, E. A., & Bettolli, M. L. (2017). Climate change and precipitation variability over the western 'Pampas' in Argentina. *International Journal of Climatology*, 37, 445-463. <https://doi.org/10.1002/joc.5014>
- Manis, E. S., Rosa, R. J., De-Negri, G. A., & Gaspari, F. J. (2024). Estimación del coeficiente de cultivo Kc para los cultivos de invierno y pastizales en la cuenca alta del río Sauce Chico de la Provincia de Buenos Aires a partir de sensores remotos. *Revista de la Facultad de Agronomía*, 123, 1-13. <https://doi.org/10.24215/16699513e136>
- Marcos-García, P., & Pulido-Velázquez, M. (2017). Cambio climático y planificación hidrológica: ¿es adecuado asumir un porcentaje único de reducción de aportaciones para toda la demarcación? *Ingeniería del Agua*, 21(1), 35-52. <https://doi.org/10.4995/ia.2017.6361>

Marini, M. F. (2015). Determinación de la superficie bajo riego con pivot central en el sudoeste de la provincia de Buenos Aires (Argentina) utilizando imágenes satelitales. *Agronomía & Ambiente*, 35(2), 109-119.

<https://agronomiayambiente.agro.uba.ar/?journal=AyA&page=article&op=view&path%5B%5D=41>

Marinissen, A. (2009). *Impacto económico del riego complementario en el sudoeste Bonaerense* (tesis magíster). Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca, Argentina.

MOPU, Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo (1992). *Impacto económico del riego complementario en el sudoeste Bonaerense*. Madrid, España: Ministerio del Medio Ambiente, Secretaría General de Medio Ambiente.

Morote, A. F., Olcina, J., & Hernández, M. (2019). The use of non-conventional water resources as a means of adaptation to drought and climate change in semi-arid regions: South-Eastern Spain. *Water*, 11(1), 1-19. <https://doi.org/10.3390/w11010093>

NRCS, Natural Resources Conservation Service. (2004). Chapter 10. Estimation of direct runoff from storm rainfall. In: *National engineering handbook*. Washington, USA: United States Department of Agriculture.

- ONUAA, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. (2000). *Manual de captación y aprovechamiento del agua de lluvia. Experiencias en América Latina*. Serie Zonas Áridas y Semiáridas (Núm. 13). Santiago de Chile, Chile: Food and Agriculture Organization. <https://agua.org.mx/biblioteca/manual-de-captacion-y-aprovechamiento-del-agua-de-lluvia-experiencias-en-america-latina/>
- Papadakis, J. (ed). (1966). *Climates of the world and their agricultural potentialities*. Buenos Aires, Argentina: Papadakis, J.
- Penman, H. L. (1948). Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proceedings of the Royal Society of London A*, 1993 (pp. 120-145). <https://doi.org/10.1098/rspa.1948.0037>
- Pérez, S., Sierra, E., Momo, F., & Massobrio, M. (2015). Changes in average annual precipitation in Argentina's Pampa region and their possible causes. *Climate*, 3(1), 150-167. <https://doi.org/10.3390/cli3010150>
- Redondo-Orts, J. A., López-Ortiz, M. I., Melgarejo-Moreno, J., & Fernández-Aracil, P. (2023). Análisis y alternativas para paliar el déficit hídrico en la demarcación hidrográfica del Segura (2022-2027), sureste de España. *Investigaciones Geográficas*, 79, 179-206. <https://doi.org/10.14198/INGEO.23607>
- Sánchez, M., García, J. L., Adame, S., Macedo, A., & Excebio, A. A. (2023). Evaluación de la precipitación y temperatura del CFSR (*Climate Forecast System Reanalysis*) en la cuenca del río Mayo. *Tecnología y ciencias del agua*, 15(5), 241-293. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2024-05-05>

- Sánchez-San-Román, F. J. (2018). *Evapotranspiración*. Salamanca, España: Departamento de Geología Universidad de Salamanca.
- Santillán-Gutiérrez, E., Dávila-Vázquez, G., De-Anda-Sánchez, J., & Díaz-Torres, J. J. (2013). Estimación del balance hídrico mediante variables climáticas en la cuenca del río Cazonas, Veracruz, México. *Revista Ambiente & Agua*, 8(3), 104-117. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1147>
- Shahid, S. (2010). Recent trends in the climate of Bangladesh. *Climate Research*, 42(3), 185-193. <https://doi.org/10.3354/cr00889>
- Shelton, M. L. (2009). *Hydroclimatology: Perspectives and applications*. Cambridge, UK: University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754746>
- Steduto, P., Hsiao, T., Fereres, E., & Raes, D. (2012). *Respuesta del rendimiento de los cultivos al agua (Estudio FAO 66: Riego y Drenaje)*. Roma, Italia: Food and Agriculture Organization. <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/i2800s>
- Sun, Q., Miao, C., Duan, Q., Ashouri, H., Sorooshian, S., & Hsu, K. L. (2018). A review of global precipitation data sets: Data sources, estimation, and intercomparisons. *Reviews of Geophysics*, 56(1), 79-107. <https://doi.org/10.1002/2017RG000574>
- Tang, X., Zhang, J., Wang, G., Yang, Q., Guan, T., Liu, C., Jin, J., Liu, Y., & Bao, Z. (2019). Evaluating suitability of multiple precipitation products for the Lancang River Basin. *Chinese Geographical Science*, 29(1), 37-57. <https://doi.org/10.1007/s11769-019-1015-5>

- Thornthwaite, C. W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, 38, 55-94.
<https://doi.org/10.2307/210739>
- Wang, Z., Zhong, R., Lai, C., Zeng, Z., Lian, Y., & Bai, X. (2018). Climate change enhances the severity and variability of drought in the Pearl River Basin in South China in the 21st century. *Agricultural and Forest Meteorology*, 249, 149-162.
<https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2017.12.077>
- WMO, World Meteorological Organization. (2021). *2021 State of climate Services: Water* (WMO-No. 1278).
<https://library.wmo.int/idurl/4/57630>
- Zhu, Q., Xuan, W., Liu, L., & Xu, Y. P. (2016). Evaluation and hydrological application of precipitation estimates derived from PERSIANN-CDR, TRMM 3B42V7, and NCEP-CFSR over humid regions in China. *Hydrological Processes*, 30(17), 3061-3083.
<https://doi.org/10.1002/hyp.10846>

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-03-06

Artículos

Evaluación integral de la calidad del agua potable en la comunidad de Bacerac, Sonora, México

Comprehensive assessment of drinking water quality in the community of Bacerac, Sonora, México

Mario F. Lozanía-León¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-5021-509X>

Álvaro Santos-Romo², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4672-4202>

Jorge Hernández-López³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5334-2309>

Daniel Eduardo Coronado-Molina⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0624-2444>

Francisco J. Almendariz-Tapia⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6930-5353>

Jonathan de-la-Vega-Olivas⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2116-566X>

Guadalupe Dórame-Carreño⁷, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2465-3690>

Kareen K. Encinas-Soto⁸, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3327-430X>

¹Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia, Universidad de Sonora, Hermosillo, México, mario.lozania@unison.mx



²Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Hermosillo, México, asantos04@cibnor.mx

³Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Hermosillo, México, jhlopez04@cibnor.mx

⁴Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Hermosillo, México, dcoronado04@cibnor.mx

⁵Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia, Universidad de Sonora, Hermosillo, México, javier.almendariz@unison.mx

⁶Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia, Universidad de Sonora, Hermosillo, México, jonathan.delavega@unison.mx

⁷Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia, Universidad de Sonora, Hermosillo, México, guadalupe.dorame@unison.mx

⁸Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia, Universidad de Sonora, Hermosillo, México, kareen.encinas@unison.mx

Autora para correspondencia: Kareen K. Encinas-Soto, kareen.encinas@unison.mx

Resumen

El acceso al agua potable de calidad es fundamental para la salud pública. Este estudio evalúa la calidad del agua en Bacerac, Sonora, considerando su variabilidad estacional y cumplimiento con la NOM-127-SSA1-2021. Se realizó un muestreo durante un año en distintos puntos de abastecimiento, analizando parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y elementos potencialmente tóxicos (EPT). Los resultados indican que el 39.28 % de las muestras presentó un pH fuera del rango permisible (6.5-

8.5), mientras que el 37.5 % mostró una dureza superior a 500 ppm como CaCO_3 , lo que afecta su potabilidad y uso doméstico. La contaminación microbiológica fue evidente en el 62.5 y 16.07 % de las muestras, donde se detectaron coliformes totales y fecales, respectivamente. A pesar de que las concentraciones de arsénico y plomo estuvieron por debajo de los límites normativos, su detección sugiere un riesgo potencial debido a la exposición crónica. Un hallazgo crítico fue la ausencia de cloro residual libre en todas las muestras; ello indica la falta de desinfección en el sistema de distribución y aumenta el riesgo sanitario. Ante tal situación, se recomienda la implementación de medidas correctivas, como la instalación de sistemas de tratamiento y monitoreo continuo. Este estudio resalta la necesidad de una gestión integral del recurso hídrico para garantizar su calidad y proteger la salud de la población.

Palabras clave: calidad del agua, agua potable, salud pública, gestión de recursos hídricos, abastecimiento de agua, contaminación del agua, saneamiento, México.

Abstract

Access to quality drinking water is fundamental for public health. This study evaluates water quality in Bacerac, Sonora, considering its seasonal variability and compliance with NOM-127-SSA1-2021. Sampling was conducted over a year at various supply points, analyzing physicochemical, microbiological parameters, and potentially toxic elements (PTEs). The results indicate that 39.28 % of the samples presented a pH outside the permissible range (6.5-8.5), while 37.5 % showed hardness exceeding 500 ppm as CaCO_3 , affecting their potability and domestic use. Microbiological contamination was evident in 62.5 and

16.07 % of the samples, where total and fecal coliforms were detected, respectively. Although arsenic and lead concentrations were below regulatory limits, their detection suggests a potential risk due to chronic exposure. A critical finding was the absence of free residual chlorine in all samples, indicating a lack of disinfection in the distribution system and increasing sanitary risk. Given this situation, the implementation of corrective measures, such as the installation of treatment and continuous monitoring systems, is recommended. This study highlights the need for integrated water resource management to ensure its quality and protect public health.

Keywords: water quality, drinking water, public health, water resources management, water supply, water pollution, sanitation, Mexico.

Recibido: 05/06/2025

Aceptado: 06/08/2025

Publicado *ahead of print*: 29/08/2025

Versión final: 01/05/2026

Introducción

Las aguas subterráneas constituyen un recurso vital para el consumo humano, representando el 99 % del agua dulce líquida disponible a nivel mundial (Nyakundi, Nyadawa, & Mwangi, 2022). Sin embargo, este recurso enfrenta múltiples amenazas de contaminación, incluyendo factores geológicos, actividades industriales, prácticas agrícolas, sistemas de alcantarillado deficientes, sobreexplotación, vertederos urbanos, desechos electrónicos y el cambio climático (Auge, 2006; Brindha &

Schneider, 2019; Cely-Calixto, Carrillo-Soto, & Bonilla-Granados, 2022). La contaminación de las aguas subterráneas no solo compromete la disponibilidad del recurso hídrico, sino que lo convierte en un potencial vector de enfermedades, sobre todo en zonas rurales con sistemas de tratamiento y control limitados (Barragán, Cuesta, & Susa, 2021; Hamoda, 2021; Sánchez, 2018). Esta problemática se agrava debido a los altos costos asociados con la implementación y el mantenimiento de sistemas de distribución de agua potable en comunidades rurales caracterizadas por baja densidad poblacional y dispersión geográfica (Kalt *et al.*, 2014; Phiri, Bavumiragira, & Yin, 2023; Real-Water, 2022).

La calidad del agua distribuida a través de los sistemas de abastecimiento puede verse comprometida por la infiltración de contaminantes, un fenómeno particularmente preocupante en naciones en vías de desarrollo. Diversos factores, como la presencia de tuberías obsoletas o deterioradas, fracturas, fisuras, fugas y conexiones cruzadas, permiten la entrada de contaminantes microbianos y químicos provenientes de fuentes externas (Nibi *et al.*, 2023; Sakomoto, Lutaaya, & Abraham, 2020; Viñas, Sokolova, Malm, Bergstedt, & Pettersson, 2022).

Las enfermedades relacionadas con el agua constituyen un problema de salud pública significativo, que se originan en la exposición a recursos hídricos contaminados mediante diversas vías, incluyendo la ingestión, inhalación, o contacto dérmico y mucoso (Rodríguez, 2017; Shridhar, Aggarwal, & Mani, 2024). Entre los principales riesgos asociados destaca la contaminación por microorganismos patógenos, presentes con frecuencia en materia fecal. Estos agentes representan amenazas para la salud de la población, y se manifiestan en una variedad de afecciones, entre las que se incluyen diarrea, cólera, fiebre tifoidea y diversas

patologías gastrointestinales (Bivins *et al.*, 2017; Nabeela *et al.*, 2014; Tanzeel, Muhammad, Gohram, & Rabia, 2022).

La contaminación del agua por elementos potencialmente tóxicos pesados representa un riesgo significativo para la salud humana, además de los patógenos microbiológicos. La toxicidad de dichos metales está influenciada por diversos factores, incluyendo las propiedades específicas del metal, dosis de exposición, vía de entrada al organismo, duración de la exposición (aguda o crónica) y grado de bioacumulación en los tejidos (Jomova, Alomar, Nepovimova, Kuca, & Valko, 2024). Los elementos potencialmente tóxicos (EPT), como el plomo (Pb), cadmio (Cd) y arsénico (As), son muy preocupantes debido a su capacidad de acumularse en el cuerpo humano. Esta acumulación puede provocar daños severos en múltiples sistemas orgánicos y afectar en especial los sistemas nervioso, respiratorio, digestivo y reproductivo (Huat *et al.*, 2019; Jan *et al.*, 2015; Kim, Kim, & Kumar, 2019). Asimismo, la exposición a estos EPT se ha asociado con efectos carcinogénicos y mutagénicos (Khalid *et al.*, 2020; Rehman, Fatima, Waheed, & Akash, 2018).

En México, solo el 43 % de la población tiene acceso a un servicio de agua potable gestionado de manera segura (United Nations, 2023). Dicha situación plantea serias preocupaciones sobre la calidad y disponibilidad del agua para una proporción significativa de la población. Además, el agua considerada segura y utilizada para satisfacer la creciente demanda ha generado numerosos problemas de salud pública debido a la exposición humana a diversos contaminantes (López-Porras & Allard, 2025), que incluyen microorganismos patógenos, metales pesados y otras sustancias nocivas (Kalt *et al.*, 2014; Wasana, Perera, Gunawardena, Fernando, & Bandara, 2017). La región de Bacerac, ubicada en Sonora, México, enfrenta desafíos significativos en relación

con la calidad del agua potable debido a factores geográficos, climáticos y antrópicos (Adimalla, 2019). Su ubicación en una zona semiárida limita de forma natural la disponibilidad de recursos hídricos (INEGI, 2010; Shoqeir, 2019). La topografía y composición del suelo pueden afectar la calidad del agua subterránea, introduciendo minerales y elementos que impactan su potabilidad (Adejumo, Adagunodo, Bility, Lukman, & Isibor, 2018; Paulus, Kgabi, & Mukendwa, 2024). En esta población, el agua para consumo humano se extrae de un pozo de 8 m de profundidad proveniente de fuentes subterráneas someras. Estas fuentes presentan un nivel estático del acuífero que oscila entre 0.6 y 4.0 m, lo que sugiere una recarga superficial. El flujo subterráneo presenta una dirección preferencial sur-norte, el cual se ve influenciado por aportes laterales provenientes de las sierras que delimitan los valles de la región (Conagua, 2015).

El clima de la región, caracterizado por sequías prolongadas y lluvias esporádicas intensas, exacerba los problemas de abastecimiento y calidad del agua. Las sequías pueden aumentar la concentración de contaminantes, mientras que las lluvias torrenciales pueden provocar contaminación por escorrentía superficial (Diwan, 2025; Lai *et al.*, 2023; Voisin, Cournoyer, Vienney, & Mermillod-Blondin, 2018). Los factores antrópicos juegan un papel relevante. Las actividades agrícolas y ganaderas en la zona pueden contribuir a la contaminación del agua por pesticidas, fertilizantes y desechos animales (El-Alfy, Lashin, Al-Arifi, & Al-Bassam, 2015; Luzardo, Henríquez-Hernández, Zumbado, & Boada, 2014).

En la actualidad no existen estudios sobre la calidad del agua potable en la comunidad de Bacerac, Sonora. Esta escasez de datos impide a las autoridades tomar medidas adecuadas para la protección de

los recursos hídricos (Dupont, Martínez-Tavera, Rodríguez-Espinosa, Hernández-Ramírez, & Guadarrama Guzmán, 2024), lo que impacta en la salud pública de la comunidad (Galdos-Balzategui *et al.*, 2017). En este contexto, la presente investigación se posiciona como un estudio pionero y de crucial importancia. Su objetivo principal es generar un corpus de datos científicos sobre la calidad del agua potable en Bacerac, permitiendo: 1) identificar y cuantificar contaminantes específicos presentes en el suministro de agua local; 2) evaluar el cumplimiento de los estándares nacionales de calidad del agua potable; 3) analizar los potenciales riesgos para la salud asociados con la ingesta del agua en su estado actual; 4) proporcionar una base empírica para la formulación de políticas públicas y medidas de intervención. La generación de esta evidencia científica es fundamental para informar y orientar las acciones de las autoridades locales y estatales en la mejora de la infraestructura hídrica, la implementación de sistemas de tratamiento adecuados y el desarrollo de programas de monitoreo continuo. Asimismo, los resultados de este estudio sentarán las bases para futuras investigaciones en el campo de la salud ambiental y la gestión sostenible de recursos hídricos en la región.

Materiales y métodos

Área de estudios

La comunidad de Bacerac, cabecera del municipio homónimo, se localiza en la zona noreste del estado de Sonora, México, en la región de la Sierra Madre Occidental. Su ubicación geográfica se caracteriza por coordenadas: latitud 30.3550527 y longitud -108.9311074; altitud:

aproximadamente 1 100 metros sobre el nivel del mar (m.s.n.m.). Límites territoriales: norte, municipio de Bavispe; sur, municipio de Huachinera; este, estado de Chihuahua; oeste, municipios de Nacoziari de García y Villa Hidalgo (Figura 1). El municipio de Bacerac abarca una superficie de 1 343.86 km², lo que constituye el 0.69 % del territorio total del estado de Sonora (Inafed, 2010). Esta región se distingue por su topografía montañosa, característica de la Sierra Madre Occidental.

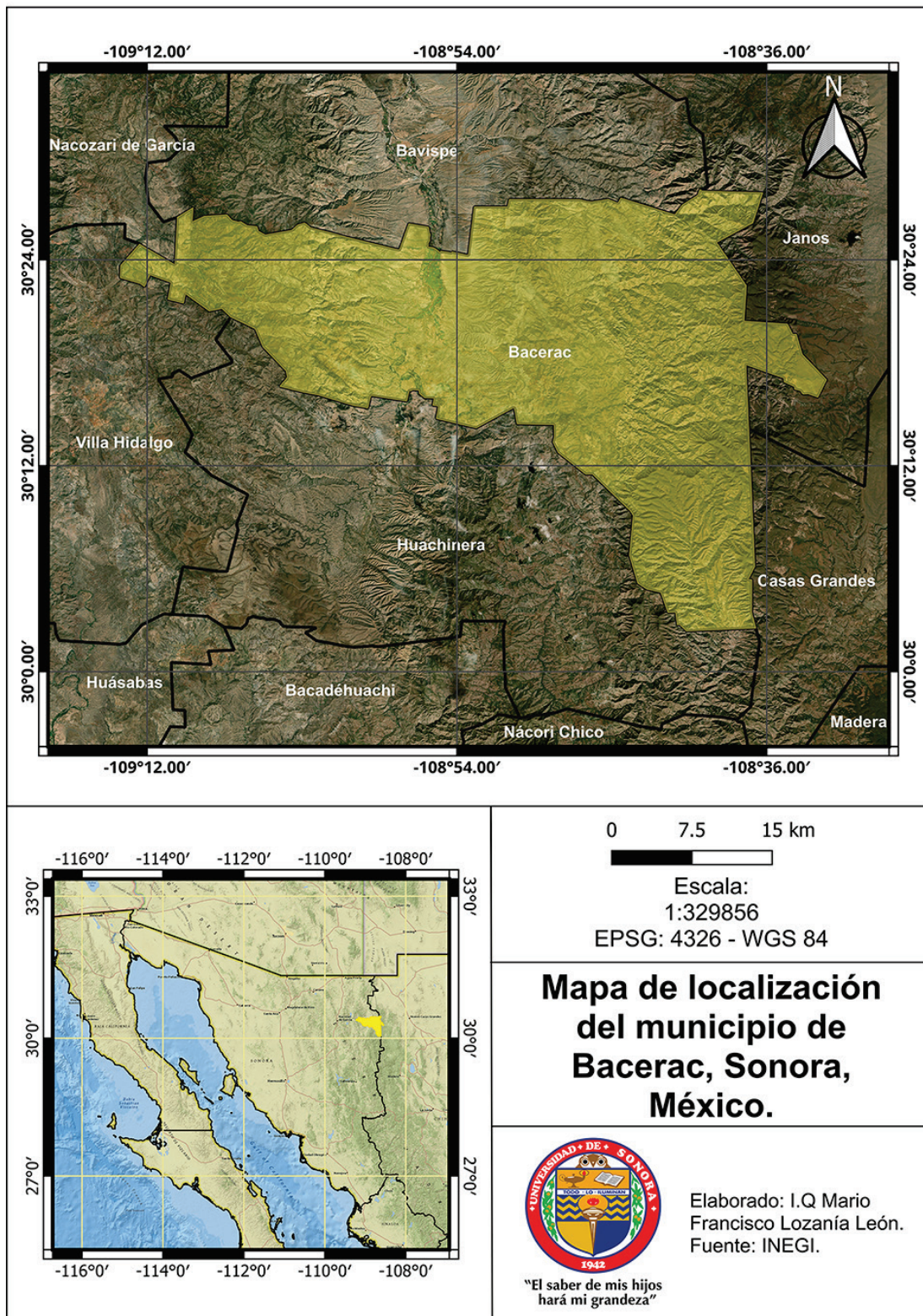


Figura 1. Mapa de ubicación geográfica de Bacerac, Sonora, México.

El clima de la región se clasifica como semiseco templado, caracterizado por variaciones estacionales significativas en temperatura y precipitación. De junio a septiembre, la temperatura media mensual máxima alcanza los 30.5 °C. En contraste, los meses invernales de diciembre y enero registran una temperatura media mínima de 12.5 °C. La temperatura media anual se sitúa en 26.2 °C. El régimen pluviométrico presenta una marcada estacionalidad, con un periodo de lluvias concentrado en los meses estivales, en particular julio y agosto. La precipitación media anual se cuantifica en 560 milímetros (Inafed, 2010).

Obtención de muestras

De acuerdo con los lineamientos establecidos en la NOM-014 SSA1-1993 (Secretaría de Salud, 1994), se llevaron a cabo cuatro campañas de muestreo de agua potable en la comunidad de Bacerac, Sonora. Estas campañas se realizaron de manera estacional, abarcando invierno, primavera, verano y otoño, a fin de obtener una representación temporal completa. Los puntos de muestreo se seleccionaron estratégicamente para incluir diversas fuentes de agua potable en la comunidad: a) viviendas particulares: nueve tomas domiciliarias; b) instituciones educativas: cuatro puntos en escuelas de la comunidad; c) fuente principal: un punto en el pozo de abastecimiento comunitario. En total, se establecieron 14 puntos de muestreo. La distribución geográfica y las características específicas de cada punto se detallan en la Tabla 1 y se representan visualmente en la Figura 2.

Tabla 1. Localización de puntos de muestreo usados en el estudio.

Número de muestra	Tipo de muestra	Coordenadas (EPSG:4326 - WGS 84)	
		Latitud	Longitud
1	Toma domiciliar 1	30.354928	-108.931061
2	Toma domiciliar 2	30.354497	-108.93002
3	Toma domiciliar 3	30.354912	-108.933158
4	Preescolar	30.357288	-108.933487
5	Toma domiciliar 4	30.355226	-108.935532
6	Toma domiciliar 5	30.356147	-108.928435
7	Toma domiciliar 6	30.353396	-108.934953
8	Toma domiciliar 7	30.359245	-108.930504
9	Toma domiciliar 8	30.359551	-108.935131
10	Toma domiciliar 9	30.359685	-108.925885
11	Secundaria	30.362887	-108.925604
12	Preparatoria	30.364359	-108.92679
13	Pozo	30.353003	-108.929742
14	Escuela primaria	30.357086	-108.931919

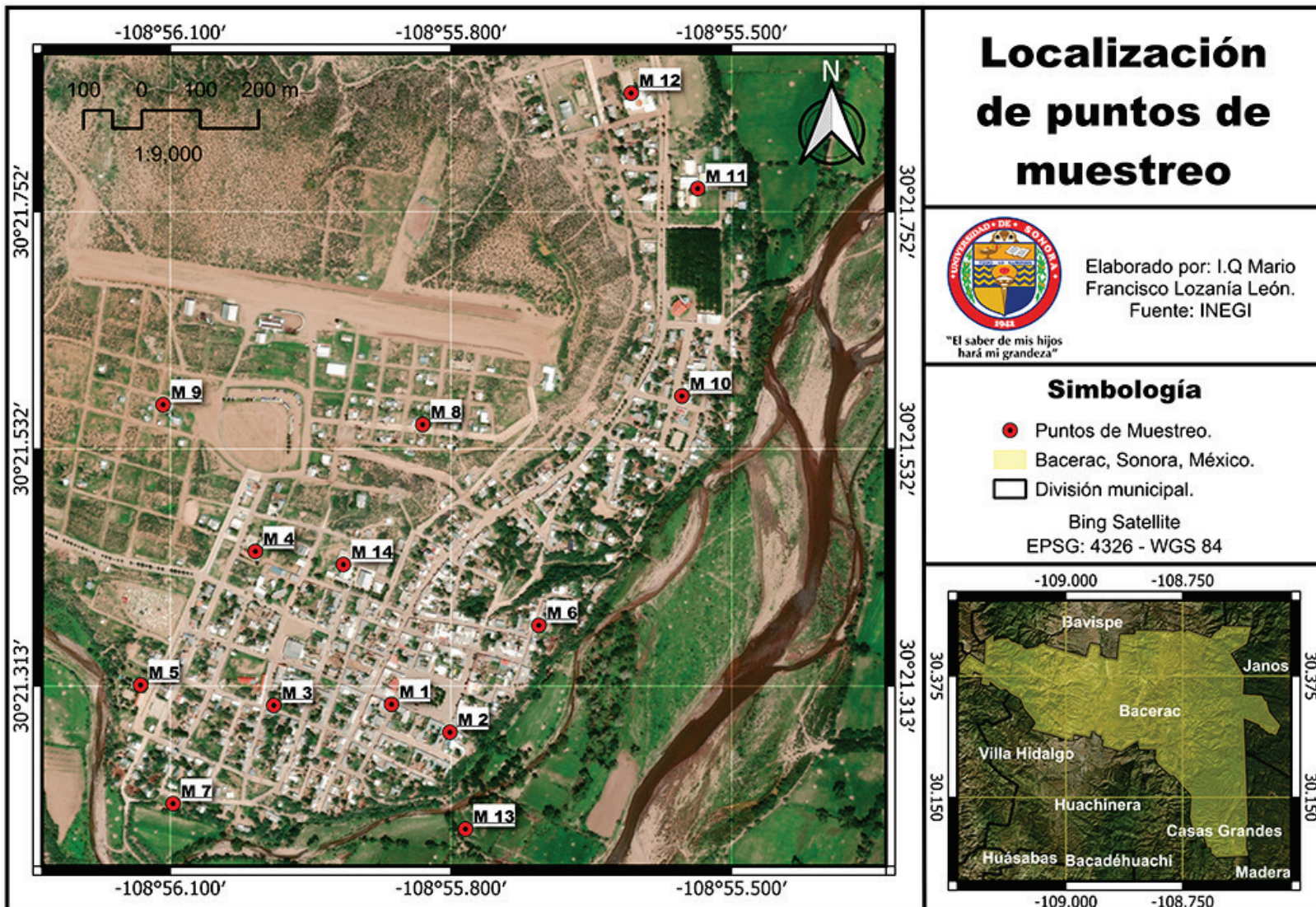


Figura 2. Mapa de puntos de muestreos utilizados en el presente estudio.

En cada sitio de muestreo se colectaron tres muestras de agua utilizando recipientes con una capacidad de un litro, limpios, esterilizados e identificados. Estas muestras se destinaron al análisis fisicoquímico, microbiológico y de EPT. Para preservar la integridad de las muestras, se almacenaron y transportaron en una hielera a 4 °C, cumpliendo con la normatividad vigente (Secretaría de Salud, 1994; Secretaría de Salud,

2021). Las muestras destinadas al análisis de EPT se acidificaron al 2 % con ácido nítrico (HNO_3) para reducir el pH a valores inferiores a 2.

Control de calidad

Se emplearon soluciones estándar de 1 000 ppm de la marca Golden Bell Reactivos para cada EPT analizado. Para evaluar la exactitud y precisión del método, se usó un material de referencia certificado (*Certified Reference Material Soil Solution B, High Purity Standards*), el cual se analizó por triplicado bajo los mismos procedimientos aplicados a las muestras de agua (EPA, 2018; Secretaría de Economía, 2015; Skoog, West, & Holler, 2015).

Se incluyeron blancos de campo y de viaje, los cuales se analizaron por triplicado y se sometieron a los mismos tratamientos que las muestras. Todos los experimentos se realizaron empleando reactivos de grado analítico de la marca Baker y agua desionizada (Secretaría de Salud, 2021).

Análisis de parámetros

En la presente investigación se hizo una cuantificación *in situ* de diversos parámetros fisicoquímicos, incluyendo pH, temperatura, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales y turbidez. Además, se analizaron nutrientes, abarcando nitratos, nitritos, amonio, sulfatos, fosfatos, dureza y cloro residual libre. El estudio incluyó la evaluación de indicadores microbiológicos, en específico coliformes totales y coliformes fecales. Los análisis de EPT se efectuaron en el Laboratorio Analítico y Ambiental de la Universidad de Sonora. Las muestras se preservaron a una temperatura

controlada de 4.0 ± 2 °C, conforme a los estándares establecidos (Secretaría de Economía, 2016). La metodología específica y la normatividad aplicada para cada análisis se detallan en la Tabla 2, la cual proporciona información precisa sobre los procedimientos y estándares utilizados en este estudio.

Tabla 2. Normatividad aplicada para la obtención de parámetros.

Parámetros	Equipo	Normatividad	
Físico-químicos			
pH	YSI 556 MPS	NMX-AA-008-SCFI-2016	
Conductividad eléctrica		NMX-AA-093-SCFI-2000	
Sólidos disueltos totales		NMX-AA-034-SCFI-2015	
Temperatura	FLUKE 52 II THERMOMETER	NMX-AA-077-SCFI-2013	
Turbidez	Turbidity meter ZD-2 ^a	NMX-AA-038-SCFI-2001	
Nitritos	Lector de microplacas BIO-TEK SYNERGY HT	NMX-AA-079-SCFI-2001	
Nitratos			
Amonio			
Sulfatos		NMX-AA-074-SCFI-2014	
Fosfatos		NMX-AA-029-SCFI-2001	
Dureza (CaCO ₃)		NMX-AA-072-SCFI-2001	
Cloro residual libre		NMX-AA-108-SCFI-2001	
Microbiológicos			
Coliformes fecales		Incubadora VWR modelo 2005	(EPA, 2017)
Coliformes totales			
EPT			
Plomo	Perkins Elmer PinAAcle 900 T	NMX-AA-051-SCFI-2016	
Cadmio			
Arsénico	Perkins Elmer FIAS 100		

Los resultados se evaluaron de acuerdo con los criterios establecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, la cual estipula los límites máximos permisibles de diversos parámetros fisicoquímicos y microbiológicos para el agua destinada al consumo humano.

Procesamiento estadístico

Se implementó un análisis estadístico utilizando *JMP Statistical Discovery® Student Edition 18.2.2* para identificar diferencias significativas en las concentraciones entre las cuatro estaciones del año y las estaciones de muestreo. Los efectos de cada factor sobre la variable dependiente se evaluaron de manera independiente, sin considerar la interacción entre ellos, a fin de examinar los efectos individuales de las estaciones del año y las estaciones de muestreo.

De inicio se evaluó la normalidad de los datos mediante la prueba de Shapiro-Wilk. La homogeneidad de varianzas se examinó con la prueba de Levene para datos no normales o con la prueba de Bartlett cuando los datos cumplían con el supuesto de normalidad. En los casos en que se satisfacían los supuestos, se procedió con un análisis de varianza (ANOVA) de una vía para cada factor. Cuando se detectaron diferencias significativas, se aplicaron pruebas post hoc (Tukey o *t-student*) para identificar los grupos responsables de las diferencias (Ahmed, 2025; Pulido, De-la-Vara-Salazar, González, Martínez, & Pérez, 2012).

Cuando los datos no cumplían con los supuestos del ANOVA, se optó por un análisis no paramétrico, específicamente la prueba de Van Der Waerden. En los casos que se encontraron diferencias significativas

mediante este método, se realizaron comparaciones no paramétricas para todos los pares utilizando el método de Dunn (Tilak & Arivazhahan, 2022).

Resultados y discusiones

En esta sección se presentan los resultados obtenidos del análisis de parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y EPT en muestras de agua potable colectadas en la comunidad de Bacerac, Sonora, durante un periodo de un año. La mayoría de los parámetros analizados se mantuvieron dentro de los límites establecidos por la NOM-127-SSA1-2021 para agua potable. Entre estos se incluyen temperatura (21.935 ± 4.204 °C); conductividad eléctrica (418.357 ± 67.029 $\mu\text{S}/\text{cm}$); sólidos disueltos totales (212.732 ± 30.310 ppm), y turbidez (0 ± 0 NTU); así como los nutrientes: nitratos (3.312 ± 1.138 ppm), nitritos (0.007 ± 0.053 ppm), amonio (0.035 ± 0.055 ppm), sulfatos (0.764 ± 5.719 ppm) y fosfatos (0.106 ± 0.166 ppm). Debido a que estos parámetros cumplieron con los límites máximos permisibles establecidos, no se incluyen representaciones gráficas de sus resultados. La evidencia obtenida sugiere que, en relación con estos indicadores, el agua de la región no presenta riesgos significativos para el consumo humano.

Por otra parte, los resultados del análisis revelaron que ciertos parámetros excedieron los límites establecidos por la normativa oficial mexicana correspondiente. Tales hallazgos se presentan de manera detallada debido a su relevancia para la salud pública. Entre los parámetros que superaron los límites permisibles se encuentran: 1) coliformes fecales y totales: estos microorganismos son indicadores de contaminación microbiológica y su presencia en niveles elevados sugiere un riesgo potencial de enfermedades transmitidas por el agua (Zarić *et*

al., 2023); 2) pH: las desviaciones significativas del rango óptimo de pH pueden afectar la eficacia de los procesos de tratamiento del agua (Farasat, Panahi, & Mokhtarani, 2017) y contribuir a la corrosión de las tuberías (Zhang, Tian, Guo, Shan, & Liu, 2021); 3) dureza: niveles elevados de dureza pueden afectar las propiedades organolépticas del agua (Wang, Duncan, & Dietrich, 2016) y, a largo plazo, contribuir a la formación de depósitos minerales en las instalaciones de distribución (Rubenowitz-Lundin & Hiscock, 2013); 4) cloro libre residual: concentraciones inadecuadas de este desinfectante pueden comprometer la eficacia de la desinfección del agua, aumentando el riesgo de contaminación microbiológica (Fish, Reeves-McLaren, Husband, & Boxall, 2020). Estos parámetros no solo influyen en la potabilidad y características organolépticas del agua, sino que también pueden tener implicaciones significativas para la salud de los consumidores a largo plazo.

Parámetros microbiológicos y fisicoquímicos

Los resultados del análisis microbiológico revelaron una incidencia significativa de coliformes totales (Figura 3) y fecales (Figura 4) en las muestras de agua potable de la comunidad de Bacerac, Sonora. Las concentraciones detectadas excedieron los límites establecidos por la NOM-127-SSA1-2021. Se observó la presencia de coliformes totales en el 62.5 % de las muestras y coliformes fecales en el 16.07 %, lo cual representa un riesgo evidente para la salud pública. Estos microorganismos son indicadores clave de contaminación fecal y pueden actuar como patógenos potenciales responsables de enfermedades

transmitidas por el agua, incluyendo diarrea, infecciones intestinales y otras afecciones gastrointestinales (WHO, 2022).

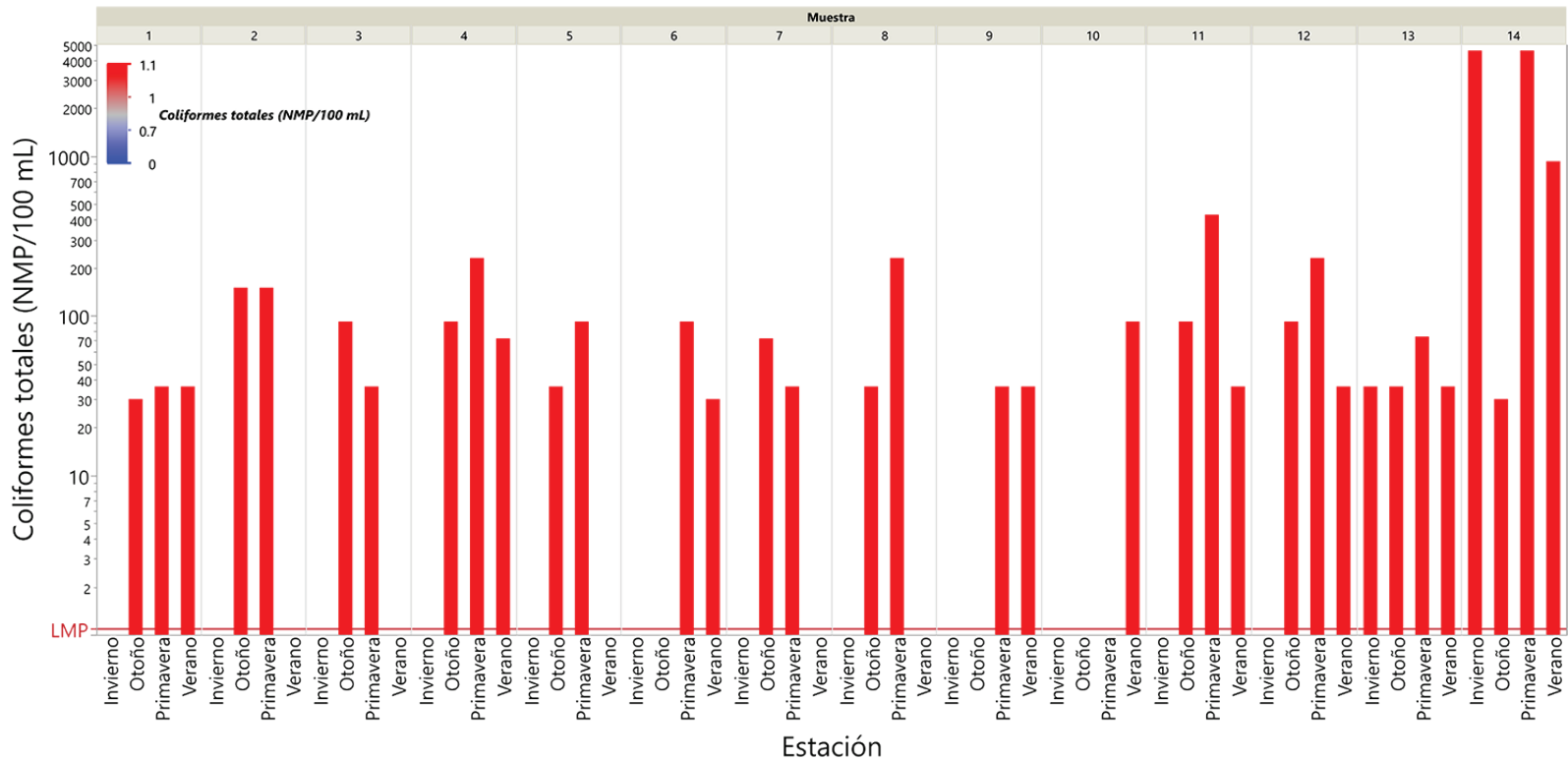


Figura 3. Concentración de coliformes totales en muestras de agua.

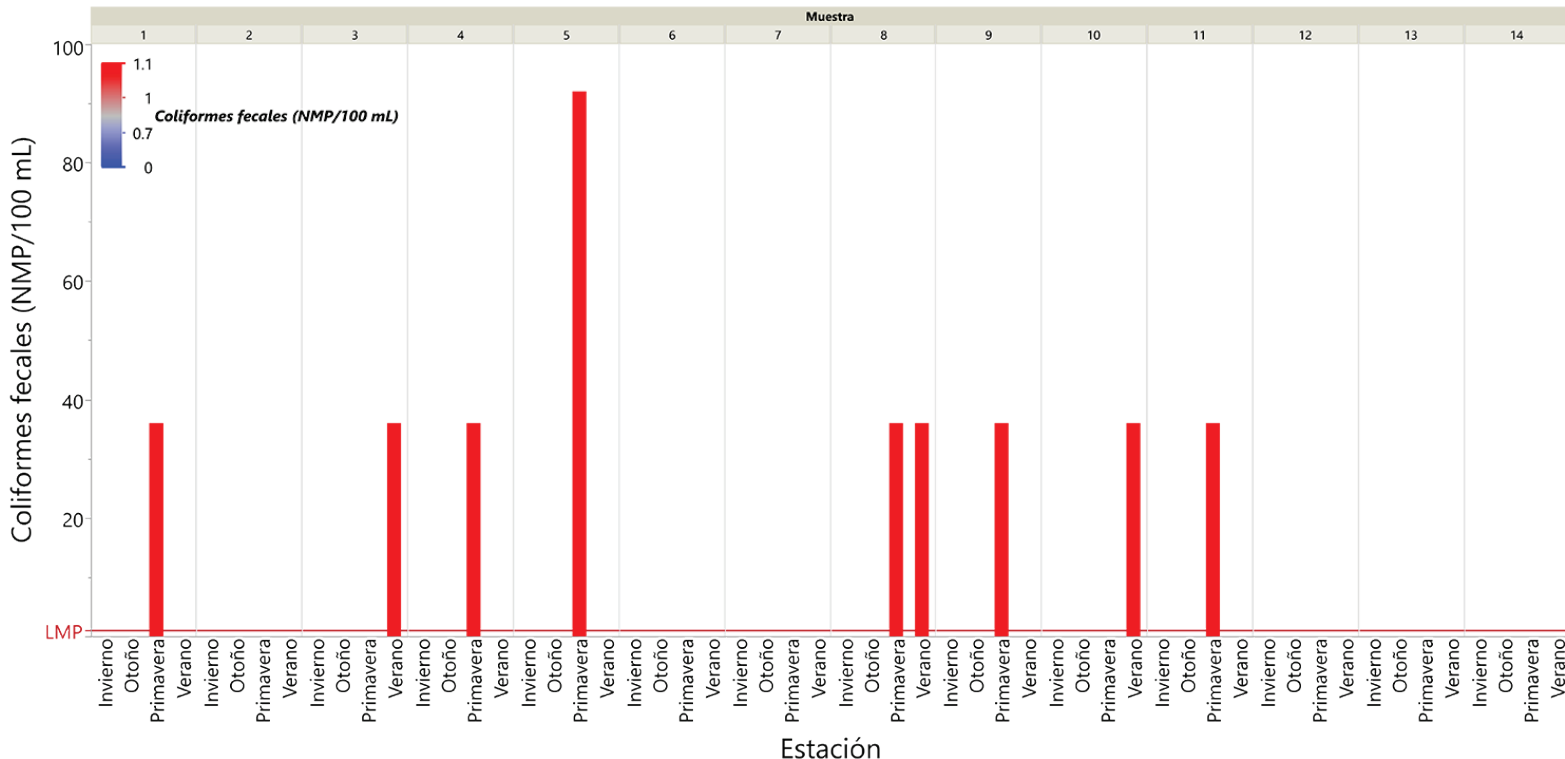


Figura 4. Concentración de coliformes fecales en muestras de agua.

El análisis estadístico reveló variaciones estacionales significativas en la concentración de coliformes totales y fecales ($P < 0.05$). Las concentraciones más elevadas se registraron en primavera, con 4 600 NMP/100 ml para coliformes totales y 92 NMP/100 ml para coliformes fecales. Estos valores máximos pueden atribuirse a varios factores, como el incremento de precipitaciones y temperatura, que favorece la proliferación microbiana (Murphy, Prioleau, Borchardt, & Hynds, 2017; Walsh, Hunt, Anderson, Owens, & Rice, 2024; Wiebe *et al.*, 2021), así como el posible deterioro de las fuentes de agua debido a infraestructuras de distribución deficientes o escasas (Viñas, Malm, & Pettersson, 2019). En contraste, durante el invierno se observó una disminución en las concentraciones, aunque la presencia persistente de coliformes sugiere

que las condiciones climáticas más frías no eliminan por completo el riesgo de contaminación (Cho *et al.*, 2016).

Otro hallazgo relevante fue la variabilidad en la calidad microbiológica entre las distintas fuentes de abastecimiento de agua, a pesar de que nuestro análisis no mostró diferencias estadísticamente significativas ($P > 0.05$). No obstante, se detectaron niveles elevados de coliformes fecales y totales en algunas fuentes específicas. Por ejemplo, en el agua de la escuela primaria, las concentraciones de coliformes totales alcanzaron hasta 4600 NMP/ml durante la primavera. Además, se observó la presencia persistente de coliformes fecales en algunos puntos de la red de distribución, en particular en ciertas tomas domiciliarias; sin embargo, no se detectó su presencia en el pozo de abastecimiento. Esta situación podría atribuirse a diversos factores, incluyendo deficiencias en la infraestructura, falta de mantenimiento adecuado, contaminación de la fuente de abastecimiento por factores externos y conexiones cruzadas en el sistema (Viñas *et al.*, 2022). Estas condiciones favorecen la entrada de microorganismos y otros contaminantes, comprometiendo la calidad del agua suministrada (Gaviria-Montoya, Pino-Gómez, & Soto-Córdoba, 2020; Moreira & Bondelind, 2016).

El cloro residual libre es un parámetro esencial para evaluar la eficacia de la desinfección del agua potable. Su presencia en concentraciones adecuadas indica que el agua ha sido tratada de manera correcta y mantiene su capacidad de inactivar microorganismos patógenos a lo largo de la red de distribución (Onyutha & Kwio-Tamale, 2022). De acuerdo con la NOM-127-SSA1-2021, el nivel de cloro residual libre debe mantenerse en un rango de 0.2 a 1.5 ppm para garantizar una desinfección efectiva y minimizar riesgos microbiológicos asociados.

No obstante, en todas las muestras analizadas durante el año, independientemente del sitio o estación, no se detectó cloro residual libre. Esta ausencia sugiere que el agua de la red de abastecimiento no recibe tratamiento con cloro o que, en caso de haberse aplicado, el desinfectante se ha disipado antes de llegar a los puntos de muestreo. Esto puede atribuirse a diversos factores, como la falta de aplicación sistemática de cloración, insuficiencia en la dosificación del desinfectante, tiempo de residencia del agua (Wyczółkowski, Piechowski, Gładysiak, & Jasiulewicz-Kaczmarek, 2019), temperatura, material de la red de distribución (Zheng, He, & He, 2015), o la degradación rápida por interacción con materia orgánica y otros compuestos presentes en el agua (Deborde & von Gunten, 2008).

La ausencia de cloro en el sistema plantea serias preocupaciones sobre la seguridad sanitaria del agua, al dejar a los consumidores expuestos a microorganismos patógenos sin una protección efectiva. El cloro residual libre actúa como una barrera química contra la contaminación microbiana, reflejando tanto la eficacia del proceso de desinfección inicial como la protección continua frente a la recontaminación durante el almacenamiento y la distribución (Zheng *et al.*, 2015). Su monitoreo constante es esencial para garantizar la calidad microbiológica del agua potable y prevenir brotes de enfermedades transmitidas por el agua (Iordache & Woinaroschy, 2020). No obstante, su concentración debe mantenerse dentro de los límites normativos, pues niveles excesivamente altos pueden resultar en la formación de subproductos de la desinfección, siendo indeseables en el agua potable debido a posibles propiedades cancerígenas y mutagénicas, así como causar mal olor y sabor (Onyutha & Kwio-Tamale, 2022; Wilson, Stoianov, & O'Hare, 2019); mientras que concentraciones insuficientes pueden

comprometer la seguridad microbiológica del agua (Seymour, O'Sullivan, Lovera, Rohan, & O'Riordan, 2020).

El pH es un parámetro fundamental en la evaluación de la calidad del agua potable, con implicaciones en la eficacia de los procesos de tratamiento y la integridad de los sistemas de distribución (Sinsinwar & Verma, 2023). La NOM-127-SSA1-2021 establece un intervalo permisible de pH entre 6.5 y 8.5 para el agua destinada al consumo humano. Los resultados del presente estudio (Figura 5) revelan que el 39.28 % de las muestras analizadas exhibió valores de pH inferiores al límite mínimo establecido (< 6.5), lo cual sugiere una tendencia hacia condiciones ligeramente ácidas en determinados periodos del año. Estos hallazgos son consistentes con investigaciones previas realizadas en otras regiones. Por ejemplo, un estudio conducido en Kumasi, Ghana, reportó que el 95 % de las muestras de agua analizadas presentaron niveles de pH por debajo de los estándares establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS), es decir, inferiores a 6.5 (Boadi, Saah, Baa-Poku, Mensah, & Addo, 2020). Esta similitud en los resultados subraya la importancia de monitorear y controlar el pH del agua potable como un indicador clave de su calidad y seguridad para el consumo humano.

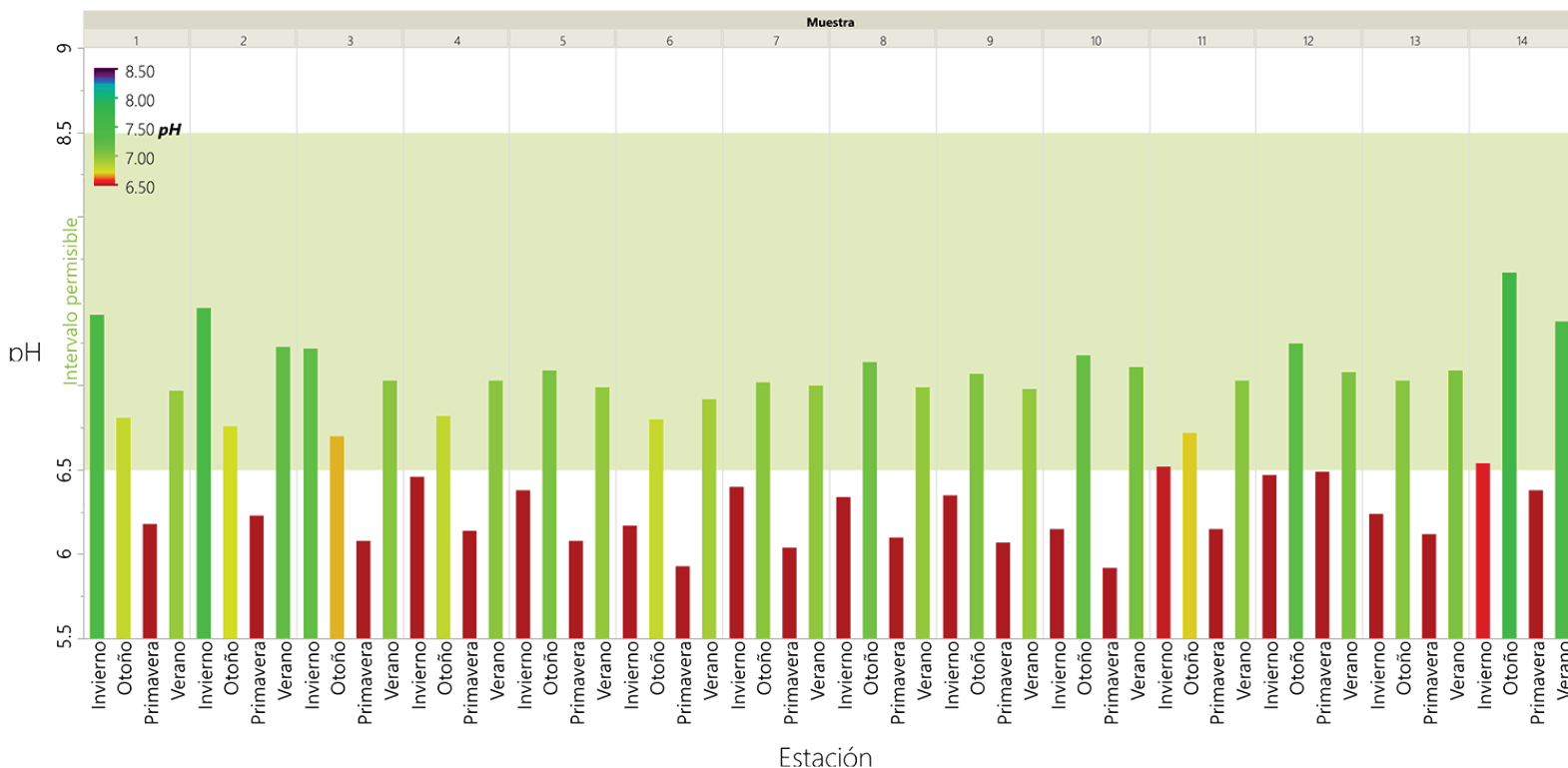


Figura 5. pH en muestras de agua potable.

El análisis estadístico evidenció diferencias significativas en los valores de pH entre las estaciones del año ($P < 0.05$). Los valores más bajos se observaron durante la primavera, con un mínimo de 5.92 en una muestra domiciliaria. En contraste, durante el verano y otoño, los valores de pH fluctuaron entre 6.7 y 7.67, lo cual indica una tendencia hacia la neutralidad. Esta variación estacional podría atribuirse a la recarga de acuíferos por precipitaciones y la lixiviación de materiales del suelo, factores que pueden alterar la composición química del agua (Romero-Mujalli, Hartmann, Börker, Gaillardet, & Calmels, 2019). La infiltración de agua en el suelo, enriquecida con dióxido de carbono, puede propiciar la formación de ácido carbónico, incrementando la acidez del agua y facilitando la disolución de ciertos minerales (Xianwei, Sidan, Kun, Yang,

& Xuefa, 2021). Además, los procesos bioquímicos en la zona del suelo, como la respiración radicular y microbiana, así como la descomposición de materia orgánica, contribuyen a la generación de CO₂, lo que a su vez aumenta la acidez del agua subterránea (Binet, Charlier, Jozja, Défarge, & Moquet, 2022; Chen *et al.*, 2015; Cherry & Freeze, 1979).

El análisis de Van Der Waerden no reveló diferencias estadísticamente significativas en los valores de pH entre los diversos puntos de muestreo ($P > 0.05$). Este resultado sugiere que las fluctuaciones observadas en el pH están asociadas sobre todo con factores estacionales, más que con la fuente específica de abastecimiento de agua. No obstante, es importante destacar que la persistencia de valores de pH fuera del rango establecido por la normativa en determinadas estaciones podría tener implicaciones negativas para la calidad del agua distribuida. Un pH inferior al recomendado puede potenciar la corrosión de las infraestructuras de distribución, lo que a su vez podría resultar en un incremento de la concentración de metales disueltos en el agua potable, incluyendo hierro, plomo y cobre (Zhang *et al.*, 2021).

El análisis de dureza total en las muestras de agua recolectadas en Bacerac, Sonora (Figura 6), revela que un 37.5 % de las muestras excede el límite máximo permisible de 500 ppm establecido en la normativa NOM-127-SSA1-2021. La dureza del agua es un parámetro crucial para evaluar la calidad del agua, ya que concentraciones elevadas pueden generar incrustaciones en tuberías, afectar la aceptabilidad del agua para el consumo humano y potencialmente contribuir al desarrollo de enfermedades cardiovasculares (Dietrich & Burlingame, 2020; Li *et al.*, 2024; Yousefi, Najafi-Saleh, Yaseri, Jalilzadeh, & Mohammadi, 2019).

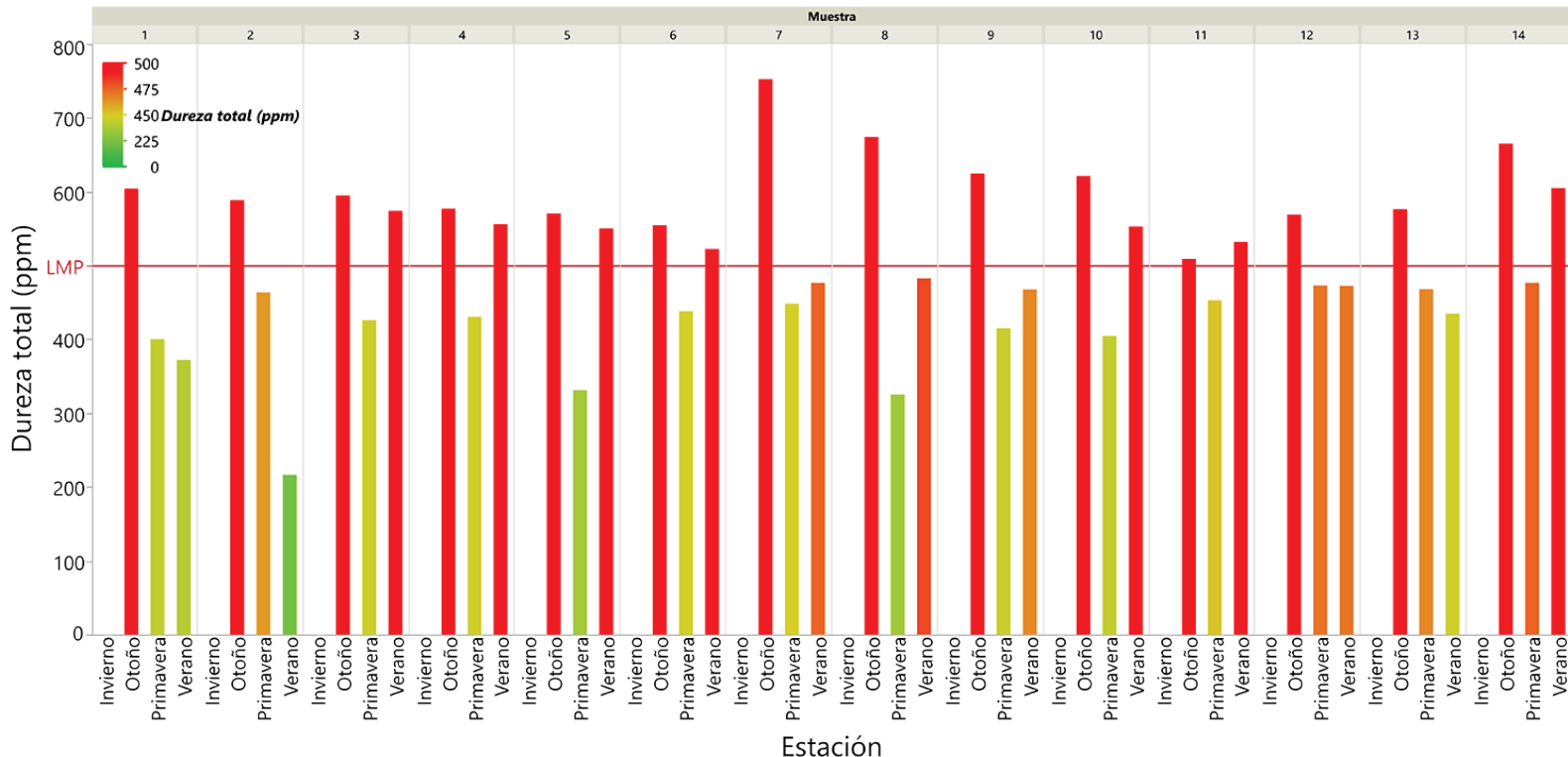


Figura 6. Concentración de dureza total como CaCO_3 en ppm en muestras de agua potable.

El análisis espacial no mostró diferencias estadísticamente significativas en la dureza total entre los distintos puntos de muestreo ($P > 0.05$). Este hallazgo sugiere que la dureza elevada del agua es un problema generalizado en la región, y que las fuentes de distribución presentan características similares en cuanto a su origen y composición mineral.

En contraste, se identificaron diferencias significativas entre las estaciones del año. En invierno, los valores de dureza total fueron los más bajos, con algunas muestras registrando niveles cercanos a cero. Este fenómeno coincide con estudios hechos en zonas áridas en el occidente de Marruecos, donde se podría atribuir a una mayor dilución del agua

subterránea debido a un posible aumento en la recarga del acuífero o a procesos geoquímicos que reducen la concentración de especies disueltas (Adnani, Younsi, Namr, El-Achheb, & Irzan, 2020). Por el contrario, durante el otoño se registraron las concentraciones más elevadas, con valores que superaron los 750 ppm en 37.5 % de las tomas domiciliarias y centros educativos analizados. Un caso similar se detectó en estudios desarrollados en Sri Lanka, donde la dureza aumentó en la estación seca. Ello sugiere que en esta temporada ocurre una mayor mineralización del agua debido a factores hidrológicos y climáticos, como la evaporación, o una menor recarga de agua dulce al sistema (Karangoda & Nanayakkara, 2023).

Los análisis estadísticos revelaron diferencias significativas en la concentración de dureza entre las estaciones. Las comparaciones más notables se observaron entre otoño e invierno ($P < 0.0001$); verano e invierno ($P < 0.0001$); primavera y otoño ($P = 0.0006$), y primavera e invierno ($P = 0.04390$). En contraste, no se detectaron diferencias estadísticamente significativas entre verano y primavera ($P = 0.6589$) ni entre verano y otoño ($P = 0.1431$). Estos resultados corroboran la hipótesis de que la variabilidad estacional es un factor determinante en la concentración de dureza del agua potable de la región estudiada (Anyanwu *et al.*, 2021).

Concentración de elementos potencialmente tóxicos

Los EPT, como el arsénico y el plomo, se detectaron en concentraciones inferiores a los límites máximos permisibles establecidos por la NOM-127-SSA1-2021. No obstante, se consideró pertinente presentar estos resultados debido a su relevancia toxicológica.

Para garantizar la confiabilidad de los datos obtenidos, se llevaron a cabo rigurosos procedimientos de control de calidad. Las curvas de calibración utilizadas en la cuantificación de estos elementos presentaron coeficientes de correlación (r^2) superiores a 0.995, lo que indica una alta precisión en la respuesta instrumental. Asimismo, los límites de detección determinados para Pb, Cd y As fueron de 0.84, 0.0128 y 0.37 ppb, respectivamente, lo que demuestra la sensibilidad del método analítico empleado. La exactitud y precisión del procedimiento se evaluaron mediante el análisis de un material de referencia certificado, obteniéndose porcentajes de recuperación entre 87.65 y 110 %, dentro de los rangos aceptables según la normatividad oficial.

Si bien las concentraciones de estos elementos no exceden los niveles regulatorios, representan un riesgo potencial para la salud humana debido a su toxicidad acumulativa y los efectos adversos que pueden generar, incluso en bajas concentraciones, cuando se acumulan en el organismo a lo largo del tiempo (Hernández & Tsatsakis, 2017). Es importante destacar que la exposición crónica a niveles subclínicos de estos EPT puede resultar en efectos a largo plazo sobre la salud, incluyendo trastornos neurológicos, cardiovasculares y renales (Rosborg, Soni, & Kozisek, 2015; Sharma Nagpal, & Kaur, 2019). Por lo tanto, el monitoreo continuo y la evaluación de riesgos son fundamentales para prevenir posibles impactos en la salud pública (Wang *et al.*, 2022), aun cuando las concentraciones se encuentren por debajo de los límites establecidos.

El análisis de concentración de arsénico en las muestras recolectadas durante el periodo de estudio (Tabla 3) reveló que ninguna excedió el límite máximo permisible de 25 ppb establecido por la NOM-127-SSA1-2021. No obstante, la evaluación de la variabilidad estacional

evidenció diferencias estadísticamente significativas en la concentración de este elemento.

Tabla 3. Concentración de arsénico en muestras de agua potable.

Muestra	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
	As (ppb) ± SD	As (ppb) ± SD	As (ppb) ± SD	As (ppb) ± SD
1	0.682 ± 0.005	0.656 ± 0.054	0.412 ± 0.227	0.454 ± 0.150
2	0.678 ± 0.037	0.570 ± 0.001	0.472 ± 0.007	0.586 ± 0.043
3	0.782 ± 0.018	0.624 ± 0.018	0.384 ± 0.022	0.646 ± 0.037
4	0.434 ± 0.070	0.642 ± 0.038	0.390 ± 0.039	0.620 ± 0.006
5	0.444 ± 0.091	0.650 ± 0.011	0.418 ± 0.014	0.720 ± 0.044
6	0.454 ± 0.001	0.654 ± 0.016	0.364 ± 0.001	0.556 ± 0.028
7	0.508 ± 0.035	0.718 ± 0.037	0.448 ± 0.002	0.698 ± 0.000
8	0.562 ± 0.084	0.542 ± 0.023	0.402 ± 0.036	0.722 ± 0.023
9	0.458 ± 0.076	0.522 ± 0.017	0.442 ± 0.014	0.696 ± 0.021
10	ND	0.620 ± 0.033	0.422 ± 0.009	0.646 ± 0.008
11	0.500 ± 0.124	0.702 ± 0.048	0.728 ± 0.019	0.674 ± 0.039
12	0.636 ± 0.049	0.642 ± 0.058	0.488 ± 0.018	0.736 ± 0.002
13	0.362 ± 0.045	0.678 ± 0.027	0.456 ± 0.019	0.762 ± 0.038
14	0.822 ± 0.028	0.636 ± 0.022	0.456 ± 0.004	0.666 ± 0.062
LMP	25			

SD = desviación estándar

ND = no detectable

LMP = límite máximo permisible de NOM-127-SSA1-2021

Las concentraciones más elevadas se registraron en otoño, mientras que las más bajas se presentaron en invierno, con una diferencia significativa entre estas dos estaciones ($P = 0.0319$). Las concentraciones en verano fueron significativamente inferiores a las de otoño ($P = 0.0001$) y primavera ($P = 0.0018$), lo que sugiere una marcada variabilidad

estacional. No obstante, no se encontraron diferencias significativas entre primavera e invierno ($P = 0.2187$), primavera y otoño ($P = 1.0000$) ni entre verano e invierno ($P = 0.7915$), lo que indica una estabilidad relativa en estos periodos.

Desde una perspectiva espacial, los resultados de las concentraciones de arsénico no mostraron variaciones estadísticamente significativas entre los diversos puntos de muestreo, lo cual indica una distribución relativamente homogénea del elemento en la red de abastecimiento estudiada. Esta uniformidad en la distribución podría atribuirse a una fuente de contaminación común, como la composición geológica del acuífero subyacente, que ejerce un control sobre la concentración de arsénico en las aguas subterráneas (Johannesson *et al.*, 2019).

En términos de estabilidad temporal, los datos revelan una tendencia fluctuante, con un incremento gradual desde el invierno hasta el otoño. Estudios previos en regiones semiáridas de México han reportado que la concentración de arsénico en el agua subterránea varía en función de las fluctuaciones en el nivel freático y la movilización de compuestos arsenicales (Boochs, Billib, Gutiérrez, & Aparicio, 2014). Estas variaciones estacionales pueden estar influenciadas por factores hidrometeorológicos, como la recarga acuífera durante la temporada de precipitaciones y la evaporación en los periodos más áridos, lo que puede resultar en un aumento de la concentración de arsénico en el agua (Alarcón-Herrera *et al.*, 2020). Además, se ha documentado que la solubilidad del arsénico puede incrementarse en condiciones oxidantes o en presencia de determinados iones que facilitan su liberación, lo que subraya la importancia de los procesos geoquímicos en su movilidad (Armienta & Segovia, 2008).

El análisis de la concentración de plomo en las muestras recolectadas a lo largo del año (Tabla 4) reveló que todas las mediciones se mantuvieron por debajo del límite máximo permisible de 10 ppb, conforme a lo establecido por la NOM-127-SSA1-2021.

Tabla 4. Concentración de plomo en muestras de agua potable.

Muestra	Invierno	Primavera	Verano	Otoño
	Pb (ppb) ± SD	Pb (ppb) ± SD	Pb (ppb) ± SD	Pb (ppb) ± SD
1	1.358 ± 0.084	ND	ND	ND
2	ND	ND	1.846 ± 0.142	ND
3	ND	ND	ND	ND
4	ND	ND	ND	ND
5	ND	ND	ND	ND
6	ND	ND	ND	ND
7	ND	1.318 ± 0.117	ND	ND
8	ND	ND	ND	ND
9	ND	ND	ND	ND
10	ND	ND	ND	ND
11	ND	1.811 ± 0.046	ND	ND
12	ND	ND	ND	ND
13	ND	ND	ND	ND
14	1.134 ± 0.001	ND	ND	ND
LMP	10			

SD = desviación estándar

ND = no detectable

LMP = límite máximo permisible de la NOM-127-SSA1-2021

Desde un enfoque espacial, el análisis estadístico no evidenció diferencias significativas entre los distintos puntos de muestreo, lo que indica una distribución homogénea del plomo en la red de abastecimiento. En cuanto a la variabilidad estacional, aunque se registraron fluctuaciones en las concentraciones de plomo a lo largo del año, estas diferencias no fueron estadísticamente significativas ($P = 0.595$). Esto sugiere que los factores estacionales no ejercen una influencia sustancial sobre los niveles de plomo en el agua analizada, lo que refuerza la estabilidad de su calidad en términos de este contaminante.

El punto de muestreo que presentó la concentración más elevada fue la toma domiciliar 2 durante el periodo estival (1.846 ppb), mientras que, en la mayoría de los sitios analizados, las concentraciones se encontraron por debajo del límite de detección en diversas estaciones. Es relevante señalar que en el pozo de agua potable no se detectó la presencia de plomo, lo cual sugiere que la fuente de abastecimiento no constituye el principal contribuyente de este elemento. Sin embargo, su detección en algunas tomas domiciliarias indica que la contaminación podría estar asociada con factores posteriores a la extracción del agua, como la corrosión de tuberías y conexiones dentro de la red de distribución, o en las instalaciones internas de los domicilios (Roy & Edwards, 2019).

Estudios previos realizados en Australia han documentado que tanto las tuberías de policloruro de vinilo (PVC) (Harvey, Handley, & Taylor, 2015) como los accesorios de plomería domésticos (grifos y tuberías de conexión) pueden ser fuentes de contaminación por plomo en el agua potable. Las concentraciones detectadas varían entre 108 ppb y 1 440 ppb (Harvey, Handley, & Taylor, 2016). Estas concentraciones pueden verse influenciadas por diversos factores, incluyendo el pH, la

temperatura del agua, el tiempo de residencia en la red de distribución, el desgaste de las tuberías, y la presencia o ausencia de recubrimientos protectores (EPA, 2024). Lo anterior podría explicar la variabilidad observada en las tomas domiciliarias y subrayar la importancia de realizar una evaluación exhaustiva de la infraestructura hidráulica de la comunidad para identificar y mitigar posibles fuentes de contaminación por plomo.

Conclusiones

Este estudio presenta una evaluación crítica de la calidad del agua de Bacerac, Sonora, revelando múltiples parámetros que exceden los límites regulatorios y representan un riesgo significativo para la salud pública. Los hallazgos principales incluyen la ausencia de cloro residual libre, los niveles elevados de bacterias coliformes y dureza, las bajas concentraciones de EPT y un pH fuera del rango permisible. La variabilidad estacional influye en estos parámetros, exacerbando la problemática. Tales resultados subrayan la vulnerabilidad de los recursos hídricos locales y la necesidad urgente de intervención.

Ante este panorama, el monitoreo continuo de los recursos hídricos es fundamental para garantizar su calidad, proteger la salud pública y preservar el equilibrio ecológico. Una gestión proactiva, respaldada por datos precisos y actualizados, permitirá a las autoridades y gestores ambientales tomar decisiones fundamentadas y oportunas para asegurar la seguridad hídrica y el bienestar comunitario.

Este estudio proporciona información fundamental para el desarrollo de estrategias integrales de gestión hídrica. Se enfatiza la importancia de un enfoque multidisciplinario que combine monitoreo

sistemático, medidas correctivas y estrategias adaptativas de gestión para garantizar el acceso a agua potable segura y proteger la salud pública en Bacerac, Sonora.

Agradecimientos

Los autores expresan su reconocimiento al Departamento de Ingeniería Química y Metalurgia de la Universidad de Sonora por su invaluable colaboración y respaldo durante la realización de este estudio. Asimismo, agradecen sinceramente a la Secretaría de Ciencia, Humanidades, Tecnología e Innovación (SECIHTI) por la beca otorgada y al proyecto USO316009414 de la Universidad de Sonora, cuyo apoyo fue fundamental para el desarrollo de esta investigación. Además, extendemos nuestro agradecimiento a la Q.B. Ana María Pérez Villalba.

Referencias

- Adejumo, R. O., Adagunodo, T. A., Bility, H., Lukman, A. F., & Isibor, P. O. (2018). Physicochemical constituents of groundwater and its quality in crystalline bedrock, Nigeria. *International Journal of Civil Engineering and Technology*, 9(8), 887-903. https://iaeme.com/Home/article_id/IJCIET_09_08_090
- Adimalla, N. (2019). Groundwater quality for drinking and irrigation purposes and potential health risks assessment: A case study from semi-arid region of South India. *Exposure and Health*, 11(2), 109-123. <https://doi.org/10.1007/s12403-018-0288-8>

- Adnani, I. E., Younsi, A., Namr, K. I., El-Achheb, A., & Irzan, E. M. (2020). Assessment of seasonal and spatial variation of groundwater quality in the coastal Sahel of Doukkala, Morocco. *Nature Environment & Pollution Technology*, 19(1), 17-28
[https://neptjournal.com/upload-images/\(2\)D-949-ap.pdf](https://neptjournal.com/upload-images/(2)D-949-ap.pdf)
- Ahmed, H. S. (2025). Inferential statistics for cardiothoracic surgeons: Part 3 - drawing valid conclusions from clinical data. *Indian Journal of Thoracic and Cardiovascular Surgery*, 41(2), 233-247.
<https://doi.org/10.1007/s12055-024-01867-7>
- Alarcón-Herrera, M. T., Martín-Alarcon, D. A., Gutiérrez, M., Reynoso-Cuevas, L., Martín-Domínguez, A., Olmos-Márquez, M. A., & Bundschuh, J. (2020). Co-occurrence, possible origin, and health-risk assessment of arsenic and fluoride in drinking water sources in Mexico: Geographical data visualization. *Science of the Total Environment*, 698, 134168.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134168>
- Anyanwu, I. N., Ezema, E. A., Sowechi, E., Nwajiuba, C. A., Nworie, O., N., & Anorue, C. O. (2021). Seasonal variation in water quality, plankton diversity and microbial load of tropical freshwater lakes in Nigeria. *African Journal of Aquatic Science*, 46(4), 414-427.
<https://doi.org/10.2989/16085914.2021.1931000>
- Armienta, M. A., & Segovia, N. (2008). Arsenic and fluoride in the groundwater of Mexico. *Environmental Geochemistry and Health*, 30(4), 345-353. <https://doi.org/10.1007/s10653-008-9167-8>
- Auge, M. P. (2006). *Agua subterránea, deterioro de calidad y reserva*. Argentina: Universidad de Buenos Aires.
<https://sedici.unlp.edu.ar/handle/10915/15908>

- Barragán, J. M., Cuesta, L. D., & Susa, M. R. (2021). Quantitative microbial risk assessment to estimate the public health risk from exposure to enterotoxigenic *E. coli* in drinking water in the rural area of Villapinzon, Colombia. *Microbial Risk Analysis*, 18, 100173. <https://doi.org/10.1016/j.mran.2021.100173>
- Binet, S., Charlier, J.-B., Jozja, N., Défarge, C., & Moquet, J.-S. (2022). Evidence of long-term biogeochemical interactions in carbonate weathering: The role of planktonic microorganisms and riverine bivalves in a large fluviokarst system. *Science of the Total Environment*, 842, 156823. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156823>
- Bivins, A. W., Sumner, T., Kumpel, E., Howard, G., Cumming, O., Ross, I., Nelson, K., & Brown, J. (2017). Estimating infection risks and the global burden of diarrheal disease attributable to intermittent water supply using QMRA. *Environmental Science & Technology*, 51(13), 7542-7551. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b01014>
- Boadi, N. O., Saah, S. A., Baa-Poku, F., Mensah, E. A., & Addo, M. (2020). Safety of borehole water as an alternative drinking water source. *Scientific African*, 10, e00657. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2020.e00657>
- Boochs, P. W., Billib, M., Gutiérrez, C., & Aparicio, J. (2014). Groundwater contamination with arsenic, Región Lagunera, México. In: *One century of the discovery of arsenicosis in Latin America (1914-2014): As2014* (pp. 132-134). <https://doi.org/10.1201/b16767-50>

- Brindha, K., & Schneider, M. (2019). Chapter 13. Impact of urbanization on groundwater quality. In: Venkatramanan, S., Prasanna, M. V., & Chung, S. Y. (eds.). *GIS and geostatistical techniques for groundwater science* (pp. 179-196). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815413-7.00013-4>
- Cely-Calixto, N. J., Carrillo-Soto, G. A., & Bonilla-Granados, C. A. (2022). *Fundamentos de la contaminación de aguas subterráneas*. Bogotá, Colombia: Universidad Francisco de Paula Santander-Universidad de Pamplona. https://www.researchgate.net/publication/384868055_FUNDAMENTOS_DE_LA_CONTAMINACION_DE_AGUAS_SUBTERRANEAS
- Chen, D., Wang, Y., Lan, Z., Li, J., Xing, W., Hu, S., & Bai, Y. (2015). Biotic community shifts explain the contrasting responses of microbial and root respiration to experimental soil acidification. *Soil Biology and Biochemistry*, 90, 139-147. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.08.009>
- Cherry, J. A., & Freeze, R. A. (1979). *Groundwater*. Englewood Cliffs, USA: Prentice-Hall.
- Cho, K. H., Pachepsky, Y. A., Kim, M., Pyo, J., Park, M.-H., Kim, Y. M., Kim, J.-W., & Kim, J. H. (2016). Modeling seasonal variability of fecal coliform in natural surface waters using the modified SWAT. *Journal of Hydrology*, 535, 377-385. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.084>

Conagua, Comisión Nacional del Agua (2015). *Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero 2631 río Bavispe, estado Sonora.*

https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/104326/DR_2631.pdf

Deborde, M., & von Gunten, U. (2008). Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment—Kinetics and mechanisms: A critical review. *Water Research*, 42(1), 13-51. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.025>

Dietrich, A. M., & Burlingame, G. A. (2020). A review: The challenge, consensus, and confusion of describing odors and tastes in drinking water. *Science of the Total Environment*, 713, 135061. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135061>

Diwan, V. (2025). The impacts of drought on the available water quality. In: *Water sustainability and hydrological extremes* (pp. 255-274). Amsterdam, Netherlands: Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-21499-8.00013-1>

Dupont, M. C., Martinez-Tavera, E., Rodriguez-Espinosa, P. F., Hernandez-Ramirez, A. G., & Guadarrama Guzmán, P. (2024). Sediment analysis and water quality assessment in the Pixquiác basin: Drinking water supply of Xalapa city (Veracruz, Mexico). *Environmental Monitoring and Assessment*, 196(8), 687. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12841-6>

- El-Alfy, M., Lashin, A., Al-Arifi, N., & Al-Bassam, A. (2015). Groundwater characteristics and pollution assessment using integrated hydrochemical investigations GIS and multivariate geostatistical techniques in arid areas. *Water Resources Management*, 29(15), 5593-5612. <https://doi.org/10.1007/s11269-015-1136-2>
- EPA, United States Environmental Protection Agency. (2017). *Analytical methods approved for drinking water compliance monitoring under the long term 2 enhanced surface water treatment rule*. <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi?Dockkey=P100TCKZ.txt>
- EPA, United States Environmental Protection Agency. (2018). *SW-846 test method 6010D: Inductively coupled plasma-optical emission spectrometry (ICP-OES)*. <https://www.epa.gov/hw-sw846/sw-846-test-method-6010d-inductively-coupled-plasma-optical-emission-spectrometry-icp-oes>
- EPA, United States Environmental Protection Agency. (2024). *Basic information about lead in drinking water*. <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/basic-information-about-lead-drinking-water>
- Farasat, Z., Panahi, R., & Mokhtarani, B. (2017). Time course study of coagulation-flocculation process using aluminum sulfate. *Water Conservation and Management*, 1(2), 7-9. <https://doi.org/10.26480/wcm.02.2017.07.09>
- Fish, K. E., Reeves-McLaren, N., Husband, S., & Boxall, J. (2020). Uncharted waters: The unintended impacts of residual chlorine on water quality and biofilms. *npj Biofilms and Microbiomes*, 6(1), 34. <https://doi.org/10.1038/s41522-020-00144-w>

- Galdos-Balzategui, A., Carmona-de-la-Torre, J., Sánchez-Pérez, H. J., Morales-López, J. J., Torres-Dosal, A., & Gómez-Urbina, S. (2017). Evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico por consumo de agua en San Cristóbal de Las Casas, Chiapas, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(1), 133-153. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-01-10>
- Gaviria-Montoya, L., Pino-Gómez, M., & Soto-Córdoba, S. M. (2020). Risk associated with the water infrastructure in rural water suppliers in Turrialba Cartago, Costa Rica. *Sustainable Water Resources Management*, 6(4), 56. <https://doi.org/10.1007/s40899-020-00410-x>
- Hamoda, M. F. (2021). Water quality and its impact on health care in the Arab world. In: *Handbook of healthcare in the Arab world* (pp. 1437-1461). https://doi.org/10.1007/978-3-030-36811-1_61
- Harvey, P. J., Handley, H. K., & Taylor, M. P. (2015). Identification of the sources of metal (lead) contamination in drinking waters in north-eastern Tasmania using lead isotopic compositions. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(16), 12276-12288. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4349-2>
- Harvey, P. J., Handley, H. K., & Taylor, M. P. (2016). Widespread copper and lead contamination of household drinking water, New South Wales, Australia. *Environmental Research*, 151, 275-285. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.07.041>

- Hernández, A. F., & Tsatsakis, A. M. (2017). Human exposure to chemical mixtures: Challenges for the integration of toxicology with epidemiology data in risk assessment. *Food and Chemical Toxicology*, 103, 188-193. <https://doi.org/10.1016/j.fct.2017.03.012>
- Huat, T. J., Camats-Perna, J., Newcombe, E. A., Valmas, N., Kitazawa, M., & Medeiros, R. (2019). Metal toxicity links to alzheimer's disease and neuroinflammation. *Journal of Molecular Biology*, 431(9), 1843-1868. <https://doi.org/10.1016/j.jmb.2019.01.018>
- Inafed, Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal. (2010). *Estado de Sonora* (Vol. 1). México, DF, México: Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2010). *Bacerac, Sonora clave geoestadística 26010* (Vol. 1). https://www.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/26/26010.pdf
- Iordache, A., & Woinaroschy, A. (2020). Analysis of the efficiency of water treatment process with chlorine. *Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)*, 19(8). <https://doi.org/10.30638/eemj.2020.124>
- Jan, A. T., Azam, M., Siddiqui, K., Ali, A., Choi, I., & Haq, Q. M. R. (2015). Heavy metals and human health: Mechanistic insight into toxicity and counter defense system of antioxidants. *International Journal of Molecular Sciences*, 16(12), 29592-29630. <https://doi.org/10.3390/ijms161226183>

- Johannesson, K. H., Yang, N., Trahan, A. S., Telfeyan, K., Jade-Mohajerin, T., Adebayo, S. B., Akintomide, O. A., Chevis, D. A., Datta, S., & White, C. D. (2019). Biogeochemical and reactive transport modeling of arsenic in ground waters from the Mississippi River delta plain: An analog for the As-affected aquifers of South and Southeast Asia. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 264, 245-272. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2019.07.032>
- Jomova, K., Alomar, S. Y., Nepovimova, E., Kuca, K., & Valko, M. (2024). Heavy metals: Toxicity and human health effects. *Archives of Toxicology*, 99, 153-209. <https://doi.org/10.1007/s00204-024-03903-2>
- Kalt, P., Birzer, C., Evans, H., Liew, A., Padovan, M., & Watchman, M. (2014). A solar disinfection water treatment system for remote communities. *Procedia Engineering*, 78, 250-258. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.07.064>
- Karangoda, R. C., & Nanayakkara, K. G. N. (2023). Spatial analysis of groundwater hardness, electrical conductivity, pH, and underlying causes for variations in Ratnapura District, Sri Lanka. *ACS ES&T Water*, 3(6), 1584-1594. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00288>
- Khalid, S., Shahid, M., Natasha, Shah, A. H., Saeed, F., Ali, M., Qaisrani, S. A., & Dumat, C. (2020). Heavy metal contamination and exposure risk assessment via drinking groundwater in Vehari, Pakistan. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(32), 39852-39864. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10106-6>

- Kim, J.-J., Kim, Y.-S., & Kumar, V. (2019). Heavy metal toxicity: An update of chelating therapeutic strategies. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 54, 226-231. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2019.05.003>
- Lai, Q., Ma, J., Du, W., Luo, Y., Ji, D., & He, F. (2023). Analysis of the source tracing and pollution characteristics of Rainfall Runoff in adjacent new and old urban areas. *Water*, 15(17), 3018. <https://doi.org/10.3390/w15173018>
- Li, C., Liu, C., Xu, W., Han, Y., Gao, Z., Bing, Y., Li, Q., & Yu, J. (2024). Control approach and evaluation framework of scaling in drinking water distribution systems: A review. *Science of the Total Environment*, 948, 174836. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174836>
- López-Porras, G., & Allard, P. (2025). Making waves: Public health risks from arsenic in Mexico's water extraction practices. *Water Research X*, 26, Article 100283. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2024.100283>
- Luzardo, O. P., Henríquez-Hernández, L. A., Zumbado, M., & Boada, L. D. (2014). Impacto de las instalaciones ganaderas sobre la calidad y seguridad del agua subterránea. *Revista de Toxicología*, 31(1), 39-46. <https://rev.aetox.es/wp/index.php/311-6/>
- Moreira, N. A., & Bondelind, M. (2016). Safe drinking water and waterborne outbreaks. *Journal of Water and Health*, 15(1), 83-96. <https://doi.org/10.2166/wh.2016.103>

- Murphy, H., Prioleau, M., Borchardt, M., & Hynds, P. (2017). *Epidemiological evidence of groundwater contribution to global enteric disease, 1948–2015*. <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1543-y>
- Nabeela, F., Azizullah, A., Bibi, R., Uzma, S., Murad, W., Shakir, S. K., Ullah, W., Qasim, M., & Häder, D.-P. (2014). Microbial contamination of drinking water in Pakistan—A review. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(24), 13929–13942. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3348-z>
- Nibi, K. V., Devidas, A. R., Ramesh, M. V., Sathvik, D., Janvi, P., Sreeja, K. D. N. V., & Thadathil, S. P. (2023). Impact analysis of contamination and sensor placement in water distribution network in Kochi, India. In: *2023 IEEE International Conference on Service Operations and Logistics, and Informatics (SOLI)*. <https://doi.org/10.1109/SOLI60636.2023.10425140>
- Nyakundi, R., Nyadawa, M., & Mwangi, J. (2022). Effect of recharge and abstraction on groundwater levels. *Civil Engineering Journal*, 8(5), 910–925. <https://doi.org/10.28991/CEJ-2022-08-05-05>
- Onyutha, C., & Kwio-Tamale, J. C. (2022). Modelling chlorine residuals in drinking water: a review. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(11), 11613–11630. <https://doi.org/10.1007/s13762-022-03924-3>

- Paulus, P. T., Kgabi, N. A., & Mukendwa, H. (2024). Using geochemical assessments for basin-wide monitoring of groundwater quality and quantity: Case of Omaruru–Swakop Basin. In: Suriyanarayanan, S., Shivaraju, H. P., & Jenkins, D. (eds.). *Water management in developing countries and sustainable development* (pp. 397-421). https://doi.org/10.1007/978-981-99-8639-2_20
- Phiri, D. B., Bavumiragira, J. P., & Yin, H. (2023). Efficacy of solar water disinfection treatment system in improving rural and peri-urban household drinking water quality and reducing waterborne diarrhoeal diseases. *AQUA - Water Infrastructure, Ecosystems and Society*, 72(7), 1288-1308. <https://doi.org/10.2166/aqua.2023.086>
- Pulido, H. G., De-la-Vara-Salazar, R., González, P. G., Martínez, C. T., & Pérez, M. D. C. T. (2012). *Análisis y diseño de experimentos*. New York, USA: McGraw-Hill.
- Real-Water. (2022). *Technological innovations for rural water supply in low-resource settings*. https://www.globalwaters.org/sites/default/files/4dec_technological_innovations.pdf
- Rehman, K., Fatima, F., Waheed, I., & Akash, M. S. H. (2018). Prevalence of exposure of heavy metals and their impact on health consequences. *Journal of Cellular Biochemistry*, 119(1), 157-184. <https://doi.org/10.1002/jcb.26234>
- Rodríguez, H. D. (2017). Intoxicación ocupacional por metales pesados. *MEDISAN*, 21, 3372-3385. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1029-30192017001200012&nrm=iso

- Romero-Mujalli, G., Hartmann, J., Börker, J., Gaillardet, J., & Calmels, D. (2019). Ecosystem controlled soil-rock pCO₂ and carbonate weathering – Constraints by temperature and soil water content. *Chemical Geology*, 527, 118634. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2018.01.030>
- Rosborg, I., Soni, V., & Kozisek, F. (2015). Potentially toxic elements in drinking water in alphabetic order. In: Rosborg, I. (ed.). *Drinking Water minerals and mineral balance: Importance, health significance, safety precautions* (pp. 79-101). https://doi.org/10.1007/978-3-319-09593-6_5
- Roy, S., & Edwards, M. A. (2019). Preventing another lead (Pb) in drinking water crisis: Lessons from the Washington D.C. and Flint MI contamination events. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 7, 34-44. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.10.002>
- Rubenowitz-Lundin, E., & Hiscock, K. M. (2013). Water hardness and health effects. In: Selinus, O. (ed.). *Essentials of medical geology: Revised edition* (pp. 337-350). https://doi.org/10.1007/978-94-007-4375-5_14
- Sakomoto, T., Lutaaya, M., & Abraham, E. (2020). Managing water quality in intermittent supply systems: The case of Mukono Town, Uganda. *Water (Switzerland)*, 12(3), Article 806. <https://doi.org/10.3390/w12030806>
- Sánchez, C. C. (2018). Enfermedades infecciosas relacionadas con el agua en el Perú. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*, 35, 309-316. <https://doi.org/10.17843/rpmesp.2018.352.3761>

Secretaría de Economía. (2015). *NMX-AA-115-SCFI-2015, análisis de agua - Criterios generales para el control de la calidad de resultados analíticos*.
<https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166150/nmx-aa-115-scfi-2015.pdf>

Secretaría de Economía. (2016). *NMX-AA-051-SCFI-2016, análisis de agua.-medición de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas, método de prueba*. <http://www.economia-nmx.gob.mx/normas/nmx/2010/nmx-aa-051-scfi-2016.pdf>

Secretaría de Salud. (1994). *NOM-014-SSA1-1993, Procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados*.
<https://www.comapareynosa.gob.mx/resources/other/reglamentos/NOM-014-SSA1-1993.pdf>

Secretaría de Salud. (2021). *NOM-127-SSA1-2021, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad de agua*.
https://www.dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5650705

Seymour, I., O'Sullivan, B., Lovera, P., Rohan, J. F., & O'Riordan, A. (2020). Electrochemical detection of free-chlorine in Water samples facilitated by in-situ pH control using interdigitated microelectrodes. *Sensors and Actuators B: Chemical*, 325, 128774.
<https://doi.org/10.1016/j.snb.2020.128774>

- Sharma, S., Nagpal, A. K., & Kaur, I. (2019). Appraisal of heavy metal contents in groundwater and associated health hazards posed to human population of Ropar wetland, Punjab, India and its environs. *Chemosphere*, 227, 179-190. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.009>
- Shoqeir, J. (2019). Assessment of vulnerability and risk mapping at Marsaba-Feshcha catchment. In: Chaminé, H., Barbieri, M., Kisi, O., Chen, M., & Merkel, B. (eds.). *Advances in sustainable and environmental hydrology, hydrogeology, hydrochemistry and water resources. CAJG 2018. Advances in science, technology & innovation*. https://doi.org/10.1007/978-3-030-01572-5_65
- Shridhar, K., Aggarwal, A., & Mani, S. K. (2024). Public health approaches for prevention and control of water-related diseases (SDG 3). In: *Water matters: Achieving the sustainable development goals* (pp. 159-170). <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-15537-6.00013-6>
- Sinsinwar, R. S., & Verma, M. (2023). Analysis of pH value of water for treatment plant of Kekri and Surajpura (Rajasthan) India. *Evergreen*, 10(1), 324-328. <https://doi.org/10.5109/6781087>
- Skoog, D. A., West, D. M., & Holler, J. (2015). *Fundamentos de química analítica* (9ª ed.). México, DF, México: Cengage Learning Editores.
- Tanzeel, K., Muhammad, A. M., Gohram, M., & Rabia, A. (2022). Comparative analysis of bacterial contamination in tap and groundwater: A case study on water quality of Quetta City, an arid zone in Pakistan. *Journal of Groundwater Science and Engineering*, 10(2), 153-165. <https://doi.org/10.19637/j.cnki.2305-7068.2022.02.005>

- Tilak, A., & Arivazhahan, A. (2022). Non-parametric Tests. In: Lakshmanan, M., Shewade, D. G., & Raj, G. M. (eds.). *Introduction to basics of pharmacology and toxicology (Vol. 3): Experimental Pharmacology: Research Methodology and Biostatistics* (pp. 889-896). https://doi.org/10.1007/978-981-19-5343-9_62
- United Nations. (2023). *SDG 6 snapshot in Mexico*. <https://www.sdg6data.org/en/country-or-area/Mexico>
- Viñas, V., Malm, A., & Pettersson, T. J. R. (2019). Overview of microbial risks in water distribution networks and their health consequences: Quantification, modelling, trends, and future implications. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 46(3), 149-159. <https://doi.org/10.1139/cjce-2018-0216>
- Viñas, V., Sokolova, E., Malm, A., Bergstedt, O., & Pettersson, T. J. R. (2022). Cross-connections in drinking water distribution networks: Quantitative microbial risk assessment in combination with fault tree analysis and hydraulic modelling. *Science of the Total Environment*, 831, 154874. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154874>
- Voisin, J., Cournoyer, B., Vienney, A., & Mermillod-Blondin, F. (2018). Aquifer recharge with storm water runoff in urban areas: Influence of vadose zone thickness on nutrient and bacterial transfers from the surface of infiltration basins to groundwater. *Science of the Total Environment*, 637-638, 1496-1507. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.094>

- Walsh, J. F., Hunt, R. J., Anderson, A. C., Owens, D. W., & Rice, N. (2024). Temporally dense monitoring of pathogen occurrence at four drinking-water well sites – Insights and Implications. *Water Research*, 259, 121809. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121809>
- Wang, A., Duncan, S. E., & Dietrich, A. M. (2016). Effect of iron on taste perception and emotional response of sweetened beverage under different water conditions. *Food Quality and Preference*, 54, 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.foodqual.2016.06.016>
- Wang, Z., Luo, P., Zha, X., Xu, C., Kang, S., Zhou, M., Nover, D., & Wang, Y. (2022). Overview assessment of risk evaluation and treatment technologies for heavy metal pollution of water and soil. *Journal of Cleaner Production*, 379, 134043. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.134043>
- Wasana, H. M. S., Perera, G. D. R. K., Gunawardena, P. D. S., Fernando, P. S., & Bandara, J. (2017). WHO water quality standards vs. synergic effect(s) of fluoride, heavy metals and hardness in drinking water on kidney tissues. *Scientific Reports*, 7, 42516. <https://doi.org/10.1038/srep42516>
- WHO, World Health Organization. (2022). *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first and second addenda*. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240045064>
- Wiebe, A. J., Rudolph, D. L., Pasha, E., Brook, J. M., Christie, M., & Menkveld, P. G. (2021). Impacts of event-based recharge on the vulnerability of public supply wells. *Sustainability*, 13(14), 7695. <https://doi.org/10.3390/su13147695>

- Wilson, R. E., Stoianov, I., & O'Hare, D. (2019). Continuous chlorine detection in drinking water and a review of new detection methods. *Johnson Matthey Technology Review*, 63(2), 103-118. <https://doi.org/10.1595/205651318X15367593796080>
- Wyczółkowski, R., Piechowski, M., Gładysiak, V., & Jasiulewicz-Kaczmarek, M. (2019). The concept of intelligent chlorine dosing system in water supply distribution networks. In: Burduk, A., Chlebus, E., Nowakowski, T., Tubis, A. (eds). *Intelligent systems in production engineering and maintenance. ISPEM 2018. Advances in intelligent systems and computing* (Vol. 835). https://doi.org/10.1007/978-3-319-97490-3_34
- Xianwei, S., Sidan, L., Kun, S., Yang, G., & Xuefa, W. (2021). Flux and source of dissolved inorganic carbon in a headwater stream in a subtropical plantation catchment. *Journal of Hydrology*, 600, 126511. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126511>
- Yousefi, M., Najafi-Saleh, H., Yaseri, M., Jalilzadeh, M., & Mohammadi, A. A. (2019). Association of consumption of excess hard water, body mass index and waist circumference with risk of hypertension in individuals living in hard and soft water areas. *Environmental Geochemistry and Health*, 41(3), 1213-1221. <https://doi.org/10.1007/s10653-018-0206-9>
- Zarić, G., Cocoli, S., Šarčević, D., Vještica, S., Prodanović, R., Puvača, N., & Carić, M. (2023). *Escherichia coli* as microbiological quality water indicator: A high importance for human and animal health: microbiological water quality. *Journal of the Hellenic Veterinary Medical Society*, 74(3), 6117-6124. <https://doi.org/10.12681/jhvms.30878>

- Zhang, S., Tian, Y., Guo, Y., Shan, J., & Liu, R. (2021). Manganese release from corrosion products of cast iron pipes in drinking water distribution systems: Effect of water temperature, pH, alkalinity, SO₄²⁻ concentration and disinfectants. *Chemosphere*, 262, 127904. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127904>
- Zheng, M., He, C., & He, Q. (2015). Fate of free chlorine in drinking water during distribution in premise plumbing. *Ecotoxicology*, 24(10), 2151-2155. <https://doi.org/10.1007/s10646-015-1544-3>

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-03-07

Artículos

Enfoque de inteligencia artificial aplicado al tiempo de concentración de unidades hidrográficas

Artificial intelligence approach applied to the time of concentration of hydrographic units

Maiquel López-Silva¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0946-6160>

Brayan Alca-Vásquez², ORCID: <https://orcid.org/0009-0001-8557-9108>

Valeria Ricaldi-Marquez³, ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-4035-2246>

¹Universidad Ricardo Palma, Lima, Perú, maiquel.lopez@urp.edu.pe

²Universidad Ricardo Palma, Lima, Perú, 202012238@urp.edu.pe

³Universidad Ricardo Palma, Lima, Perú, 202011289@urp.edu.pe

Autor para correspondencia: Brayan Alca-Vásquez,
202012238@urp.edu.pe

Resumen

El presente estudio propuso un enfoque de inteligencia artificial para la obtención del tiempo de concentración en unidades hidrográficas. En primer lugar, se examinaron 30 ecuaciones empíricas sobre una base de datos de 199 registros y, en segundo lugar, se orientó la programación

de expresión genética (GEP) sobre una matriz de datos de 199 registros de diferentes continentes. Por último, los modelos de predicción se analizaron bajo tres métricas de error, el coeficiente de determinación (R^2), el error absoluto medio (MAE) y el error cuadrático medio (MSE). Se generaron cinco modelos precisos bajo la técnica de GEP siendo el más óptimo el cuatro con $R^2 = 0.991$, MAE = 0.152 y MSE = 0.086. Sin embargo, al validar con datos reales de campo, la ecuación del modelo I presentó el menor error relativo, demostrando una confiabilidad superior en comparación con ecuaciones empíricas como Kirpich. Se concluye que si bien los modelos más complejos pueden alcanzar alta precisión, la simplicidad de las ecuaciones es crucial para su aplicabilidad en diversas unidades hidrográficas. Este enfoque basado en inteligencia artificial ofrece una alternativa efectiva para el diseño y la gestión hidráulica en regiones no aforadas, con potencial para futuras ampliaciones de su aplicabilidad en estudios hidrológicos.

Palabras clave: inteligencia artificial, hidrología, cuenca hidrográfica, escorrentía, modelos matemáticos, precipitación, análisis de datos, Perú.

Abstract

The present study proposed an artificial intelligence approach for obtaining the time of concentration in hydrographic units. First, 30 empirical equations were examined on a database of 199 records and second, gene expression programming (GEP) was guided on a data matrix of 199 records from different continents. Finally, the prediction models were analyzed under three error metrics, the coefficient of determination (R^2), the mean absolute error (MAE) and the mean square error (MSE). Five accurate models were generated under the GEP technique, the most

optimal being the fourth with $R^2 = 0.991$, MAE = 0.152 and MSE = 0.086. However, when validated with real field data, the equation of model I presented the lowest relative error, demonstrating superior reliability compared to empirical equations such as Kirpich. It is concluded that, although more complex models can achieve high accuracy, the simplicity of the equations is crucial for their applicability in various hydrographic units. This artificial intelligence-based approach offers an effective alternative for hydraulic design and management in ungauged regions, with potential for future extensions of its applicability in hydrological studies.

Keywords: artificial intelligence, hydrology, watersheds, runoff, mathematical models, precipitation, data analysis, Peru.

Recibido: 17/12/2024

Aceptado: 08/08/2025

Publicado *ahead of print*: 08/09/2025

Versión final: 01/05/2026

Introducción

En el dinámico y desafiante panorama hidrológico del Perú, el diseño y la gestión de estructuras hidráulicas representan pilares fundamentales para la seguridad, sostenibilidad y desarrollo del país. González-Álvarez *et al.* (2019) resaltan la importancia del análisis de los parámetros morfométricos de la unidad hidrográfica, cálculo de la máxima avenida y dimensionamiento de la estructura hidráulica.

Para obtener máxima avenida en unidades hidrográficas no aforadas es imprescindible la obtención del tiempo de concentración, el cual está estrechamente relacionado con los parámetros morfométricos de la unidad hidrográfica. La precisión en la estimación de los parámetros, como el tiempo de concentración, es a menudo el eslabón débil que puede desencadenar una serie de consecuencias adversas que van desde el sobredimensionamiento innecesario de infraestructuras hasta fallas estructurales catastróficas y una inadecuada respuesta ante eventos hidrometeorológicos extremos. Castillo, Abreu y Alvarez (2021) enfatizan en el rol fundamental que cumplen los parámetros geomorfológicos para la caracterización de una unidad hidrográfica, siendo el tiempo de concentración el más relevante.

Diversos autores, como Morgali y Linsley (1965); Giandotti (1934), Carter (1961), y Linsley, Kohler, Paulhus, Serra y Aparicio (1977), han propuesto ecuaciones para la obtención del tiempo de concentración calibradas, pero con restricciones para la propia unidad hidrográfica y uso general. Por lo común, estas ecuaciones están vinculadas con la longitud del cauce principal (L), pendiente media del cauce principal (S), coeficiente de escorrentía (C) y área de la unidad hidrográfica (A). Sin embargo, otros autores, como Jung (2005), Albishi, Bahrawi y Elfeki (2017), Kirpich (1940), JSCE (1999), señalan que los más influyentes en el tiempo de concentración son L y S .

La determinación del tiempo de concentración (T_c) ha sido un gran problema para los ingenieros debido a la incertidumbre de que no existe una regla general sobre cuál elegir. Kaufmann, Kaufmann, Garcia y Alves (2017) describen una metodología gráfica para la estimación del tiempo de concentración en comparación con los métodos empíricos, resultando de mayor precisión el método gráfico. Asimismo, Castillo *et al.* (2021)

exponen un estudio de ecuaciones empíricas en Cuba, clasificándolas en conservadoras, media y no conservadoras, según los valores de tiempo de concentración. Por otro lado, Michailidi, Antoniadi, Koukouvinos, Bacchi y Efstratiadis (2018) proporcionan un método basado en un entorno de sistema de información geográfica donde analizaron 30 unidades hidrográficas obteniendo una expresión matemática, pero solo es válida para la unidad hidrográfica en análisis. Igualmente, Alamri, Afolabi, Ewea y Elfeki (2023) plantean un nuevo modelo para predecir el tiempo de concentración, comparándolo con las fórmulas existentes en la literatura, obteniendo un coeficiente de correlación de 0.62. En el área de la hidrología, una herramienta ampliamente usada los últimos años es el modelo hidráulico bidimensional (2D); en tal sentido, Fathi y Zolghadr (2023) proponen un método para la estimación de tiempos de concentración mediante modelos hidráulicos bidimensionales con un error del 10 %. De igual modo, Zolghadr *et al.* (2022) plantean modelos hidráulicos bidimensionales, pero con un error del 3 y 27 % siendo estos más bajos que los métodos empíricos encontrados en la literatura.

La programación de expresión genética (GEP) está emergiendo como una solución ingenieril altamente precisa, especialmente en unidades no hidrográficas no aforadas. Su uso en la prevención de variables hidrológicas se apoya en su capacidad para efectuar complejas relaciones no lineales que superan los límites de los modelos convencionales. Esto hace que GEP pueda seleccionar de forma automática los rezagos más pertinentes que se unen con la variable dependiente. En consecuencia, es capaz de producir ecuaciones automáticas específicas en la selección de variables pertinentes con alta versatilidad en diferentes escalas.

Para ser más específico, diversas investigaciones han demostrado que la GEP mejora de modo significativo las estadísticas de ajuste (R^2 , NSE, RMSE) en relación con otros métodos. Pouyanfar, Nozari y Khodamorad (2023) citan que GEP para el pronóstico de escorrentía mensual tuvo un mejor desempeño que el modelo RegCM, con una precisión de entre el 30 y 40 % para $R^2 = 0.85$. Waqas *et al.* (2021) investigaron la correlación de la lluvia con la escorrentía fluvial a través de GEP, una máquina vectorial SVM con función radial de sesgos (RBF-SVM) y un árbol M5. La conclusión de los autores es que GEP funcionó mejor entre el resto de los modelos. Además, Fuladipanah *et al.* (2024) investigan las relaciones entre escorrentía y lluvia mediante el GEP y otros algoritmos de aprendizaje automático, como perceptrón multicapa *splines* de regresión multivariante adaptativa (MARS). Los resultados indican que el modelo del GEP salió como la mejor opción, con valores RMSE = 43.028, MAE = 9.991 y $R^2 = 0.909$; aunque Kavooosi y Khozaymehnehad (2021) también utilizaron GEP, máquina de vectores de soporte por mínimos cuadrados (LS-SVM), red neuronal (NN) y el sistema adaptativo de inferencia neurodifusa con optimización por enjambre de partículas (ANFIS-PSO). Como resultado, los autores concluyen que la técnica ANFIS-PSO fue la mejor opción entre la sección de entrenamiento y en la de prueba. Si bien no existen medidas individuales del tiempo de concentración, los modelos GEP para escorrentía generalmente presentan valores de R^2 entre 0.85 y 0.97, que permiten una mejora del 15 al 40 % con respecto a los métodos convencionales (RBF-SVM, M5, MARS, MLR, ANN, SVM). Estos intervalos implican que los modelos GEP pueden modelar muy bien la dependencia temporal que expresa el tiempo que tarda el flujo en absorberse en la cuenca.

En la literatura, actualmente los autores no han evidenciado en revistas indexadas investigaciones que utilicen enfoque de inteligencia artificial basado en GEP para predecir la estimación del tiempo de concentración. En general, las investigaciones se enfocan a la estimación de caudales, inundación y socavación, entre otras. Valderrama, Chávez, Muñoz, Tuesta-Monteza y Mejía-Cabrera (2021) realizan una revisión literaria y encuentran solo nueve aplicaciones en las ramas de hidráulica, dando como resultado promedio que los modelos tuvieron como coeficiente de determinación 0.99. Sin embargo, Vásquez-Ramírez y Vásquez-Paredes (2023) utilizan redes neuronales artificiales para modelar la relación entre precipitación y escorrentía en Perú, logrando una bondad de ajuste del 81 %. Asimismo, Vargas-Crispin, Montes-Raymundo, Castrejón-Valdez e Hinojosa-Benavides (2021) aplican distintos modelos de aprendizaje automático para evaluar la variación de los recursos hídricos.

Por tanto, la investigación propone un nuevo enfoque de inteligencia artificial y se orientó la programación de expresión genética (GEP) para estimar el tiempo de concentración en unidades hidrográficas.

Materiales y métodos

La investigación utilizó una matriz de datos de 199 valores registrados en diferentes continentes, como se muestra en la Tabla 1. Esto permitió un análisis más integral de los parámetros morfométricos en función del tiempo de concentración.

Tabla 1. Cuadro resumen de base de datos.

Autor	Número de datos	Número de UH	País	Continente
Aldana y Leigue (2022)	4	1	Bolivia	América del Sur
Masoud <i>et al.</i> (2024)	48	12	Arabia Saudita	Asia
ANA (2003a)	4	1	Perú	América del Sur
ANA (2003b)	76	19	Perú	América del Sur
ANA (2007)	16	4	Perú	América del Sur
ANA (2010a)	20	5	Perú	América del Sur
ANA (2010b)	32	8	Perú	América del Sur
ANA (2017)	20	5	Perú	América del Sur
Balladares (2022)	4	1	Perú	América del Sur
Cachuán (2017)	4	1	Perú	América del Sur
Canales (2021)	276	69	Perú	América del Sur
Del-Aguila y Mejía (2021)	8	2	Perú	América del Sur
García y Onrubia (2003)	12	3	Portugal	Europa
Gomez y Paytan (2017)	16	4	Perú	América del Sur
FAO e INADE (2003)	4	1	Perú	América del Sur
INDECI y PNUD (2004)	4	1	Perú	América del Sur
INDECI y PNUD (2005)	16	4	Perú	América del Sur
Iruri y Jiménez (2021)	4	1	Perú	América del Sur
López-Silva, Carmenates-Hernandez, Sao-Cancio, Valderrama-Romero y Huamaní-Navarrete (2022)	148	37	Perú	América del Sur
Minagri (2007)	12	3	Perú	América del Sur
Nieto y De-la-Torre (2023)	36	9	Perú	América del Sur
Senamhi (2013)	12	3	Perú	América del Sur
Marín (2018)	16	4	Perú	América del Sur
Vargas (2022)	4	1	Perú	América del Sur

Para estimar el tiempo de concentración en las unidades hidrográficas (UH) se utilizaron los métodos empíricos existentes en la literatura internacional como factor que contribuyó a la base de datos en la aplicación del enfoque de inteligencia artificial en la programación de expresión genética (GEP). En la Tabla 2 se muestran las 30 ecuaciones matemáticas utilizadas en el estudio.

Tabla 2. Métodos empíricos para estimar el tiempo de concentración.

Nombre	Referencia	Ecuación
1. Ahn-Lee	Ahn y Lee (1986)	$T_c = 5.6256L^{0.9417}A^{-0.3666}S^{-0.2639}$
2. Basso	Eslamian y Mehrabi (2005)	$T_c = 0.957L^{1.155}H^{-0.385}$
3. Bransby-Williams	MOTH (1998)	$T_c = 0.605LA^{-0.3}(100S)^{-0.2}$
4. Carter	Carter (1961)	$T_c = 0.0977L^{0.6}S^{-0.2}$
5. Chow	Chow, Maidment y Mays (1988)	$T_c = 0.1602L^{0.64}S^{-0.32}$
6. Clark	Vélez y Botero (2011)	$T_c = 0.335A^{0.593}S^{-0.2965}$
7. Corps of Engineers	Linsley <i>et al.</i> (1977)	$T_c = 0.191L^{0.76}S^{-0.19}$
8. Epsy	Azizian (2018)	$T_c = 6.89(LS^{-0.5})^{0.36}$
9. Flavell	Flavell (1982)	$T_c = 2.31A^{0.54}$
10. Giandotti	Giandotti (1934)	$T_c = \frac{(4A^{0.5} + 1.5L)}{0.8H^{0.5}}$
11. Haktanir-Sezen	Haktanir y Sezen (1990)	$T_c = 0.7473L^{0.841}$
12. Jeong	Jeong (2005)	$T_c = 0.119L^{0.777}S^{-0.212}$
13. Kim	Kim (2015)	$T_c = 0.089A^{0.427}S^{-0.239}$
14. Kirpich-Pen	Kirpich (1940)	$T_c = 0.01104L^{0.77}S^{-0.5}$
15. Kirpich-Ten	Kirpich (1940)	$T_c = 0.0663L^{0.77}S^{-0.385}$

Nombre	Referencia	Ecuación
16. Kraven (I)	JSCE (1999)	$T_c = 0.0074LS^{-0.515}$
17. MOCT	Yoo, Lee y Cho (2019)	$T_c = 1.68L^{0.5}S^{-0.25}$
18. Pérez	Vélez y Botero (2011)	$T_c = 0.01389L\left(\frac{H}{L}\right)^{-0.6}$
19. Pickering	Mata-Lima <i>et al.</i> (2007)	$T_c = 0.9482L^{1.155}H^{-0.385}$
20. Picking	Silveira (2005)	$T_c = 0.0883L^{0.667}S^{-0.332}$
21. Pilgrim-MacDermott	Pilgrim y McDermott (1982)	$T_c = 0.76A^{0.38}$
22. Rziha	Rziha (1876)	$T_c = 0.0139LS^{-0.6}$
23. Sheridan	Sheridan (1994)	$T_c = 2.2L^{0.92}$
24. Temez	Temez (1978)	$T_c = 0.3L^{0.76}S^{-0.19}$
25. USGS	Straub, Melching y Kocher (2000)	$T_c = 1.54L^{0.875}S^{-0.181}$
26. Ventura	Mata-Lima <i>et al.</i> (2007)	$T_c = 4A^{0.5}L^{0.5}H^{-0.5}$
27. Yoon	Yoon, Kim y Park (2005)	$T_c = 1.08A^{0.09}L^{0.16}S^{-0.12}$
28. Jung	Jung (2005)	$T_c = 0.119\left(\frac{L^{0.777}}{S^{0.212}}\right)$
29. California Culvert Practice	California Department of Public Works (1960)	$T_c = \left(\frac{0.87075L^3}{H}\right)^{0.385}$
30. Albishi	Albishi <i>et al.</i> (2017)	$T_c = \frac{L^{0.09}}{S^{0.11}}$

Donde:

T_c = tiempo de concentración (h)

A = área de la unidad hidrográfica (km²)

L = longitud del cauce principal (km)

S = pendiente del cauce (m/m)

H = desnivel (m)

El modelo de la programación de expresión genética (GEP) codificó de manera lineal los cromosomas para posterior a ello transformarlo en una expresión no lineal (Ding *et al.*, 2023); es decir, los árboles de expresión (ET). Se consideraron como variables independientes L , S , A , H .

La GEP siguió una serie de pasos para determinar un modelo matemático basado en la evolución genética de Darwin. La Figura 1 muestra el diagrama de flujo que describe el proceso. Asimismo, se representaron las métricas de precisión para la validación del modelo.

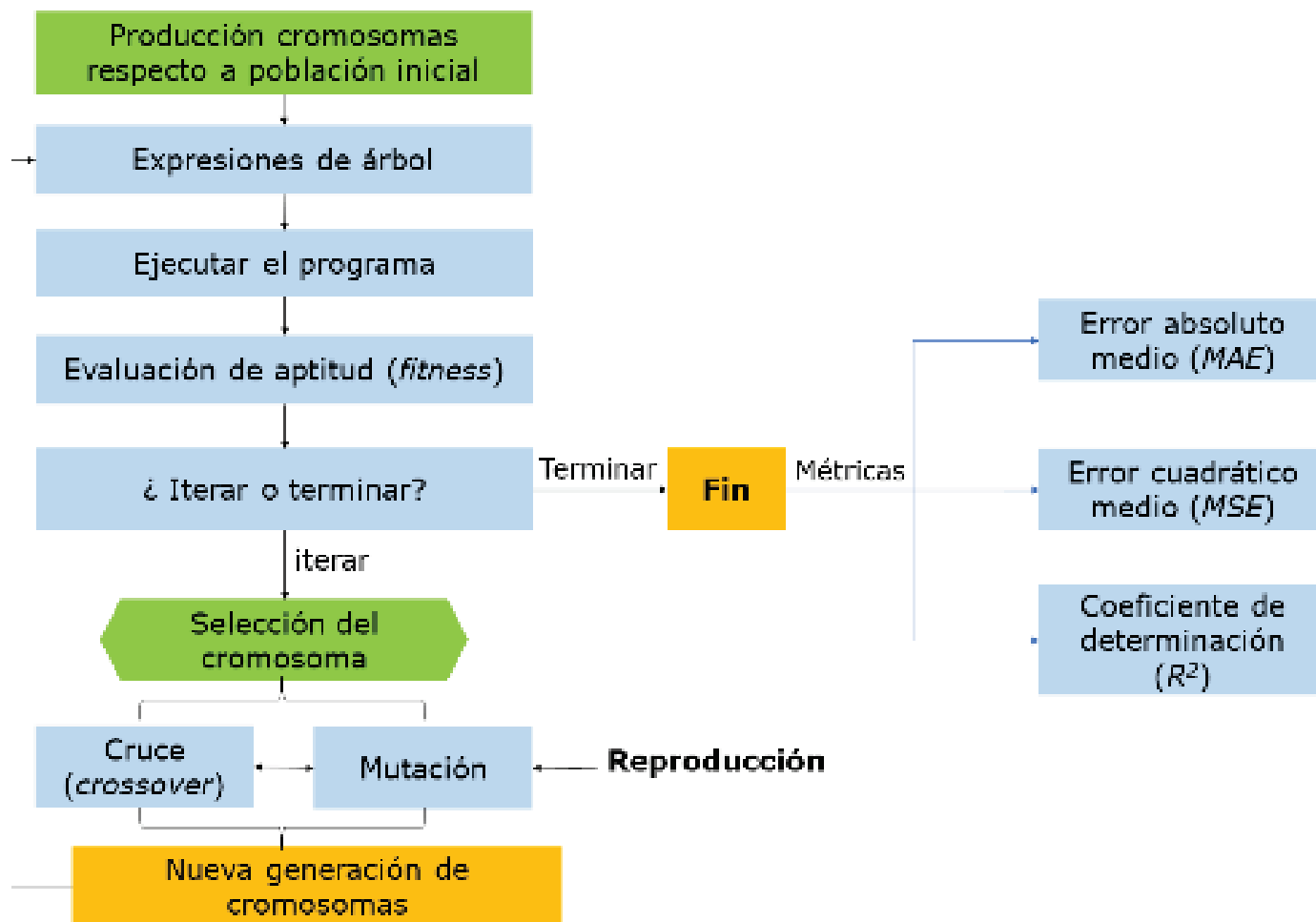


Figura 1. Diagrama de flujo de GEP para validación de resultados.

Para las ecuaciones de las métricas de precisión, el error absoluto medio (MAE) y el error cuadrático medio (MSE), n representa el número de observaciones; y_i , el valor real, y \hat{y}_i es el valor predicho. Para el coeficiente de determinación R^2 , y_i son los valores de la variable dependiente; \hat{y}_i , los valores predichos del modelo; \bar{y}_i , la media de y ; n , el número de filas, y k es el número de variables en el modelo. Para R^2 , el ajuste será débil si es menor a 0.5; moderado, si es mayor o igual a 0.5, o menor e igual a 0.8; y será fuerte si es mayor a 0.8.

La población en la GEP se definió a partir de los genes que están compuestos por una cabeza (h) y una cola (t), siendo esta última una función de la longitud de la primera:

$$t = h \cdot (n - 1) + 1 \quad (1)$$

En la Ecuación (1):

t = longitud de la cola

h = longitud de la cabeza

n = número de argumentos

Cada cromosoma puede representarse como:

$$C_i = \{g_1, g_2, g_3, \dots, g_L\} \text{ con } i = 1, 2, 3, \dots; N \quad (2)$$

En la Ecuación (2):

L = longitud fija del cromosoma, es decir, $h + t$

N = tamaño de la población

Posteriormente, se decodificó la expresión lineal para conformar los árboles de expresión.

La aptitud física en el modelo GEP se definió a partir de cada programa que evaluó utilizando una función de aptitud, ($f(x)$), que midió qué tan bien resuelve el problema en cuestión:

$$MSE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2 \quad (3)$$

En la Ecuación (3):

n = número de observaciones

y_i = valor real

\hat{y}_i = valor predicho

Mientras que la selección en el modelo GEP se utilizaron métodos idóneos, como la selección por torneo o la selección por ruleta:

$$P_i = \frac{f_i}{\sum_{j=1}^N f_j} \quad (4)$$

En la Ecuación (4):

P_i = probabilidad de selección

N = tamaño de la población

f_i = aptitud del cromosoma

Asimismo, en la reproducción del modelo GEP se realizaron operaciones genéticas como cruce y mutación para generar nuevos cromosomas. En el cruce o *crossover* se intercambiaron partes de dos cromosomas C_i y C_j . En la mutación, un gen del cromosoma se reemplaza por otro aleatorio de su conjunto. Se realizó el proceso de selección para determinar el cronograma más apto y se volvió a iterar tantas veces como fueron necesarias.

Resultados

Se describieron los resultados del análisis estadístico realizado sobre la base de datos para establecer el rango de trabajo, como se indica en la Tabla 3.

Tabla 3. Estadística de las variables de predicción.

Variable	Promedio	Varianza	Coef. varianza	Mínimo	Máximo
<i>H</i>	1 131.182	1 469 812.663	1.072	7.000	4 300.000
<i>A</i>	99.017	5 247.775	0.732	11.340	267.600
<i>L</i>	21.096	689.286	1.244	0.374	131.760
<i>S</i>	0.130	0.605	5.977	0.000	10.986

La Tabla 4 proporcionó un análisis del comportamiento de cada ecuación empírica, evaluando la precisión de los valores obtenidos de los tiempos de concentración de la matriz de datos para escoger las mejores ecuaciones sustentadas en un enfoque estadístico y garantizó que las ecuaciones seleccionadas fueran confiables.

Tabla 4. Estadística de las ecuaciones del tiempo de concentración.

Ecuación	Media	Desviación estándar	Varianza	Coefficiente variación	Mínimo	Mediana	Máximo
Ahn-Lee	42.438	39.066	1 526.165	0.921	1.677	29.407	223.920
Basso	11.411	20.587	423.809	1.804	0.086	3.700	150.772
Bransby-Williams	2.346	2.236	5.000	0.953	0.067	1.584	14.025
Carter	1.058	0.722	0.521	0.682	0.112	0.844	4.042

Ecuación	Media	Desviación estándar	Varianza	Coefficiente variación	Mínimo	Mediana	Máximo
Chow	3.169	3.158	9.970	0.996	0.272	2.215	21.889
Clarck	14.266	13.142	172.710	0.921	1.584	10.452	106.403
<i>Corps of Engineers</i>	3.294	2.652	7.034	0.805	0.180	2.338	12.990
Epsy	34.038	16.536	273.451	0.486	9.274	30.188	109.514
Flavell	25.771	10.796	116.558	0.419	8.572	22.290	47.256
Giandotti	4.153	4.257	18.119	1.025	0.789	2.826	40.040
Haktanir y Sezen	9.069	9.086	82.561	1.002	0.327	6.083	45.314
Jeong	2.349	1.969	3.878	0.838	0.119	1.647	10.220
Kim	8.851	8.639	74.637	0.976	0.764	5.752	59.642
Kirpich-Pen	0.771	1.464	2.142	1.899	0.021	0.382	11.567
Kirpich-Ten	2.614	3.377	11.402	1.292	0.125	1.563	24.595
Kraven (I)	1.149	2.293	5.257	1.995	0.018	0.472	18.401
MOCT	16.336	11.782	138.824	0.721	2.538	13.075	78.291
Pérez	0.053	0.111	0.012	2.080	0.001	0.018	0.940
Pickering	2.724	3.499	12.242	1.284	0.125	1.533	22.655
Picking	1.998	2.096	4.392	1.049	0.152	1.359	14.646
Pilgrim y McDermott	4.073	1.220	1.488	0.300	1.912	3.746	6.357
Rziha	3.484	8.869	78.667	2.546	0.035	1.193	74.456
Sheridan	35.028	39.257	1 541.098	1.121	0.890	21.806	196.166
Temez	5.173	4.166	17.353	0.805	0.282	3.672	20.404
USGS	37.424	34.269	1 174.382	0.916	1.253	24.297	156.297
Ventura	7.712	9.889	97.787	1.282	1.122	5.067	101.828
Yoon	3.663	1.095	1.198	0.299	1.670	3.436	8.461
Jung	2.349	1.969	3.878	0.838	0.119	1.647	10.220

Ecuación	Media	Desviación estándar	Varianza	Coefficiente variación	Mínimo	Mediana	Máximo
<i>California Culvert Practice</i>	2.724	3.499	12.240	1.284	0.125	1.533	22.653
Albishi	1.828	0.387	0.150	0.212	0.951	1.760	3.674

En términos de variabilidad, las ecuaciones de Carter (0.682), *Corps of Engineers* (0.805), Bransby-Williams (0.953), Chow *et al.* (0.996), Jung (0.838), Temez (0.805), Pilgrim y McDermott (0.300), y Yoon *et al.* (0.299) presentaron coeficientes de variación bajos, lo cual sugirió que sus estimaciones de tiempo de concentración (T_c) fueron relativamente consistentes y menos dispersas. Para ampliar la adaptabilidad en el análisis de T_c , se seleccionaron las ecuaciones con una variabilidad moderada, como Giandotti (1.025), así como ecuaciones de alta variabilidad, como Rziha (2.546) y Albishi *et al.* (2.080).

Respecto a los valores medios de T_c , se eligieron ecuaciones con medias bajas, como las de Carter (1.058) y Jeong (2.349), que fueron adecuadas para tiempos de concentración menores; mientras que las ecuaciones de Giandotti (4.153) y Rziha (3.484), Chow *et al.* (3.169) y *Corps of Engineers* (3.294) mostraron medias moderadas, apropiadas para valores de T_c moderados.

Para optimizar la precisión y adaptabilidad en función de la desviación estándar, se optó por las ecuaciones de Pilgrim y McDermott (1.220), y Carter (0.722), que exhibieron desviaciones estándar bajas y reflejaron una dispersión limitada de sus resultados.

En la Figura 2 y Figura 3 se presentaron el análisis visual de la media y varianza de cada una de las ecuaciones, lo cual permitió observar la dispersión y el rango de valores de T_c calculados, proporcionando una

comprensión más profunda sobre la consistencia y aplicabilidad de cada ecuación.

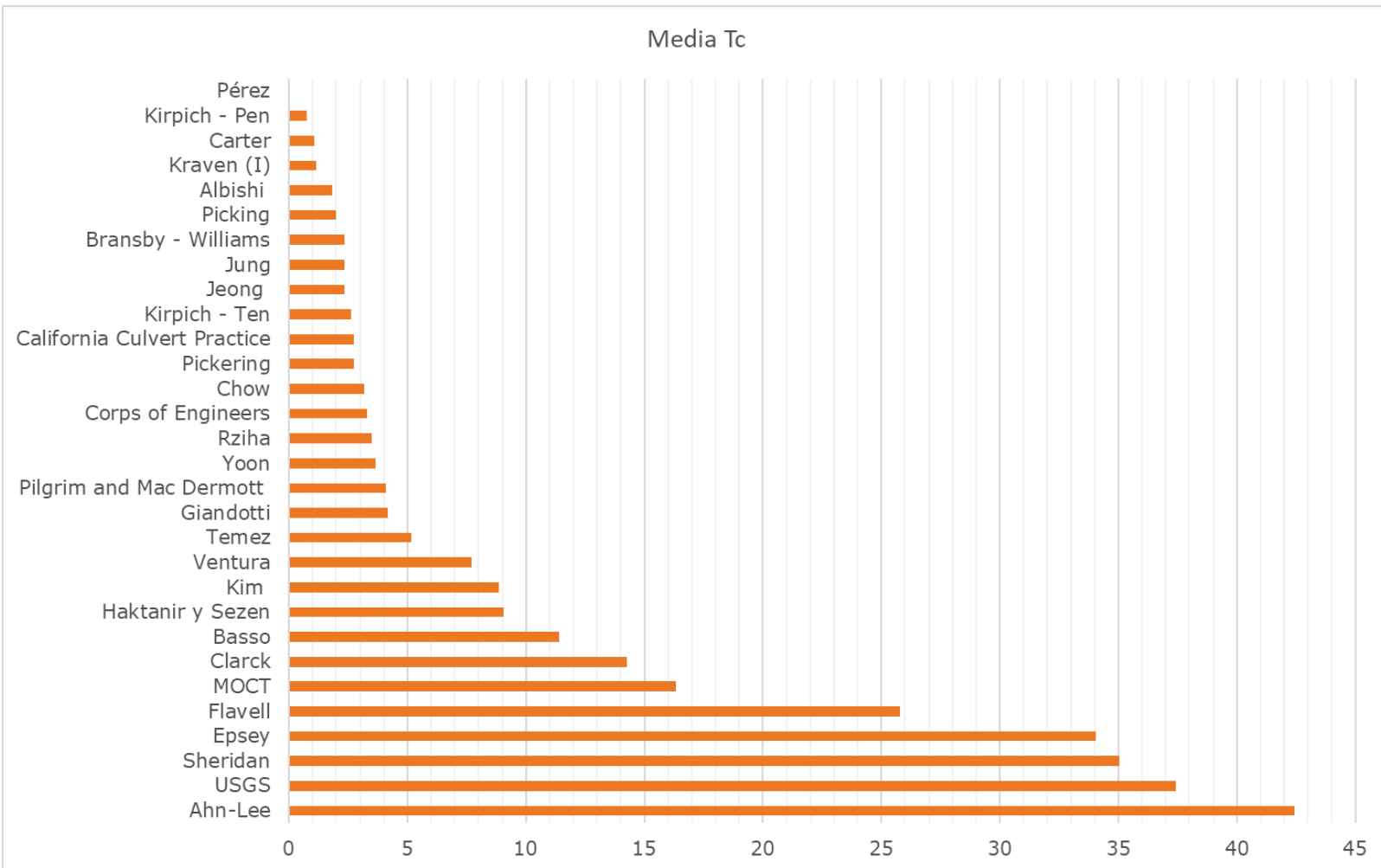


Figura 2. Media del tiempo de concentración.

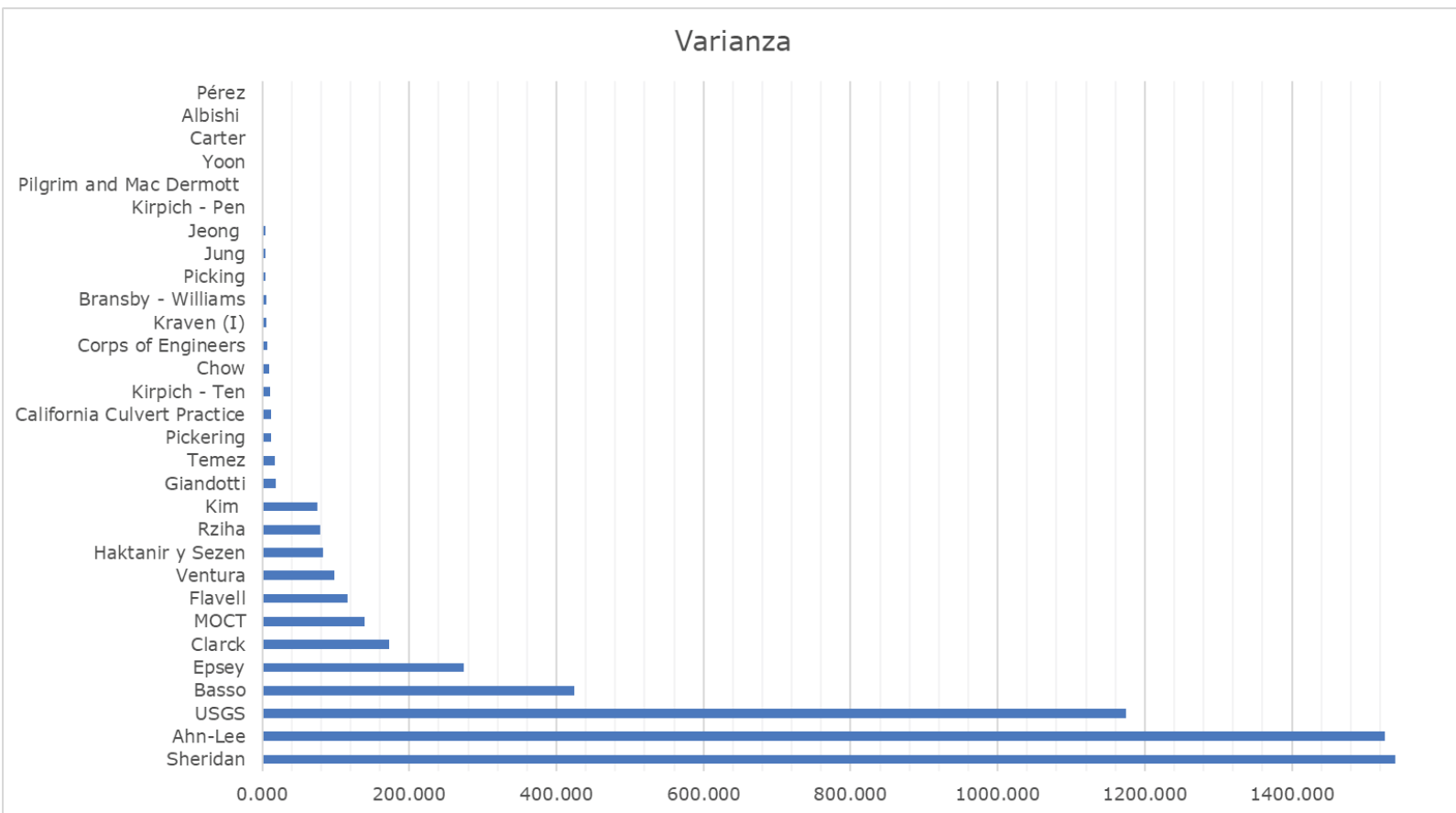


Figura 3. Varianza del tiempo de concentración.

De acuerdo con las pruebas ya mencionadas, se seleccionaron 12 ecuaciones para el cálculo del tiempo de concentración, las cuales incluyeron las de Bransby-William, Carter, Chow *et al.*, *Corps of Engineers*, Giandotti, Jeong, Pilgrim y McDermott, Rziha, Temez, Yoon *et al.*, Jung, y Albishi *et al.*

Los modelos realizados consideran como variables de predicción H , A , L , S y la variable de respuesta T_c promedio de la base de datos. Para el entrenamiento se usó el 70 % y se calibró con el 30 % de los datos de análisis. En la Tabla 5 se tiene la configuración para cada modelo, asignando el número de cromosomas sugerido entre 30 y 100,

comprobando que en este rango se obtienen resultados confiables, así como el tamaño de cabeza y número de genes equivalente a la cantidad de variables de entrada como máximo. Se seleccionaron operadores matemáticos como funciones aritméticas (+, *, /), exponenciales (Exp), de potencia (X2, X4, Sqrt, 3Rt, 4Rt, 5Rt) e inversas (Inv); la función de enlace fue multiplicación.

Tabla 5. Configuración de modelos de expresión genética.

Modelo	Núm. de cromosomas	Tamaño de cabeza	Núm. de genes	Funciones	Función de enlace
I	95	4	4	+, *, /, Sqrt, Ln, 3Rt, 4Rt, 5Rt	Multiplicación
II	80	4	3	*, /, Sqrt, Exp, 3Rt	Multiplicación
III	60	4	3	*, /, Sqrt, Inv, X2, X4, 3Rt, 4Rt	Multiplicación
IV	100	4	4	*, /, Sqrt, Exp, Inv, X2, 4Rt, 5Rt	Multiplicación
V	30	4	2	*, /, Inv, X2, 3Rt	Multiplicación

La selección de los cinco mejores modelos de predicción se fundamentó en los que menores errores arrojaron de R^2 , MAE y MSE, como se muestra en la Tabla 6; pero en primera instancia todos aquellos modelos con R^2 en etapa de validación mayor a 0.80 son aceptables.

Tabla 6. Métricas de error de validación para evaluación de modelos.

Modelo	Ecuación	Errores de validación		
		R ²	MAE	MSE
I	$Tc = 0.869.L^{0.585}.H^{-0.01}.S^{-0.2}.(L + A)^{-0.2}$	0.883	0.535	0.794
II	$Tc = 0.2496.L^{0.033}.S^{-0.25}.e^{0.156.A^{0.5}.H^{-1}}$	0.979	0.228	0.140
III	$Tc = 0.2594.L^{0.6042}.H^{-0.0208}.S^{-0.25}$	0.978	0.244	0.109
IV	$Tc = 0.125.A^{0.05}.S^{0.25}.e^{(0.05S+L^{0.25}+H^{-1})}$	0.991	0.152	0.086
V	$Tc = 0.2049.L^{0.667}.S^{-0.222}$	0.942	0.320	0.357

En la generación de modelos de árbol de expresión genética se definieron las variables d_0 , d_1 , d_2 , d_3 , equivalentes a H , A , L y S , respectivamente. Se muestran los árboles de expresión en la Figura 4, Figura 5, Figura 6, Figura 7 y Figura 8, correspondientes a los modelos I, II, III, IV, V.

Para el modelo I se tienen los árboles de la Ecuación (1) (Figura 4).

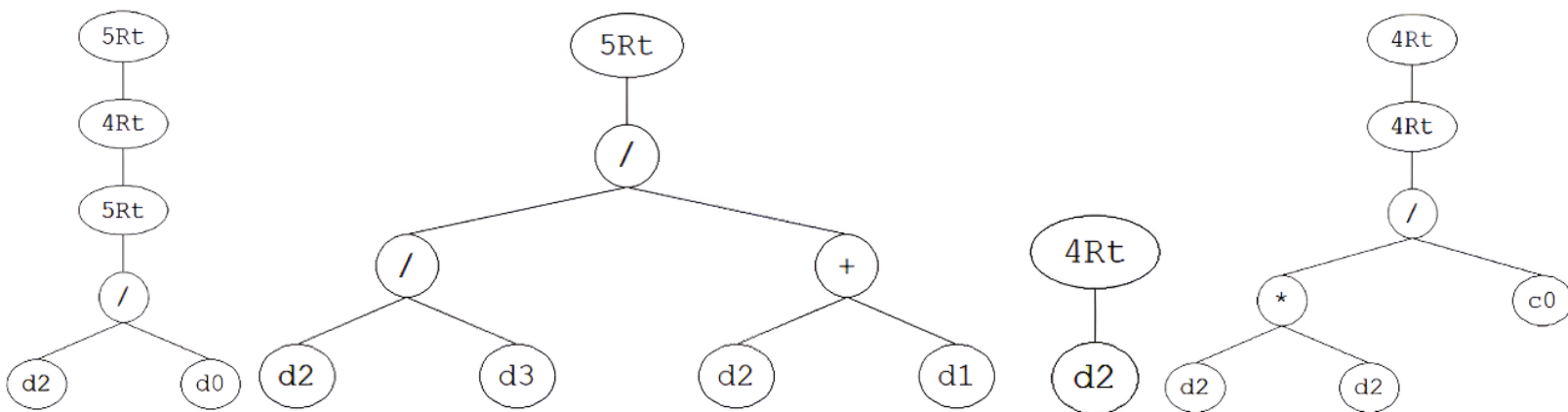


Figura 4. Árbol de expresión del modelo I.

Para el modelo II se tienen los árboles de Ecuación (2) (Figura 5).

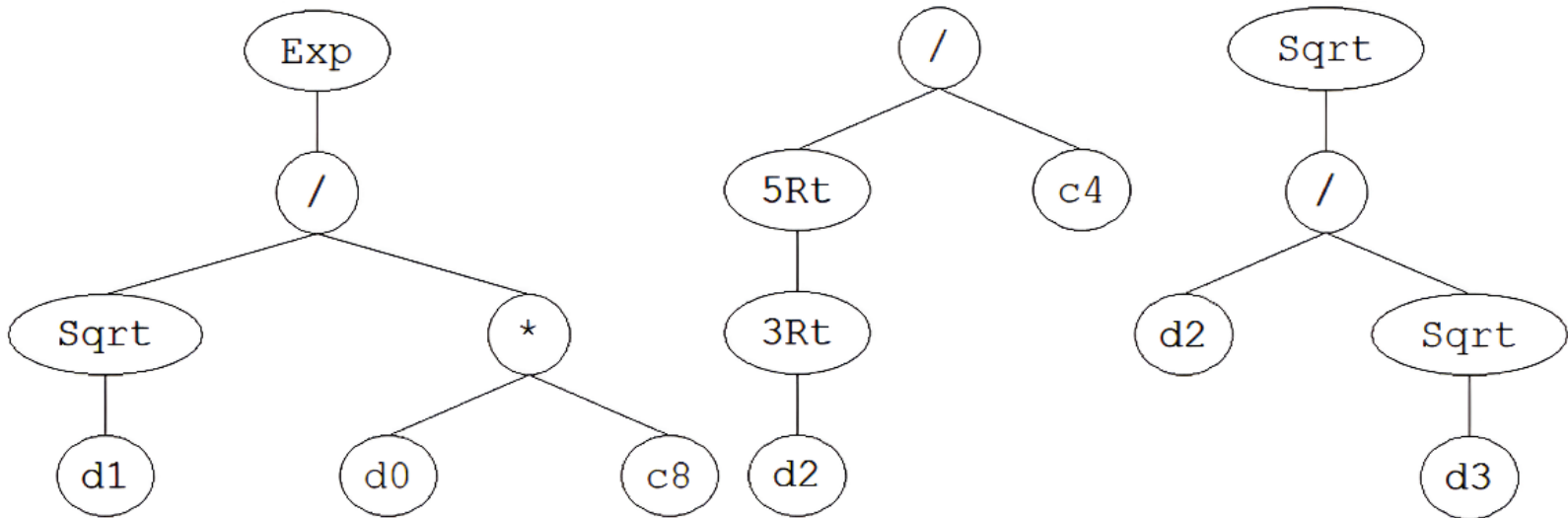


Figura 5. Árbol de expresión del modelo II.

Para el modelo III, se tiene los árboles de la Ecuación (3) (Figura 6).

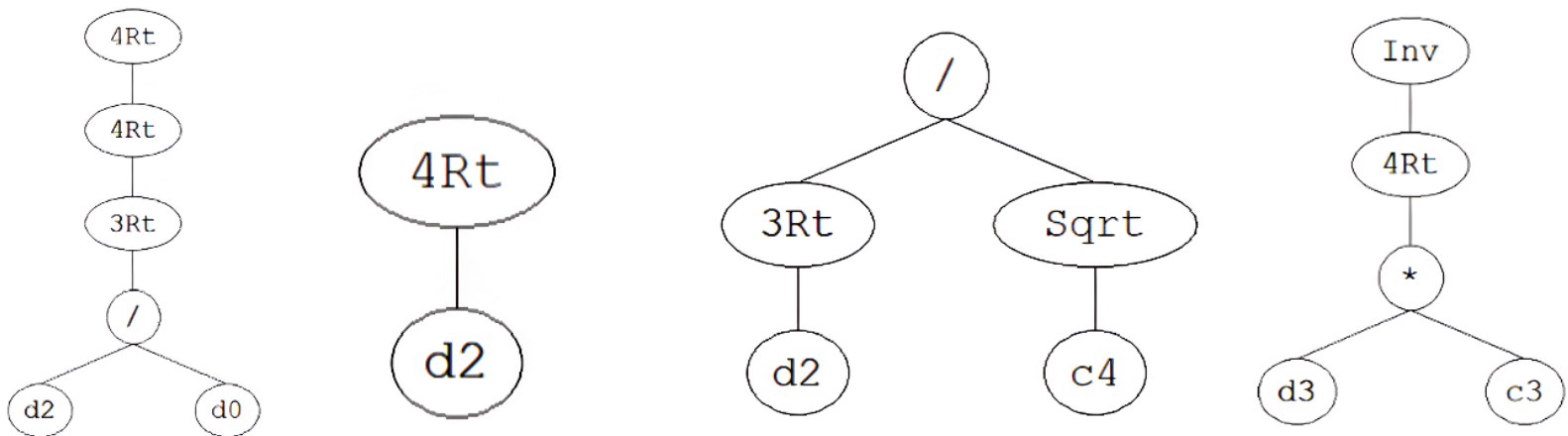


Figura 6. Árbol de expresión del modelo III.

Para el modelo IV, se tiene los árboles de la Ecuación (4) (Figura 7).

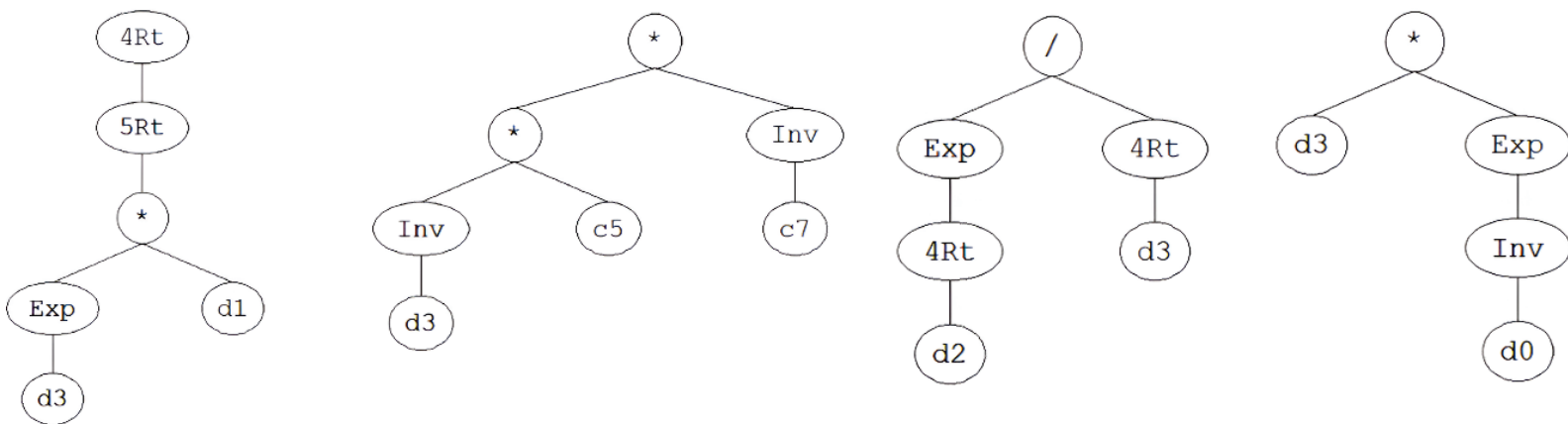


Figura 7. Árbol de expresión del modelo IV.

Para el modelo V, se tiene los árboles de la Ecuación (5) (Figura 8).

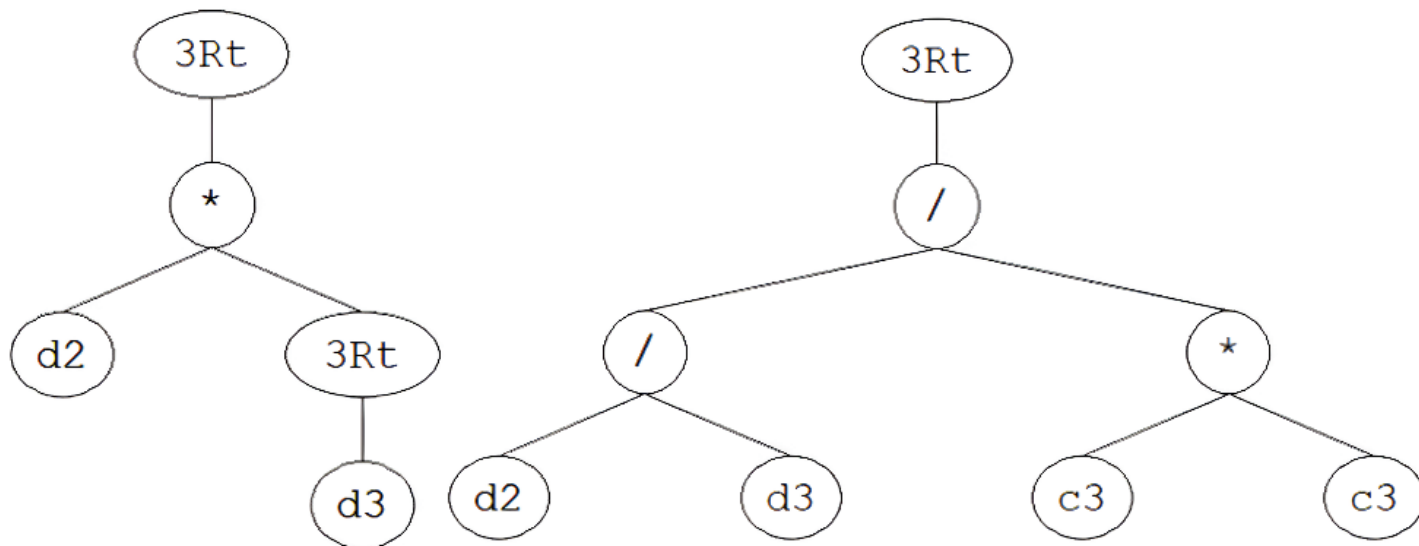


Figura 8. Árbol de expresión del modelo V.

Para comprobar la confiabilidad de las ecuaciones presentadas, se tomaron registros de datos de tiempo de concentración medidos en campo usando el método del flotador. En la Tabla 7, para la unidad hidrográfica del río Las Piedras, Colombia (Chaves & Ordoñez, 2017), la ecuación obtenida de la programación de expresión genética tuvo como error mínimo de 4.60 % en el modelo I y máximo de 95 % en el modelo IV; asimismo, resultó un error menor al comparado con la fórmula de Kirpich, que resultó 6.13 %.

Tabla 7. Ecuaciones y porcentajes de error.

UH	Tc (h)			Error (%)	
	Tc _{campo}	Tc _{ModeloI}	Tc _{Kirpich}	E _{ModeloI}	E _{Kirpich}
Río Las Piedras	6.135	5.853	5.759	4.60 %	6.13 %

Discusión

Lázaro, Abreu y Alvarez (2021), al evaluar diferentes ecuaciones empíricas para estimar el tiempo de concentración de una unidad hidrográfica en Cuba, observaron que las ecuaciones de SCS Lag, Bransby-Williams, Chow *et al.* estimaron tiempos de concentración considerablemente superiores al promedio, mientras que las ecuaciones de Kirpich, Carter y FAA generaron valores inferiores. En el presente estudio, el análisis de las 12 ecuaciones seleccionadas mostró una mayor convergencia de los valores de T_c en torno al promedio, lo cual sugirió una precisión y adaptabilidad más adecuada. En nuestro caso, las ecuaciones que obtuvieron valores aceptables fueron Bransby-Williams,

Carter, Chow *et al.*, *Corps of Engineers*, Giandotti, Jeong, Pilgrim y McDermott, Rziha, Temez, Yoon *et al.*, Jung, Albishi *et al.*

En los resultados, se establecieron cinco modelos variando los parámetros GEP, obteniendo ecuaciones con funciones desde las más simples (+, -, *, /) hasta las más complejas (exp). Se utilizaron tres métricas de error: el coeficiente de determinación (R^2), el error absoluto medio (MAE) y el error cuadrático medio (MSE). Los resultados iniciales indican que la ecuación del modelo IV es la más robusta, siendo la mejor opción para el cálculo de tiempo de concentración porque obtuvo un $R^2 = 0.991$, MAE = 0.152, MSE = 0.086. De forma similar, las ecuaciones del modelo II con $R^2 = 0.979$, MAE = 0.228, MSE = 0.140 y modelo III con $R^2 = 0.978$, MAE = 0.244, MSE = 0.109 también ofrecen un rendimiento óptimo con bajos niveles de error, lo que las convierte en opciones válidas por su simplicidad y exactitud. Por el contrario, la ecuación del modelo V con $R^2 = 0.942$, MAE = 0.320, MSE = 0.357 presenta un error mayor pese a tener un R^2 aceptable. Finalmente, la ecuación del modelo I con $R^2 = 0.883$, MAE = 0.535, MSE = 0.794 presenta los valores más altos de MAE y MSE, que reflejan menor precisión en esta primera etapa; sin embargo, su R^2 es aceptable.

En la segunda etapa se comprobó la precisión de los cinco modelos comparándolos con el tiempo de concentración real de una unidad hidrológica. La ecuación del modelo I se destacó por su bajo error relativo porcentual de 4.60 %, lo que lo convierte en la opción más confiable, pese a que las métricas de error iniciales la posicionaban como la opción menos precisa. Asimismo, las ecuaciones de los modelos III y V, con errores de 9.23 y 15.48 %, podrían ser válidas. En cuanto a las ecuaciones de los modelos II y IV, que usaron la función exponencial, son las que presentan errores muy elevados en la comprobación: 81.27 y

95.14 %, respectivamente. Así, se puede inferir de los resultados que la aplicación de las funciones exponenciales no son las recomendables para la estimación del tiempo de concentración. En síntesis, los resultados muestran que usar funciones muy complejas no siempre implica que son las más precisas, en tanto que la ecuación a obtener debe ser simple y que englobe todos los parámetros de la unidad hidrográfica, como se muestra en la ecuación del modelo I.

Sandoval-Erazo, Toulkeridis, Rodriguez-Espinosa y Mora (2018) propusieron una ecuación semiempírica basada principalmente en el coeficiente k , derivado de la teoría de la ecuación de Chézy, que permite determinar la velocidad media de escorrentía, así como el tiempo de concentración aplicable a unidades hidrográficas de cualquier área y pendiente. No obstante, su aplicabilidad exige la presencia de al menos una estructura hidráulica en el área de estudio, en contraste con nuestra investigación, que no requiere datos de caudal. Aun así, la ecuación demostró una alta precisión al compararse con los tiempos de concentración de diversos ríos a nivel mundial, obtenidos a partir de ecuaciones empíricas, con un coeficiente de determinación de $R^2 = 0.935$.

Zolghadr *et al.* (2022) presenta la simulación 2D como una alternativa novedosa, el cual toma en cuenta la profundidad total del agua, la elevación de la superficie del agua, el flujo por unidad de longitud en dos direcciones, la aceleración de gravedad, el coeficiente de Chézy y la viscosidad turbulenta. Este método permitió calcular el tiempo de concentración empleando además datos satelitales gratuitos y batimetría digital. Este modelo se demostró ser confiable en unidades hidrográficas con datos limitados; el modelo evidenció un error relativo máximo de 10 %. Por otro lado, nuestra ecuación propuesta puede ser aplicada a

unidades hidrográficas con una limitación de área; sin embargo, presenta una gran simplicidad y un error de 4.60 %.

Li *et al.* (2018) introdujeron el uso de la metodología de seguimiento de partículas para la estimación del tiempo de concentración en superficies permeables e impermeables, a través del *software FullSWOF-PTM* y teniendo en cuenta la pendiente de la superficie, el coeficiente de rugosidad de Manning, la longitud del cauce principal y la intensidad de la lluvia. Para validar el método, se compararon los resultados con otras cinco ecuaciones, evidenciando un $R^2 > 0.994$. La calidad de ajuste se destaca frente a los modelos implementados de nuestra investigación, donde el mejor de los modelos es el IV; se obtuvo $R^2 = 0.991$. La diferencia se atribuye a la robustez de la base de datos empleada. Se analizaron aproximadamente 400 casos, contrastando con el número reducido de datos y situaciones abordados en nuestra investigación.

En resumen, han existido diferentes enfoques del análisis del tiempo de concentración en unidades hidrográficas previos al presente estudio. Sin embargo, hay un margen de aporte significativo que involucra una amplia base de datos de diferentes condiciones hidrológicas, así como el uso de múltiples ecuaciones convencionales que amplía la visión de las más factibles. Por último, los modelos GEP reducen al mínimo el sesgo de acuerdo con las definiciones planteadas en el genotipo, fenotipo, cromosoma, genes, operadores genéticos, función de *fitness*, población y generación en la programación.

Conclusiones

Se estableció un nuevo enfoque de análisis para estimar el tiempo de concentración en unidades hidrográficas a partir de la inteligencia artificial. Como elementos claves para generar nuevos modelos en la programación de expresión genética, se concluyó que se requiere lo siguiente: en primer lugar, tener una base extensa de información; y en segundo lugar, combinar las variables independientes con respecto a la variable de salida a partir del número de cromosomas, número de genes, número de funciones matemáticas. Estos aspectos permitieron obtener una nueva ecuación para estimar el tiempo de concentración en forma precisa y eficaz para un intervalo de área de 10 a 260 km².

De las ecuaciones empíricas, se escogieron ecuaciones como las de Carter, Albishi *et al.* y Jeong, que presentaron valores de desviación estándar y coeficiente de variación más bajos, lo que indica una mayor consistencia en sus estimaciones; sin embargo, ecuaciones con mayores valores estadístico, como las de Rziha y Chow *et al.* reflejan una mayor flexibilidad a la variabilidad de los datos. La confiabilidad de las ecuaciones escogidas se demostró en la etapa de validación y comprobación de los modelos.

Se generaron cinco modelos en la programación de expresión genética, de las cuales el mejor modelo, según las métricas de error, fue la ecuación del modelo IV con $R^2 = 0.991$, MAE = 0.152 y MSE = 0.086. En contraste, la ecuación del modelo I resultó con las métricas de error más inadecuadas, con $R^2 = 0.883$, MAE = 0.535 y MSE = 0.794.

En la etapa de validación, el mejor modelo fue la ecuación del modelo I, la cual alcanzó un error de 4.60 % ($T_c = 5.853$ h) referente a la unidad hidrográfica del río Las Piedras de Colombia ($T_c = 6.135$ h); en

comparación con la ecuación de referencia internacional Kirpich se obtuvo un error de 6.13 % ($T_c = 5.759$ h). Se concluye que el modelo I superó las expectativas en cuanto error.

Para futuras investigaciones se podrían implementar otros modelos dentro de la inteligencia artificial. Se recomienda calibrar para otras ecuaciones para mayores y menores áreas, a fin de que sea la más universal posible.

Agradecimientos

A nosotros, Brayan Miguel Alca Vásquez y Valeria Mayte Ricaldi Marquez, que nos internamos sin miedo en territorios desconocidos, transformando incertidumbre en hallazgos y esfuerzo en logro.

Al Dr. Maiquel López Silva, por su guía firme y precisa en este viaje.

Referencias

- Ahn, S. J., & Lee, E. H. (1986). Derivation of the synthetic unit hydrograph at ungaged small watershed. *Journal of Korea Water Resources Association*, 19(2), 157-166. <https://www.koreascience.kr/article/JAKO198611920091597.page>
- Alamri, N., Afolabi, K., Ewea, H., & Elfeki, A. (2023). Evaluation of the time of concentration models for enhanced peak flood estimation in arid regions. *Sustainability*, 15(3), 1987. <https://doi.org/10.3390/su15031987>
- Albishi, M., Bahrawi, J., & Elfeki, A. (2017). Empirical equations for flood analysis in arid zones: The Ari-Zo model. *Arabian Journal of Geosciences*, 10(3). <https://doi.org/10.1007/s12517-017-2832-4>

- Aldana, D. A., & Leigue, M. A. (julio, 2022). *Estudio hidrológico para determinación de caudales máximos en la cuenca del río San Pedro de la ciudad de Tarija, Bolivia*. Simposio llevado a cabo en el 26th International Congress on Project Management and Engineering, Tarrasa, España.
<http://dspace.aepro.com/xmlui/handle/123456789/3213>
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2003a). *Estudio hidrológico: evaluación y ordenamiento de los recursos hídricos de la cuenca del río San Juan*.
<https://sigrid.cenepred.gob.pe/sigridv3/documento/3029>
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2003b). *Estudio integral de los recursos hídricos de la cuenca del río Chillón*.
<https://sigrid.cenepred.gob.pe/sigridv3/documento/3026>
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2007). *Evaluación de los recursos hídricos de la cuenca del río Mala*.
<https://sigrid.cenepred.gob.pe/sigridv3/documento/3028>
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2010a). *Estudio hidrológico y ubicación de la red de estaciones hidrométricas en la cuenca del río Rímac*. <https://sigrid.cenepred.gob.pe/sigridv3/documento/3030>
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2010b). *Evaluación de los recursos hídricos en las cuencas de los ríos Huancané y Suches*.
<https://sigrid.cenepred.gob.pe/sigridv3/documento/3031>
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2017). *Delimitación de la faja marginal de las quebradas afluentes al río Mariño, en el ámbito del distrito de Abancay*.
<https://sigrid.cenepred.gob.pe/sigridv3/documento/14561>

- Azizian, A. (2018). Uncertainty analysis of time of concentration equations based on first-order-analysis (FOA) Method. *American Journal of Engineering and Applied Sciences*, 11(1), 327-341. <https://doi.org/10.3844/ajeassp.2018.327.341>
- Balladares, J. L. (2022). *Estimación de caudales máximos para la subcuenca Angostura mediante la data Grillada Pisco-Tumbes 2022* (tesis de grado). Universidad Nacional de Tumbes. <https://hdl.handle.net/20.500.12874/63998>
- Cachuán, J. C. O. (2017). *Modelo hidrológico para la generación de crecidas máximas empleando el hidrograma unitario instantáneo geomorfológico en la subcuenca del río Shullcas* (tesis de grado). Universidad Nacional del Centro del Perú. <http://hdl.handle.net/20.500.12894/3870>
- California Department of Public Works. (1960). *California culvert practice*. Sacramento, USA: Calif. State Print.
- Canales, M. L. (2021). *Evaluación de riesgos existentes por erosión fluvial en el estribo izquierdo del Puente Colpa Alta – 2019* (tesis de grado). Universidad Nacional Hermilio Valdizán, Huánuco, Perú. <https://hdl.handle.net/20.500.13080/6228>
- Carter, R. W. (1961). *Magnitude and frequency of floods in suburban areas* (U.S. Geological Survey Professional Paper No. 424-B) (pp. 9-11). Reston, USA: U.S. Geological Survey.
- Castillo, C. L., Abreu, D. E., & Alvarez, M. (2021). Evaluación de distintas fórmulas empíricas para el cálculo del tiempo de concentración en la cuenca urbana del río Bélico y Cubanicay, ciudad de Santa Clara. *Enfoque UTE*, 12(3), 51–64. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.729>

Chaves, L. F. & Ordoñez, Y. A. (2017). *Estimación de los tiempos de concentración en las corrientes: Aguas Claras, Arrayanales, Carnicería, El Vado, Pichagua y río Las Piedras en el municipio de Popayán* (tesis de grado). Universidad del Cauca, Popayán, Colombia.

<https://repositorio.unicauca.edu.co/xmlui/handle/123456789/5106>

Chow, V. T., Maidment, D. R., & Mays, L. W. (1988). *Applied hydrology*. New York, USA: McGraw-Hill Series.

Del-Aguila, S., & Mejía, A. (2021). Caracterización morfométrica de dos cuencas altoandinas del Perú utilizando sistemas de información geográfica. *Tecnología y ciencias del agua*, 12(2), 538-562. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2021-02-12>

Ding, J., Jiang, T., Tan, P., Wang, Y., Fei, Z., Huang, C., Ma, J., & Fang, Y. (2023). An improved gene expression programming algorithm for function mining of map-reduce job execution in catenary monitoring systems. *PLoS ONE*, 18(11), e0290499. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0290499>

Eslamian, S., & Mehrabi, A. (2005). Determination of experimental relations in estimation of concentration time in mountainous watershed basins. *Iranian Journal of Natural Resources and Agricultural Sciences*, 12(5), 23-34.

FAO & INADE, Food and Agriculture Organization & Instituto Nacional de Desarrollo. (2003). *Diagnóstico de la subcuenca del río Contumazá*. <https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/ar911s>

- Fathi, A., & Zolghadr, M. (2023). *A novel method for estimating time of concentration in ungauged catchments*. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3700625/v1>
- Flavell, D. J. (1982). The rational method applied to small rural catchments in the south west of Western Australia. In: *Hydrology and Water Resources Symposium* (pp. 49-53). Perth, Australia: Institution of Engineers, Australia.
- Fuladipanah, M., Shahhosseini, A., Rathnayake, N., Azamathulla, H. M., Rathnayake, U., Meddage, D. P. P., & Tota-Maharaj, K. (2024). In-depth simulation of rainfall–runoff relationships using machine learning methods. *Water Practice and Technology*, 19(6), 2442-2459. <https://doi.org/10.2166/wpt.2024.147>
- García, J. L., & Onrubia, E. (2003). *Estudio de la Ribera de Bensafrim (El Algarve, Portugal)*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization. <https://www.fao.org/4/XII/0253-B2.htm>
- Giandotti, M. (1934). *Previsione delle piene e delle magre dei corsi d'acqua, Memorie e Studi Idrografici*. Roma, Italia: Ministero dei Lavori Pubblici.
- Gomez, W. J., & Paytan, J. C. (2017). *Estimación de caudales mediosnaturalizados en la cuenca del río Ichu mediante el método de regionalización estadística* (tesis de grado). <https://repositorio.unh.edu.pe/items/8c323578-663c-49c6-ae79-dbe4afcf2548>

- González-Álvarez, Á., Vilorio-Marimón, O. M., Coronado-Hernández, Ó. E., Vélez-Pereira, A. M., Tesfagiorgis, K., & Coronado-Hernández, J. R. (2019). Isohyetal maps of daily maximum rainfall for different return periods for the Colombian Caribbean Region. *Water*, 11(2), 358. <https://doi.org/10.3390/w11020358>
- Haktanir, T., & Sezen, N. (1990). Suitability of two-parameter gamma and three-parameter beta distributions as synthetic unit hydrographs in Anatolia. *Hydrological Science Journal*, 35(2), 167-184. <https://doi.org/10.1080/02626669009492416>
- INDECI & PNUD, Instituto Nacional de Defensa Civil & Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2004). *Mapa de peligros de las ciudades de Tarapoto, Morales y la Banda de Shilcayo*. Lima, Perú: Instituto Nacional de Defensa Civil. <https://sigrid.cenepred.gob.pe/sigridv3/documento/4460>
- INDECI & PNUD, Instituto Nacional de Defensa Civil & Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2005). *Mapa de peligros de la ciudad de Sicuani y localidad de Qquehuar*. Lima, Perú: Instituto Nacional de Defensa Civil. <https://sigrid.cenepred.gob.pe/sigridv3/documento/4333>
- Iruri, O. V., & Jiménez, L. F. (2021). *Delimitación de áreas críticas mediante el modelamiento de flujo de lodos con el software flo 2D en la quebrada Malanche, distrito de Punta Hermosa, Lima-Perú* (tesis de grado). <http://hdl.handle.net/10757/656076>
- JSCE, Japan Society of Civil Engineers. (1999). *The collection of hydraulic formulas*. Tokyo, Japan: Japan Society of Civil Engineers.

- Jung, S. (2005). *Development of empirical formulas for the parameter estimation of Clark's watershed flood routing model* (tesis doctoral). Korea University, Seoul, South Korea.
- Kaufmann, I., Kaufmann, A., Garcia, S., & Alves, T. (2017). Performance of methods for estimating the time of concentration in a watershed of a tropical region. *Hydrological Sciences Journal*, 62(14), 2406-2414. <https://doi.org/10.1080/02626667.2017.1384549>
- Kavoosi, M., & Khozehmehnehad, H. (2021). Review and compare performance of 4 modeling methods LS-SVM, NN, GEP and ANFIS-PSO in Simulation of Rainfall - Runoff (Study Area: Halil River-Jiroft Dam). *Irrigation and Water Engineering*, 11(3), 96-110. https://www.waterjournal.ir/article_128115.html
- Kim, Y. (2015). *Development of concentration time and storage coefficient formula in urban stream watersheds* (tesis de maestría). Sejong University, Seoul, South Korea.
- Kirpich, Z. P. (1940). Time of concentration of small agricultural watersheds. *Journal of Civil engineering*, 10(6), 362.
- Lázaro, C., Abreu, D., & Alvarez, M. (2021). Evaluación de distintas fórmulas empíricas para el cálculo del tiempo de concentración en la cuenca urbana del río Bélico y Cubanicay, ciudad de Santa Clara. *Enfoque UTE*, 12(3), 51-64. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.729>
- Li, X., Fang, X., Li, J., Manoj, K. C., Gong, Y., & Chen, G. (2018). Estimating time of concentration for overland flow on pervious surfaces by particle tracking method. *Water*, 10(4), 379. <https://doi.org/10.3390/w10040379>

- Linsley, R. K., Kohler, M. A., Paulhus, J. L., Serra, M. F., & Aparicio, F. D. (1977). *Hidrología para ingenieros*. Bogotá, Colombia: McGraw-Hill.
- López-Silva, M., Carmenates-Hernandez, D., Sao-Cancio, I., Valderrama-Romero, A., & Huamaní-Navarrete, P. (2022). Análisis estadístico multivariado de parámetros morfométricos en cuencas hidrográficas del Perú. En: Harun, S., Othman, I. K., & Jamal, M. H. (eds.). *Proceedings of the 5th International Conference on Water Resources (ICWR) – Volume 1* (Lecture Notes in Civil Engineering, Vol. 293, pp. 53–66). Singapur: Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-19-5947-9_5
- Marín, D. A. (2018). *Análisis comparativo de los parámetros geomorfológicos de las subcuencas San Gregorio, Chongoyapito, Cupisnique y Yamalan* (tesis de grado). Universidad Nacional de Cajamarca, Cajamarca, Perú. <http://hdl.handle.net/20.500.14074/2129>
- Masoud, M. H. Z., Basahi, J. M., Alqarawy, A., Schneider, M., Rajmohan, N., Niyazi, B. A. M., & Karthikeyan, B. (2024). Flash flood prediction in Southwest Saudi Arabia using GIS technique and surface water models. *Applied Water Science*, 14(3), 61. <https://doi.org/10.1007/s13201-024-02117-2>
- Mata-Lima, H., Vargas, H., Carvalho, J., Gonçalves, M., Caetano, H., Marques, A., & Raminhos, C. (2007). Comportamento hidrológico de bacias hidrográficas: integração de métodos e aplicação a um estudo de caso. *Revista Escola de Minas*, 60(3), 40-56. <https://doi.org/10.1590/S0370-44672007000300014>

- Michailidi, E. M., Antoniadis, S., Koukouvinos, A., Bacchi, B., & Efstratiadis, A. (2018). Timing the time of concentration: Shedding light on a paradox. *Hydrological Sciences Journal*, 63(5), 721-740. <https://doi.org/10.1080/02626667.2018.1450985>
- Minagri, Ministerio de Agricultura. (2007). Estudio hidrológico en la cuenca del río Casma-2007. Lima, Perú: Ministerio de Agricultura. <https://sigrid.cenepred.gob.pe/sigridv3/documento/3032>
- Morgali, J. R., & Linsley, R. K. (1965). Computer analysis of overland flow. *Journal of the Hydraulics Division*, 91(3), 81-100. <https://doi.org/10.1061/JYCEAJ.0001269>
- MOTH, Ministry of Transportation and Highways. (1998). *Hydraulics Manual*. Victoria, Canada: Moth Engineering Branch.
- Nieto, L., & De-la-Torre, E. E. (2023). *Análisis de máximas avenidas de la cuenca transfronteriza del río Zarumilla (Perú-Ecuador) usando el software Hec-Hydrologic Modeling System* (tesis de grado). <http://hdl.handle.net/10757/669031>
- Pilgrim, D. H., & McDermott, G. E. (1982). Design floods for small rural catchments in eastern New South Wales. *Civil Engineering Transactions*, 24(4), 226-234.
- Pouyanfar, S., Nozari, N., & Khodamorad, M. (2023). Comparison of the performances of the gene expression programming model and the RegCM model in predicting monthly runoff. *Journal of Water and Climate Change*, 14(10), 3810-3829. <https://doi.org/10.2166/wcc.2023.439>
- Rziha, F. (1876). *Eisenbahn-Unter-Und Oberbau* (v. 1). Viena, Austria: Hof-und Staatsdr.

- Sandoval-Erazo, W., Toulkeridis, T., Rodriguez-Espinosa, F., & Mora, M. J. (2018). Velocity and time of concentration of a basin - A renewed approach applied in the Rio Grande Basin, Ecuador. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 191(1), 012117. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/191/1/012117>
- Senamhi, Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. (2013). *Estudio de extremos hidrológicos en la cuenca del río Chicama*. Lima, Perú: Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. <https://sigrid.cenepred.gob.pe/sigridv3/documento/807>
- Sheridan, J. M. (1994). Hydrograph time parameters for flatland watersheds. *Transactions of American Society of Agricultural Engineers*, 37(1), 103-113. <https://doi.org/10.13031/2013.28059>
- Silveira, A. L. L. (2005). Performance of time of concentration formulas for urban and rural basins. *Brazilian Journal of Water Resources*, 10, 5-23.
- Straub, T. D., Melching, C., & Kocher, K. (2000). *Equations for estimating Clark unit-hydrograph parameters for small rural watersheds in Illinois* (Water-Resources Investigations Report 2000-4184). Reston, USA: U.S. Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/wri004184>
- Temez, J. R. (1978). *Cálculo hidrometeorológico de caudales máximos en pequeñas cuencas naturales*. Madrid, España: Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo (MOPU), Dirección General de Carreteras. https://www.transportes.gob.es/recursos_mfom/0610400.pdf

- Valderrama, F. J., Chávez, D. A., Muñoz, S. P., Tuesta-Monteza, V. A., & Mejía-Cabrera, H. I. (2021). Importance of artificial neural networks in civil engineering: A systematic review of the literature. *ITECKNE*, 18(1), 71-83. <https://doi.org/10.15332/iteckne.v18i1.2542>
- Vargas, A. (2022). *Identificación de áreas en riesgo de inundación por el río Huanta, a un kilómetro aguas abajo del puente Huanta sector Accoscca-2020* (tesis de grado). <http://repositorio.unsch.edu.pe/handle/UNSCH/4988>
- Vargas-Crispin, W. S., Montes-Raymundo, E., Castrejón-Valdez, M., & Hinojosa-Benavides, R. A. (2021). Machine learning como herramienta para determinar la variación de los recursos hídricos. *Scientific Research Journal CIDI*, 1(1), 56-69. <https://doi.org/10.53942/srjcidiv1i1.46>
- Vásquez-Ramírez, L., & Vásquez-Paredes, L. F. (2023). Predicción de caudales mensuales en ríos de cuencas altoandinas con enfoque de redes neuronales artificiales. Caso: río Crisnejas, Perú. *Tecnología y ciencias del agua*, 14(1), 124-199. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-14-01-04>
- Vélez, U. J., & Botero, A. (2011). Estimación del tiempo de concentración y tiempo de rezago en la cuenca experimental urbana de la quebrada San Luis, Manizales. *Dyna*, 78(165), 58-71. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/dyna/article/view/25640>
- Waqas, M., Saifullah, M., Hashim, S., Shoaib, M., Naseem, A., & Khan, M. (2021). Modelling of rainfall-runoff process by GEP, RBF-SVM and M5 model tree in Jhelum River Basin, Pakistan. In: *Proceedings of the International Conference on Hydrology and Water Resources 2021* (pp. 105-112). Lahore, Pakistan.

- Yoo, C., Lee, J., & Cho, E. (2019). Theoretical evaluation of concentration time and storage coefficient with their application to major dam basins in Korea. *Water Supply*, 19(2), 644-652. <https://doi.org/10.2166/ws.2018.156>
- Yoon, T. H., Kim, S. T., & Park, J. W. (2005). On redefining of parameters of Clark model. *Journal of the Korean Society of Civil Engineers*, 25(3B), 181-187. https://kscejournal.or.kr/jksce/ArticleDetail/RD_R/186393
- Zolghadr, M., Rafiee, M. R., Esmailmanesh, F., Fathi, A., Tripathi, R. P., Rathnayake, U., Gunakala, S. R., & Azamathulla, H. M. (2022). Computation of time of concentration based on two-dimensional hydraulic simulation. *Water*, 14(19), 3155. <https://doi.org/10.3390/w14193155>

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-03-08

Articles

Management of dam discharge to reduce flood risk Manejo de las descargas de presas para reducir el riesgo de inundación

Eduardo Herrera¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3720-6083>

Sigrid Morett², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8879-6960>

Claudio Hoyos-Reyes³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4686-9719>

Paris Rivera⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7259-5152>

¹Atmospheric Sciences, Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz, Mexico, luisherrera02@uv.mx

²Faculty of Sciences, Universidad Nacional Autónoma de México, Mexico City, Mexico, sigridmorett@ciencias.unam.mx

³Atmospheric Sciences, Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz, Mexico, choyos@uv.mx

⁴Center for Environmental Studies and Biodiversity, Universidad del Valle de Guatemala, Guatemala, Guatemala, pfrivera@uvg.edu.gt

Corresponding author: Eduardo Herrera, luisherrera02@uv.mx



Abstract

Management of dams and reservoirs must be dictated by local conditions; in Mexico, extreme precipitation events cause severe flooding that socioeconomic factors can convert to a disaster. A theoretical method is proposed for the management of the controlled release of water to reduce the risk of flooding. The methodology involves climatological and hydrological analysis, seasonal climate forecasting, meteorological nowcast, climatology of extreme events, and hydrological projections of dam filling and basin response. It focuses mainly on three aspects: a) scheduled emptying time before the rain starts, b) closing the water release during the extreme precipitation event and c) maintaining a safety margin in the level of the reservoir to gain response time. Early weather predictions allow for early release of water, thereby effectively exploiting river capacity before precipitation begins. The proposed method offers a non-structural, and hence low-cost, option for dam management to mitigate flood risk.

Keywords: dams, reservoirs, floods, risk management, precipitation, hydrology, weather forecasting, climatology.

Resumen

La gestión de presas y embalses debe estar dada por las condiciones locales; en México, los eventos de precipitación extrema provocan inundaciones severas que los factores socioeconómicos pueden convertir en un desastre. Se propone un método teórico para la gestión de la liberación controlada de agua para reducir el riesgo de inundaciones. La metodología involucra análisis climatológico e hidrológico, pronóstico climático estacional, pronóstico meteorológico inmediato, climatología de

eventos extremos y proyecciones hidrológicas de llenado de presas y respuesta de cuenca. Se enfoca principalmente en tres aspectos: a) tiempo programado de vaciado antes del inicio de la lluvia, b) cierre de la liberación de agua durante el evento de precipitación extrema y c) mantenimiento de un margen de seguridad en el nivel del embalse para ganar tiempo de respuesta. Las predicciones meteorológicas tempranas permiten la liberación anticipada de agua, maximizando así de manera efectiva la capacidad del río antes de que comience la precipitación. El método propuesto ofrece una opción no estructural y, por lo tanto, de bajo costo para la gestión de presas, mitigando el riesgo de inundaciones.

Palabras clave: presas, embalses, inundaciones, gestión de riesgos, precipitación, hidrología, predicción meteorológica, climatología.

Received: 29/11/2024

Accepted: 08/08/2025

Available ahead of print: 03/09/2025

Version of record: 01/05/2026

Introduction

Floods cause some of the most severe forms of disaster in terms of incidence, fatalities and economic losses. They are increasing in frequency as a result of population growth across vulnerable terrain, land degradation, inadequate protection measures, and the changing climate (Berz, 2000).

Flood risk has two parts: a) the hazard, related to physical phenomena such as precipitation and geomorphology, and b)

vulnerability, associated with the human-social component, as human settlements on river banks, towns on the seashore, dam management, etc. Vulnerability to floods associated with dams has not yet been efficiently reduced, despite the scheduled release of stored water in the case of extreme precipitation events. Multivariate extreme events present risks whose analysis requires a multivariate approach (Brunner, 2023); an increasing awareness of the climatic context of floods has demonstrated the need for a multidisciplinary approach (Merz *et al.*, 2014).

Recognition of a flood risk based on hydrological data must lead to mitigation of its potential consequences, by structural means and non-structural measures (García, Suárez-Lima, & Herbas, 2017). Where historical data are sparse or flood probability is low, flood risk analysis may be based on the total risk factor (Chen & Lin, 2018). Some studies of reservoir-related floods have focused on the design of dams to minimize the associated risks (Łydźba *et al.*, 2021); others focus on the planning of responses to flood events (Ansori, Damarnegara, Margini, & Nusantara, 2021). The risk of flooding downstream of a dam can be evaluated, and hence its costs be assessed, by considering the variability of the level in the reservoir and using the long-term operating policy (Huerta-Loera & Domínguez-Mora, 2016). The outflow from a reservoir is determined flexibly and the safety of the procedure depends on the accuracy of the rainfall forecasts and the efficiency of the real-time hydrological data collection (Someya, 2018). Management of a dam must consider hedging to reduce the risk of shortages in the event of future drought (You & Cai, 2008). To determine the optimal hedging strategy, a proposed method combines particle swarm optimization with a simulation of the water system to represent a system of reservoirs that are jointly

operated (Spiliotis, Mediero, & Garrote, 2016). Since conditions may vary over time, an extension of this method proposes a different set of rules for each hydrological year, with input from a hydrological forecast if available (Garrote, Granados, Spiliotis, & Martin-Carrasco, 2023).

Rainfall predictions can be used in model cascades to produce hydrological forecasts. However, errors in rainfall prediction propagate within the model, interacting at the basin level and affecting the estimation of area and depth of a predicted flood (Rodríguez-Rincón, Pedrozo-Acuña, & Breña-Naranjo, 2015). Stochastic models have been developed to determine optimal reservoir levels in a hydropower system entailing dams operating in series; this can enhance prediction and management of flood risks associated with dam operation (De-la-Cruz-Courtois, Guichard, & Arganis, 2020).

In operating a dam for energy generation, the volume of the reservoir is managed until maximum levels are reached, following a reactive scheme. The volume of water that dams retain changes over time, according to requirements and in response to varying patterns of storms and precipitation (Merz *et al.*, 2014), including the frequency and intensity of extreme weather events (Mokhov, 2023). Reduction of the risk of flooding triggered by extreme precipitation events requires real-time management for each dam to avert or mitigate an ensuing disaster (Chen & Lin, 2018; Someya, 2018; Boulange, Hanasaki, Yamazaki, & Pokhrel, 2021; Nakamura & Shimatani, 2021).

In Mexico, floods are the main and most costly disaster faced almost yearly, owing to the country's geography and high vulnerability to hydrometeorological events (Pedrozo-Acuña, Breña-Naranjo, & Domínguez-Mora, 2014; Zuñiga-Tovar & Magaña-Rueda, 2018). Severe floods have occurred in recent years, such as those in Veracruz in 2005

and 2010, in Tabasco in 1999, 2007, 2020, and in Guerrero in 1997 and 2013 (Tejeda-Martínez, 2006; Gama *et al.*, 2010; Rivera-Trejo, Soto-Cortés, & Méndez-Antonio, 2010; Tejeda-Martínez, 2011; Pedrozo-Acuña *et al.*, 2014; Fernández-Rivera, Rodríguez-Rincón, Alcocer-Yamanaka, Breña-Naranjo, & Pedrozo-Acuña, 2019). These floods are linked to extreme precipitation events, but this is compounded by vulnerability due to socioeconomic factors.

Mexico has a history of more than 100 years in the construction of hydroelectric dams due to the advantages they offer compared to other energy sources (Ramos-Gutiérrez & Montenegro-Fragoso, 2012). Management of dams and reservoirs has been governed partly by operation manuals issued by government institutions according to the initial construction considerations. On the other hand, recent risk and response studies have considered the minimization of loss of electrical energy generation (Huerta-Loera & Domínguez-Mora, 2016; Pedroza-González, 2016). Despite the existence of the aforementioned flood control methodologies, floods continue to occur.

We here present a theoretical model that can be implemented in managing a dam in the lead-up to any precipitation event, and particularly when an extreme event is forecast; the combination of hydrological theory with knowledge of meteorology and climatology will enhance efforts to avert a disaster downstream.

Theoretical background and methodology

Hydrology and climate

For any given region the hydrological behavior of the basin is linked to the pattern of the rainy season. Much of Mexico experiences a climate with a clear demarcation into dry season (November to April) and rainy season (May to October). At the end of the dry season, the reservoirs are at their lowest point; as time goes by, they fill up and the risk of flooding gradually increases in the event of any extreme precipitation. Since water is an asset in terms of politics as well as energy, decision-makers delay the release from dams to conserve this asset, so that the next dry period will be faced with the largest amount of water stored. Furthermore, towards the end of the rainy season, several factors come together to increase the risk of flooding: the soils are saturated, the capacity of the rivers to transport the extra water decreases, the reservoirs fill at a higher rate due to an increase in runoff, and in the region of Mexico, meteorological phenomena associated with the summer-autumn transition occur, and these increase the possibility of extreme precipitation events.

Precipitation behavior is the most important factor in determining runoff, although it does not determine it completely. Generally, for Mexico, annual precipitation can have a normal or bimodal behavior (Figure 1). The northeast, central, south and southeast regions have bimodal precipitation behavior (Magaña, Amador, & Medina, 1999), but with different magnitudes, with the total accumulated annual precipitation being higher in the south and southeast.

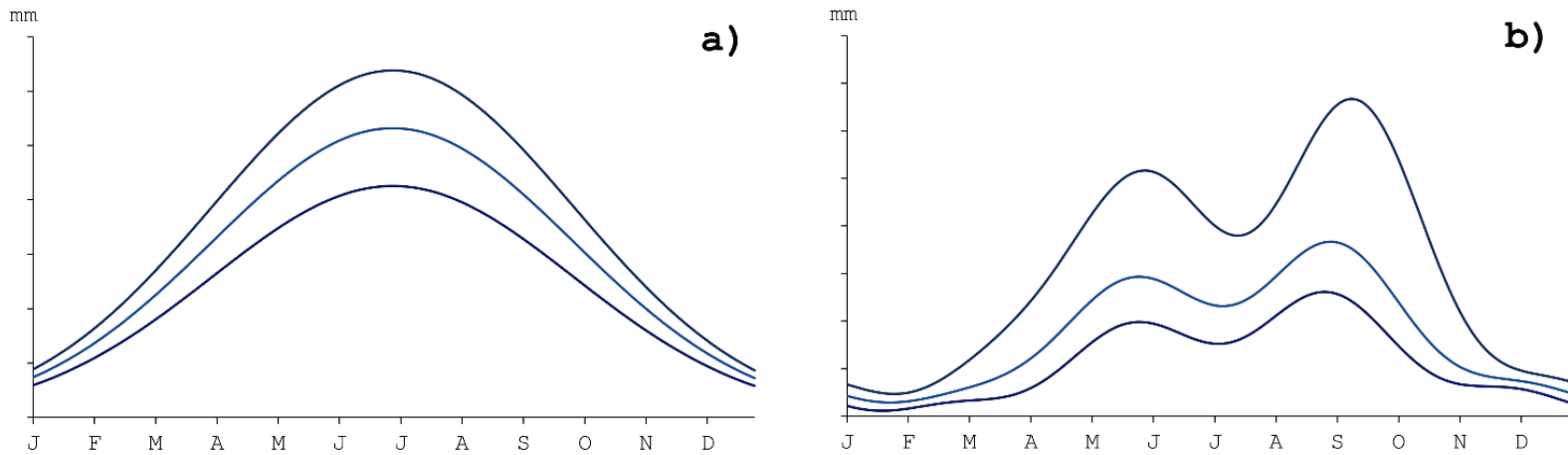


Figure 1. Theoretical examples of monthly precipitation distribution (vertical axis) and time (months, horizontal axis): a) normal and b) bimodal. Variability is indicated by curves for maximum, average and minimum.

With the precipitation distributions for a given region or basin, the accumulated precipitation curves are obtained, that is, the accumulated volume function (Figure 2), for which there will be a minimum and maximum margin determined by meteorological and climatological factors for each year.

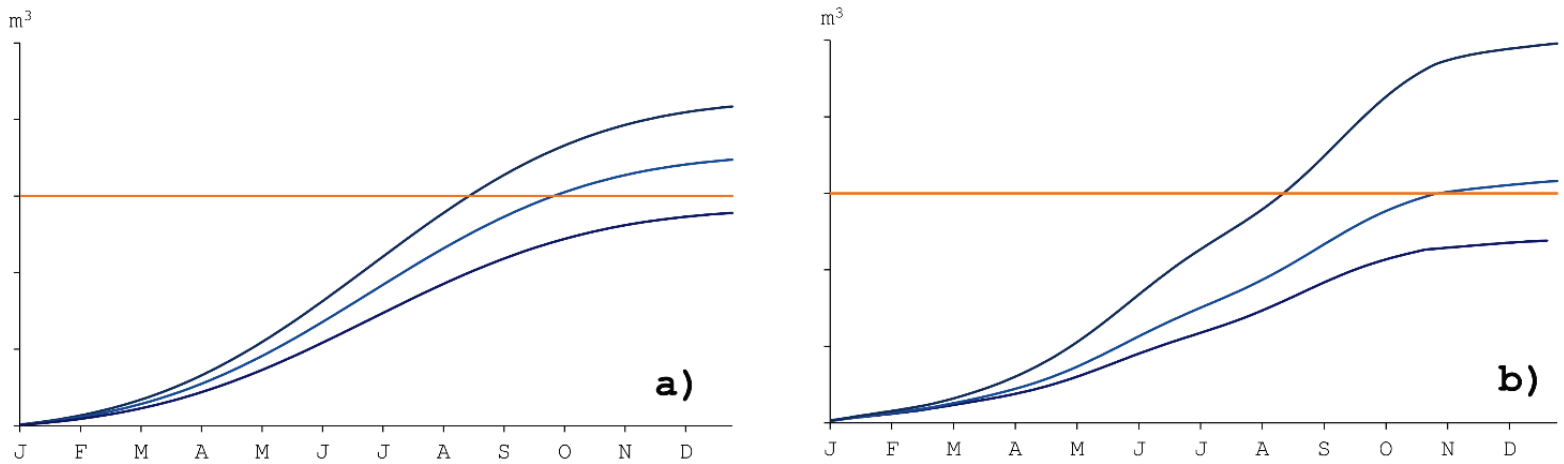


Figure 2. Annual accumulated precipitation volume corresponding to a precipitation distribution, volume (m^3 , vertical axis), time (months, horizontal axis): a) normal and b) bimodal, with their respective potential variations. Horizontal orange line: Assumed maximum water level for a reservoir. Intersection of orange line and blue curve: Date on which maximum level is reached (determined by the pattern of precipitation, mentioned above).

Climatological considerations allow seasonal projections or forecasts of the rainy season for a given region, but this will depend on knowledge of the influence of meteorological and climatological phenomena on precipitation. In the case of Mexico, these are tropical cyclones (Dominguez & Magaña, 2018), easterly wave activity (Pazos, Magaña, & Herrera, 2023), the Caribbean low-level jet (CLLJ), the mid-summer drought (Magaña *et al.*, 1999; Herrera, Magaña, & Caetano, 2014; Ochoa-Orozco, Rivera, & Herrera, 2022), the North American Monsoon (Adams & Comrie, 1997), cold fronts, climatic oscillations such as El Niño–Southern Oscillation (ENSO), the Pacific Decadal Oscillation (PDO) and the Atlantic Multidecadal Oscillation (AMO), and intraseasonal variability

(Magaña *et al.*, 1999; Méndez & Magaña, 2010; Rivera, 2021). Among the climatic oscillations, precipitation in Mexico is strongly influenced by ENSO; in general, under El Niño/La Niña phase conditions, the rainfall of the season decreases/increases in the center and south of the country and increases/decreases in the north (Méndez & Magaña, 2010).

Climate forecasts for the rainy season can allow reservoir filling to be planned several months in advance. Given the maximum filling volume levels of each reservoir (Maximum operating level, MOL; Maximum flood level, MFL), each forecast precipitation regime will determine the likelihood of overflowing, which will also have some variation over time depending on whether the season behaves close to average or with a significant anomaly (Chen & Lin, 2018). Furthermore, variability around the peak (normal) or peaks (bimodal) of precipitation may increase. In many bimodal cases, variability is greater at one of the precipitation peaks, and this leads to greater uncertainty in the seasonal forecast around that peak; hence, it is advisable to conduct a systematic week-by-week review of both precipitation behavior and water levels in the reservoir and rivers (Semenova, Simonov, & Khristoforov, 2023; Vuglinskii, Cretaux, Izmailova, Gusev, & Kurochkina, 2024).

Meteorological forecasting

The meteorological forecasts for each region have achieved good precision and reliability for four or five days on average, reducing uncertainty to such an extent that it is now possible to consider them as input data for hydrological models (Rodríguez-Rincón *et al.*, 2015). Weather forecasting is crucial for the controlled discharge from dams, since the more accurate and the longer the forecast period, the greater the volume that can be

extracted in a controlled manner, without waiting for the days of maximum rainfall to occur or for the reservoir to reach maximum levels, which would lead to a greater risk of rupture or flooding in downstream settlements, leaving decision makers with little room for maneuver. To anticipate the hydrology of a basin, many models require the input of predicted precipitation rates; waiting for precipitation to occur decreases the time available to discharge from the dam without flooding the downstream river. The basin response time provides the forecast window or time that decision makers have to act; if the time provided by the meteorological forecast is added to this forecast window, decision makers will have greater room for maneuver to operate and empty dams. Both hydrological and meteorological forecasts provide quantitative information on precipitation, necessary to reduce uncertainty in decision making.

A warning of extreme precipitation events is crucial, but these are sometimes unforeseen due to lack of information or to incorrect interpretation of meteorological models; the products related to possible precipitation may be underestimated, and this feeds deficient information to the hydrological models (Méndez-Antonio, Soto-Cortés, Rivera-Trejo, & Caetano, 2014; Lerch, Thorarinsdottir, Ravazzolo, & Gneiting, 2017). Therefore, the meteorological nowcast must be carried out by a team of experts focused mainly on the period of the season with the that the reservoir will reach maximum levels; working together with experts in hydrology, they should be able to accurately predict a flash flood.

Hydrological response

Each basin has a variable response to precipitation throughout the year, mainly because it has a greater infiltration capacity during dry periods and this infiltration decreases as the rainy season progresses and the soil becomes saturated. Evaporation is also greater before the rainy season and decreases as the atmosphere becomes saturated.

The runoff Q (m^3/day) across a basin changes as the saturation of the soil and atmosphere (s , %) increases (Figure 3a). This relationship responds to varying precipitation (p , mm/day) (Figure 3b).

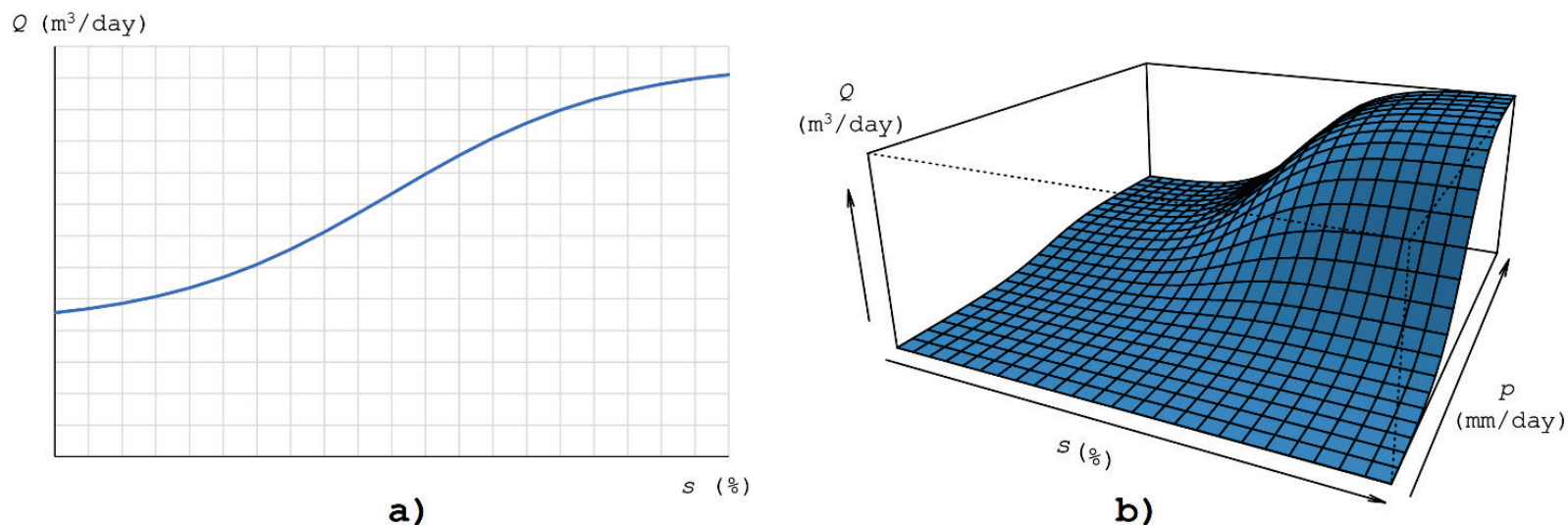


Figure 3. Effect on runoff Q (m^3/day) of soil and atmosphere saturation s (%) for a) a fixed precipitation and b) for different values of precipitation p (mm/day).

At the beginning of the rainy season, the climate forecast allows estimation of the dates on which the point will be reached where, if the

outflow of water from the reservoir is not managed, the maximum water levels (MOL and MFL) will be reached. So, from the beginning of the rainy season, it is possible to know when to have greater monitoring of meteorological events. In general, these levels are reached towards the end of the rainy season (Figure 2), when the runoff is at its maximum (Figure 3).

If Q is integrated over a time interval (t), we obtain the volume V (m^3) accumulated in the reservoir:

$$V = \int_{t_1}^{t_2} Q(s(t), p(t)) dt \quad (1)$$

From the specifications of each dam, the equivalence of the accumulated volume in terms of water level N (m) can be obtained, considering that there is no discharge, even if the capacity of the storage has decreased due to siltation, since it can be integrated from an initial level N_1 to a final level N_2 :

$$V = \int_{N_1}^{N_2} A(h) dh, \quad (2)$$

Where the volume V is the integral of the area $A(h)$ with respect to the height h . In addition, it is possible to establish empirically, for each dam, the relationship between the precipitation (mm/day) that occurs in the basin area for a period of interest within the season (e.g., 3 to 5 days) and the accumulated volume in the reservoir due to the runoff Q . This can use data on the levels of the reservoir of interest, and spatial data on precipitation in the basin historically and in recent years. This ensures

that the current behavior of the basin is described, as successive changes in land use, erosion, and other factors alter its response to precipitation over time.

It is imperative that the maximum levels (MOL and MFL) are never exceeded. However, the reservoir is often managed in a reactive manner, that is, water is released until precipitation begins or the amount is released so as not to put the dam at risk, regardless of the capacity of the river downstream, and this can cause flooding. The dam should be discharged at an earlier stage than is currently the case; it should begin a matter of days before the rain associated with the meteorological phenomenon arrives. The method proposed here helps to minimize flooding downstream, regardless of the use of the reservoir water (electricity generation, human consumption, agriculture, etc.).

Proposed solution

Gaining time with weather forecasting

The meteorological nowcast enables a more accurate prediction of the range of precipitation volume in the basin due to approaching atmospheric systems. This prediction can be made several days in advance, allowing the discharge of the dam to begin before the precipitation occurs. The advantage of this is that the volume q can be discharged when the river still has a greater capacity to carry water from the dam; when precipitation is already occurring in the region, a large part of the volume that the river can carry derives directly from the precipitation that runs into the river from its vicinity, and the volume of dam discharge that can be accommodated is reduced.

As we have seen, for a given basin, the runoff Q depends on the precipitation $p(t)$ and the saturation of the soil and atmosphere $s(t)$. Precipitation (Figure 4a shows example values) leads to runoff to the reservoir (Figure 4b), taken as a filling rate. To avoid flooding downstream, the discharge rate must be limited by the river capacity. The volume that will have accumulated in the reservoir is the integral of Q over time (see Figure 4c, where V_1 and V_2 correspond to the maximum levels MOL and MFL). With t_0 as the time at which the MOL would be reached, the volume q will be the integral of Q from t_0 to t_b . This volume q must be evacuated several days before the MOL and MFL levels are reached. Let S be the flow rate from the dam that the river can accommodate (Figure 4d); this, like Q , depends on the precipitation and the saturation of the soil and the atmosphere. The changes in S will indicate the period (days) by which the discharge should precede the predicted meteorological phenomenon and what volume per day should be allowed to escape in order not to exceed the river capacity. Thus, q is also equal to the integral of S during the estimated period before the occurrence of precipitation.

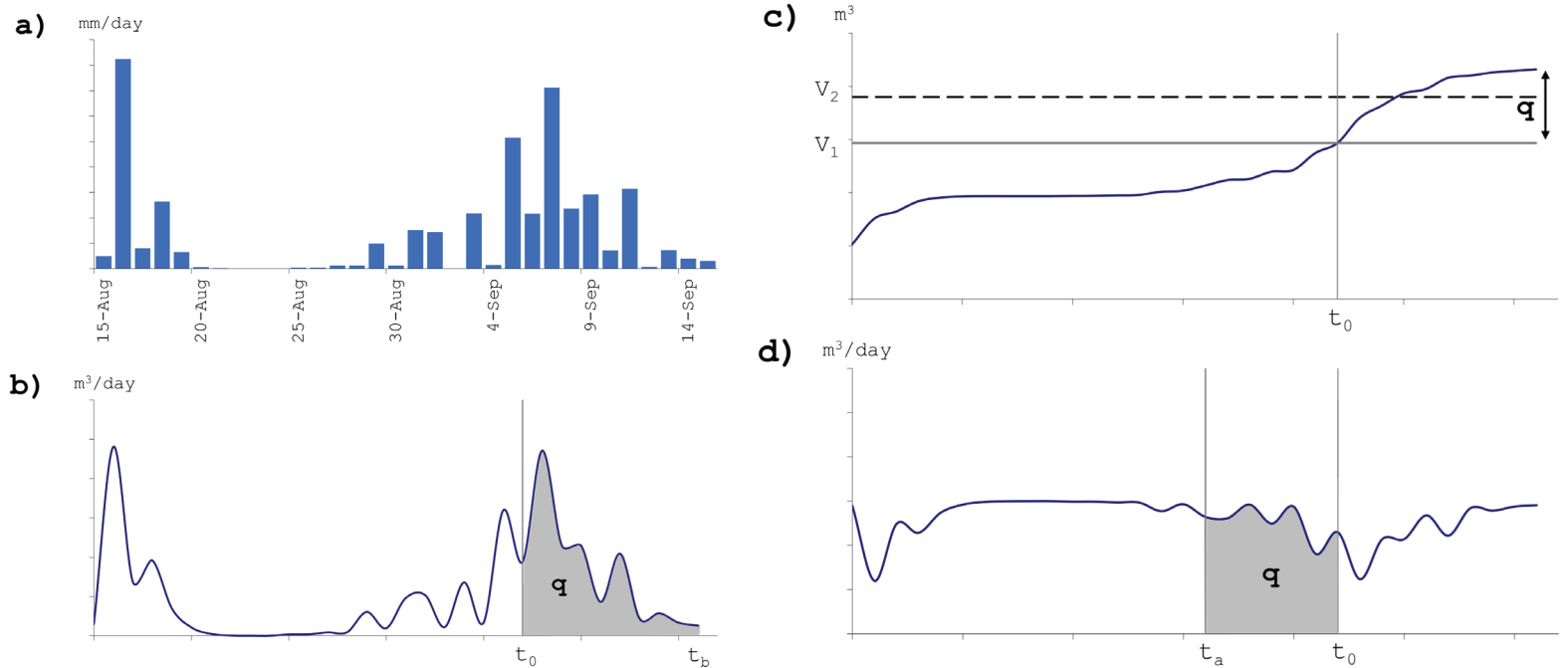


Figure 4. a) Illustrative precipitation (mm/day) for an example period (15 August to 15 September), typifying patterns in Mexico; b) runoff function (Q) for a basin (m^3/day) in response to the precipitation recorded in Figure 4a; c) volume (m^3) that would accumulate behind the dam if the water were not allowed to flow out. Solid gray line, volume (V_1) that corresponds to the MOL; dashed black line, volume (V_2) that corresponds to the MFL; d) Flow rate S (m^3/day) that the river can accommodate from the dam discharge (river capacity minus the water it carries due to runoff from its own vicinity).

$$\int_{t_0}^{t_b} Q(p(t), s(t)) dt = q = \int_{t_a}^{t_0} S(p(t), s(t)) dt \quad (3)$$

The S function may also depend on the conditions at the eventual river outlet; for example, its discharge into the ocean may be hindered by a storm surge or some other phenomenon.

These are composite functions. These must be studied by both meteorologists and hydrologists who collaborate daily for the best management of dams and reservoirs.

Gaining time by keeping a water volume deficit

Time can also be gained by having a reserve of empty volume in the reservoir.

It is expected that towards the end of the rainy season the reservoir levels will be very close to the maximum. Therefore, with emphasis on this period, a climatological study of extreme events should be carried out (Brooks & Stensrud, 2000; Herrera, Magaña, & Morett, 2018; McPhillips *et al.*, 2018; Brunner, 2023). Extreme precipitation events are studied from diverse perspectives; knowledge of the meteorological phenomena involved has been discussed above. In this section, we focus on the statistical aspect of extreme precipitation events.

A greater understanding of these events requires that regional daily precipitation data spanning several decades be reviewed. Precipitation maxima are identified and the time interval $[(1-n)$ days] of duration of the events for which the accumulated precipitation exceeds maximum thresholds is determined; this can be above a standard deviation or values above some percentile of interest (Figure 5). With these climatological analyses of the extreme precipitation events, the expected volumes that run off to the reservoir and the river can be determined.

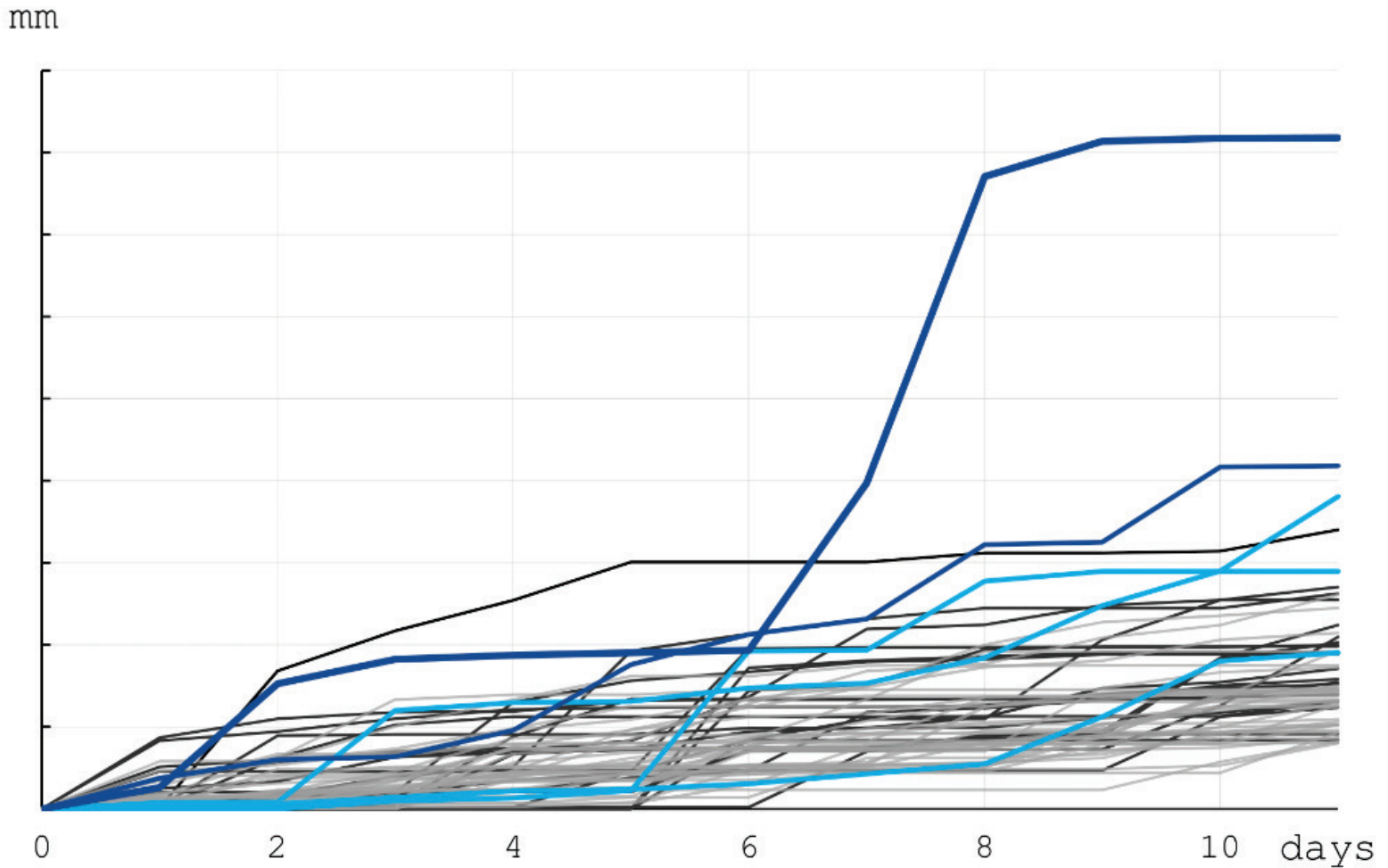


Figure 5. Example of accumulated precipitation (mm) for different extreme precipitation events occurring over an 11-day period and exceeding one standard deviation (σ). Periods during which the precipitation exceeds the threshold for three days (dark blue), for two days (light blue), or for one day (black); also, periods during which the threshold was not exceeded (gray).

Taking the maximum expected precipitation volumes, it is possible to calculate the period (discharge time in days, t_d) during which water

may be safely discharged from the dam without exceeding the river's capacity.

Let t_p be the lead time (days) with which the arrival of an extreme event can be predicted. For each basin, we can compare the safe discharge time with the forecast window time. If the forecast window turns out to be less than the required safe discharge time ($t_d > t_p$), their difference gives the equation: $t_s = t_d - t_p$. This time t_s which is not available, is equivalent to the volume that cannot be discharged during the forecast window. Then, it is necessary to keep an empty volume in the reservoir. This volume can be safely discharged in t_s days.

The practice of retaining unfilled a proportion of the reservoir, the "volume deficit", allows the dam gates to be closed during extreme precipitation events so that the river receives only the runoff downstream of the dam.

Methodology of the proposed solution

The methodology of the proposed solution has a series of steps:

1. Hydrological and climatological characteristics are determined for the region of interest, including the mechanisms of interaction between them (this is done when the dam is designed and must be reviewed from time to time).
2. A hydrological projection of the dam filling and the basin response is made based on the climatological forecast (this is done when the dam is designed and must be reviewed from time to time).
3. A climatological analysis of the extreme events that have occurred in the region is carried out and thresholds for maximum accumulated precipitation, spatial patterns and maximum duration time

are determined (this is done when the dam is designed and must be updated).

4. Hydrological simulations of reservoir management using past data determine the volume deficit required to allow sufficient time to discharge the dam when extreme events occur.

5. The seasonal climatological forecast for the current year is made as an ensemble.

6. Weekly monitoring is carried out on point 1, and on the filling of the dam according to point 2. The weather forecast is reviewed daily (mainly for the period in which maximum volume levels may be reached); in case of a possible extreme event, monitoring must be carried out frequently (nowcast).

7. The weather forecasts and the results of the analysis in point 4 are used to determine the volume q that must be discharged before the extreme event and the period of time (the lead time, days) during which this must be done.

The theoretical method can be applied to a single dam or to a cascading system of dams.

Discussion and conclusions

The method presented above offers a theoretical solution to the flood risk associated with dam management. It should now be tested for diverse dam systems; field studies must obtain data to validate and adjust the proposed model for each case.

Climate change is increasing the frequency and severity of extreme events, and this has increased the need to manage the flood risk associated with reservoirs. It is essential that reservoir prediction and

management models are continually updated to incorporate the latest climate projections and to ensure that planned strategies for water release remain effective. Previous research has demonstrated the effectiveness of similar methods in different contexts and the present study confirms their applicability in Mexico. For example, in the context of Japan, many cases of disaster have been examined to discover the most unfavorable spatial patterns for a basin; this led to a detailed methodology using models that consider the maximum spatial area of precipitation observed in the basin (storage function model), climatology, hydrological models, depth-area-duration curves estimated by historical analyses, radar, and regionalization (Takeuchi & Tanaka, 2021).

The cost of building a dam to ensure that there will never be a flood downstream is very high. For dams already built, there is a risk of flooding associated with them; to the original cost of construction and maintenance is added the cost of repeated flooding over time. This second cost can be reduced by making both structural and non-structural investments.

The method proposed here will enhance a range of strategies that regulate the operation of dams (Gabriel-Martin, Sordo-Ward, Santillán, & Garrote, 2020; Brunner, 2021). It contributes a non-structural investment towards the effective regulation of storage in a reservoir. It entails the costs of human resources: hydrologists and meteorologists to monitor each reservoir; staff training; and collaborative agreements with educational and research institutions, as well as with government agencies. However, these costs are low compared with the costs that would be incurred by structural amendments.

Adoption of these regulatory measures will reduce the risk of flooding and will thereby contribute to the shaping of communities that are more resilient to climate change.

Acknowledgements

Thanks to Ann Grant for proofreading and editing, Baldemar Méndez for suggestions.

References

- Adams, D. K., & Comrie, A. C. (1997). The North American Monsoon. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 78(10), 2197-2214. [https://doi.org/10.1175/1520-0477\(1997\)078<2197:TNAM>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0477(1997)078<2197:TNAM>2.0.CO;2)
- Ansori, M. B., Damarneegara, A. A. N. S., Margini, N. F., & Nusantara, D. A. D. (2021). Flood inundation and dam break analysis for disaster risk mitigation (a case study of Way Apu Dam). *International Journal of GEOMATE*, 21(84), 85-92. <https://doi.org/10.21660/2021.84.j2130>
- Berz, G. (2000). Flood disasters: Lessons from the past-worries for the future. *Water and Maritime Engineering, Proceedings of the Institution of Civil Engineers*, 142(1), 3-8. <https://doi.org/10.1680/wame.2000.142.1.3>
- Boulangé, J., Hanasaki, N., Yamazaki, D., & Pokhrel, Y. (2021). Role of dams in reducing global flood exposure under climate change. *Nature Communications*, 12(1), 417. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20704-0>

- Brooks, H. E., & Stensrud, D. J. (2000). Climatology of heavy rain events in the united states from hourly precipitation observations. *Monthly Weather Review*, 128(4), 1194-1201. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(2000\)128<1194:COHREI>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(2000)128<1194:COHREI>2.0.CO;2)
- Brunner, M. I. (2021). Reservoir regulation affects droughts and floods at local and regional scales. *Environmental Research Letters*, 16(12), 124016-124016. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac36f6>
- Brunner, M. I. (2023). Floods and droughts: A multivariate perspective. *Hydrology and Earth System Sciences*, 27(13), 2479-2497. <https://doi.org/10.5194/hess-27-2479-2023>
- Chen, Y., & Lin, P. (2018). The total risk analysis of large dams under flood hazards. *Water*, 10(2), 140. <https://doi.org/10.3390/w10020140>
- De-la-Cruz-Courtois, O. A., Guichard, D., & Arganis, M. L. (2020). Analytical functions from a stochastic model for extractions of a hydroelectric reservoir after the rainy season. *Ingeniería del Agua*, 24(4), 235. <https://doi.org/10.4995/ia.2020.12311>
- Dominguez, C., & Magaña, V. (2018). The role of tropical cyclones in precipitation over the tropical and subtropical North America. *Frontiers in Earth Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/feart.2018.00019>
- Fernández-Rivera, D. C., Rodríguez-Rincón, J. P., Alcocer-Yamanaka, V. H., Breña-Naranjo, J. A., & Pedrozo-Acuña, A. (2019). Hydrometeorological approach for the estimation of hurricane-induced floods. *Journal of Flood Risk Management*, 12(2), e12454. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12454>

- Gabriel-Martin, I., Sordo-Ward, A., Santillán, D., & Garrote, L. (2020). Flood control versus water conservation in reservoirs: A new policy to allocate available storage. *Water*, 12(4), 994. <https://doi.org/10.3390/w12040994>
- Gama, L., Ordoñez, E. M., Villanueva-García, C., Ortiz-Pérez, M. A., Lopez, H. D., Torres, R. C., & Valadez, M. E. M. (2010). Floods in Tabasco, Mexico: History and perspectives. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 133, 25-33. <https://doi.org/10.2495/friar100031>
- García, W., Suárez-Lima, Y., & Herbas, E. (2017). Evaluación del riesgo y medidas de mitigación para eventos de inundación en el Municipio de Santa Ana del Yacuma (Beni, Bolivia). *Acta Nova*, 8(2), 165-185. http://www.scielo.org.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1683-07892017000200002&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Garrote, L., Granados, A., Spiliotis, M., & Martin-Carrasco, F. (2023). Effectiveness of adaptive operating rules for reservoirs. *Water Resources Management*, 37(6-7), 2527-2542. <https://doi.org/10.1007/s11269-022-03386-9>
- Herrera, E., Magaña, V., & Caetano, E. (2014). Air-sea interactions and dynamical processes associated with the midsummer drought. *International Journal of Climatology*, 35(7), 1569-1578. <https://doi.org/10.1002/joc.4077>
- Herrera, E., Magaña, V., & Morett, S. (2018). Relación entre eventos extremos de precipitación con inundaciones. Estudio de caso: Tulancingo, Hidalgo. *Nova Scientia*, 10(21), 191-206. <https://doi.org/10.21640/ns.v10i21.1527>

- Huerta-Loera, S. F., & Domínguez-Mora, R. (2016). Metodología para la estimación del riesgo aguas abajo de una presa en función de las políticas de operación a largo plazo. *Ingeniería, Investigación Y Tecnología*, 17(3), 343-356. <https://doi.org/10.1016/j.riit.2016.07.005>
- Lerch, S., Thorarinsdottir, T. L., Ravazzolo, F., & Gneiting, T. (2017). Forecaster's dilemma: Extreme events and forecast evaluation. *Statistical Science*, 32(1). <https://doi.org/10.1214/16-sts588>
- Łydźba, D., Róžański, A., Sobótka, M., Pachnicz, M., Grosel, S., & Rainer, J. (2021). A comprehensive approach to the optimization of design solutions for dry anti-flood reservoir dams. *Studia Geotechnica et Mechanica*, 43(3), 270-284. <https://doi.org/10.2478/sgem-2021-0016>
- Magaña, V., Amador, J. A., & Medina, S. (1999). The midsummer drought over Mexico and Central America. *Journal of Climate*, 12(6), 1577-1588. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(1999\)012<1577:TMDOMA>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(1999)012<1577:TMDOMA>2.0.CO;2)
- McPhillips, L. E., Chang, H., Chester, M. V., Depietri, Y., Friedman, E., Grimm, N. B., Kominoski, J. S., McPhearson, T., Méndez-Lázaro, P., Rosi, E. J., & Shafiei-Shiva, J. (2018). Defining extreme events: A cross-disciplinary review. *Earth's Future*, 6(3), 441-455. <https://doi.org/10.1002/2017ef000686>
- Méndez-Antonio, B., Soto-Cortés, G., Rivera-Trejo, F., & Caetano, E. (2014). Modelación hidrológica distribuida apoyada en radares meteorológicos. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(1), 83-101. <https://revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/441>

- Méndez, M., & Magaña, V. (2010). Regional aspects of prolonged meteorological droughts over Mexico and Central America. *Journal of Climate*, 23(5), 1175-1188. <https://doi.org/10.1175/2009jcli3080.1>
- Merz, B., Aerts, J., Arnbjerg-Nielsen, K., Baldi, M., Becker, A., Bichet, A., Blöschl, G., Bouwer, L. M., Brauer, A., Cioffi, F., Delgado, J. M., Gocht, M., Guzzetti, F., Harrigan, S., Hirschboeck, K., Kilsby, C., Kron, W., Kwon, H.-H., Lall, U., & Merz, R. (2014). Floods and climate: Emerging perspectives for flood risk assessment and management. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 14(7), 1921-1942. <https://doi.org/10.5194/nhess-14-1921-2014>
- Mokhov, I. I. (2023). Seasonal features of the changes in the frequency of severe weather events in russian regions over the past decades. *Russian Meteorology and Hydrology*, 48(11), 954-965. <https://doi.org/10.3103/s1068373923110043>
- Nakamura, R., & Shimatani, Y. (2021). Extreme-flood control operation of dams in Japan. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 35, 100821. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100821>
- Ochoa-Orozco, W., Rivera, P., & Herrera, E. (2022). Comportamiento meteorológico durante la sequía de medio verano en Guatemala. *Ciencia, Tecnología y Salud*, 9(2), 150-165. <https://doi.org/10.36829/63cts.v9i2.1284>
- Pazos, M., Magaña, V., & Herrera, E. (2023). Easterly wave activity in the Intra Americas Seas region analyzed with vertically integrated moisture fluxes. *Frontiers in Earth Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/feart.2023.1223939>

- Pedroza-González, E. (2016). *Medición de flujo volumétrico en presas, canales y pozos*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. <https://www.gob.mx/imta/documentos/medicion-de-flujo-volumetrico-en-presas-canales-y-pozos>
- Pedrozo-Acuña, A., Breña-Naranjo, J. A., & Domínguez-Mora, R. (2014). The hydrological setting of the 2013 floods in Mexico. *Weather*, 69(11), 295-302. <https://doi.org/10.1002/wea.2355>
- Ramos-Gutiérrez, L. J., & Montenegro-Fragoso, M. (2012). Las centrales hidroeléctricas en México: pasado, presente y futuro. *Tecnología y ciencias del agua*, 3(2), 103-121. <https://revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/275>
- Rivera, P. (2021). *Variabilidad intraestacional de la precipitación en la región sur de Guatemala durante los años 1980-2015, influenciada por la oscilación Madden-Julian* (Ph. D. Thesis). Universidad de San Carlos de Guatemala: Guatemala. <http://www.repositorio.usac.edu.gt/id/eprint/20485>
- Rivera-Trejo, F., Soto-Cortés, G., & Méndez-Antonio, B. (2010). The 2007 flood in Tabasco, Mexico: An integral analysis of a devastating phenomenon. *International Journal of River Basin Management*, 8(3-4), 255-267. <https://doi.org/10.1080/15715124.2010.508746>
- Rodríguez-Rincón, J. P., Pedrozo-Acuña, A., & Breña-Naranjo, J. A. (2015). Propagation of hydro-meteorological uncertainty in a model cascade framework to inundation prediction. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(7), 2981-2998. <https://doi.org/10.5194/hess-19-2981-2015>

- Semenova, N. K., Simonov, Y. A., & Khristoforov, A. V. (2023). Extended streamflow prediction for Russian rivers. *Russian Meteorology and Hydrology*, 48(12), 1019-1028. <https://doi.org/10.3103/s1068373923120026>
- Someya, K. (2018). Collaborative and adaptive dam operation for flood control. *Journal of Disaster Research*, 13(4), 660-667. <https://doi.org/10.20965/jdr.2018.p0660>
- Spiliotis, M., Mediero, L., & Garrote, L. (2016). Optimization of hedging rules for reservoir operation during droughts based on particle swarm optimization. *Water Resources Management*, 30(15), 5759-5778. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1285-y>
- Takeuchi, K., & Tanaka, S. (2021). Anticipated maximum scale precipitation for calculating the worst-case floods. *Water Policy*. <https://doi.org/10.2166/wp.2021.241>
- Tejeda-Martínez, A. (2006). *Inundaciones 2005 en el estado de Veracruz*. Xalapa, México: Consejo Veracruzano de Investigación Científica y Desarrollo Tecnológico-Universidad Veracruzana. <https://publicaciones.geografia.unam.mx/index.php/ig/catalog/book/68>
- Tejeda-Martínez, A. (2011). *Inundaciones 2010 en el estado de Veracruz*. Xalapa, México: Consejo Veracruzano de Investigación Científica y Desarrollo Tecnológico-Universidad Veracruzana. <https://www.uv.mx/peccuv/general/inundaciones-2010-en-el-estado-de-veracruz/>

- Vuglinskii, V. S., Cretaux, J. F., Izmailova, A. V., Gusev, S. I., & Kurochkina, L. S. (2024). Prospects of using satellite Data for Determining Water Levels in Large Lakes and Reservoirs: A case study for Russian water bodies. *Russian Meteorology and Hydrology*, 49(1), 1-8.
<https://doi.org/10.3103/s1068373924010011>
- You, J.-Y., & Cai, X. (2008). Hedging rule for reservoir operations: 1. A theoretical analysis. *Water Resources Research*, 44(1).
<https://doi.org/10.1029/2006wr005481>
- Zuñiga-Tovar, A. E., & Magaña-Rueda, V. O. (2018). Vulnerability and risk to intense rainfall in Mexico: The effect to land use cover change. *Investigaciones Geográficas*, 95.
<https://doi.org/10.14350/rig.59465>

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-03-09

Artículos

Aplicación de técnicas de detección de cambios en el uso y la cobertura del suelo en la cuenca del río Pao, Venezuela, usando imágenes de satélites Landsat

Application of techniques for detecting changes in land use and cover in the Pao River basin, Venezuela, using Landsat satellite images

Mairim Márquez-Romance¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0000-9406-5611>

Adriana Márquez-Romance², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1305-5759>

Bettys Farías-de-Márquez³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7737-2545>

Sergio Pérez-Pacheco⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6957-7287>

Edilberto Guevara-Pérez⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2813-2147>

¹Centro de Investigaciones Hidrológicas y Ambientales, Universidad de Carabobo, Naguanagua, Carabobo, Venezuela, mmarquer@uc.edu.ve

²Centro de Investigaciones Hidrológicas y Ambientales, Universidad de Carabobo, Naguanagua, Carabobo, Venezuela, ammarquez@uc.edu.ve



³Centro de Investigaciones Hidrológicas y Ambientales, Universidad de Carabobo, Naguanagua, Carabobo, Venezuela, bfarias@uc.edu.ve

⁴Centro de Investigaciones Hidrológicas y Ambientales, Universidad de Carabobo, Naguanagua, Carabobo, Venezuela, sperez@uc.edu.ve

⁵Centro de Investigaciones Hidrológicas y Ambientales Universidad de Carabobo, Naguanagua, Carabobo, Venezuela, eguevara@uc.edu.ve

Autora para correspondencia: Adriana Márquez-Romance, ammarquez@uc.edu.ve

Resumen

En esta investigación se aplicaron técnicas de variación espacio-temporal de cobertura y uso en la cuenca del río Pao, localizada espacialmente en territorio venezolano, mediante procesamiento de imágenes satelitales. Se adquirieron 11 imágenes de satélite desde satélites Landsat: L5TM, L7ETM SLC (*Scan Line Corrector*, por sus siglas en inglés)-on, L8OLI. Las técnicas para detección de cambios han sido posclasificación y preclasificación aplicadas entre imágenes de dos fechas: 1986-2016; 1990-2016; 1991-2016, 1998-2016, 1999-2016, 2000 SLC:on-2016, 2001-2016, 2002 SLC:on-2016, 2003 SLC:on-2016, 2015-2016. Se aplicaron siete métodos de preclasificación y uno de posclasificación. La categorización de métodos de preclasificación en orden del más al menos exacto para estimación de proporción de área de cambio/ningún cambio bitemporal en coberturas y usos terrestres en la cuenca del río Pao obtenida a partir de matriz de error y ajuste de métodos a características locales de escena en imagen del satélite Landsat dieron como resultado: 1) análisis de componentes principales, 2) diferencia de imágenes de

reflectancia, 3) transformación Kauth-Thomas, 4) vector de cambio, 5) relación de imágenes de reflectancia, 6) diferencia de imágenes de índice de vegetación de diferencia normalizada y 7) regresión de imágenes de reflectancia. En el método de posclasificación, la diferencia de área correspondiente a la cuenca del río Pao entre 1986 (fecha 1) y 2016 (fecha 2) dio los siguientes resultados en clases: urbano, -1.37 %; agropecuario, -22.99 %; agrícola, 1.12 %; agua, 0.55 %; vegetación, 8.1 %; suelo degradado, 9.66 %; nubes, 2.49 %; sombras, 2.28 %. El método de posclasificación ha sido la opción predominante con respecto a métodos de preclasificación.

Palabras clave: uso de la tierra, teledetección, cuencas hidrográficas, cartografía, recursos hídricos, degradación ambiental, Venezuela.

Abstract

In this investigation, the spatio-temporal variation techniques were applied on the Pao river basin, located at the Venezuelan territory, through the satellite image processing. Eleven satellite images were acquired from Landsat satellite: L5TM, L7ETM SLC:on, and L8OLI. The change detection techniques were: post-classification and pre-classification applied on images from two dates: 1986-2016; 1990-2016; 1991-2016, 1998-2016, 1999-2016, 2000 SLC:on -2016, 2001-2016, 2002 SLC:on -2016, 2003 SLC:on-2016, 2015-2016. Seven pre-classification and a post-classification methods were applied. The categorization of the pre-classification methods in order of the more or less exact for estimating of the area proportion of change / no change in land cover and land uses from the Pao river basin obtained from the error matrix and by adjusting the methods to the local characteristics of the

scene in the Landsat satellite image gave as a result: 1) principal component analysis 2) reflectance image differencing, 3) Kauth-Thomas transformation, 4) change vector, 5) reflectance image ratioing, 6) differencing of images of normalized difference of vegetation index and 7) reflectance image regression. In the post-classification method, the area difference corresponding to the Pao river basin between 1986 (date 1) and 2016 (date 2) gave the results about the classes following: Urban, -1.37 %; rangeland, -22.99 %; agricultural, 1.12 %; water, 0.55 %; vegetation, 8.1 %; degraded land, 9.66 %; clouds, 2.49 %; shadows, 2.28 %. The post-classification method has been the predominant option regarding to pre-classification method.

Keywords: land use, remote sensing, river basins, cartography, water resources, environmental degradation, Venezuela.

Recibido: 11/11/2024

Aceptado: 08/08/2025

Publicado *ahead of print*: 04/09/2025

Versión final: 01/05/2026

Introducción

La información de variación espacio-temporal de cobertura y usos de la tierra es importante debido a sus usos prácticos en aplicaciones como monitoreo de la eliminación o reducción permanente de la masa forestal, generalmente para otros usos de la tierra como agricultura, ganadería, urbanización o minería, monitoreo de desastres, expansión urbana, planificación y manejo de la tierra (Hussain, Chen, Cheng, Wei, & Stanley,

2013). Singh (1989) definió la detección de cambios como "el proceso de identificar diferencias en el estado de un objeto o fenómeno observándolo en momentos diferentes". Las técnicas de detección de cambios de uso y coberturas terrestres se pueden agrupar como preclasificación y posclasificación (Chen, Chen, Shi, & Yamaguchi, 2012).

La caracterización del uso y coberturas de la tierra permite seleccionar los límites de la zona a cartografiar dependiendo del objetivo del estudio. Las cuencas hidrográficas son un marco espacial adecuado para el estudio de los ecosistemas; son una unidad productora de agua para satisfacer usos naturales y antrópicos (Guevara & Cartaya, 2004). En forma independiente o interconectada con otras, las cuencas son excelentes unidades para el manejo integrado de los bienes y servicios que proveen los ecosistemas que se ven alterados cuando se modifica el uso/cubertura de la tierra.

En los actuales años, el sensoramiento a bordo de dispositivos aerotransportados (satélites) ha llegado a ser un instrumento adecuado para describir las características del uso/cobertura del suelo sobre amplios límites territoriales (Townshend, Justice, Li, Gurney, & McManus, 1991). Las imágenes generadas por estos sensores proveen datos cualitativos y espacialmente continuos de la superficie, resultando así de particular utilidad para describir el uso de la tierra en grandes extensiones. La discriminación de tipos de cobertura (cultivos de verano, de invierno, montes forestales, cuerpos de agua, pasturas, etc.) se basa en la unicidad de su respuesta espectral y en los cambios temporales que en ellos pudieran operar (Guerschman, Paruelo, & Burke, 2003).

El objetivo de este estudio ha sido describir la variación en el espacio y en el tiempo de las transformaciones en el uso y la cobertura de la tierra en la cuenca del río Pao, usando información de dispositivos

aerotransportados (satélites) provenientes de sensores Landsat *L5TM/L7ETM /L8OLI*, entre los periodos 1986-2016, 1990-2016, 2000-2016, y aplicando como técnicas de detección de cambios posclasificación y preclasificación.

La importancia de aplicar diversas técnicas de detección de cambios se productos de sensoramiento remoto se basa en el reconocimiento/identificación de un objeto o varias características en sus alrededores (Joseph, 2005). La característica que permite reconocer/identificar un objeto y lo que está a su alrededor se logra a partir de las diferencias entre las características de la reflectancia/radiancia/emitanca con respecto a una longitud de onda (firma espectral). Los cambios temporales de la firma espectral pueden actuar como señal característica en la discriminación de ciertos tipos de objetos monitoreados por teledetección (Joseph, 2005).

La premisa básica al usar datos de sensoramiento remoto para detección de cambios en la cobertura terrestre debe resultar en la detección de cambios de valores de reflectancia/radiancia; los cambios en reflectancia/radiancia debidos a cambio en la cobertura terrestre deben ser grandes por los cambios en reflectancia/radiancia causados por otros factores. Estos otros factores incluyen (1) diferencias en condiciones atmosféricas, (2) diferencias en el ángulo solar y (3) diferencias en la humedad del suelo (Singh, 1989).

Se han propuesto diversos métodos de detección de cambio de cobertura terrestre usando datos satelitales digitales, que podrían asistir en la actualización de inventarios de recursos. La diversidad de métodos ha dependido de los requerimientos las condiciones. Sin embargo, la selección del método o algoritmo más adecuado para detección de cambio no es fácil en la práctica (Hussain *et al.*, 2013). Los métodos pueden

involucrar aquellos basados en píxeles (Mas, 1999) y basados en objetos (Araya & Hergaten, 2008). Los métodos a partir de píxeles incluyen comparación directa, transformación desde imágenes, clasificación basada en detección de cambios, sistemas de información geográfica y mejorada. Los métodos con base en objetos incluyen aquellos sustentados en comparación de objetos a partir de la comparación de clasificación de objetos directos. En ese estudio se han aplicado los principales métodos basados en píxeles abarcando la comparación de clasificación de coberturas terrestres, clasificación multitemporal, relación/diferenciación de imágenes, diferenciación de índices de vegetación, análisis de componentes principales y análisis de vector de cambio.

Materiales y métodos

Región de estudio

La cuenca del río Pao está contenida en los estados Cojedes, Carabobo y Aragua, territorio venezolano, cuya red hídrica vierte hacia el río Orinoco, posee un área total de 3 018.54 km² (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023). La cuenca incluye 14 ríos principales y tres embalses (Figura 1), que le proporcionan agua para el desarrollo de los usos de la tierra en los tres estados, cuya población urbana es la siguiente (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023): 1) Cojedes, 265 541 habitantes; 2) Carabobo, 2 208 188 habitantes, y 3) Aragua, 1 557 151 habitantes. La cobertura de la tierra/uso de la tierra de acuerdo con el Sistema de Clasificación de la Tierra del *US Geological Survey* (USGS) para el empleo con datos de sensores remotos son cinco principalmente:

1) urbano, 2) agrícola, 3) agropecuario, 4) bosque y 5) agua (Anderson, Hardy, Roach, & Witmer, 1976).

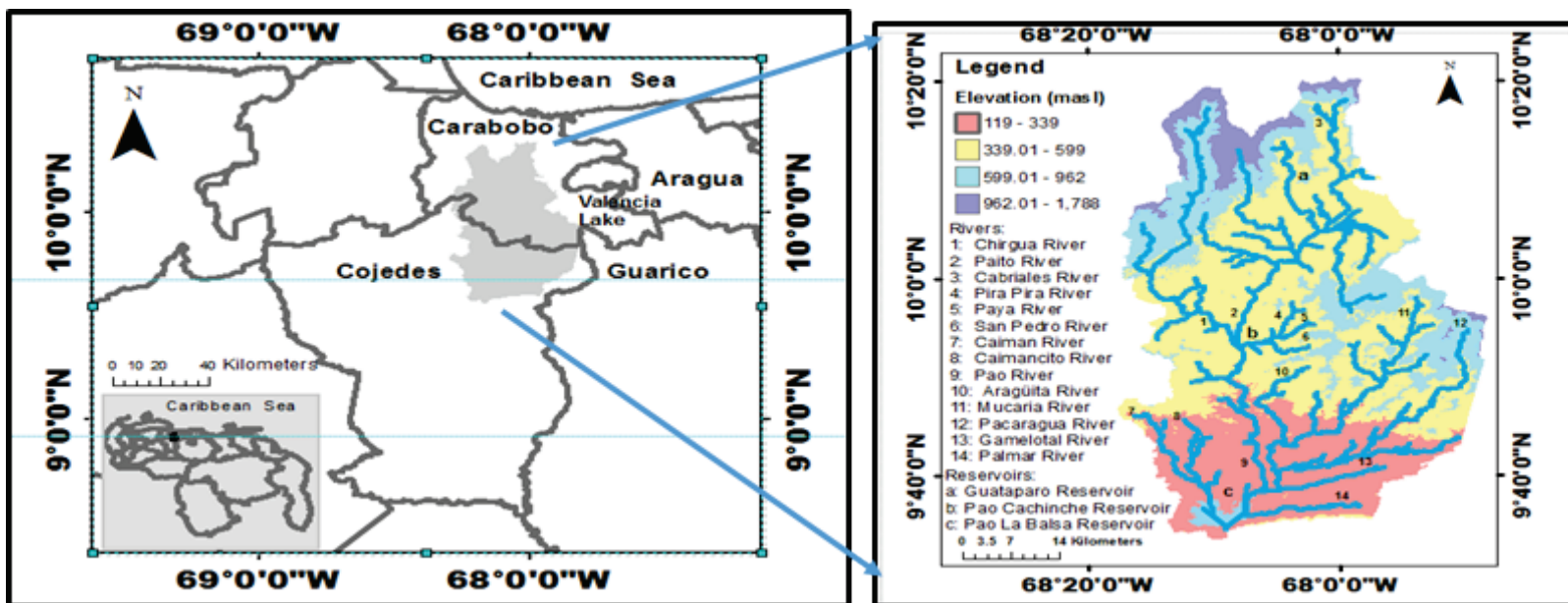


Figura 1. Localización espacial de la cuenca del río Pao en los estados Cojedes, Carabobo y Aragua, República Bolivariana de Venezuela.

Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

En esta sección se describen las etapas (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023). **En la primera etapa** se describen los procedimientos para la adquisición de imágenes satelitales y sus características, así como las imágenes de referencias de usos y coberturas terrestres en la cuenca del río Pao, justificando las clases que son asignadas. **En la segunda etapa** se describe el procesamiento preliminar de las imágenes de satélite mediante las correcciones absolutas y relativas. **En la tercera etapa** se tiene la aplicación de las técnicas de detección de cambios: 1) posclasificación, 2) preclasificación y el procesamiento preliminar de datos en el contexto del estudio. **En la**

cuarta etapa se hace un análisis de umbrales basado en el ajuste de los datos a una función de distribución probabilística Normal; los umbrales de cambio/ningún cambio se usan en los métodos de preclasificación. **En la quinta etapa** se comparan los resultados de los métodos de detección de cambios (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

Adquisición de datos de información satelital y validación

Se adquirieron 11 imágenes de una única escena del grupo de satélites Landsat asociada con los meses de temporada seca comprendidos entre noviembre y abril de cada año; esto, desde el portal digital *Earthexplorer* (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023). La escena contiene en su totalidad el área de la cuenca del río Pao. El conjunto de las imágenes adquiridas en el tiempo del grupo de los satélites Landsat se seleccionó como se describe a continuación (Tabla 1): 1) *L5-Thematic Mapper* (1986, 1990, 1991, 1998, 2001); 2) *L7-Enhanced Thematic Mapper-SLC:on* (1999, 2000, 2002, 2003), y 3) *L8-Operational Land Imager* (2015 y 2016) (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

Tabla 1. Características de las imágenes de satélites Landsat utilizadas en esta investigación.

Nº	Código escena	Fecha de adquisición	Hora de toma del centro de la escena	Cubierta de nubes	Calidad de la imagen	Azimuth solar	Zenit solar
1	LT50050531986351XXX03	1986-12-17	14:11:28.3900750Z	20.00	7	134.93319530	42.24871979
2	LT50050531990010CPE03	1990-01-10	14:15:12.2020810Z	11.00	7	131.96692328	41.77289720
3	LT50050531991077CPE01	1991-03-18	14:14:04.6490630Z	28.00	7	104.58761331	51.37583561
4	LT50050531998032CPE00	1998-02-01	14:28:28.6110190Z	33.00	9	127.94531961	46.11991603
5	LT50050531999019CPE00	1999-01-19	14:31:37.3780560Z	23.00	9	132.94664692	45.23014868
6	LE70050532000014SGS01	2000-01-14	14:45:26.0198689Z	7.00	9	137.52485114	47.22916723
7	LT50050532001008AAA02	2001-01-08	14:32:22.5760750Z	10.00	9	135.84219087	44.77755780
8	LE70050532002051AGS00	2002-02-20	14:41:26.1414958Z	22.00	9	122.73905080	52.13911206
9	LE70050532003022PFS00	2003-01-22	14:41:05.9709036Z	10.00	9	134.07217263	47.15930857
10	LO80050532015063LGN00	2015-03-04	14:52:20.8148112Z	13.13	9	119.09567247	57.19634293
11	LC80050532016018LGN00	2016-01-18	14:52:41.9360648Z"	6.09	9	138.18721946	48.77317194

Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

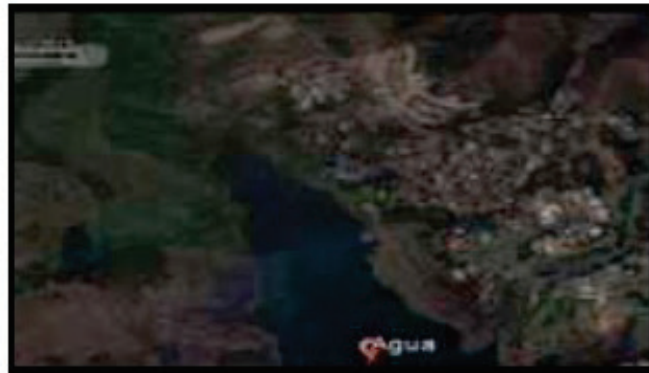
De acuerdo con Chander, Markham y Helder (2009), todas las adquisiciones de ETM+ posteriores al 31 de mayo de 2003 presentan una anomalía causada por la falla del corrector de línea de escaneo (SLC, en inglés), que compensaba el avance de la nave espacial, de modo que todos los escaneos se alineaban en paralelo. Las imágenes con pérdida de datos se denominan imágenes SLC-*off*, mientras que las imágenes obtenidas antes de la falla del SLC se denominan imágenes SLC-*on* (es decir, sin lagunas de datos). El mal funcionamiento del conjunto de espejos SLC provocó la pérdida de aproximadamente el 22 % del área normal de la escena.

La imagen de la cuenca del río Pao está identificada bajo el sistema de referencia mundial según la ruta y fila como sigue: 005 y 053, respectivamente. Los parámetros de la proyección de mapa según el Servicio Geológico de EUA son los siguientes: 1) proyección, UTM; 2) datum, WGS1984; 3) elipsoide, WGS84; 4) zona UTM, 19 N; 5) convolución cúbica. Las características de las imágenes adquiridas según cada satélite se identifican en la Tabla 2. Los datos de referencias están constituidos por imágenes de *Google Earth*. Las características de las imágenes y fotografías adquiridas basadas en fecha, coordenadas, uso y coberturas terrestres se muestran en la Figura 2 (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

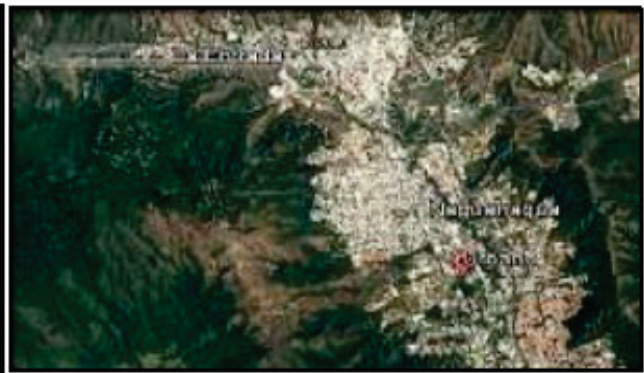
Tabla 2. Composición de las bandas espectrales de la imagen de Satélite Landsat para la escena de la cuenca del río Pao.

Landsat 5 TM			Landsat 7 ETM			Landsat 8 OLI		
Banda espectral	Rango espectral	Tamaño de la celda en la malla	Banda espectral	Rango espectral	Tamaño de la celda en la malla	Banda espectral	Rango espectral	Tamaño de la celda en la malla
Unidad	μm	m	Unidad	μm	m	Unidad	μm	m
B1	0.452-0.518	30	B1	0.452-0.514	30	B1	0.43-0.45	30
B2	0.528-0.609	30	B2	0.519-0.601	30	B2	0.45-0.51	30
B3	0.626-0.693	30	B3	0.631-0.692	30	B3	0.53-0.59	30
B4	0.776-0.904	30	B4	0.772-0.898	30	B4	0.64-0.67	30
B5	1.567-1.784	30	B5	1.547-1.748	30	B5	0.85-0.88	30
B6	10.45-12.42	30	B6	10.31-12.36	30	B6	1.57-1.65	30
B7	2.097-2.349	30	B7	2.065-2.346	30	B7	2.11-2.29	30

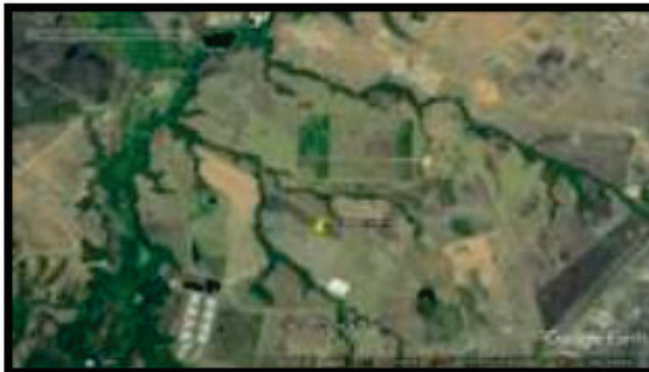
Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).



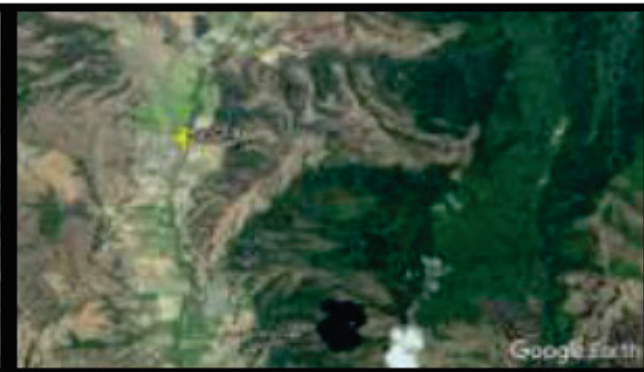
a) 25/01/2017. Agua $10^{\circ}10'45.81''\text{N}$, $68^{\circ}03'54''\text{O}$



b) 20/04/2017. Urbano $10^{\circ}14'17.89''\text{N}$, $68^{\circ}0'35.26''\text{O}$



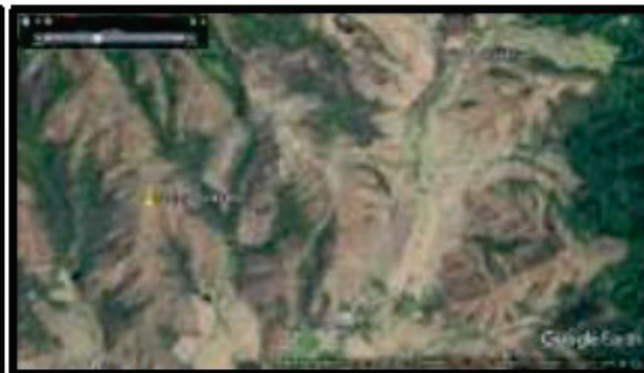
c) 17/02/2017. Agropecuario $10^{\circ}02'16.99''\text{N}$, $68^{\circ}24.26''\text{O}$



d) 30/12/1989. Agrícola $10^{\circ}13'47.08''\text{N}$, $68^{\circ}11'28.18''\text{O}$



e) 30/12/1987. Agua $9^{\circ}53'49.06''\text{N}$, $68^{\circ}06'55.77''\text{O}$



f) 30/12/1989. Suelo Degradado $10^{\circ}16'0.01''\text{N}$, $68^{\circ}12'7.29''\text{O}$

Figura 2. Muestra de las imágenes de referencia extraídas desde *Google Earth* correspondiente a las coberturas/ usos de la tierra clasificados en la cuenca del río Pao. Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

Procesamiento preliminar de imágenes

El procesamiento preliminar de las imágenes de los satélites Landsat involucra realizar las correcciones absolutas y relativas de cada imagen como sigue: geométricas, radiométricas, topográficas y atmosféricas. La aplicación de los algoritmos de las correcciones sobre el conjunto de las bandas espectrales que integran la imagen en una ejecución en lote secuencial requiere la composición de las bandas espectrales en cada imagen del satélite Landsat usando la herramienta computacional *ArcGIS* v.10.0. Las bandas espectrales incluidas en la composición según cada satélite de la serie Landsat son como se indican en la Tabla 2 (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

Correcciones absolutas y relativas a imágenes

En esta investigación, las imágenes han sido obtenidas en una versión corregida geoméricamente desde el USGS. Las correcciones radiométricas, topográficas y atmosféricas absolutas aplicadas a cada imagen se ejecutan en el entorno de la herramienta computacional de procesamiento de imágenes satelitales *ENVI 4.7*. Las correcciones relativas entre las imágenes de los diferentes sensores del conjunto de satélites Landsat incluyen principalmente las correcciones geométricas y radiométricas; por ejemplo, las correcciones geométricas relativas están basadas en un procedimiento conocido como registro imagen a imagen (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

El módulo ATCOR (*Atmospheric and Topographic Corrections*, por sus siglas en inglés) (Richter & Schläpfer, 2019) se usó para aplicar las

correcciones radiométricas, atmosféricas y topográficas. La Figura 3 muestra los principales pasos de procesamiento necesarios para compensar los efectos atmosféricos y topográficos. Los datos de entrada son la escena grabada más un metaarchivo que contiene la fecha de adquisición, la hora, la geometría de la vista solar y del sensor, entre otros. Los datos de entrada suelen estar en formato TIF o JP2, en un solo archivo o en un archivo independiente para cada banda. En la mayoría de los casos representan una radiancia escalada, denominada número digital (DN, *digital number*, en inglés), donde la radiancia L puede obtenerse con el desplazamiento radiométrico c_0 y la ganancia c_1 :

$$L = c_0 + c_1 DN \quad (1)$$

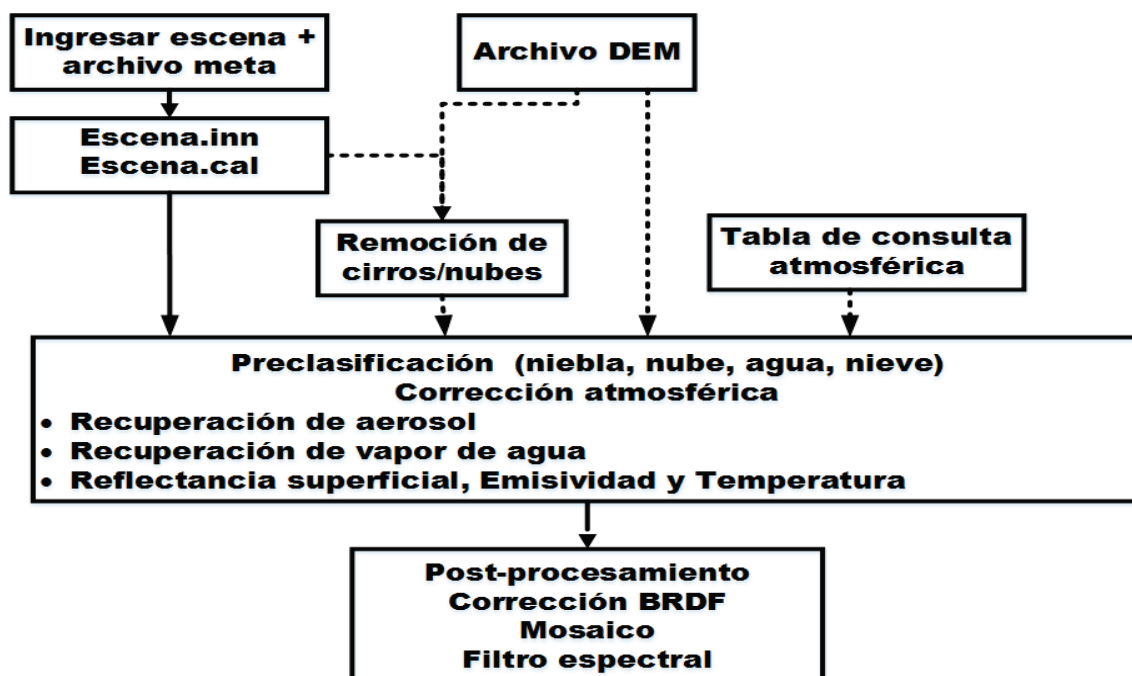


Figura 3. Principales pasos de correcciones atmosféricas. Fuente: adaptado de Richter y Schläpfer (2019).

Para algunos instrumentos, los datos se entregan como reflectancia de la parte superior de la atmósfera (TOA: *top-of-atmosphere*, en inglés)

ρ_{TOA} :

$$\rho_{TOA} = \frac{\pi L d^2}{E_s \cos \theta_s} \quad (2)$$

Donde:

d = distancia Tierra-Sol (unidades astronómicas)

E_s = irradiancia solar extraterrestre

θ_s = ángulo cenital solar

ATCOR convierte la reflectancia TOA en radiancia TOA antes de iniciar la corrección atmosférica.

En la Figura 3 se muestran los principales pasos del procesamiento de la corrección atmosférica. La escena de la imagen de entrada se convierte al formato secuencial de bandas ENVI; los parámetros necesarios se extraen del metaarchivo de la imagen y se almacenan en el archivo *scene.inn*; la calibración radiométrica (c_0 , c_1) por banda se almacena en *scene.cal*.

Para una escena montañosa se debe proporcionar el DEM (modelo digital de elevación). Las líneas discontinuas indican pasos de procesamiento opcionales, por ejemplo, la eliminación de neblina/cirros. Para los sensores estándar (p. ej., Landsat, Sentinel-2, Worldview, etc.), las tablas de consulta atmosféricas ya están disponibles. El bloque principal consiste en la preclasificación, seguida de la corrección

atmosférica/topográfica. En algunos casos, se requiere posprocesamiento.

Métodos de detección de cambios

Los métodos de detección de cambios aplicados en esta investigación son (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023) dos. 1) **Método postclasificación**, basado en la clasificación temática de dos diferentes imágenes de fechas de forma independiente; los mapas temáticos se comparan y analizan posteriormente para correlacionar el tipo de cambio (Lunetta, Lyon, Guindon, & Elvidge, 1998; Yuan, Sawaya, Loeffelholz, & Bauer, 2005). 2) **Métodos preclasificación**, se seleccionaron los siguientes: a) **algebraicos**: diferencia de imágenes, relación de imágenes, regresión de imágenes, diferencia de imágenes de índice de vegetación y vector de cambio; y b) **transformación**: diferencia de análisis de componentes principales, diferencia de imágenes desde el método de transformación Kauth-Thomas y sus modificaciones (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

Diferenciación de imágenes

Se utilizan dos imágenes multitemporales corregistradas con precisión para generar una imagen residual que represente los cambios. La diferencia puede medirse directamente a partir de los valores radiométricos del píxel o en las imágenes extraídas, derivadas o transformadas, como los índices de textura o vegetación (Hussain *et al.*, 2013). Matemáticamente, la imagen de diferencia es:

$$Dx_{ij}^k = x_{ij}^k(t_2) - x_{ij}^k(t_1) + C \quad (3)$$

Donde:

x_{ij}^k = valor del píxel para la banda espectral

K, i, j = números de línea y píxel en la imagen

t_1 = primera fecha

t_2 = segunda fecha

C = constante para producir números digitales positivos

Los píxeles que muestran cambios de radiancia se encuentran en las colas de la distribución, mientras que los píxeles que no muestran cambios de radiancia tienden a agruparse alrededor de la media (Singh 1989).

Relación de imágenes

Calcula la relación entre dos imágenes registradas de diferentes fechas con una o más bandas, banda por banda. Los datos se comparan píxel por píxel (Singh, 1989). Matemáticamente:

$$Rx_{ij}^k = \frac{x_{ij}^k(t_1)}{x_{ij}^k(t_2)} \quad (4)$$

Donde $x_{ij}^k(t_2)$ es el valor de píxel de la banda k para el píxel x en la fila i y la columna j en el tiempo t_2 . Si la intensidad de la energía reflejada es prácticamente la misma en cada imagen, entonces $Rx_{ij}^k = 1$, esto indica que no hay cambios. En las zonas con cambios, el valor de la razón sería

significativamente mayor o menor que 1, dependiendo de la naturaleza de los cambios entre las dos fechas (Nelson, 1983).

Regresión de imágenes

Los píxeles del tiempo (t_1) son una función lineal de píxeles en el tiempo (t_2). Se puede regresar $x_{ij}^k(t_1)$ contra $x_{ij}^k(t_2)$ usando una regresión de mínimos cuadrados (x es el valor del píxel de la línea i, columna j de la banda k). Si $\hat{x}_{ij}^k(t_2)$ es el valor predicho obtenido de la línea de regresión, la imagen de diferencia se puede definir de la siguiente manera (Singh 1989):

$$\hat{x}_{ij}^k(t_2) = ax_{ij}^k(t_1) + b \quad (5)$$

$$Dx_{ij}^k = \hat{x}_{ij}^k(t_2) - x_{ij}^k(t_1) \quad (6)$$

Diferenciación de índice de vegetación

Los índices de vegetación son transformaciones matemáticas diseñadas para evaluar el impacto de la vegetación en las observaciones en modo multiespectral. Estos índices potencian las diferencias espectrales basándose en la alta absorbancia de la vegetación en el rojo y la alta reflectancia en el infrarrojo cercano (Hussain *et al.*, 2013). Para la detección de cambios, generalmente los índices de vegetación se generan por separado para dos imágenes y, después se aplica una detección de cambios estándar basada en píxeles (p. ej., diferenciación o relación). Se han desarrollado diferentes índices de vegetación, como el índice de

vegetación de diferencia normalizada (NDVI) de Rouse, Haas, Schell y Deering (1974), como se indica a continuación:

$$NDVI = \frac{\rho_{nir} - \rho_{red}}{\rho_{nir} + \rho_{red}} \quad (7)$$

Donde:

ρ_{red} = flujo radiante reflejado en rojo

ρ_{nir} = flujo radiante en infrarrojo cercano

Análisis del vector de cambio

El vector que describe la dirección y la magnitud del cambio entre la primera y la segunda fecha es un vector de cambio espectral. Se considera que se ha producido un cambio si la magnitud del vector de cambio espectral calculado supera un umbral especificado (Malila, 1980).

Análisis de componentes principales

El análisis de componentes principales (ACP), basado matemáticamente en la "transformación del eje principal", es una transformación de los datos multivariados en un nuevo conjunto de componentes, lo que reduce la redundancia de los datos (Lillesand, Kiefer, & Chipman, 2014). El ACP utiliza la matriz de covarianza o la matriz de correlación para transferir los datos a un conjunto no correlacionado. Los vectores propios de las matrices resultantes se ordenan decrecientemente, donde el primer componente principal (CP) expresa la mayor parte de la variación de los datos (Hussain *et al.*, 2013). En el ACP se asume que las áreas sin cambios están altamente correlacionadas, mientras que las áreas con

cambios no lo están. En el análisis de imágenes multitemporales, el CP1 y el CP2 tienden a representar las áreas sin cambios, mientras que el CP3 y los CP posteriores contienen la información del cambio (Byrne, Crapper, & Mayo, 1980; Ingebritsen & Lyon, 1985). Los CP de las imágenes se obtienen por separado y luego se utiliza otra técnica de detección de cambios, como la diferenciación de imágenes.

Transformación de Kauth-Thomas

Kauth y Thomas (1976) produjeron una transformación ortogonal del espacio de datos original del Landsat MSS a un nuevo espacio de características de cuatro dimensiones. Esta transformación se denominó transformación de Kauth-Thomas o transformación de Tasseled Cap. Crist y Kauth (1986) obtuvieron los coeficientes del visible, infrarrojo cercano e infrarrojo medio para transformar las imágenes del *Landsat Thematic Mapper* en variables de brillo, verdor y humedad. Huang, Wylie, Yang, Homer y Zylstra (2002) desarrollaron coeficientes de *Tasseled Cap* para su uso con el *Landsat 7 Enhanced Thematic Mapper Plus* en datos de reflectancia satelital. El cambio se mide con base en los valores de brillo, verdor y humedad (Lu, Mausel, Brondízio, & Moran, 2004):

$$B = 0.2909 TM1 + 0.2493 TM2 + 0.4806 TM3 + 0.5568 TM4 + 0.4438 TM5 + 0.1706 TM7 \quad (8)$$

$$G = -0.2728 TM1 - 0.2174 TM2 - 0.5508 TM3 + 0.7221 TM4 + 0.0733 TM5 - 0.1648 TM7 \quad (9)$$

$$W = 0.1446 TM1 + 0.1761 TM2 + 0.3322 TM3 + 0.3396 TM4 - 0.6210 TM5 - 0.4186 TM7 \quad (10)$$

Comparación posclasificación

Compara dos imágenes clasificadas para generar una matriz de cambios. Se utiliza a menudo como referencia para la evaluación cualitativa de técnicas emergentes de CD (Lunetta *et al.*, 1998). Las imágenes clasificadas se comparan posteriormente para medir los cambios (Hussain *et al.*, 2013). Las clases de ambas imágenes deben ser idénticas para permitir una comparación directa. Los errores de clasificación de cada imagen se propagan en el mapa de cambios final, lo que reduce la precisión del CD final (Chan, Chan, & Yeh, 2001; Lillesand *et al.*, 2014).

Determinación de umbrales para la detección de cambios

Un método comúnmente usado involucra la selección de los valores umbrales apropiados usando la desviación estándar desde la media y probando los resultados de forma empírica (Sinha & Kumar, 2013). En esta investigación, la determinación de los umbrales se ejecutó en tres pasos en el entorno de trabajo *ArcGIS V. 10.0* (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023): 1) una vez aplicada la técnica de detección de cambios, la imagen resultante es reclasificada en tres clases, incluyendo la clase de la media y clases donde los valores exceden una vez la desviación estándar; 2) el mapa de cambio/ningún cambio se obtiene mediante un umbral asumido como una vez la desviación estándar; 3) las estadísticas de las zonas de cambio/ningún cambio se estiman mediante el uso de la herramienta estadísticas zonales como tabla; se estima la cantidad de píxeles y el área vinculada donde ha sido observado cambio/ningún cambio.

Comparación de resultados con técnicas convencionales

La comparación de resultados se lleva a cabo entre los dos métodos planteados: posclasificación y preclasificación de imágenes de satélite bitemporales, a fin de seleccionar aquel que permita cuantificar los cambios en las clases de coberturas y usos de la tierra en la cuenca del río Pao (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

Resultados

Resultados del método de posclasificación

Los resultados de la comparación posclasificación se muestran en la Figura 4; desde la Figura 4a hasta la Figura 4j se muestra que las imágenes clasificadas reflejan en forma permanente los siguientes usos (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023): a) urbano, b) agrícola, c) agropecuario, d) agua, e) suelo degradado, f) vegetación, g) nubes, h) sombra y i) no clasificado. La evaluación de la exactitud en la clasificación de cada imagen de reflectancia es como se observa en la Tabla 3. La muestra está constituida por 512 píxeles seleccionados al azar sobre la imagen Landsat 8OLI de 2016. El tamaño de la muestra de los píxeles se determinó mediante una malla de puntos aleatorios separados cada 1 000 metros usando la herramienta de *Create Random Points* contenida en el menú *Arctoolbox* → *Data Management Tools* → *Feature Class* → *Create Random Points* del software *ArcGIS V.-10.0*. Los píxeles no clasificados fueron 164. Los píxeles en el mapa clasificado, la exactitud de usuario y el índice Kappa son los siguientes: a) urbano: 18, 88.90 %, 0.88; b) agropecuario: 100, 99.00 %, 0.98; c) agrícola: 1, 100.00 %, 1; d) agua: 4, 100.00 %,

1; e) vegetación: 165, 100.00 %, 1; f) suelo degradado: 57, 98.25 %, 0.98; g) nubes: 2, 100.00 %, 1; h) sombras: 1, 100.00%, 1 (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

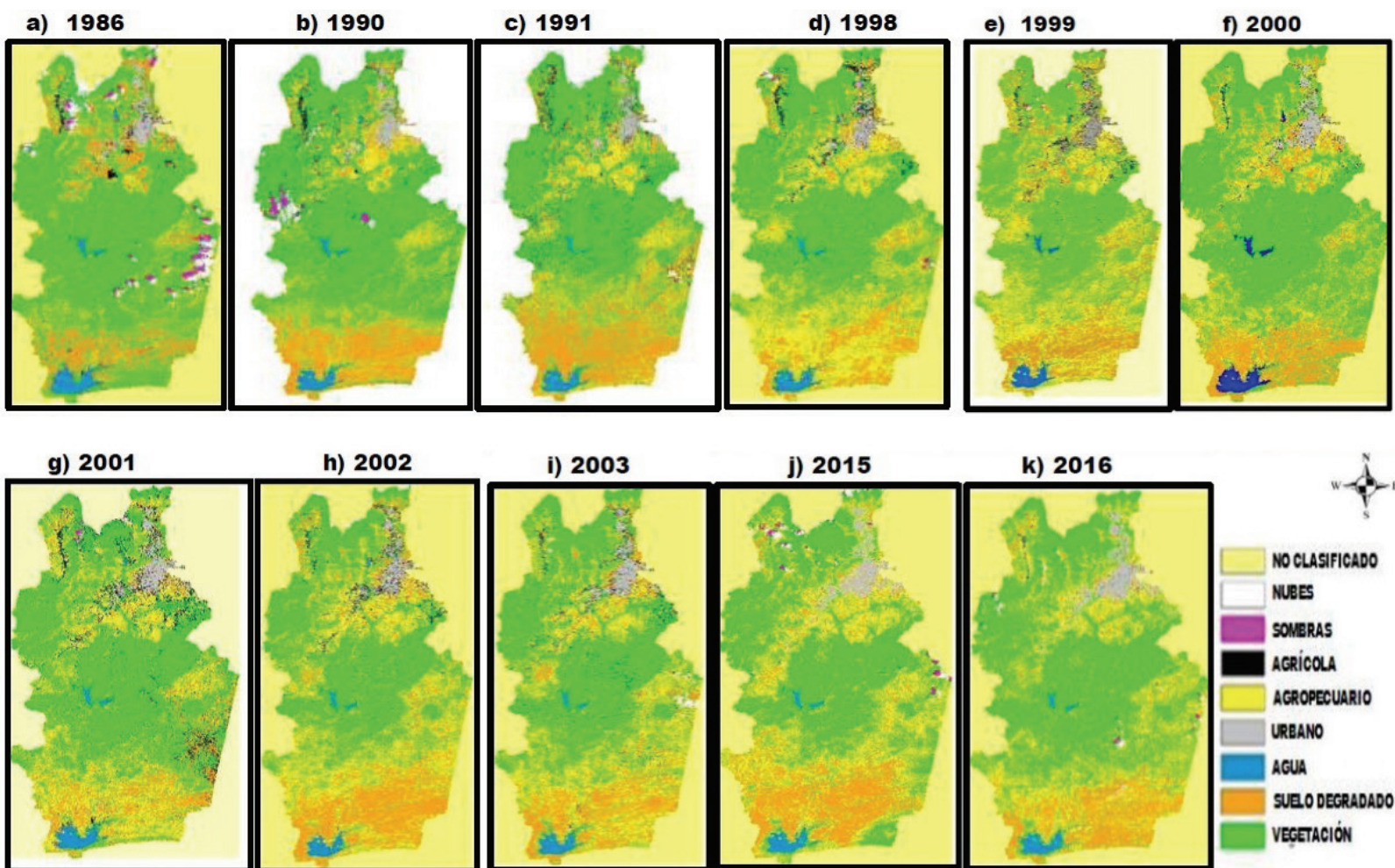


Figura 4. Resultados del método de la comparación posclasificación expresados mediante los mapas de los usos y coberturas terrestres de la cuenca del río Pao aplicado sobre imágenes de la reflectancia del satélite Landsat, periodo 1986-2016: a) 1986, b) 1990, c) 1991, d) 1998, e) 1999, f) 2000, g) 2001, h) 2002, i) 2003, j) 2015 y k) 2016. Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

Tabla 3. Resultados del método de la comparación posclasificación expresados mediante la matriz de error correspondiente a los mapas de clasificación de los usos y las coberturas de la tierra obtenidos basados en las imágenes de la reflectancia en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016. Los resultados de la matriz de error incluyen la comparación de 512 píxeles seleccionados al azar sobre el mapa clasificado (columna izquierda) con respecto a los usos observados en la imagen de referencia de *Google Earth* 2016 (fila superior). Las clases son: 1. No clasificado; 2. Urbano; 3. Agropecuario; 4. Agrícola; 5. Agua; 6. Vegetación; 7. Suelo degradado; 8. Nubes; 9. Sombras.

	Uso de la tierra	Datos de Referencia												
		2016												
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	Total en filas	Exactitud de usuario (%)	Kappa total	
Mapa clasificado	1	164										164		1
	2		16	1				1				18	88.89	0.8853
	3			99			1					100	99	0.9875
	4				1							1	100	1
	5					4						4	100	1
	6						165					165	100	1
	7			1				56				57	98.25	0.9803
	8								2			2	100	1
	9									1		1	100	1
Total en columna		164	16	101	1	4	165	57	2	1	512			
Exactitud de productor (%)			100	98.02	100	100	99.4	98.25	100	100		99.22		
Índice de Kappa total												0.9895		

Fuente: De-Márquez-Farías & Márquez-Romance (2023).

Los píxeles en la imagen de referencia y la exactitud de productor son (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023): a) urbano: 16, 100 %; b) agropecuario: 101, 98.02 %; c) agrícola: 1, 100 %; d) agua: 4, 100 %, 1; e) vegetación: 165, 99.4 %; e) suelo degradado: 57, 98.25 %; g) nubes: 2, 100 %, 1; h) sombras: 1, 100 %. El índice de exactitud global es igual a 99.22 % y el índice de Kappa total es 0.98.

Los índices de la evaluación de la exactitud de las 11 imágenes clasificadas correspondientes a exactitud global e índice Kappa son los siguientes: 1) 1986: 98.04 %, 0.97; 2) 1990: 99.20 %, 0.99; 3) 1991: 98.83 %, 0.98; 4) 1998: 99.02 %, 0.98; 5) 1999: 98.83 %, 0.98; 6) 2000: 99.22 %, 0.99; 7) 2001: 93.00 %, 0.96; 8) 2002: 99.22 %, 0.99; 9) 2003: 99.3 %, 0.99; 10) 2015: 99.4 %, 0.99; 10) 2016: 99.22 %, 0.99.

La diferencia bitemporal de áreas ocupadas según la clase expresada en proporción porcentual correspondiente a la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016, se muestra en la Tabla 4, donde se observan los siguientes resultados en las clases urbano (1), agropecuario (2), agrícola (3), agua (4), vegetación (5), suelo degradado (6), nubes (7), sombras (8).

Tabla 4. Resultados del método de la comparación posclasificación expresados mediante la diferencia en proporción porcentual bitemporal de las áreas de cobertura y usos terrestres en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016.

Imágenes bitemporales	Urbano (1)	Agropecuario (2)	Agrícola (3)	Agua (4)	Vegetación (5)	Suelo deforestado (6)	Nube (7)	Sombra (8)
1986-2016	-1.37	-22.99	1.12	0.55	8.10	9.66	2.49	2.28
1990-2016	-1.76	-14.33	2.69	0.14	4.99	5.75	0.47	1.90
1991-2016	-1.25	-11.71	4.97	0.20	-3.70	11.56	-0.16	-0.07
1998-2016	-1.04	-2.45	0.93	0.23	-6.96	9.81	-0.55	0.04
1999-2016	-1.76	-14.33	2.69	0.14	4.99	5.75	0.47	1.90
2000-2016	-1.83	-10.57	1.26	0.54	2.25	9.48	-0.84	-0.27
2001-2016	-0.90	-5.13	4.46	0.20	0.12	0.60	-0.44	0.41
2002-2016	-0.86	-4.93	4.46	0.21	0.43	0.73	-0.44	0.41
2003-2016	-1.28	-0.27	2.78	0.10	-3.67	2.84	-0.23	-0.28
2015-2016	-0.49	3.02	-0.32	-0.15	4.17	-5.69	-0.06	-0.45

Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

Los resultados de la proporción de áreas en los mapas obtenidos desde el método de posclasificación en la cuenca del río Pao en cuanto a cambio/ningún cambio son los siguientes, como una muestra (Tabla 5): 1986-2016: cambio: conteo: 1563761; RPA: 32.60 %. Ningún cambio: cambio: conteo: 3233594; RPA: 67 (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

Tabla 5. Resultados del método de posclasificación expresados mediante la matriz de cambio correspondiente a la proporción de áreas de cambio/ningún cambio en los mapas obtenidos desde las imágenes de reflectancia procesadas de la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016.

	1986-2016		1990-2016		1991-2016		1998-2016		1999-2016	
	Cambio	Ningún cambio	Cambio	Ningún cambio	Cambio	Ningún cambio	Cambio	Ningún cambio	Cambio	Ningún cambio
Conteo	1563761	3233594	1312310	3482890	1437425	1777485	1309996	1904915	1235080	1979282
Relación porcentual de área (RPA) (%)	32.60	67.40	27.37	72.63	44.71	55.29	40.75	59.25	38.42	61.58

Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

Tabla 5 (continuación). Resultados del método de posclasificación expresados mediante la matriz de cambio correspondiente a la proporción de áreas de cambio/ningún cambio en los mapas obtenidos desde las imágenes de reflectancia procesadas de la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016.

	2000-2016		2001-2016		2002-2016		2003-2016		2015-2016	
	Cambio	Ningún cambio	Cambio	Ningún cambio	Cambio	Ningún cambio	Cambio	Ningún cambio	Cambio	Ningún cambio
Conteo	1183899	2031012	1334471	1880445	1211899	2003012	1183899	2031012	2838542	1955557
Relación porcentual de área (RPA) (%)	36.83	63.17	41.51	58.49	37.70	62.30	36.83	63.17	59.2091	40.790918

Resultados de los métodos de preclasificación algebraicos para la detección de cambio

Resultados del método de diferencia de imágenes de reflectancia

Como una muestra, en esta sección se incluyen los resultados del método de la diferencia de las imágenes de la reflectancia bitemporales expresadas mediante los límites de los intervalos para la distribución de los píxeles de áreas de cambio/ningún cambio en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016 (Tabla 6). El criterio de fijación de estos límites es para las áreas de cambio/ningún cambio el siguiente: en el primero, media (μ) +/- 1 desviación estándar (σ); en el segundo, $< \mu - 1\sigma$, $> \mu + 1\sigma$, respectivamente. Los intervalos representados por media, desviación estándar, intervalos de cambio $< \mu - 1\sigma$, intervalo no-cambio: $\mu +/- 1\sigma$, intervalos de cambio $> \mu + 1\sigma$ encontrados para la diferencia de imágenes de reflectancia bitemporales son como una muestra: 1986-2016: 1.71, 6.58, -85 a -8, -8-12, 12-89. En la Tabla 6 se puede observar que la diferencia de las imágenes bitemporales tiende a ser simétrica con media aproximada a cero como en los periodos 1986-2016, 1990-2016, 1991-2016, 1998-2016, 1999-2016, 2001-2016 y 2015-2016; se encontró sesgo o asimetría en los siguientes periodos: 2000-2016, 2002-2016, 2003-2016 (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

Tabla 6. Resultados del método de la diferencia de las imágenes de la reflectancia bitemporales expresadas mediante los límites de intervalos para la distribución de los píxeles de áreas de cambio/ningún cambio en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016.

Imágenes bitemporales	1986-2016	1990-2016	1991-2016	1998-2016	1999-2016	2000-2016	2001-2016	2002-2016	2003-2016	2015-2016
μ	1.71	0.06	-0.37	-1.1	-0.13	-5.2	0.19	-6.1	-6.8	1.93
σ	6.58	4.86	5.05	4.66	4.65	5.43	4.91	6.1	6.36	4.98
LI: $< \mu - 1\sigma$	-85- -8	-90- -7	-79- -8	-84- -8	-79- -7	-85- -13	-78- -7	-83- -14	-87- -16	-87- -6
NC: $\mu \pm 1\sigma$	-8-12	-7-7	-8-7	-8-6	-7-7	-13-3	-7-8	-14-2	-16-3	-6-9
LS: $> \mu + 1\sigma$	12-89	7-87	7-77	6-87	7-85	3-53	8-80	2-73	3-83	9-87

Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

Los resultados del método de la diferencia de las imágenes de la reflectancia bitemporales expresados mediante la matriz de error en la exactitud de la clasificación en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016, se tienen en la Tabla 7, donde se observa la siguiente correspondencia entre los píxeles en el mapa clasificado (MC) de coberturas terrestres (CT) y usos de la tierra (UT) bajo las siguientes tres categorías: disminución (DIS), ningún cambio (NC) e incremento (INC); así como datos de la referencia (DR) basados en las imágenes corregidas de Landsat 5TM, Landsat 8OLI y *Google Earth* asociada con estas tres categorías para una muestra de 411 puntos, por ejemplo: DIS en MC correspondiente a DIS en DR: 86, DIS en MC correspondiente a NC en DR: 82, DIS en MC correspondiente a INC en DR: 0. Los índices de exactitud global y Kappa son 70.56 % y 0.6112, respectivamente (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

El resultado de la aplicación del método de la diferencia de imágenes de reflectancia en la cuenca del río Pao bitemporal 1986-2016 se muestra en la Figura 5 (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

Tabla 7. Resultados del método de la diferencia de las imágenes de la reflectancia bitemporales expresados mediante la matriz de error en la exactitud de la clasificación en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016.

Datos clasificados		Datos de la referencia (DR)			Totales clasificados	Exactitud de usuario (%)	K
		DIS	NC	INC			
Diferencia de imágenes de reflectancia 1986-2016							
MC CT/UT	DIS	86	82	0	168	51.19	0.047
	NC	0	57	0	57	100.00	1.000
	INC	0	39	147	186	79.03	0.790
	Totales en la referencia	86	178	147	411		
	Exactitud del productor (%)	100	32.02	100			
Exactitud en la clasificación global (%)							70.56
Estadístico Kappa global							0.612

Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

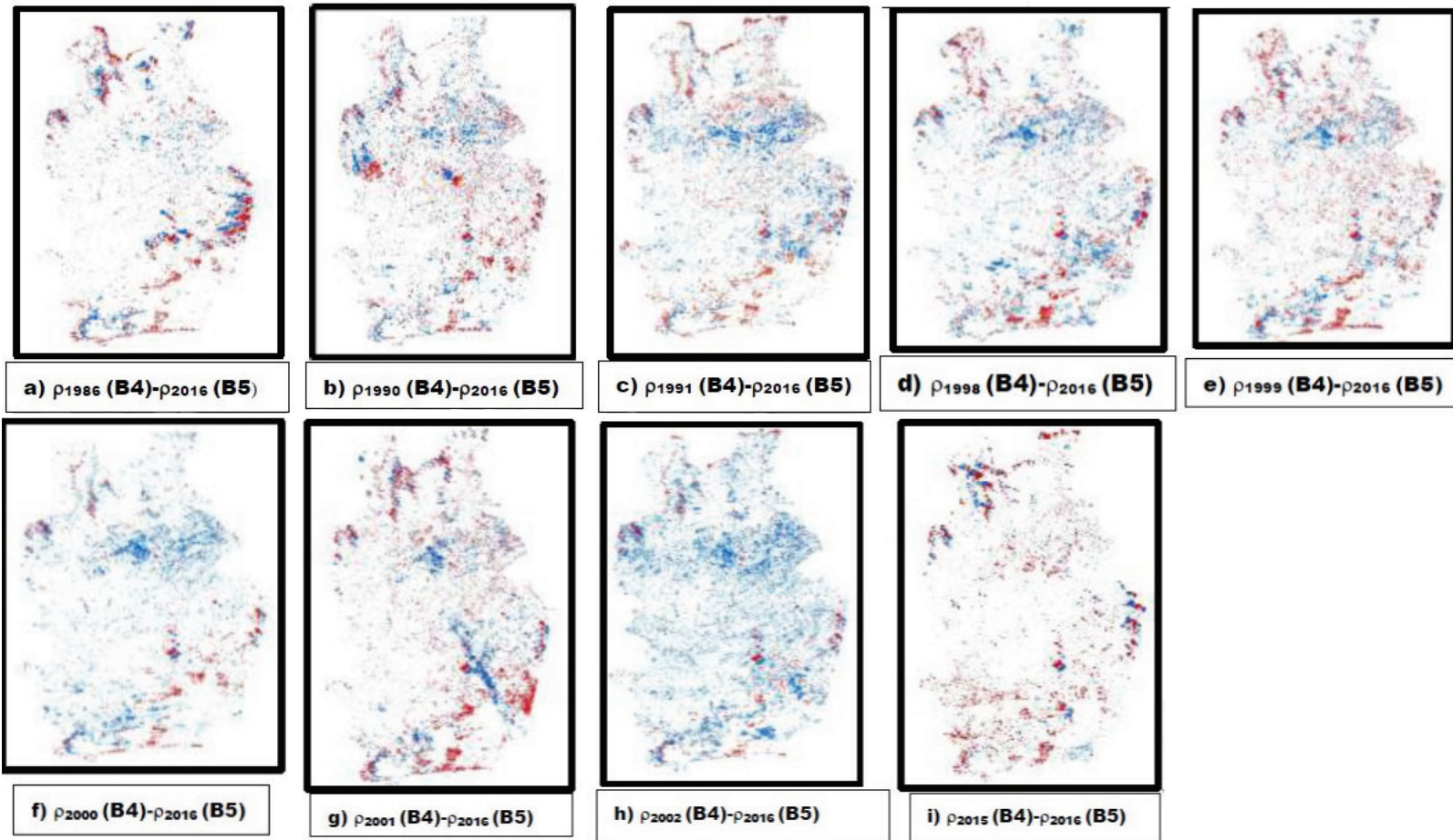


Figura 5. Resultados del método de la diferencia de imágenes de reflectancia en la cuenca del río Pao bitemporal 1986-2016. La banda espectral 4 (B4), correspondiente a la región espectral del infrarrojo cercano, es la seleccionada en las imágenes de reflectancia de los satélites Landsat 5TM: 1986, 1990, 1991, 1998, 1999, 2001 y 7 ETM: 2000, 2002, 2003. La banda espectral 5 (B5), correspondiente a la región espectral del infrarrojo cercano, se usó desde las imágenes de reflectancia del satélite Landsat 8OLI. Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

Resultados del método de la regresión de imágenes de reflectancia

Los resultados del método de la regresión lineal de las imágenes bitemporales de reflectancia (%) en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016, relacionados con los parámetros a , b , r , el coeficiente correlación, se muestran en la Tabla 8. El coeficiente de correlación varió entre 0.46 y 0.64, existiendo un grado de correlación alto (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

Tabla 8. Resultados del método de la regresión lineal de las imágenes bitemporales de reflectancia (%) en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016.

	1986-2016	1990-2016	1991-2016	1998-2016	1999-2016	2000-2016	2001-2016	2002-2016	2003-2016	2015-2016
a	0.36	0.636	0.51	0.56	0.67	0.44	0.67	0.38	0.39	0.69
b	14.26	8.312	10.97	8.41	7.55	4.97	8.12	5.24	4.18	7.65
r	0.46	0.610	0.52	0.62	0.63	0.64	0.60	0.55	0.62	0.5

Los resultados de la aplicación del método de regresión de las imágenes de reflectancia en la cuenca del río Pao bitemporal, 2000-2016, se muestran en las Figuras 6a y 6b. En la primera se observan 10 500 puntos generados para extraer los valores de la reflectancia en las imágenes de 2000 y 2016. En la segunda, la dispersión de los puntos muestrales de la reflectancia en la imagen de 2000 se representan con respecto a la imagen de reflectancia de 2016 (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

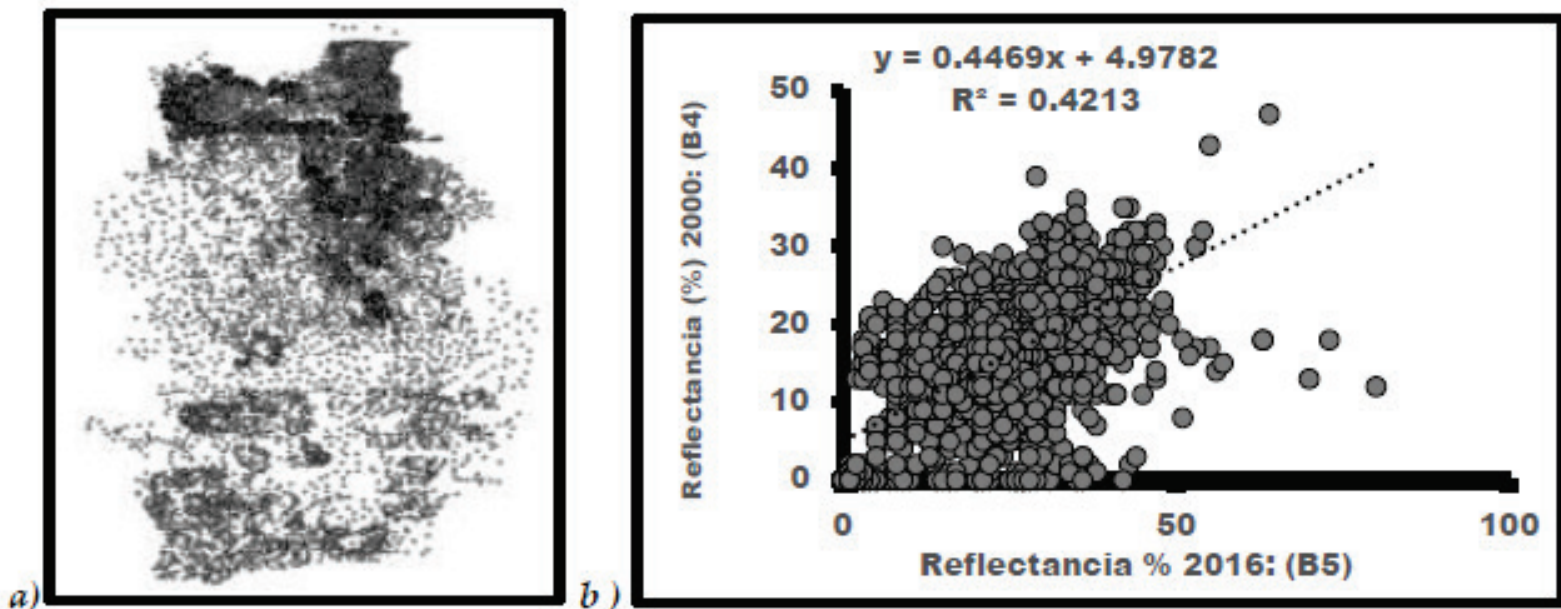


Figura 6. Resultados de la aplicación del método de regresión de las imágenes de reflectancia en la cuenca del río Pao bitemporal, 2000-2016. La banda espectral 4 (B4), correspondiente a la región espectral del infrarrojo cercano, es la seleccionada en las imágenes de reflectancia de los satélites Landsat 7 ETM: 2000. La banda espectral 5 (B5), correspondiente a la región espectral del infrarrojo cercano, se usó desde la imagen de reflectancia en 2016 del satélite Landsat 8OLI. Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

Estos datos se ajustan a un modelo matemático de regresión lineal. El modelo está representado por los parámetros a y b, 0.44 y 4.79; respectivamente. El estadístico coeficiente de determinación es igual a 0.42, lo que equivale a un coeficiente de regresión igual a 0.64. Según Guevara y Cartaya (2004), indican que el grado de correlación es bajo y la capacidad de pronóstico insuficiente. El resto de los coeficientes de regresión son menores a 0.64, variando entre 0.46 y 0.64. Los resultados indican que la imagen regresada bajo estas condiciones excluye los

efectos atmosféricos como nubes y sombras; sin embargo, como la dispersión es alta en el entorno del modelo lineal, gran parte de la información se pierde con el uso de la imagen regresada (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

Los resultados de la aplicación de la diferencia para el método de la regresión de las imágenes de reflectancia en la cuenca del río Pao bitemporal 2000 (B4)-2016 (B5) se muestran en la Figura 7. Las componentes desde las cuales es generada la imagen diferencia en la Figura 7c son las siguientes: Figura 7a: reflectancia (%) en 2000 carente de nubes y sombras; Figura 7b: reflectancia (%) en 2000 regresada, y Figura 7c: reflectancia (%) en 2016. Los resultados son como sigue: 1) hay diferencias significativas entre la imagen original y la regresada de 2000; 2) la imagen regresada de 2000 reproduce predominantemente la variación espacial de las reflectancias observadas en la imagen de 2016; 3) la imagen diferencia de la reflectancia resultante 2000 regresada-2016 es un patrón de la imagen de 2016; las magnitudes en la reflectancia de 2016 han sido ligeramente atenuadas por la imagen de la reflectancia 2000 regresada, lo que se evidencia en la tendencia negativa observada en la Figura 7c. En síntesis, el método de regresión de imágenes bitemporales de la reflectancia ha resultado ligeramente confiable para la obtención de los cambios en las coberturas y usos de la tierra de la cuenca del río Pao (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

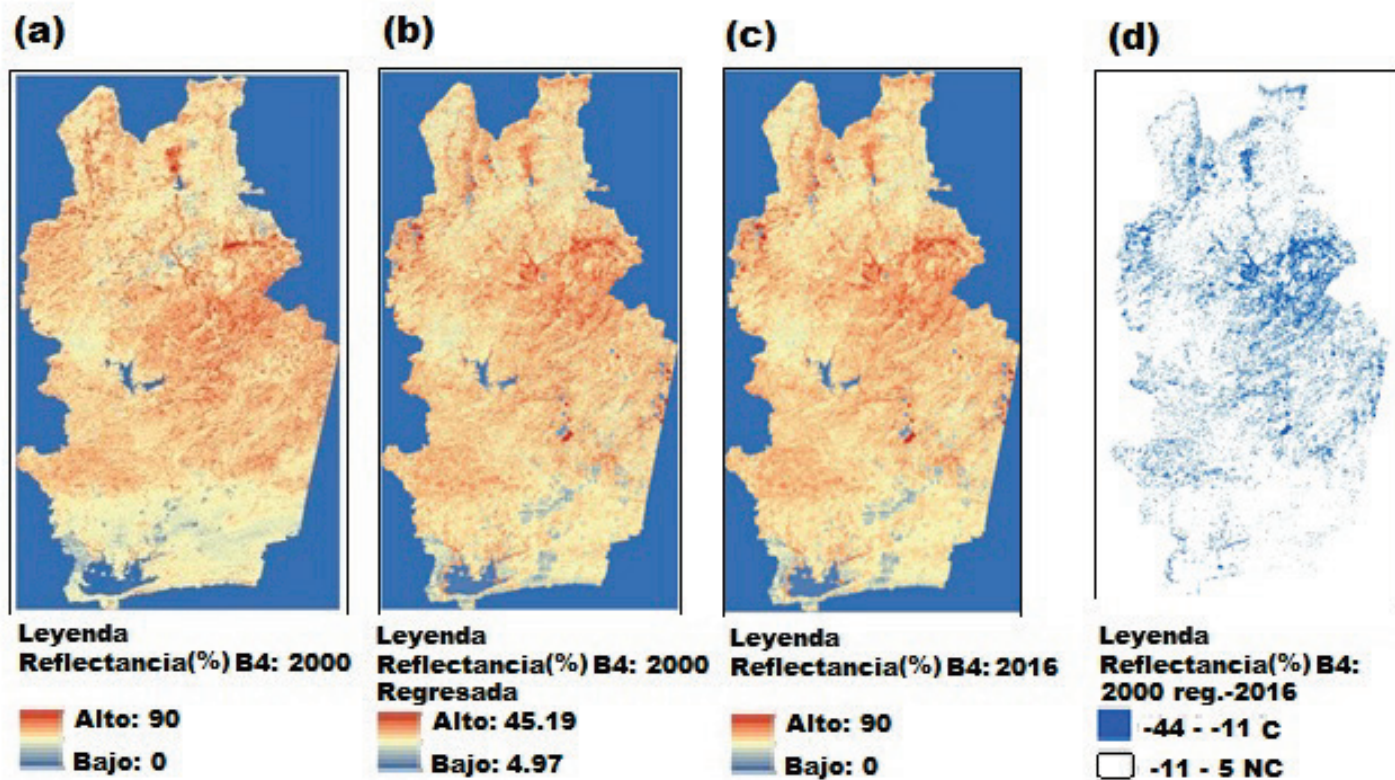


Figura 7. Resultados de la aplicación del método de la regresión de las imágenes de reflectancia en la cuenca del río Pao bitemporal, 2000-2016. La banda espectral 4 (B4), correspondiente a la región espectral del infrarrojo cercano, es la seleccionada en las imágenes de reflectancia de los satélites Landsat 7 ETM: 2000. La banda espectral 5 (B5), correspondiente a la región espectral del infrarrojo cercano, se usó desde la imagen de reflectancia en 2016 del satélite Landsat 8OLI. A) reflectancia (%) en 2000; B) reflectancia (%) en 2000 regresada; C) reflectancia (%) en 2016; D) diferencia de la reflectancia en 2000-reflectancia en 2016. Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

Resultados del método de la relación de imágenes de reflectancia

Los resultados del método de la relación de las imágenes bitemporales de la reflectancia (%), expresados mediante la proporción de áreas de cambio/ningún cambio en los mapas obtenidos en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016, se muestran en la Tabla 9. Las áreas de cambios variaron entre 0.31 y 2.64 %, mientras que en su mayoría no ocurrieron cambios en aproximadamente entre 97.36 y 99.69 %.

Tabla 9. Resultados del método de la relación de imágenes de reflectancia (%) en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016.

	1986-2016	1990-2016	1991-2016	1998-2016	1999-2016	2000-2016	2001-2016	2002-2016	2003-2016	2015-2016
C %	2.64	0.71	0.71	0.89	0.94	0.89	0.75	0.31	0.86	0.86
NC %	97.36	99.29	99.29	99.11	99.06	99.11	99.25	99.69	99.14	99.14

Los resultados del método de la relación de las imágenes de la reflectancia bitemporales expresados mediante la matriz de error en la exactitud de la clasificación se muestran en la Tabla 10, donde el índice de exactitud global dio 38.33 % y el estadístico Kappa Global -0.23 (De-Márquez-Farías & Márquez, 2023).

Tabla 10. Resultados del método de la relación de las imágenes de la reflectancia bitemporales expresados mediante la matriz de error en la exactitud de la clasificación en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016.

Datos clasificados		Datos de referencia		Totales clasificados	Exactitud de usuario (%)	K
		Ningún cambio	Incremento			
Relación de imágenes de reflectancia						
Mapa de clasificación CT/UT	Ningún cambio (NC)	16	0	16	100.00	1
	Incremento (INC)	74	30	104	28.85	- 1.466
	Totales en la referencia	90	30	120		
Exactitud del productor (%)		17.78	100			
Exactitud en la clasificación global (%)						38.33
Estadístico Kappa global						-0.23

Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

Los resultados de la aplicación del método de la relación de las imágenes de reflectancia % (ρ) en la cuenca del río Pao bitemporal 1986-2016 se muestran en la Figura 8. La banda espectral 4 (B4), correspondiente a la región espectral del infrarrojo cercano, es la seleccionada en las imágenes de la reflectancia de los satélites Landsat 5TM: 1986, 1990, 1991, 1998, 1999, 2001 y Landsat 7ETM: 2000, 2002, 2003. La relación de reflectancia bitemporal específica se muestra desde a hasta i, donde se observa de manera general que las imágenes tienen predominantemente áreas con una relación que varía entre 1 y 2, lo que implica que no hubo cambio. Las áreas donde ocurrieron cambios

evidencian relaciones de reflectancias entre 2 y 90. En dichas áreas están presentes tres componentes de usos y coberturas terrestres: zonas agrícolas, cuerpos de agua y nubes. En cuanto al cuerpo de agua (círculo en la Figura 8), las relaciones mayores a la unidad se dan en áreas donde éste podría contener una alta proporción de sedimentos (Figuras 8a a 8d), lo que se justifica por el alto uso agrícola en la cuenca vertiente a este embalse en los años anteriores a 2000, señalado con un recuadro en los mapas de las Figuras 8a a 8i. El acelerado uso agrícola ocasiona alta intensidad de empleo del riego de cultivos en la época seca. Los suelos con una alta humedad disminuyen la reflectancia, lo que podría justificar el contraste entre la imagen de la reflectancia de años anteriores a 2016 y éste. En estas figuras se muestra que los usos agrícolas podrían haber disminuido su actividad en el tiempo. La baja de la actividad agrícola podría ocasionar una reducción del transporte de los sedimentos hacia el cuerpo de agua. Una merma de los sedimentos en un cuerpo de agua disminuye la reflectancia. Asimismo, los procesos incrementales de eutrofización en los años superiores a 1999 podrían igualar la reflectancia entre los años superiores a 1999 con respecto a 2016; y a suprimir el contraste en la relación de reflectancias correspondientes al cuerpo de agua en los mapas desde las Figuras 8e hasta 8i (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

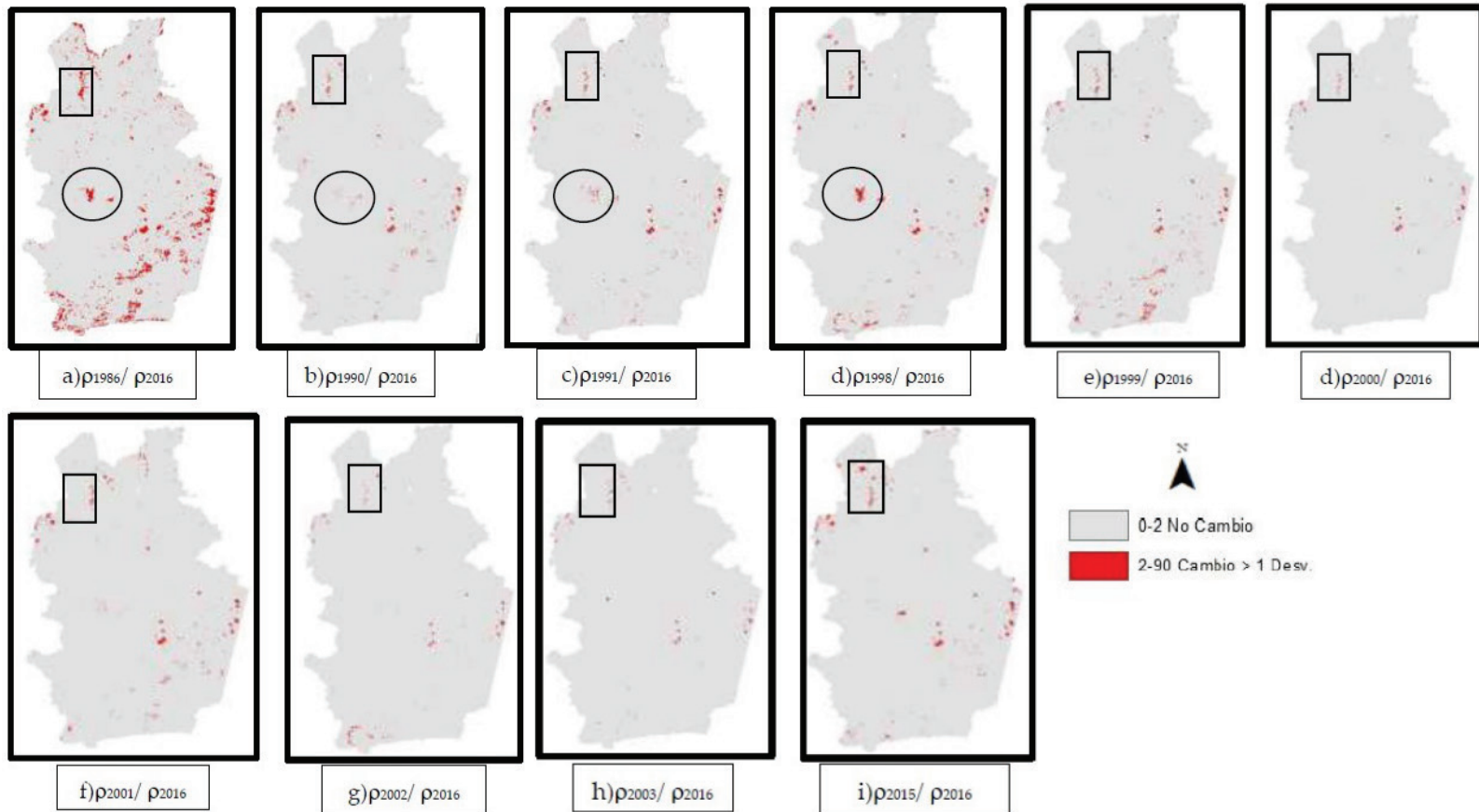


Figura 8. Resultados del método de la relación de las imágenes de reflectancia (ρ) en la cuenca del río Pao bitemporal 1986-2016. La banda espectral 4 (B4), correspondiente a la región espectral del infrarrojo cercano, es la seleccionada en las imágenes de reflectancia de los satélites Landsat 5TM: 1986, 1990, 1991, 1998, 1999, 2001 y 7 ETM: 2000, 2002, 2003. La banda espectral 5 (B5), correspondiente a la región espectral del infrarrojo cercano, se usó desde las imágenes de reflectancia del satélite Landsat 8OLI. La relación de reflectancia bitemporal específica se muestra desde a hasta i. Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

Resultados del método de la diferencia de imágenes de índice de vegetación

Los resultados del método de la diferencia de las imágenes de NDVI bitemporales expresados mediante la proporción de áreas de cambio/ningún cambio en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016, son los siguientes, como una muestra (Tabla 11): 1986-2016: 1.73, 98.27 % (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

Tabla 11. Resultados del método de la diferencia de las imágenes de NDVI bitemporales expresadas mediante la proporción de áreas de cambio/ningún cambio en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016.

Imágenes bitemporales	1986-2016	1990-2016	1991-2016	1998-2016	1999-2016	2000-2016	2001-2016	2002-2016	2003-2016	2015-2016
Relación porcentual de área (RPA): cambio	1.73	1.18	1.66	1.57	2.09	3.57	1.71	5.60	5.31	1.82
Relación porcentual de área (RPA): ningún cambio	98.27	98.82	98.34	98.43	97.91	96.43	98.29	94.40	94.69	98.18

Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

Los resultados del método de la diferencia de las imágenes de la NDVI bitemporales expresados mediante la matriz de error en la exactitud de la clasificación en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016 se tienen en la Tabla 12, donde se observa la correspondencia entre los píxeles en el mapa clasificado (MC) de coberturas terrestres (CT) y usos de la tierra (UT). Los resultados de las operaciones matemáticas sobre píxeles en áreas con nubes y sombras se agruparon bajo la categoría de ningún cambio (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

Tabla 12. Resultados del método de la diferencia de las imágenes de la NDVI bitemporales expresados mediante la matriz de error en la exactitud de la clasificación en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016.

Datos clasificados		Datos de referencia			Totales clasificados	Exactitud de usuario (%)	K
		Disminución	Ningún cambio	Incremento			
Diferencia de imágenes NDVI 1986-2016							
Mapa de clasificación CT/UT	Disminución	39	2	0	41	95.12	0.948
	Ningún cambio	0	32	0	32	100.00	1
	Incremento	0	15	12	27	44.44	-0.25
	Totales en la referencia	39	49	12	100		
Exactitud del productor (%)		100	65.31	100			
Exactitud en la clasificación global (%)							83.00
Estadístico Kappa global							0.5662

Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

Los resultados del método de la diferencia de las imágenes de NDVI en la cuenca del río Pao bitemporal 1986-2016 se muestran en la Figura 9; donde las bandas espectrales 3 (B3) y 4 (B4) de la reflectancia, correspondiente a las regiones del rojo e infrarrojo cercano, se usaron para la estimación del NDVI desde las imágenes de los satélites Landsat 5TM: 1986, 1990, 1991, 1998, 1999, 2001 y Landsat 7 ETM: 2000, 2002, 2003. Las bandas espectrales 4 (B4) y 5 (B5), correspondientes a la región espectral del rojo e infrarrojo cercano, se usaron para la estimación del NDVI desde las imágenes de reflectancia del satélite Landsat 8OLI (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

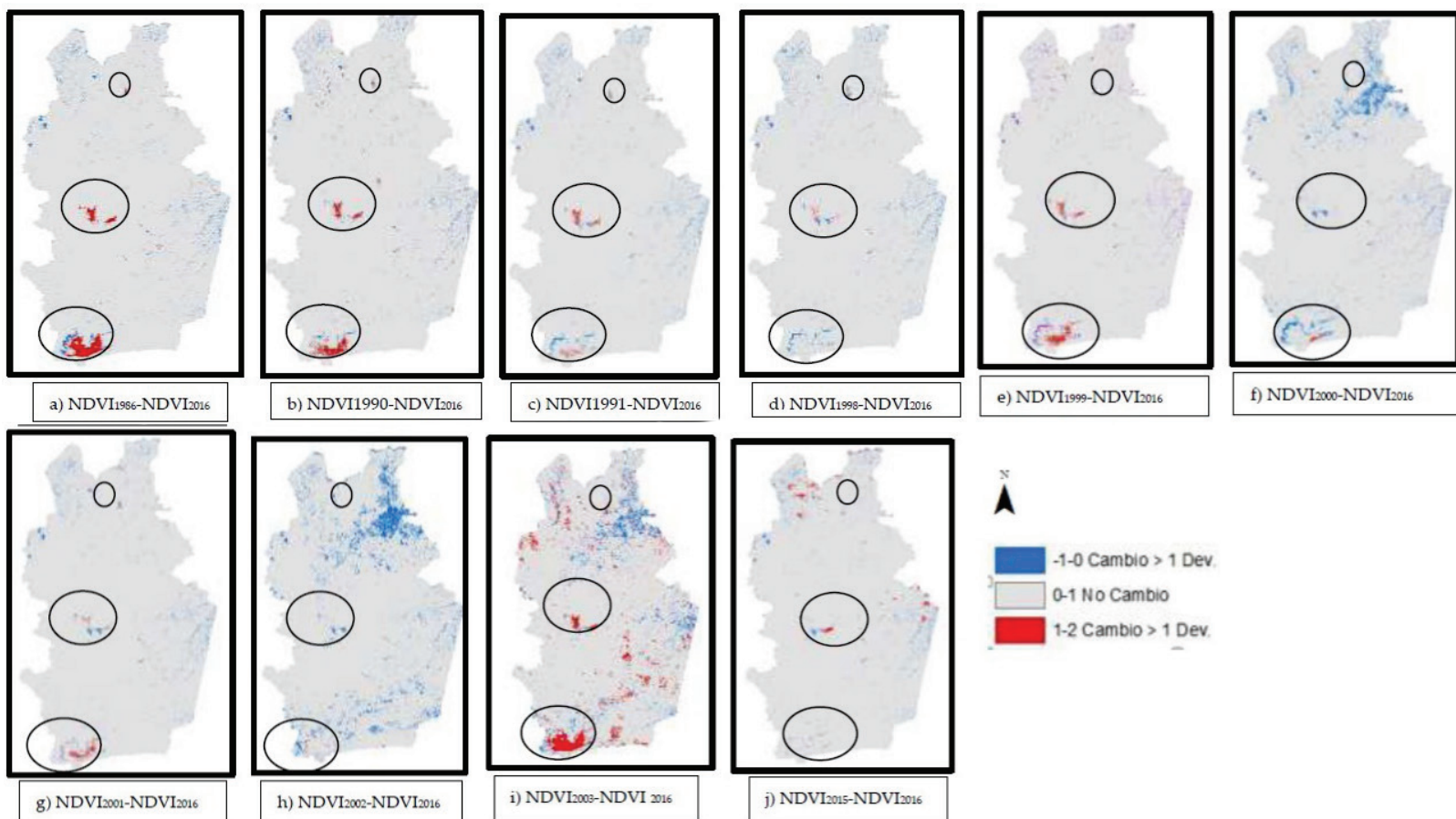


Figura 9. Resultados del método de la diferencia de las imágenes de NDVI en la cuenca del río Pao bitemporal 1986-2016. Las bandas espectrales 3 (B3) y 4 (B4) de reflectancia, correspondientes a las regiones del rojo e infrarrojo cercano, se usaron para la estimación del NDVI desde las imágenes de los satélites Landsat 5TM: 1986, 1990, 1991, 1998, 1999, 2001 y Landsat 7 ETM: 2000, 2002, 2003. Las bandas espectrales 4 (B4) y 5 (B5), correspondientes a la región espectral del rojo e infrarrojo cercano, se usaron para la estimación del NDVI desde las imágenes de reflectancia del satélite Landsat 8OLI.

Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

La diferencia de NDVI bitemporal específica desde a hasta j muestra lo siguiente: 1) valores de NDVI similares en la fecha 1 y en la fecha 2, lo

que da como resultado diferencias que varían entre 0 y 1 predominantemente; esto implica zonas donde no hubo cambio bitemporal; 2) valores positivos que varían entre 1 y 2, principalmente en los tres cuerpos de agua o embalses que posee la cuenca del río Pao (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023). Los valores positivos están asociados con $NDVI_{2016}$, el cual es un valor de signo negativo y un valor aproximadamente nulo del NDVI en las imágenes de fechas anteriores a 2016. El valor de signo negativo se debe a que la reflectancia en la banda espectral de la región espectral del rojo (B4) es más alta que la reflectancia en la banda espectral de la región espectral del infrarrojo cercano (B5). 3) Los valores negativos de la diferencia de NDVI se deben a valores negativos del NDVI en fechas entre 1986 y 2003, siendo aproximadamente nulo el valor de $NDVI_{2016}$. Las zonas donde ocurre este caso corresponden a usos urbanos y humedales próximos a los tres cuerpos de agua. En el primero, el material asociado es el concreto; en el segundo, componentes orgánicos como fitoplancton, cuyo perfil espectral muestra que la reflectancia en la banda espectral 3 (B3) es mayor que la reflectancia en la banda espectral 4 (B4) de las imágenes Landsat 5TM y 7ETM (Bukata, Jerome, Kondratyev, Pozdnyakov, & Kotykhov, 1997; Han & Rundquist, 1997; Giri, Zhu, & Reed, 2005; Jensen, 2009).

Resultados del método de análisis de vector de cambio en imágenes de reflectancia

Los resultados de este método se observan en la Tabla 13 (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023), donde los mayores ángulos generados desde la relación lineal entre la reflectancia en la banda espectral 4 versus la reflectancia en la banda espectral 3 se obtuvieron para los años 1986,

2001 y 2015, lo cual permite suponer escenas de la cuenca del río Pao de mayor vegetación en comparación con otros usos y años.

Tabla 13. Resultados del método de vector de cambio en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016. Los parámetros del método son generados desde la relación lineal entre la reflectancia en la banda espectral 4 vs. la reflectancia en la banda espectral 3 en imágenes Landsat 5TM y 7ETM, como son el ángulo en la fecha 1, el ángulo en la fecha 2 y la diferencia de ángulos entre la fecha 1 y la fecha 2.

Imágenes bitemporales		1986-2016	1990-2016	1991-2016	1998-2016	1999-2016	2000-2016	2001-2016	2002-2016	2003-2016	2015-2016
Vector de cambio	θ_1	30.8	11.0	10.6	12.3	10.8	2.54	21.6	11.0	10.9	25.7
	θ_{2016}	11.0	11.0	11.0	11.0	11.0	11.0	11.0	11.0	11.0	11.0
	$\Delta\theta$	19.8	0.01	-0.32	1.31	-0.17	-8.46	10.6	0.08	-0.09	14.7

Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

En la Figura 10 y Figura 11 se muestran los resultados del método de vector de cambio sobre imágenes de reflectancia en la cuenca del río Pao bitemporal 1986-2016 (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023). Las bandas espectrales 3 (B3) y 4 (B4) de reflectancia, correspondientes a las regiones del rojo e infrarrojo cercano, se usaron para la estimación de reflectancia desde las imágenes de los satélites Landsat 5TM: 1986, 1990, 1991, 1998, 1999, 2001 y Landsat 7 ETM: 2000, 2002, 2003. Las bandas espectrales 4 (B4) y 5 (B5), correspondientes a la región espectral del rojo e infrarrojo cercano, se usaron para la estimación de los valores de reflectancia desde las imágenes de reflectancia del satélite Landsat 8OLI. El modelo lineal se tiene desde a hasta l. Las Figuras 10a y 10b muestran la dispersión de los valores de reflectancia en forma independiente, que es creciente y lineal.

La Figura 10c presenta el resultado de la superposición de las Figuras 10a y 10b (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

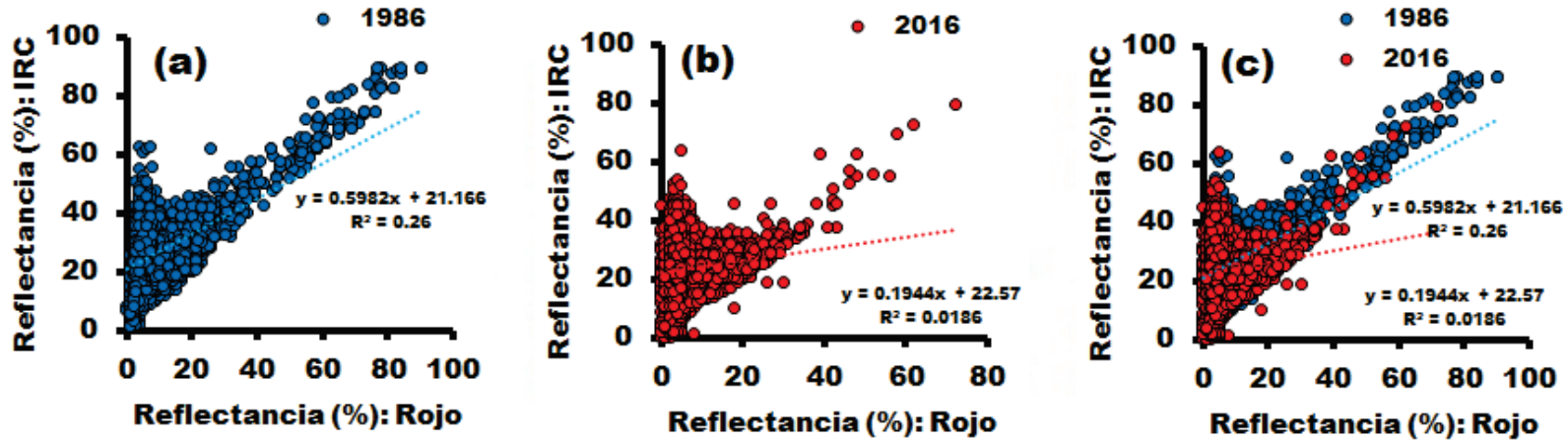


Figura 10. Resultados del método de vector de cambio expresado mediante la diferencia de los ángulos de inclinación y distancia entre vectores derivados de información de parámetros de ajuste de modelos lineales a las observaciones de reflectancia en la cuenca del río Pao a partir de imágenes bitemporales en el periodo 1986-2016. Fuente: De-Márquez-Farías & Márquez-Romance (2023).

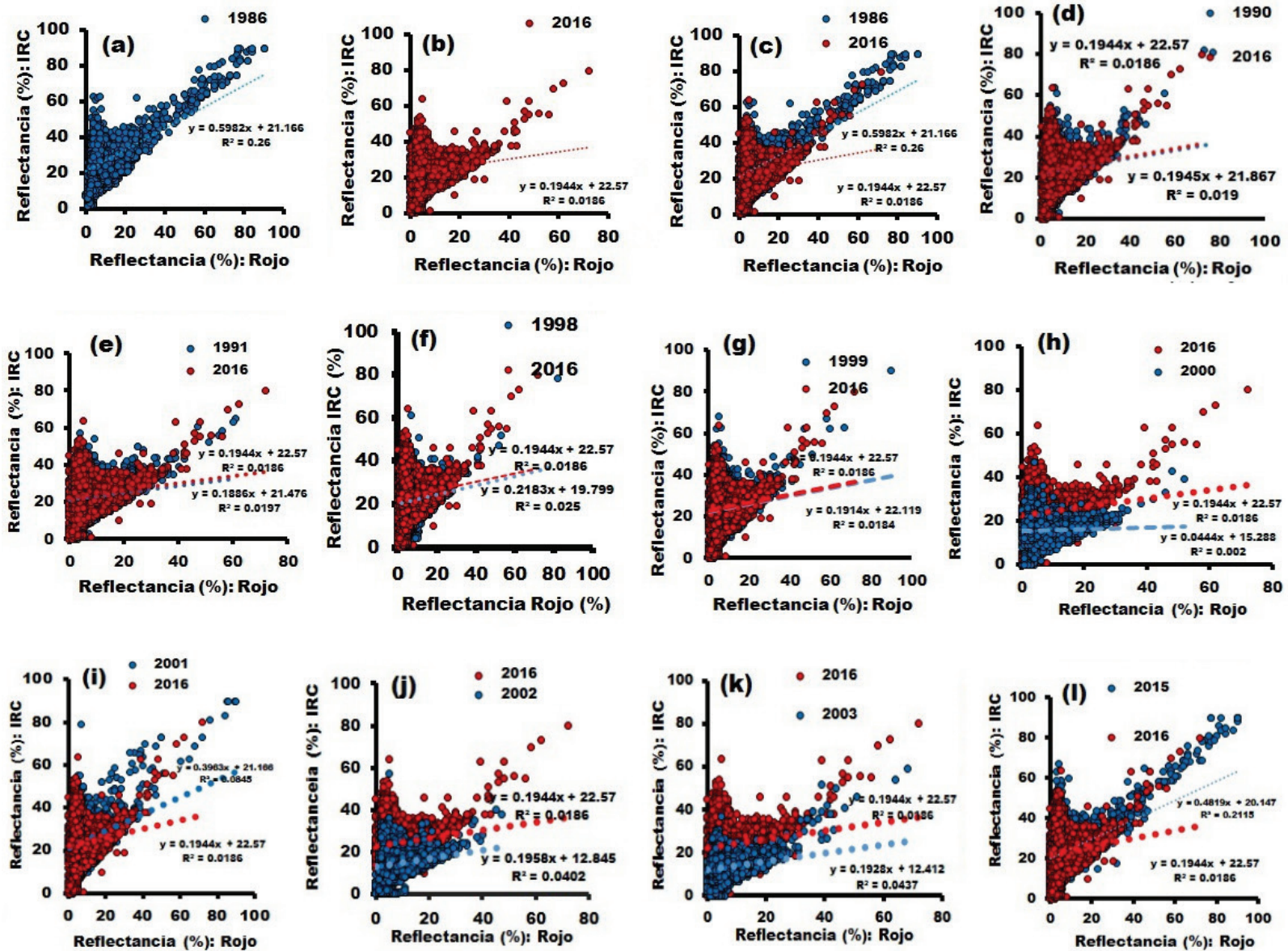


Figura 11. Resultados del método de vector de cambio expresado mediante la diferencia de los ángulos de inclinación y distancia entre vectores derivados de información de parámetros de ajuste de modelos lineales a las observaciones de reflectancia en la cuenca del río Pao a partir de imágenes bitemporales en el periodo 1986-2016. Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

La tendencia mostrada en las Figuras 11a, 11b y 11c son similares a aquellas observadas en las Figuras 11d a 11l. Los modelos lineales encontrados, según cada conjunto de imágenes bitemporal, se basan en los parámetros a , b y el estadístico r . Las diferencias significativas entre los ángulos de dirección de cada conjunto de datos de reflectancia se encuentran entre la información extraída de las imágenes bitemporales siguientes: 1986-2016: 19.89° , 2001-2016: 10.62° y 2015-2016: 14.73° . Este cambio significativo podría deberse a la ocurrencia de alta cobertura vegetal de un año con respecto a otro, lo que eleva la reflectancia, como es el caso de 2000-2016; alta presencia de nubes y sombras, como es el caso de 1986-2016, 2001-2016, 2015-2016 (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

Las bandas espectrales 3 (B3) y 4 (B4) de reflectancia, correspondientes a las regiones del rojo e infrarrojo cercano, se usaron para la extracción de los valores de reflectancia desde las imágenes de los satélites Landsat 5TM: 1986, 1990, 1991, 1998, 1999, 2001 y Landsat 7 ETM: 2000, 2002, 2003. Las bandas espectrales 4 (B4) y 5 (B5), correspondientes a la región espectral del rojo e infrarrojo cercano, se usaron para la estimación del NDVI desde las imágenes de reflectancia del satélite Landsat 8OLI. El modelo lineal se tiene en las Figuras 11a a 11l (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

Resultados de métodos de transformación

Resultados del método de transformación basado en las componentes principales

Las componentes principales se definen en este estudio como el conjunto de combinaciones lineales ortogonales de la reflectancia entre las bandas espectrales 1 a 6 que tienen la máxima varianza. La imagen de reflectancia de Landsat 5TM está integrada por seis bandas espectrales, correspondientes a seis regiones del espectro electromagnético, como sigue: banda espectral 1: 0.452-0.518 μm ; banda espectral 2: 0.528-0.609 μm ; banda espectral 3: 0.626-0.693 μm ; banda espectral 4: 0.776-0.904 μm ; banda espectral 5: 1.567-1.784 μm , y banda espectral 7: 2.097-2.349 μm (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

El propósito de determinar las componentes principales es reducir la dimensionalidad de la variable reflectancia contenida en seis bandas espectrales a 1 o 2 componentes antes de aplicar sobre estas las técnicas de detección de cambios de uso de la tierra y coberturas terrestres en la cuenca del río Pao. Los vectores de coeficientes expresados como covarianzas o correlación de las seis componentes principales obtenidas a partir de la combinación lineal de las seis variables representadas por la reflectancia en cada una de las seis bandas espectrales de la imagen Landsat 5TM se tienen en la Tabla 14 (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

Tabla 14. Resultados del método de transformación componentes principales expresada mediante la matriz de covarianzas y de correlación de la imagen de reflectancia (%) 1986 en la cuenca del río Pao.

Componente principal						
	1	2	3	4	5	6
Covarianzas						
Banda espectral 1	31.46	36.53	34.75	52.42	52.02	41.81
Banda espectral 2	36.53	44.75	42.31	69.37	67.38	52.04
Banda espectral 3	34.75	42.31	41.53	58.83	62.70	50.47
Banda espectral 4	52.42	69.37	58.83	191.36	149.65	90.79
Banda espectral 5	52.02	67.38	62.70	149.65	147.89	98.64
Correlación						
Banda espectral 1	1.00	0.97	0.96	0.67	0.76	0.86
Banda espectral 2	0.97	1.00	0.98	0.74	0.82	0.90
Banda espectral 3	0.96	0.98	1.00	0.65	0.80	0.91
Banda espectral 4	0.67	0.74	0.65	1.00	0.88	0.76
Banda espectral 5	0.76	0.82	0.80	0.88	1.00	0.94
Banda espectral 7	0.86	0.90	0.91	0.76	0.94	1.00

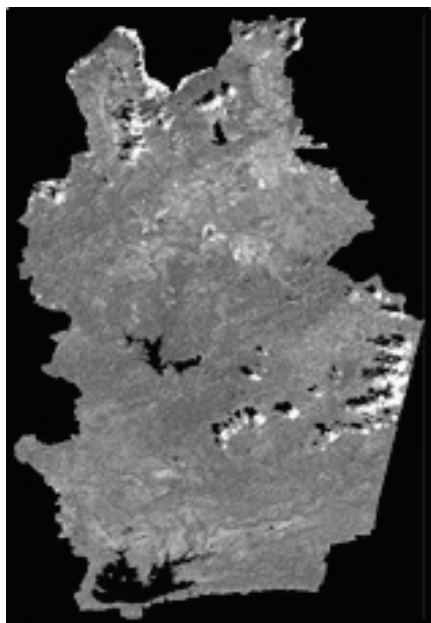
Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance, 2023.

Los resultados del método de transformación a partir de las componentes principales —expresado mediante la diferencia de la componente principal número 1 basada en imágenes de reflectancia bitemporal como proporción de áreas de cambio/ningún cambio en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016—, se muestran en la Tabla 15 (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

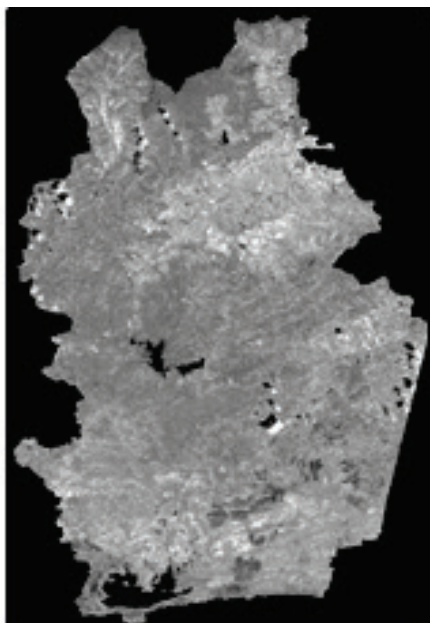
Tabla 15. Resultados del método de transformación a partir de las componentes principales expresado mediante la diferencia de la componente principal número 1 basada en imágenes de reflectancia bitemporal como proporción de áreas de cambio/ningún cambio en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016.

	1986-2016	1990-2016	1991-2016	1998-2016	1999-2016	2000-2016	2001-2016	2003-2016	2015-2016
Cambio %	8.41	13.49	6.43	6.98	7.03	5.43	6.95	4.80	3.80
Ningún Cambio %	91.59	86.51	93.57	93.02	92.97	94.57	93.05	95.20	96.20

En la Figura 12 y Figura 13 se muestran resultados del método de transformación componentes principales expresados mediante la diferencia de la componente principal número 1 basada en imágenes de reflectancia bitemporal como proporción de áreas de cambio/ningún cambio. Las zonas en rojo representan disminución de áreas vegetadas, así como áreas de ocurrencias de nubes. Las zonas en azul simbolizan incrementos de usos urbanos y compuestos orgánicos e inorgánicos en cuerpos de agua (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).



(a) CP1 1986



(b) CP1 2016

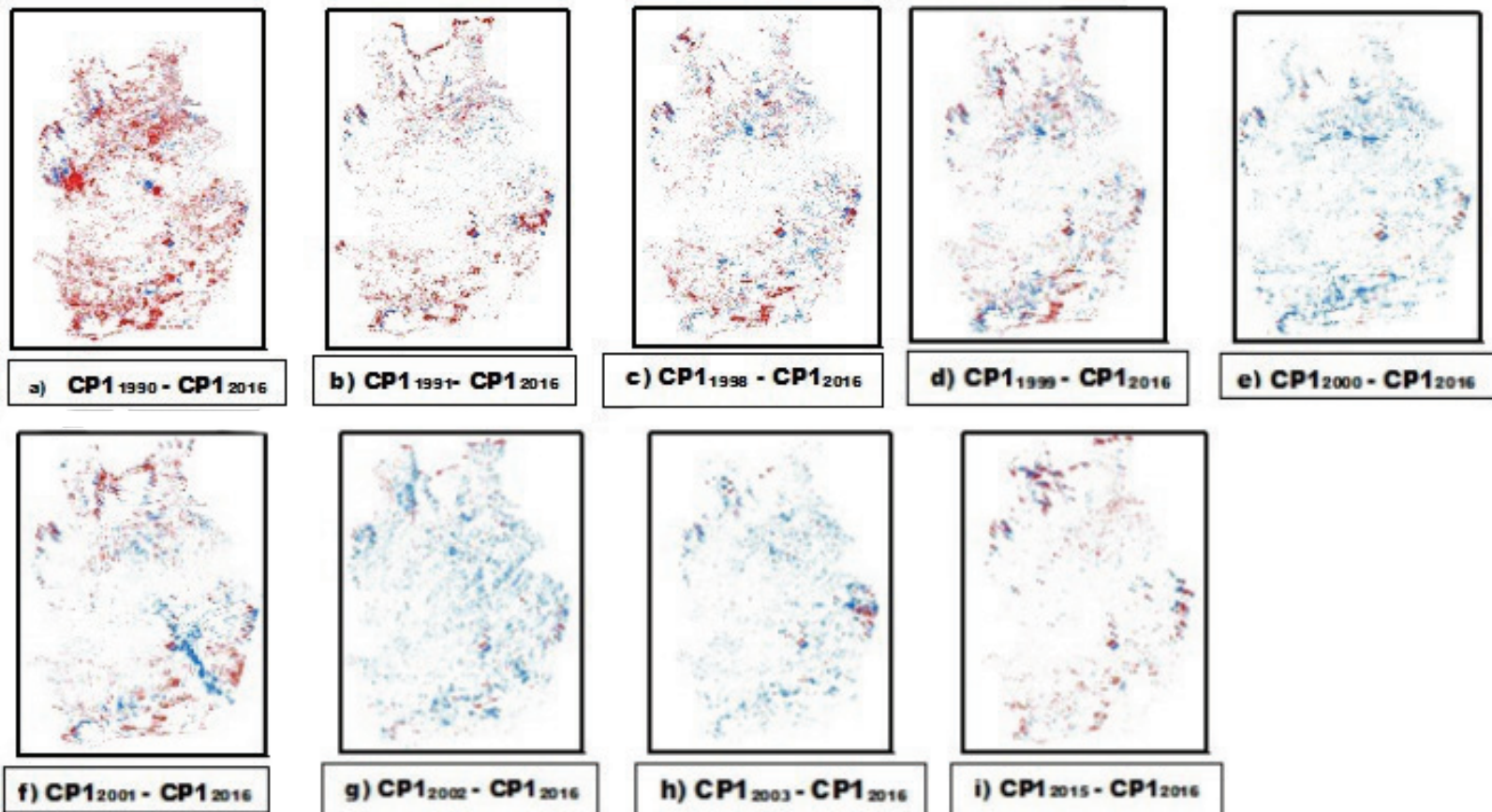


(c) CP 1986 - CP1 2016

Leyenda

■ -165 - -14 C < 1 Desv. □ -14 - 14 NC ■ 14 - 100 C > 1 Desv.

Figura 12. Resultados del método de transformación de componentes principales expresado mediante la diferencia de la componente principal número 1 basada en imágenes de reflectancia bitemporal como proporción de áreas de cambio/ningún cambio en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016: a) componente principal número 1 derivada de la imagen de reflectancia en 1986; b) componente principal número 1 derivada de la imagen de reflectancia en 2016; c) diferencia de la componente principal número 1 bitemporal 2016-1986.



Leyenda

■ -165 - -14 C < -1 Desv. □ -14 - 14 NC ■ 14 - 100 C > 1 Desv.

Figura 13. Resultados del método de transformación de componentes principales expresado mediante la diferencia de la componente principal número 1 basada en imágenes de reflectancia bitemporal como proporción de áreas de cambio/ningún cambio en la cuenca del río Pao en el periodo 1986-2016. Fuente: De-Márquez-Farías y Márquez-Romance (2023).

En la Tabla 16 y Figura 14 se tienen los resultados del método de la diferencia de las imágenes de la Componente Principal número 1 bitemporales expresados mediante la matriz de error en la exactitud de la clasificación en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016, donde se

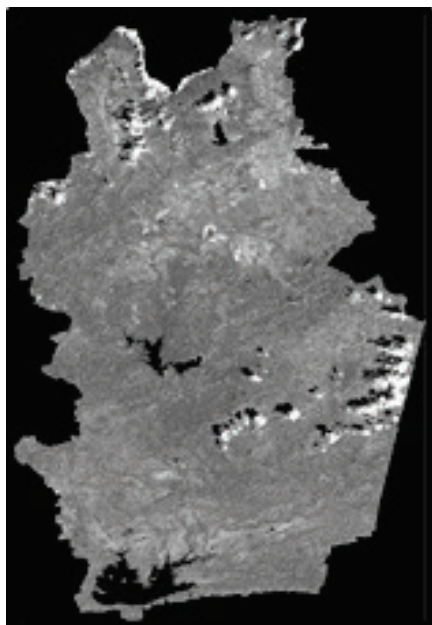
observa la siguiente correspondencia entre los píxeles en el mapa clasificado (MC) de coberturas terrestres (CT) y usos de la tierra (UT) bajo las siguientes tres categorías: disminución (DIS), ningún cambio (NC) e incremento (INC), y los datos de la referencia (DR) basados en las imágenes corregidas de Landsat 5TM, Landsat 8OLI y *Google Earth* asociada con estas tres categorías para una muestra de 891 puntos: DIS en MC correspondiente a DIS en DR: 352, DIS en MC correspondiente a NC en DR: 85, DIS en MC correspondiente a INC en DR: 0. Los índices de exactitud global y Kappa son 84.4 % y 0.872, respectivamente. También son mostrados en esta Tabla 14 los resultados de las matrices de error de los siguientes métodos (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023): 1) diferencia de las imágenes de índice de brillo bitemporales basadas en número digital; 2) diferencia de las imágenes de índice de brillo bitemporales basadas en imágenes de reflectancia; 3) diferencia de imágenes de la componente principal número 1 basada en imágenes de índices de brillo y verdor bitemporales en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2000, donde se observa la siguiente correspondencia entre los píxeles en el mapa clasificado (MC) de coberturas terrestres (CT) y usos de la tierra (UT) bajo las siguientes tres categorías: disminución (DIS), ningún cambio (NC) e incremento (INC), y los datos de la referencia (DR) basados en las imágenes corregidas de Landsat 5TM y 7ETM asociadas con estas tres categorías para una muestra de 100, 103 y 100 puntos, respectivamente. Los resultados de las operaciones matemáticas sobre píxeles en áreas con nubes y sombras se agruparon bajo la categoría de ningún cambio (Figura 14) (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

Tabla 16. 1) Resultados del método de la diferencia de las imágenes bitemporales de la componente principal número 1 expresados mediante la matriz de error en la exactitud de la clasificación en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016; 2) resultados del método de la diferencia de las imágenes bitemporales de índice de brillo; 3) imágenes de número digitales, periodo 1986-2000; 4) diferencia de imágenes CP1 basado en imágenes de índice de brillo y verdor 1986-2000.

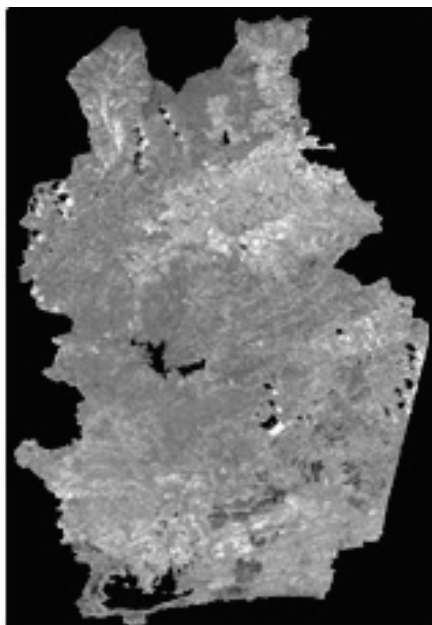
Datos clasificados		Datos de referencia (DR)			Totales clasificados	Exactitud de usuario (%)	K
		DIS	NC	INC			
1. Diferencia de imágenes CP1, periodo 1986-2016							
Mapa de clasificación CT/UT	DIS	352	85	0	437	80.55	0.758
	NC	0	20	0	20	100	1
	INC	0	54	380	434	87.56	0.857
	Totales en la referencia	352	159	380	891		
	Exactitud del productor (%)	100	12.58	100			
Exactitud en la clasificación global (%)							84.4
Estadístico Kappa global							0.872
2. Diferencia de imágenes de índice de brillo basado en imágenes de números digitales: 1986-2000							
Mapa de clasificación CT/UT	DIS	51	14	0	65	78.46	0.725
	NC	0	8	0	8	100	1
	INC	0	1	26	27	96.3	0.961
	Totales en la referencia	51	23	26	100		
	Exactitud del productor (%)	100	34.78	100			
Exactitud en la clasificación global (%)							85
Estadístico Kappa global							0.895

Datos clasificados		Datos de referencia (DR)			Totales clasificados	Exactitud de usuario (%)	K
		DIS	NC	INC			
3. Diferencia de imágenes índice brillo basada en imágenes de reflectancia: 1986-2000							
Mapa de clasificación CT/UT	DIS	31	15	0	46	67.39	0.516
	NC	0	3	0	3	100	1
	INC	0	14	40	54	74.07	0.65
	Totales en la referencia	31	32	40	103		
	Exactitud del productor (%)	100	9.38	100			
Exactitud en la clasificación global (%)							71.84
Estadístico Kappa global							0.722
4. Diferencia de imágenes CP 1 basado en imágenes de índices de brillo y verdor: 1986-2000							
Mapa de clasificación CT/UT	DIS	26	2	0	28	92.86	0.923
	NC	0	5	0	5	100	1
	INC	0	7	60	67	89.55	0.983
	Totales en la referencia	26	14	60	100		
	Exactitud del productor (%)	100	35.71	100			
Exactitud en la clasificación global (%)							91
Estadístico Kappa global							0.968

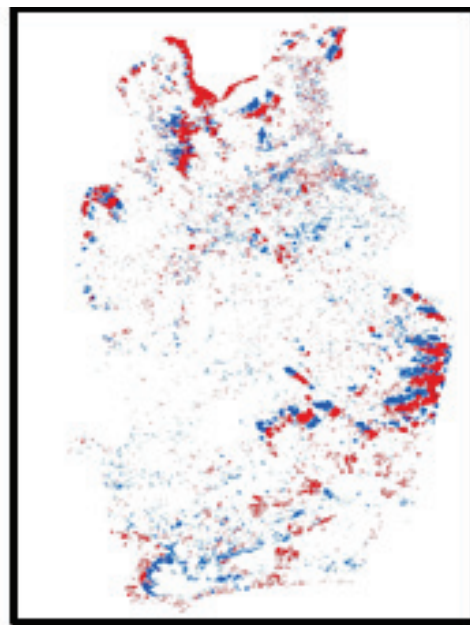
Fuente: De-Márquez-Farías & Márquez-Romance (2023).



(a) CP1 1986



(b) CP1 2016



(c) CP 1986 - CP1 2016

Leyenda

■ -165 - -14 C < 1 Desv. □ -14 - 14 NC ■ 14 - 100 C > 1 Desv.

Figura 14. Resultados del método de transformación de componentes principales expresado mediante la diferencia de la componente principal número 1 basada en imágenes de reflectancia bitemporal como proporción de áreas de cambio/ningún cambio en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016: a) componente principal número 1 derivada de la imagen de reflectancia en 1986; b) componente principal número 1 derivada de la imagen de reflectancia en 2016; c) diferencia de la componente principal número 1 bitemporal 2016-1986.

Resultados del método de transformación Kauth-Thomas

En la Figura 15 se observan los resultados del método de transformación Kauth-Thomas expresado mediante la diferencia del índice de brillo basada en imágenes de número digital bitemporal 1986-2000 como proporción de áreas de cambio/ningún cambio en la cuenca del río Pao, donde se observan tres aspectos (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023): 1) los valores negativos del índice de brillo corresponden a zonas donde ha habido incrementos de las coberturas vegetales bitemporal representadas en color azul; 2) los valores próximos a cero equivalen a zonas donde no ha ocurrido cambio bitemporal en las coberturas y usos de la tierra, y 3) los valores positivos equivalen a zonas donde ha disminuido el índice de brillo de la imagen antes de 2016 y la imagen de 2016, significando un posible incremento en el uso urbano y agropecuario, lo que se hace más evidente en las diferencias bitemporales 1986-2016 y 1990-2016 (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

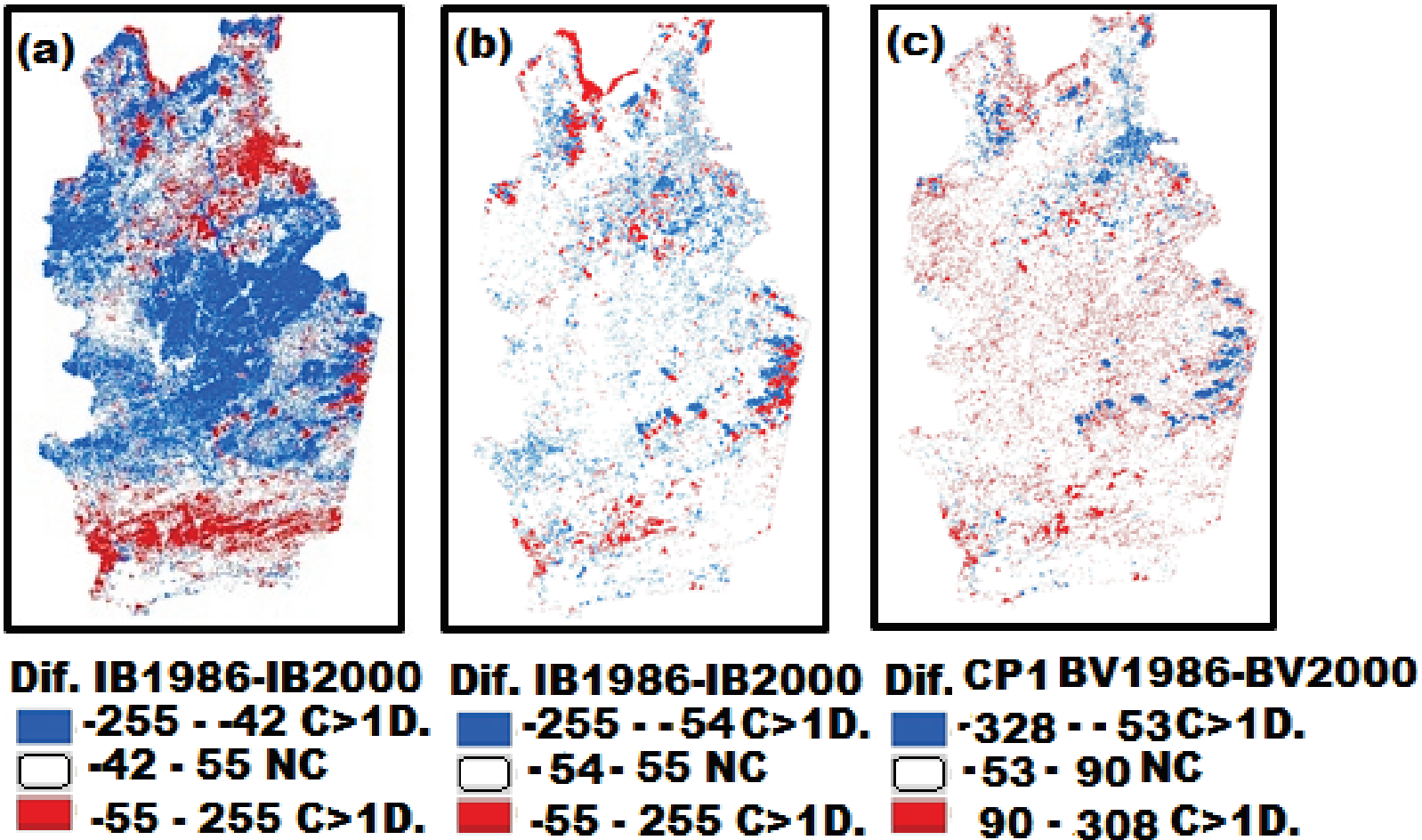


Figura 15. Resultados del método de transformación Kauth-Thomas expresado mediante: a) diferencia del índice de brillo basado en imágenes de número digital: 1986-2000; b) diferencia de índice de brillo basado en imágenes de reflectancia: 1986-2000, y c) diferencia de la componente principal número 1 basada en imágenes de brillo y verdor: 1986-2000. Las figuras 15a a la Figura 15c muestran las áreas de cambio/ningún cambio en la cuenca del río Pao, periodo 1986-2000.

Discusión

Como una muestra, en la Figura 16 se presentan los porcentajes del área de cambio según cada método de detección de cambio del tipo de preclasificación variando en un rango como sigue: a) diferencia de imagen de reflectancia de 7 a 10 %; b) relación de imagen de reflectancia de 0.5 a 3 %; c) diferencia de imagen de NDVI de 1 a 4 %, y d) diferencia de imagen de componente principal de 4 a 10 %.

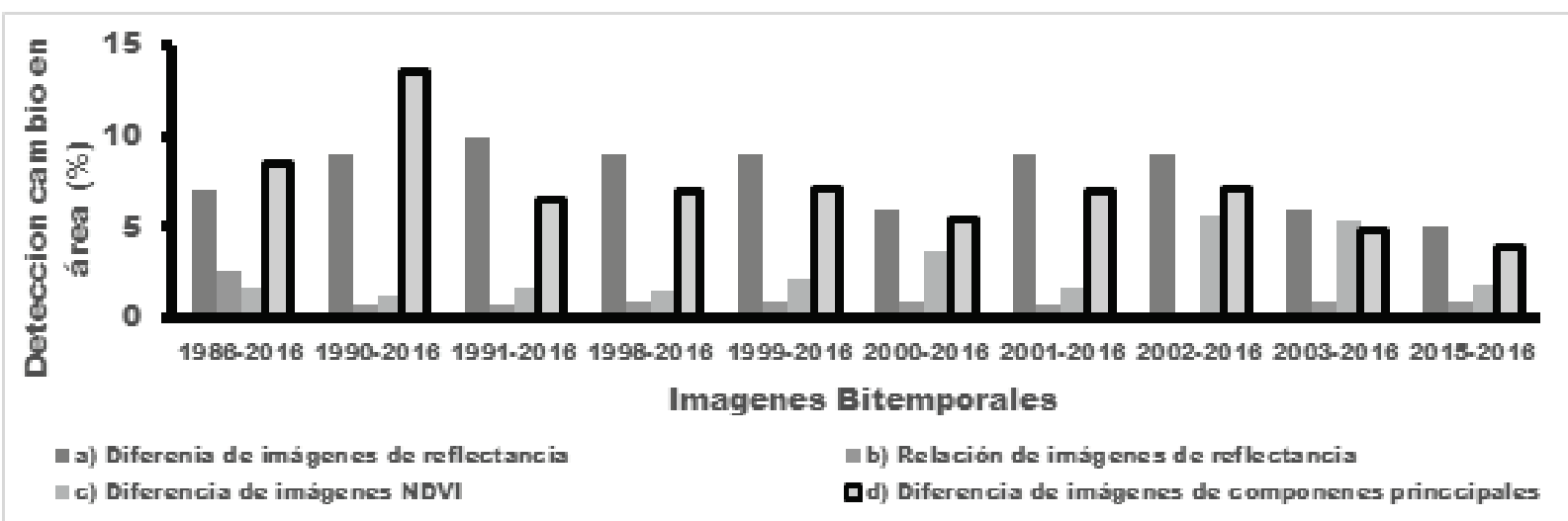


Figura 16. Comparación de los resultados representados por los métodos de detección de cambio de área basados en la preclasificación expresada por el porcentaje de cambio de área: a) diferencia de imagen de reflectancia, b) relación de imagen de reflectancia, c) diferencia de imagen NDVI y d) diferencia de imagen de componentes principales.

En la Figura 17 y Figura 18 se puede observar que los coeficientes de Kappa y de exactitud global variaron entre 0.6 y 0.8, siendo una clasificación de áreas de cambio y de ningún cambio aceptable. Asimismo,

la Figura 18 y Figura 19 muestran que el método de posclasificación usando el algoritmo de máxima verosimilitud (ML: *maximum likelihood*, en inglés) resultó ligeramente superior a la exactitud en la clasificación para los métodos de preclasificación. Los índices más bajos se encontraron para el método de relación de imagen de reflectancia. Esto se debe a que la proporción de muestra que corresponde a los puntos de cambio es menor que la ocurrencia de los puntos sin cambio. El resto de los métodos de posclasificación y preclasificación proporcionan similitudes en los índices de precisión. Foody y Mathur (2004) utilizaron el algoritmo SVM con una pequeña cantidad de muestras de entrenamiento seleccionadas de forma inteligente que pueden usarse para clasificar un conjunto de datos con tanta precisión como un conjunto de entrenamiento más grande derivado de manera convencional. Los resultados ilustran el potencial de dirigir las estrategias de adquisición de datos de entrenamiento para identificar las muestras de entrenamiento más útiles, y así permitir una clasificación de imágenes eficiente y precisa. Otukey y Blaschke (2010) realizaron la evaluación del cambio en la cobertura terrestre utilizando algoritmos de clasificación basados en el número de píxeles, incluyendo el clasificador de máxima verosimilitud (MLC), máquinas de vectores de soporte (SVM) y árboles de decisión (DT). Los resultados de los DT se compararon con los obtenidos mediante SVM y MLC. En general, se obtuvieron precisiones aceptables superiores al 85 % en todos los casos.

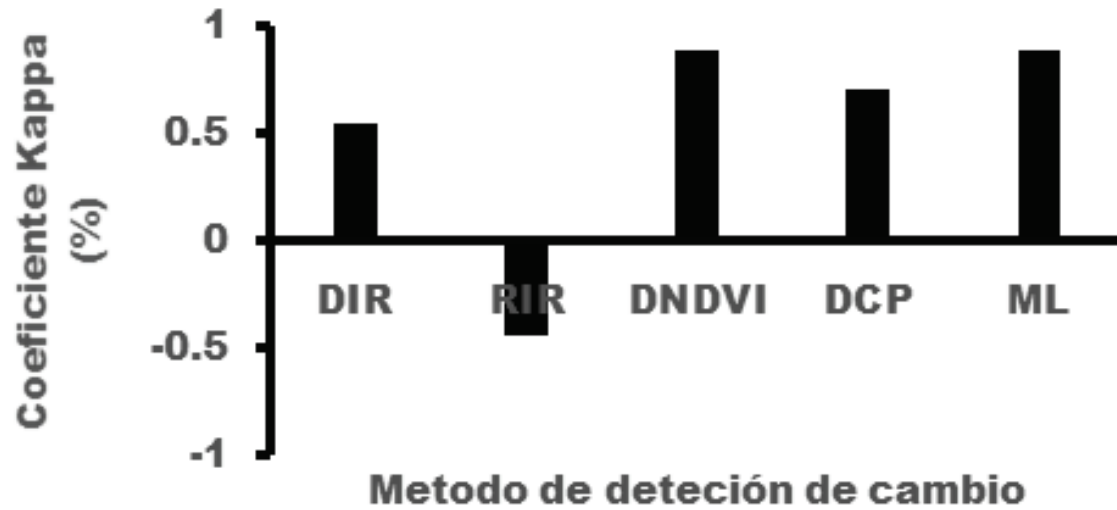


Figura 17. Comparación de los resultados mediante la representación del coeficiente Kappa encontrado en los métodos de detección de cambios. Preclasificación: DIR, diferencia de imagen de relevancia; IR, relación de imagen de reflectancia; DNDVI, diferencia de índice de vegetación de diferencia normalizada; DCP, diferencia de componentes principales. Posclasificación: ML, máxima verosimilitud.

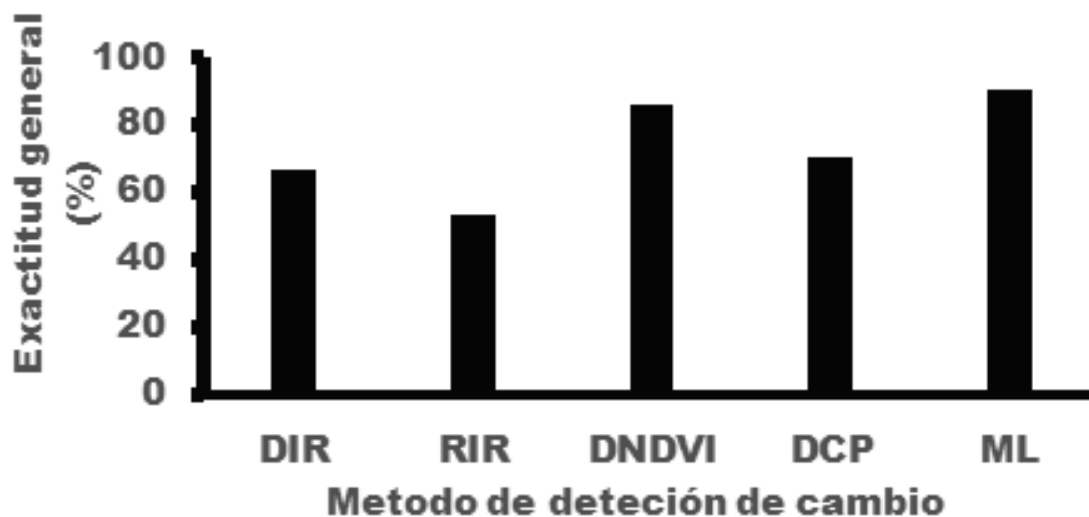


Figura 18. Comparación de los resultados mediante la representación del índice de exactitud general encontrado en los métodos de detección de cambios. Preclasificación: DIR, diferencia de imagen de relevancia; RIR, relación de imagen de reflectancia; DNDVI, diferencia de índice de vegetación de diferencia normalizada; DCP: diferencia de componentes principales. Posclasificación: ML, máxima verosimilitud.

En la Figura 16 se puede ver que los métodos —cuya estimación de cambio es similar— corresponden a la diferencia de imagen de reflectancia y la diferencia de imagen de componente principal, así como la relación de imagen de reflectancia y la diferencia de NDVI. En el primer caso, esto se debe a que el método de diferencia de imagen de reflectancia tiene en cuenta la reflectancia de la región del infrarrojo cercano; mientras que la diferencia de imagen de componente principal —representada por la componente principal número 1— incluye la mayor parte de la varianza en las regiones del visible y del infrarrojo del espectro electromagnético. La diferencia entre estos dos métodos depende del uso y la cobertura de la tierra contenida en la cuenca del río Pao.

Los cambios de la reflectancia detectados para la región del infrarrojo cercano se asocian principalmente con los siguientes usos y coberturas (Figura 5): 1) agrícola, 2) pastizales, 3) agua, 4) vegetación, 5) nubes y 6) sombras. Esta detección de cambios se ha mostrado en la Figura 5, donde las áreas de disminución de la reflectancia (azul) se han debido a cambios de zonas vegetadas a usos agrícolas y agropecuarios. En la Figura 5 también se pueden observar en menor proporción incrementos de la reflectancia en las zonas agrícolas, sucedidos tal vez por el cambio del uso agrícola a cobertura vegetal hacia el norte de la cuenca y en las proximidades de los embalses Guataparo (zona norte), Pao-Cachinche (zona central) y Pao-Las Balsas (zona sur). En este método, los cambios de zonas vegetadas a usos urbanos ocurridos de manera predominante en la zona nororiental de la cuenca no son en gran proporción detectados y se categorizan como áreas de ningún cambio (Figura 5).

En cuanto a la diferencia de la componente principal número 1, esta contiene información que incluye el cambio en los seis usos y coberturas mencionadas antes, agregando sobre todo el uso urbano (Figura 14). En las diferencias bitemporales 1986-2016 y 2003-2016 se observa un patrón de los píxeles de la zona urbana que muestra disminución de las reflectancias por el cambio desde cobertura vegetal hasta uso urbano. Por tal razón, la diferencia de área en el método de diferencias de la componente principal número 1 tiende a ser mayor que la diferencia de área obtenida en el método de la diferencia de imagen de reflectancia.

Con respecto a los métodos de diferencia de imágenes de relación de cambio de reflectancia y diferencia de imágenes de NDVI, las diferencias de área son similares debido a que la normalización en ambos métodos solo permite la detección de cambios cuando la modificación de

reflectancia es significativo en las imágenes bitemporales. Esto significa el cambio de cobertura de agua a sedimento con algas, como es la situación que ocurre en los reservorios de agua Guataparo (zona norte), Pao-Cachinche (zona central) y Pao-Las Balsas (zona sur) (Figura 9 y Figura 10). Este tipo de cambio temporal mejor apreciado en la región del infrarrojo cercano implica que la reflectancia aumenta de 3 y 4 % a 30 y 50 %. Sedano, Gong y Ferrao (2005) encontraron que los resultados más consistentes se obtuvieron utilizando el análisis de componentes principales de imágenes de diferencia de pares de bandas. Este método proporcionó las clasificaciones más precisas para agricultura, humedales, pastizales, matorrales y bosque abierto. La precisión general de la clasificación alcanzó el 90 %. El NDVI multitemporal proporcionó una clasificación más precisa para la clase de cobertura forestal densa. Cakir, Khorram y Nelson (2006) compararon los resultados con los métodos de diferenciación del análisis de componentes principales (ACP) estandarizados y no estandarizados, y el NDVI para la detección de cambios, y hallaron que hubo un aumento del 6.8 % en los tipos de cobertura relacionados con zonas urbanas en el área metropolitana de Raleigh entre 1993 y 1999. La precisión general del mapa de cambios generado por el método ACP para el área metropolitana de Raleigh fue del 92.5 %, con un valor Kappa general de 0.88.

Con respecto a la preclasificación, los tres métodos siguientes: regresión de imagen (Figura 6 y Figura 7), vector de cambio (Figura 11 y Figura 12) y gorra bordada (Figura 10, 11 y 15) (*tasseled cap*, en inglés), que han sido tratados en este estudio, arrojaron que en el primer caso la imagen regresionada correspondiente al tiempo (t_1) es una estimación de la imagen en el tiempo (t_2), donde los valores de reflectancia se reducen ligeramente. Por esta razón, no es adecuado usarlo en una diferenciación

de imágenes para obtener el cambio bitemporal entre el tiempo de regresión de la imagen (t_1) y el tiempo de la imagen (t_2). Según Vogelmann y Rock (1988), la técnica de regresión implica que las propiedades espectrales de una gran mayoría de los píxeles no han cambiado de modo significativo durante el intervalo de tiempo.

Con respecto al método del vector de cambio, es un método complementario a los métodos de pre y posclasificación, porque es una medida de la magnitud del ángulo de dirección del cambio y también una representación del método gorra bordada (Figura 11, Figura 12 y Figura 16). Sohl (1999) citó el método del vector de cambio como excelente para proporcionar un especial detalle cualitativo sobre la naturaleza del cambio. Kontoes (2008) ha indicado que su implementación en entornos paisajísticos tan fragmentados y dinámicamente cambiantes ha dado como resultado mapas de cambio de cobertura terrestre calificados y precisos, logrando un nivel general de precisión de clasificación del 88 al 96 %. Nackaerts, Vaesen, Muys y Coppin (2005) combinaron el método del vector de cambio con otros tres algoritmos de detección de cambios: diferenciación estandarizada, relación y análisis de componentes principales, encontrando que es un indicador de cambio de las categorías independientes correspondientes a las características del suelo, la vegetación y la humedad. En el tercer caso, el *Tasseled Cap* incluye como variables principales el brillo y el verdor. En este estudio se ha aplicado un componente principal en estas dos variables, obteniendo resultados con una buena aproximación a los cambios asociados con las coberturas como el agua, la vegetación, las sombras y las nubes; pero también una sobreestimación de los cambios del suelo, como en la clase como suelo degradado, pastizales o urbano. Collins y Woodcock (1996) encontraron

un mejor desempeño para el análisis de componentes principales y un modelo multitemporal.

En cuanto a la transformación de Kauth-Thomas, en comparación con el proceso de ortogonalización de Gram-Schmidt para detectar cambios en el dosel forestal, Huang *et al.* (2002) descubrieron que el brillo, el verdor y la humedad de la transformación derivada explicaban en conjunto más del 97 % de la varianza espectral de las escenas individuales utilizadas en el estudio. Las Figuras 16a-c muestran un patrón de cambios comunes, donde han ocurrido disminuciones de la reflectancia en la zona nororiental de la cuenca del río Pao debidas a cambios desde zonas vegetadas a zonas urbanas en el periodo 1986-2000, así como incrementos de reflectancia cerca de los embalses artificiales de la cuenca del río Pao.

El método de comparación posclasificación dio como resultado nueve clases: a) urbano, b) agrícola, c) agropecuario, d) agua, e) suelo degradado, f) vegetación, g) nubes, h) sombra y i) no clasificado. La exactitud del usuario varió entre 88.89 y 100.00 %. La exactitud del productor varió entre 98.25 y 100.00 %. El índice de exactitud global y el índice de Kappa correspondiente a los mapas clasificados en comparación con la imagen de referencia de *Google Earth* variaron entre 93.00 y 99.40 %, 0.96 y 0.99, respectivamente. Muchos estudios discuten las clasificaciones con exactitud global por debajo del objetivo general del 85 % basado en la revisión de 25 artículos; también tienen un amplio rango en la exactitud con la que las clases individuales se han clasificado (p. ej., Trodd, 1995; DeGloria *et al.*, 2000; Ung, Lambert, Guidon, & Fournier, 2000). Según Foody (2002), los componentes sugeridos para establecer la exactitud, como una matriz de error y una métrica basada en el coeficiente Kappa no se proporcionan y las exactitudes destino son rara

vez alcanzadas; ello, con base en niveles de precisión para todas las clases y la precisión global > 85 %. Trodd (1995) encontró que el rango promedio en la exactitud del productor de las clasificaciones revisadas fue de 59.00 %. Landis y Koch (1977) sugieren que el índice Kappa entre 0.81 y 1 indica una fuerza de concordancia de moderada a casi perfecta. Los índices de exactitud de los mapas de clasificación en los usos y coberturas terrestres de la cuenca del río Pao indican un nivel satisfactorio obtenido a partir de imágenes de reflectancia de los satélites Landsat 5TM, 7ETM y 8OLI en el periodo 1986-2016. En el método de comparación posclasificación, la diferencia bitemporal de las áreas ocupadas según la clase de usos de la tierra y coberturas terrestres expresadas en proporción porcentual máxima correspondiente a la cuenca del río Pao, periodo 1986-2016, muestra que las clases que presentan los incrementos son las siguientes: urbano (1.37 %) y agropecuario (23 %); mientras que aquellas donde ocurren los descensos son las siguientes: agrícola (4.97 %), agua (0.55 %), vegetación (8.10 %), suelo deforestado (12 %) (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023). En cuanto al uso urbano, el Instituto Nacional de Estadísticas (INE) (INE, 2014) ha registrado un crecimiento de 1990 a 2011 que varía de 21.72 a 31.95 habitantes/km².

Los resultados obtenidos desde la matrices de error de los métodos de preclasificación son los siguientes (siendo estas matrices derivadas de una muestra de las operaciones algebraicas y de transformación sobre las imágenes bitemporales, como son Landsat 5TM de 1986 y Landsat 8OLI de 2016 para los cuatro primeros métodos, así como Landsat 5TM 1986 y 2000 para el quinto método de Kauth y Thomas): 1) diferencia de imágenes de reflectancia en la banda espectral del infrarrojo cercano, banda espectral 4 (0.776-0.904 μm) en Landsat 5TM, banda espectral 4

(0.772-0.898 μm) en Landsat 7 ETM y banda espectral 5 (0.850-0.880 μm) en Landsat 8 OLI; 2) relación de imágenes de reflectancia; 3) diferencia de índice de vegetación NDVI; 4) diferencia de la componente principal número 1 basada en la imagen de reflectancia de cada año, y 5) diferencia del índice de brillo obtenida desde el método de Kauth y Thomas. Por tanto, se encuentra que:

1. Los índices de exactitud global y Kappa obtenidos son (De Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023) los siguientes: 1) 70.56 % y 0.6112; 2) 38.33 % y -0.23; 3) 83.00 % y 0.5662; 4) 84.4 % y 0.872, y 5) 85.0 % y 0.895, respectivamente

2. Los índices de exactitud en la clasificación de la detección de los cambios/ningún cambio de las imágenes diferencia o relación sugieren la siguiente categorización en orden del más al menos exacto: a) diferencia del índice de brillo obtenida desde el método de Kauth y Thomas; b) diferencia de la componente principal número 1 basada en la imagen de reflectancia; c) diferencia de imágenes de reflectancia en la banda espectral del infrarrojo cercano, banda espectral 4 en Landsat 5TM y 7 ETM, banda espectral 5 en Landsat 8 OLI; d) diferencia de índice de vegetación NDVI, y e) relación de imágenes de reflectancia.

3. A pesar de lo planteado en el ítem 2, el método seleccionado como de mayor exactitud corresponde a la diferencia de la componente principal número 1, ya que el método de la diferencia del índice de brillo propuesto por Kauth y Thomas sobreestima las áreas de cambio/ningún cambio (Figura 17 y Figura 18), lo que puede ser porque los coeficientes de ajuste o las covarianzas en la regresión lineal multivariable son superiores a aquel de la componente principal número 1. Este aspecto puede deberse a la influencia de las características locales de la región espectral, como ángulos solares, condiciones atmosféricas, usos y

coberturas terrestres sobre la cual se haya basado el ajuste de la ecuación propuesta por Kauth Thomas para Landsat MSS y sus modificaciones para adaptación a los sensores Landsat 5TM (Crist & Kauth, 1986) y 7 ETM (Huang *et al.*, 2002). Este aspecto se soporta en que la variable usada en la regresión lineal multivariable corresponde al número digital obtenido desde el espacio n -dimensional de las bandas espectrales de los satélites Landsat. Como es conocido, esta es la variable primaria derivada desde las imágenes de los satélites Landsat, la cual no posee correcciones radiométricas, topográficas y atmosféricas.

4. En el caso de la componente número 1 derivada de la imagen de reflectancia, las correcciones mencionadas han sido aplicadas sobre una escena local, cuyos usos y coberturas son predominantemente de tipo vegetal, por lo que las reflectancias contenidas en las bandas espectrales de la región espectral infrarrojo son significativamente altas en relación con el resto de las bandas espectrales. Esto conduce a que los coeficientes de dichas bandas espectrales sean los más altos en la regresión lineal multivariable de la componente principal número 1 de cada imagen usada en la diferencia bitemporal.

5. La diferencia de la componente principal número 1 provee mayor información sobre la detección de cambios/ningún cambio en los usos y coberturas terrestres con respecto a la diferencia de las imágenes de reflectancia en la banda espectral del infrarrojo cercano. Esto se explica porque los coeficientes de regresión entre la reflectancia contenida en las bandas espectrales en la imagen Landsat y la componente principal número 1 han resultado como sigue: bandas espectrales: 1, 2 y 3: $r > 0.96$, bandas espectrales 4 y 5: $r > 0.76$, y banda espectral 7: $r > 0.86$, incluyendo la mayor parte de la varianza en dichas bandas espectrales; mientras que la diferencia de la banda espectral 4 de la imagen de

reflectancia bitemporal está limitada a la varianza de la reflectancia solo en dicha banda espectral. El resultado satisfactorio de los índices de exactitud en la detección de cambios para el método de la diferencia de imágenes de reflectancia en la banda espectral del infrarrojo cercano se debe a que la escena tiene coberturas y usos predominantemente de origen vegetal.

6. Los métodos de relación y diferencia de índice de vegetación dan como resultados los índices de exactitud bajos en detección de cambios/ningún cambio en la cobertura y usos terrestres, inclinándose hacia detectar aquellas zonas de la misma posición geográfica en las imágenes bitemporales de forma simultánea, donde se dan sombras y nubes; cuerpos de agua clara y cuerpos de agua con sedimentos y fitoplancton; suelos agrícolas bajo riego, y suelos agrícolas secos. Esto se explica gracias a que la reflectancia desde las superficies oscurecidas o de alta humedad, las cuales tienen una reflectancia $< 1\%$. Como sombras, cuerpos de agua clara y suelos regados es extremadamente baja, tendiendo a cero, comparada con la reflectancia de las zonas con nubes, cuerpos de agua con sedimentos y fitoplancton, y suelos agrícolas secos (Markham & Barker, 1985; Bukata, Jerome, Borstad, Brown, & Gower, 2004; Karaska *et al.*, 2004; Jensen, 2009). Los métodos de detección de cambios/ningún cambio basados en la relación de imágenes de reflectancia y diferencia de imágenes de índice de vegetación son sensibles a altas diferencias de reflectancia (De-Márquez-Farías & Márquez-Romance, 2023).

Conclusiones

Se evaluaron ocho métodos de detección de cambios, que se clasificaron como métodos basados en píxeles. Los métodos incluyeron posclasificación (clasificación supervisada aplicando algoritmo de máxima verosimilitud) y preclasificación (diferencia de imágenes de reflectancia, regresión de imágenes de reflectancia, relación de imágenes de reflectancia, diferencia de imágenes de índice de vegetación de diferencia normalizada, análisis de vector de cambio en imágenes de reflectancia, métodos de transformación; componentes principales, Kauth y Thomas). Los métodos de posclasificación han contribuido, junto con los métodos de preclasificación, a una mejor aproximación a la proporción de la diferencia de área bitemporal asociada con cada uso/cobertura del suelo ocurrido en la zona de estudio.

La categorización de los métodos de preclasificación en orden del más al menos exacto para la estimación de la proporción de áreas de cambio/ningún cambio bitemporal en las coberturas y usos terrestres en la cuenca del río Pao obtenida a partir de la matriz de error y el ajuste de los métodos a las características locales de la escena en la imagen del satélite Landsat ha dado como resultado: 1) análisis de componentes principales; 2) diferencia de imágenes; 3) transformación Kauth-Thomas; 4) vector de cambio; 5) relación de imágenes de reflectancia; 6) diferencia de imágenes de índice de vegetación, y 7) regresión de imágenes.

Dentro de los métodos de preclasificación, el método de detección de cambios basado en píxeles con mayor capacidad de estimación resultó el de componentes principales, utilizando la componente principal número 1, en comparación con los demás métodos (diferencia de imágenes de

reflectancia, relación de imágenes, regresión de imágenes y diferencia de índice de vegetación de diferencia normalizada). Los métodos de relación de imágenes, regresión de imágenes y diferencia de índice de vegetación de diferencia normalizada incluyen la mayor varianza en los valores de reflectancia en las regiones espectrales visible e infrarroja sobre el uso/cobertura del suelo: agrícola, de pastizales y urbano, así como las coberturas de agua, vegetación y suelo degradado. Estos métodos pueden complementarse con el método de vector de cambio para lograr una mejor detección de los cambios asociados con la transformación de la cobertura de agua a vegetación, y en sentido inverso. Además, el método de vector de cambio ha sido útil como herramienta complementaria para estimar la proporción y el ángulo de dirección de las clases de cobertura como vegetación, agua y suelo.

El método de posclasificación permitió la intervención del investigador a través de una clasificación supervisada de los usos y coberturas de la tierra en la cuenca del río Pao, dando resultados satisfactorios con respecto a los índices de exactitud global e índice de Kappa derivados de la matriz de error que compara el mapa clasificado con la imagen de referencia, lo cual ha sido aplicado sobre 11 imágenes de los satélites Landsat 5TM, 7ETM y 8OLI. Posterior a la clasificación, una herramienta de superposición llevó a obtener la proporción de cambios en usos y coberturas de terreno bitemporal en el periodo 1986-2016, representada a través de una matriz de cambios. En términos de los propósitos de estimar cambios/ningún cambio en los usos y coberturas de la tierra, el método posclasificación sería la opción predominante sobre los métodos de preclasificación.

Referencias

- Anderson, J. R., Hardy, E., Roach, J., & Witmer, R. (1976). *A land-use and land-cover classification system for use with remote sensor data*. Washington, DC, USA: United States Government Printing Office. <https://doi.org/10.3133/pp964>
- Araya, Y. H., & Hergarten, C. (2008). A comparison of pixel and object-based land cover classification: A case study of the Asmara region, Eritrea. *WIT Transactions on the Built Environment*, 100, 233-243. <https://doi.org/10.2495/GEO080231>
- Bukata, R. P., Jerome, J. H., Kondratyev, K. Y., Pozdnyakov, D. V., & Kotykhov, A. A. (1997). Modelling the radiometric color of inland waters: Implications to a) remote sensing and b) limnological color scales. *Journal of Great Lakes Research*, 23(3), 254-269. [https://doi.org/10.1016/S0380-1330\(97\)70910-9](https://doi.org/10.1016/S0380-1330(97)70910-9)
- Bukata, R. P., Jerome, J. H., Borstad, G. A., Brown, L. N., & Gower, J. F. (2004). Mitigating the impact of trans-spectral processes on multivariate retrieval of water quality parameters from case 2 waters. *Canadian Journal of Remote Sensing*, 30(1), 6-18. <https://doi.org/10.5589/m03-046>
- Byrne, G. F., Crapper, P. F., & Mayo, K. K. (1980). Monitoring land-cover change by principal component analysis of multitemporal Landsat data. *Remote sensing of Environment*, 10(3), 175-184. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(80\)90021-8](https://doi.org/10.1016/0034-4257(80)90021-8)
- Chan, J. C. W., Chan, K. P., & Yeh, A. G. O. (2001). Detecting the nature of change in an urban environment: A comparison of machine learning algorithms. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 67(2), 213-226. <http://hdl.handle.net/10722/118210>

- Chander, G., Markham, B. L., & Helder, D. L. (2009). Summary of current radiometric calibration coefficients for Landsat MSS, TM, ETM+, and EO-1 ALI sensors. *Remote Sensing of Environments*, 113(5), 893-903. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.01.007>
- Chen, X., Chen, J., Shi, Y., & Yamaguchi, Y. (2012). An automated approach for updating land cover maps based on integrated change detection and classification methods. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 71, 86-95. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2012.05.006>
- Cakir, H. I., Khorram, S., & Nelson, S. A. (2006). Correspondence analysis for detecting land cover change. *Remote Sensing of Environment*, 102(3-4), 306-317. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.02.023>
- Collins, J. B., & Woodcock, C. E. (1996). An assessment of several linear change detection techniques for mapping forest mortality using multitemporal Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment*, 56(1), 66-77. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(95\)00233-2](https://doi.org/10.1016/0034-4257(95)00233-2)
- Crist, E. P., & Kauth, R. J. (1986). The tasseled cap de-mystified. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 52(1), 81-86. <https://ntrs.nasa.gov/citations/19860037907>
- DeGloria, S. D., Laba, M., Gregory, S. K., Braden, J., Ogurcak, D., Hill, E., Fegraus, E., Fiore, J., Stalter, A., Beecher, J., Elliot, R., & Weber, J. (2000). Conventional and fuzzy accuracy assessment of land cover maps at regional scale. In: Heuvelink, G. B. M., Lemmens, M. J. P. M. (eds.). *Proceedings of the 4th International Symposium on Spatial Accuracy Assessment in Natural Resources and Environmental Sciences* (pp. 153-160). Delft, The Netherlands: Delft University Press.

- De-Márquez-Farías, B. E. & Márquez-Romance, A. M. (2023). *Flood risk management sustainable plan in the Pao River basin, Carabobo state, from a community perspective* (Doctoral thesis). University of Carabobo, Valencia, Venezuela. <http://riuc.bc.uc.edu.ve/handle/123456789/9479>
- Foody, G. M., & Mathur, A. (2004). Toward intelligent training of supervised image classifications: Directing training data acquisition for SVM classification. *Remote Sensing of Environment*, 93(1-2), 107-117. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.06.017>
- Foody, G. M. (2002). Status of land cover classification accuracy assessment. *Remote Sensing of Environment* 80, 185-201. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(01\)00295-4](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(01)00295-4)
- Giri, C., Zhu, Z., & Reed, B. (2005). A comparative analysis of the Global Land Cover 2000 and MODIS land cover data sets. *Remote Sensing of Environment*, 94(1), 123-132. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.09.005>
- Guevara, E., & Cartaya, H. (2004). *Hydrology: An Introduction to Applied Hydrological Science*. Valencia, Venezuela: University of Carabobo.
- Guerschman, J. P., Paruelo, J. M., & Burke, I. C. (2003). Land use impacts on the normalized difference vegetation index in temperate Argentina. *Ecological Applications*, 13(3), 616-628. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0616:LUIOTN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0616:LUIOTN]2.0.CO;2)

- Han, L., & Rundquist, D. C. (1997). Comparison of NIR/RED ratio and first derivative of reflectance in estimating algal-chlorophyll concentration: A case study in a turbid reservoir. *Remote Sensing of Environment*, 62(3), 253-261. [https://doi.org/10.1016/S0034-4257\(97\)00106-5](https://doi.org/10.1016/S0034-4257(97)00106-5)
- Huang, C., Wylie, B., Yang, L., Homer, C., & Zylstra, G. (2002). Derivation of a tasselled cap transformation based on Landsat 7 at-satellite reflectance. *International Journal of Remote Sensing*, 23(8), 1741-1748. <https://doi.org/10.1080/01431160110106113>
- Hussain, M., Chen, D., Cheng, A., Wei, H., & Stanley, D. (2013). Change detection from remotely sensed images: From pixel-based to object-based approaches. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 80, 91-106. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2013.03.006>
- INE, Instituto Nacional de Estadísticas. (2014). *XIV Censo Nacional de Población y Vivienda*. <https://ine.gob.ve/wp-content/uploads/2024/09/Censo-Nacional-2011.pdf>
- Ingebritsen, S. E., & Lyon, R. J. P. (1985). Principal components analysis of multitemporal image pairs. *International Journal of Remote Sensing*, 6(5), 687-696. <https://doi.org/10.1080/01431168508948491>
- Jensen, J. R. (2009). *Remote sensing of the environment: An earth resource perspective* (2nd ed.). Noida, India: Pearson Education India.
- Joseph, G. (2005). *Fundamentals of remote sensing*. Hyderabad, India: Universities Press.

- Karaska, M. A., Huguenin, R. L., Beacham, J. L., Wang, M. H., Jensen, J. R., & Kaufmann, R. S. (2004). AVIRIS measurements of chlorophyll, suspended minerals, dissolved organic carbon, and turbidity in the Neuse River, North Carolina. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 70(1), 125-133. <https://doi.org/10.14358/PERS.70.1.125>
- Kauth, R. J., & Thomas, G. S. (1976). The tasselled cap. A graphic description of the spectral-temporal development of agricultural crops as seen by Landsat. In: *LARS symposia* (p. 159). West Lafayette Indiana, USA: The Institute of Electrical and Electronics Engineers, Inc.
- Kontoos, C. C. (2008). Operational land cover change detection using change vector analysis. *International Journal of Remote Sensing*, 29(16), 4757-4779. <https://doi.org/10.1080/01431160801961367>
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1977). An application of hierarchical kappa-type statistics in the assessment of majority agreement among multiple observers. *Biometrics*, 33(2), 363-74. <https://doi.org/10.2307/2529786>
- Lillesand, T., Kiefer, R. W., & Chipman, J. (2014). *Remote sensing and image interpretation*. Hoboken, USA: John Wiley & Sons. <https://doi.org/10.5555/1215632>
- Lu, D., Mausel, P., Brondízio, E., & Moran, E. (2004). Change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 25(12), 2365-2401. <https://doi.org/10.1080/0143116031000139863>

- Lunetta, R. S., Lyon, J. G., Guindon, B., & Elvidge, C. D. (1998). North American landscape characterization dataset development and data fusion issues. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 64, 821-828. <https://ostrnrcan-dostrnrcan.canada.ca/handle/1845/256499>
- Malila, W. A. (1980). Change vector analysis: An approach for detecting forest changes with Landsat. In: *LARS symposia* (p. 385). West Lafayette, Indiana, USA: The Institute of Electrical and Electronics Engineers, Inc.-Purdue University.
- Markham, B. L., & Barker, J. L. (1985). Spectral characterization of the LANDSAT Thematic Mapper sensors. *International Journal of Remote Sensing*, 6(5), 697-716. <https://doi.org/10.1080/01431168508948492>
- Mas, J. F. (1999). Monitoring land-cover changes: A comparison of change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, 20(1), 139-152. <https://doi.org/10.1080/014311699213659>
- Nackaerts, K., Vaesen, K., Muys, B., & Coppin, P. (2005). Comparative performance of a modified change vector analysis in forest change detection. *International Journal of Remote Sensing*, 26(5), 839-852. <https://doi.org/10.1080/0143116032000160462>
- Nelson, R. F. (1983). Detecting forest canopy change due to insect activity using Landsat MSS. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 49(9), 1303-1314. <https://ntrs.nasa.gov/citations/19830065547>
- Richter, R., & Schläpfer, D. (2019). *Atmospheric and topographic correction (ATCOR theoretical background document)*. DLR IB, 1, 0564-03. https://www.rese-apps.com/pdf/atcor_atbd.pdf

- Otukey, J. R., & Blaschke, T. (2010). Land cover change assessment using decision trees, support vector machines and maximum likelihood classification algorithms. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 12, S27-S31. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2009.11.002>
- Rouse Jr., J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1974). Paper a 20. In: *Third earth resources technology satellite-1 symposium: The proceedings of a symposium held by Goddard space flight center at Washington, DC* (Vol. 351, p. 309). <https://ntrs.nasa.gov/api/citations/19740025760/downloads/19740025760.pdf>
- Sedano, F., Gong, P., & Ferrao, M. (2005). Land cover assessment with MODIS imagery in southern African Miombo ecosystems. *Remote Sensing of Environment*, 98(4), 429-441. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.08.009>
- Sinha, P., & Kumar, L. (2013). Independent two-step thresholding of binary images in inter-annual land cover change/no-change identification. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 81, 31-43. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2013.03.010>
- Singh, A. (1989). Review article digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing*, 10(6), 989-1003. <https://doi.org/10.1080/01431168908903939>
- Sohl, T. L. (1999). Change analysis in the United Arab Emirates: An investigation of techniques: Photogrammetric Engineering and Remote Sensing. *USGS Publications Warehouse*, 65(4), 475-484. <https://pubs.usgs.gov/publication/70186963>

- Townshend, J., Justice, C., Li, W., Gurney, C., & McManus, J. (1991). Global land cover classification by remote sensing: Present capabilities and future possibilities. *Remote Sensing of Environment*, 35(2-3), 243-255. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90016-Y](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90016-Y)
- Trodd, N. M. (1995). Uncertainty in land cover mapping for modelling land cover change. In: *Proceedings of RSS95 remote sensing in action*. Lincoln, UK: Remote Sensing Society.
- Ung, C.-H., Lambert, M.-C., Guidon, L., & Fournier, R. A. (2000). Integrating Landsat-TM data with environmental data for classifying forest cover types and estimating their biomass. In: Heuvelink, G. B. M., Lemmens, M. J. P. M. (eds.). *Proceedings of the 4th International Symposium on Spatial Accuracy Assessment in Natural Resources and Environmental Sciences* (pp. 659-662). Delft, The Netherlands: Delft University Press.
- Vogelmann, J. E., & Rock, B. N. (1988). Assessing forest damage in high-elevation coniferous forests in Vermont and New Hampshire using Thematic Mapper data. *Remote Sensing of Environment*, 24(2), 227-246. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90027-2](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90027-2)
- Yuan, F., Sawaya, K. E., Loeffelholz, B. C., & Bauer, M. E. (2005). Land cover classification and change analysis of the Twin Cities (Minnesota) Metropolitan Area by multitemporal Landsat remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 98(2-3), 317-328. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.08.006>

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-03-10

Artículos

Disponibilidad de agua en la Sierra de Álvarez, San Luis Potosí, México

Water availability in the Sierra de Álvarez, San Luis Potosí, México

Abraham Cárdenas-Tristán¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1807-1715>

Karen Lizeth Cáceres-Ruiz², ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-6423-9178>

Oscar Reyes-Cárdenas³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5623-9200>

Hao Wu⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5751-7885>

María Guadalupe Galindo-Mendoza⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8775-5120>

Cristóbal Aldama-Aguilera⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5174-0741>

Hilario Charcas-Salazar⁷, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0200-2152>

¹Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Centro de Investigación y Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, San Luis Potosí, México, abraham.cardenas@uaslp.mx

²Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Centro de Investigación y Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, San Luis Potosí, México, karenlica18@gmail.com

³Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Centro de Investigación y Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, San Luis Potosí, México, oscar.reyes@uaslp.mx

⁴Central China Normal University, Department of Geographic Information Science, Wuhan, China, haowu@mail.ccnu.edu.cn

⁵Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Laboratorio Nacional de Geoprocusamiento de Información Fitosanitaria, San Luis Potosí, México, ggm@uaslp.mx

⁶Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Centro de Investigación y Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, San Luis Potosí, México, cristobal.aldama@uaslp.mx

⁷Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Centro de Investigación y Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería, San Luis Potosí, México, hilario@uaslp.mx

Autor para correspondencia: Oscar Reyes-Cárdenas, oscar.reyes@uaslp.mx

Resumen

Es importante procurar la conservación de los recursos naturales, para lo cual es necesario identificar su ubicación y distribución. A fin de preservar los recursos naturales, se estableció en México el Programa de Pagos de Servicios Ambientales (PSA). El método Thornthwaite determina la

evapotranspiración en función de la temperatura, la latitud de la zona de estudio y de la cantidad mensual de horas-sol diarias. El objetivo del presente análisis es estimar la disponibilidad de agua en el Área Natural Protegida (ANP) Sierra de Álvarez. El área de estudio se localiza en el estado de San Luis Potosí, México. Para aplicar el método de Thornthwaite se emplearon los datos climatológicos de precipitación total mensual y temperatura promedio mensual de ocho estaciones meteorológicas. La información utilizada para los cálculos de temperatura y precipitación corresponden a un periodo de 34 años (1980-2014). En lo correspondiente a la evapotranspiración, en la zona de estudio se obtuvo hasta 900 mm, lo que representa un 55 % en relación con la precipitación registrada. Se generó un mapa con la interpolación de los datos aplicando IDW; se observa que en el mes de marzo se presenta un déficit importante de agua, presentándose una acentuación en la parte E de la zona de estudio. De igual forma, en la parte O hay un déficit de hasta - 57.6 mm/ha. Este estudio también subraya el rol fundamental del ANP Sierra de Álvarez como fuente de recarga hídrica para el Valle de San Luis Potosí, reforzando su importancia ecológica.

Palabras clave: recursos hídricos, balance hídrico, hidrología, precipitación, evapotranspiración, zonas áridas, sistemas de información geográfica, Sierra de Álvarez, México.

Abstract

It is important to conserve natural resources, which requires identifying their location and distribution. To preserve natural resources, the Environmental Services Payment Program (EPS) was established in Mexico. The Thornthwaite method determines evapotranspiration based

on temperature, latitude of the study area and monthly number of hours of sunshine per day. The objective of this analysis is to estimate the availability of water in the ANP Sierra de Álvarez. The study area is located in the state of San Luis Potosí, Mexico. Thornthwaite's method was based on total monthly precipitation and average monthly temperature data from eight weather stations. The information used for the temperature and precipitation calculations is 34 years (1980-2014). In the case of evapotranspiration, up to 900 mm were obtained in the study area, representing 55 % related to precipitation recorded. A map was generated with interpolation of data using IDW, and it is observed that in the month of March there is an important water deficit, presenting an accentuation in the E part of the study area. Similarly, in part O a deficit of up to -57.6 mm/ha is reported. This study also underlines the fundamental role of the ANP Sierra de Álvarez as a source of water recharge for the San Luis Potosí Valley, reinforcing its ecological importance.

Keywords: Water resources, water balance, hydrology, precipitation, evapotranspiration, arid zones, geographical information systems, Sierra de Álvarez, Mexico.

Recibido: 17/10/2024

Aceptado: 08/08/2025

Publicado *ahead of print*: 04/09/2025

Versión final: 01/05/2026

Introducción

Es importante procurar la conservación de los recursos naturales, para lo cual es necesario identificar su ubicación y distribución. Las áreas naturales protegidas corresponden a áreas donde se aplican estrategias de protección de los recursos existentes dentro de sus límites (Gómez & Miño, 2023). El Área Natural Protegida (ANP) Sierra de Álvarez es de gran importancia ecosistémica para el estado de San Luis Potosí, México. Fue declarada ANP en 1981 y recategorizada como "Área de Protección de Flora y Fauna" en 2000. Sin embargo, no cuenta con un plan de gestión ni con una caracterización de sus servicios ambientales, lo que complica la utilización de sus recursos (García, Pompa, & López, 2017).

Para preservar los recursos naturales, se estableció en México el Programa de Pagos de Servicios Ambientales (PSA). Este proyecto implica otorgar incentivos económicos a los propietarios de espacios que aporten beneficios y productos de utilidad social (Avendaño-Leadem, Cedeño-Montoya, & Arroyo-Zeledón, 2020; Flores, Aguilar, Reyes, & Guzmán, 2018). Uno de los PSA corresponde a los Servicios Ambientales del Bosque (SAB), que se basan en el hecho de que las zonas están exentas del desarrollo de actividades antrópicas en su interior, lo que apoyaría su conservación (Olivera & Hernández, 2021). El servicio hidrológico es un SAB, pues el agua (calidad y cantidad), necesaria para el consumo humano, brinda servicios ecosistémicos (Chávez-Cortés & Mancilla-Hernández, 2014).

A su vez, se presentan algunos fenómenos naturales relacionados con el agua y la energía solar (Montero, 2022). Uno de estos fenómenos corresponde a la evapotranspiración (EPT), que se desarrolla mediante la interacción de la radiación solar con la humedad presente en una cubierta.

Asimismo, la EPT puede definirse como la relación entre evaporación y transpiración sobre una superficie con una cubierta determinada (Monterroso-Rivas & Gómez-Díaz, 2021). Para determinar la EPT se puede emplear el método de Thornthwaite, que involucra la temperatura (Ortiz & Chile, 2020), y que puede aplicarse a pesar de que los datos meteorológicos sean escasos (Duque-Sarango, Cajamarca-Rivadeneira, Wemple, & Delgado-Fernández, 2019). El método Thornthwaite determina la evapotranspiración en función de la temperatura, la latitud de la zona de estudio y de la cantidad mensual de horas-sol diarias (Ecuación (1)):

$$e = 16 (10^t)^{\alpha} \quad (1)$$

Donde:

e = evapotranspiración mensual en mm por mes de 30 días y 12 horas de duración

t = temperatura media mensual en °C

$I = \sum i$, índice térmico anual

$$\alpha = 0.6751 \times 10^{-6} \cdot I^3 - 0.771 \times 10^{-4} \cdot I^2 + 0.01792 \cdot I + 0.49239$$

En la Ecuación (2) se muestra el cálculo del índice térmico anual:

$$i = \left(\frac{t}{5}\right)^{1.514} \quad (2)$$

Asimismo, es importante determinar la EPT, tanto espacial como temporalmente, cuando se analizan los recursos hídricos (Degano, Rivas,

& Bayala, 2024). El balance hídrico permite identificar la disponibilidad de agua (caudal de los ríos, humedad en el suelo y aguas subterráneas) (Kampf *et al.*, 2020). Además, de acuerdo con el método de Thornthwaite, el balance hídrico detalla con exactitud el comportamiento de las aguas superficiales. Con ello es posible estimar la cantidad de agua disponible en la zona (Toro-del-Guerrero, Kretschmar, & Hinojosa-Corona, 2014). Gebreyohannes *et al.* (2013) aplicaron este método en la cuenca de Geba utilizando un modelo de balance hídrico distribuido espacialmente, y obtuvieron mapas que muestran la escorrentía superficial promedio, estacional y anual a largo plazo, la evaporación, transpiración y recarga de aguas subterráneas. Por otra parte, Vaca y Golicher (2016) utilizaron el balance hídrico como variable para modelar la distribución de las especies arbóreas de México.

A partir de lo anterior, el objetivo del presente análisis es estimar la disponibilidad de agua en el ANP Sierra de Álvarez.

Materiales y métodos

Localización del área de estudio

El área de estudio corresponde al Área Natural Protegida Sierra de Álvarez, ubicada en la Sierra Madre Oriental, y delimitada por las coordenadas 21° 42' 32" a 22° 23' 21" latitud N y 100° 05' 24" y 100° 49' 30" longitud O, abarcando parte de los municipios de Armadillo de los Infante, San Nicolás Tolentino y Zaragoza, en el estado de San Luis Potosí, México, con una superficie de 16 900 ha (Castillo, Flores, Aguirre, & Yeaton, 2008) (Figura 1).

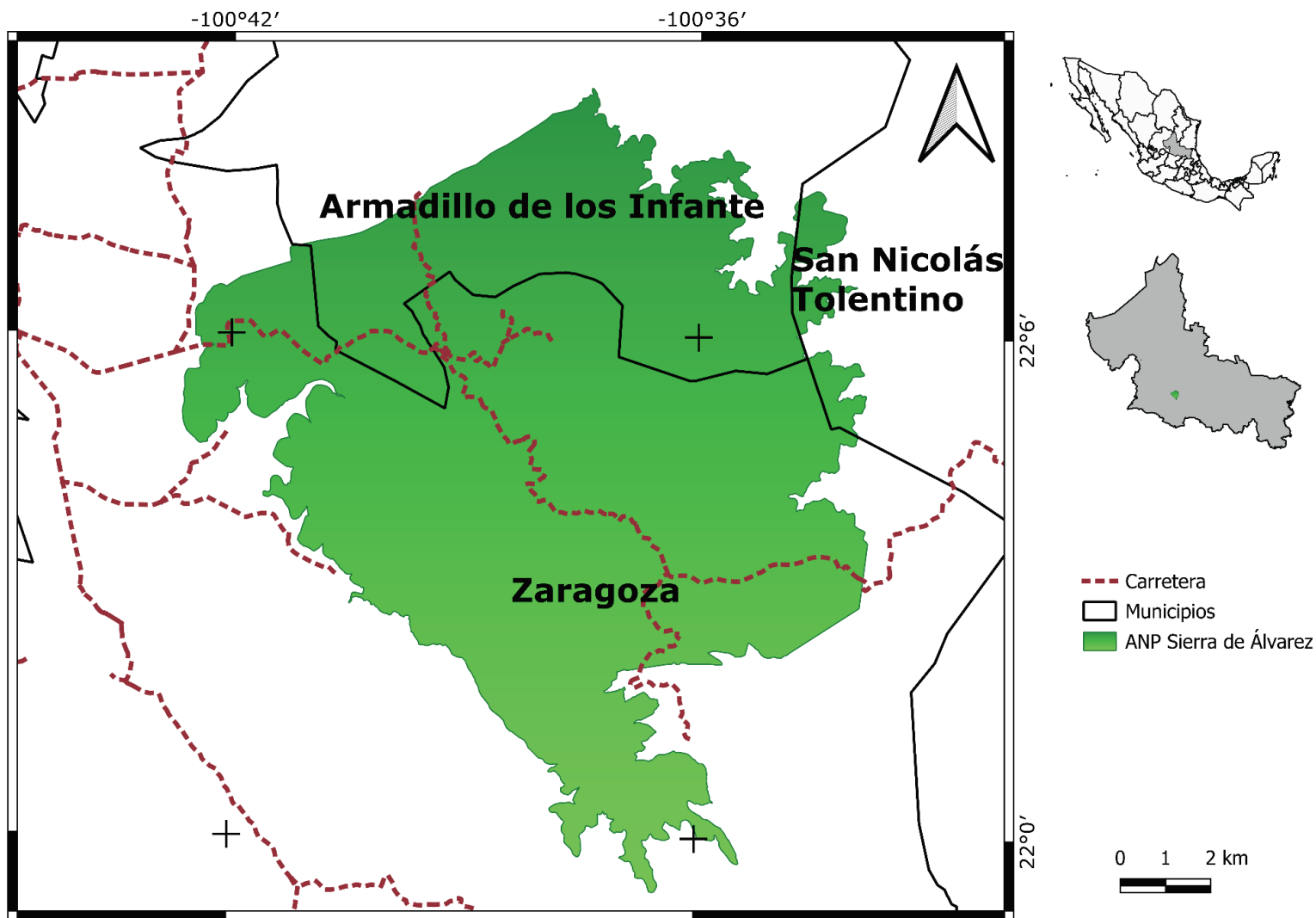


Figura 1. Localización del área de estudio.

García *et al.* (2017) reportan la presencia dominante de pino-encino (parte alta) y vegetación xerófila (parte baja) en la Sierra de Álvarez. Respecto al clima, en el área de estudio se presenta clima semiseco, con una precipitación media anual de 366 a 571 mm, siendo la temperatura media anual de 17 a 18 °C (Bárcenas-Pazos, Ríos-Villa, Aguirre-Rivera, Juárez-Flores, & Honorato-Salazar, 2008). La zona de análisis se

encuentra dentro de las subcuencas RH26Ch (Río Verde) y RH26Ci (Río Santa María Alto), que corresponden a la región hidrológica RH26 (Pánuco), además de la subcuenca RH37Gb (Presa San José), que pertenece a la región hidrológica RH37 (El Salado). Los suelos presentes en el área son litosol eútrico, luvisol háplico, rendzina, feozem lúvico, lúvico, litosol, luvisol crómico, feozem lúvico (García, Aguirre, Villanueva, & García, 1999).

Para el cálculo de la EPT se promedió la temperatura media mensual y la precipitación total mensual de 1980 a 2014, para posteriormente ser aplicadas en la fórmula de Thornthwaite.

Resultados

Para aplicar el método de Thornthwaite se emplearon los datos climatológicos de precipitación total mensual y temperatura promedio mensual de ocho estaciones meteorológicas, las cuales se consideraron por su cercanía y disponibilidad de datos (Tabla 1).

Tabla 1. Estaciones climáticas en el ANP Sierra de Álvarez.

Núm.	Nombre	Municipio	Clave	Coordenadas
1	La Salitrera	Zaragoza	24034	100° 35' 9.32" W 21° 56' 17.21" N
2	Armadillo de los Infante	Armadillo de los Infante	24004	100° 39' 18.66" W 22° 14' 48.67" N
3	Ojo Caliente	Santa María del Río	24046	100° 45' 42.96" W 21° 50' 57.09" N
4	San Nicolás Tolentino	San Nicolás Tolentino	24071	100° 33' 6.57" W 22° 14' 54.33" N
5	Zaragoza	Zaragoza	24106	100° 43' 54.87" W 22° 2' 20.53" N
6	Santa Catarina	San Nicolás Tolentino	24177	100° 27' 24.151" W 22° 3' 9.362" N
7	Xoconoxtle	Zaragoza	24179	100° 42' 33.994" W 22° 5' 58.76" N
8	Golondrinas	San Nicolás Tolentino	24201	100° 24' 6.2" W 22° 9' 27.732" N

La información utilizada para los cálculos de temperatura y precipitación corresponde a un periodo de 34 años (1980-2014). Esto se aplicó para generar promedios mensuales con menor error en la predicción y para aprovechar la disponibilidad de los datos.

Para analizar los datos (promedios mensuales) de temperatura y precipitación se generó un climograma (Figura 2). Estas variables fueron determinantes para calcular la EPT. En el climograma se advierte una relación directa, pues al incrementar la temperatura, ocurre lo mismo con la precipitación. Los valores menores de la temperatura se registraron de

noviembre a enero, con un promedio mínimo de 12.6 °C, es decir, durante el invierno, y con bajas precipitaciones, y las temperaturas más altas en el periodo de mayo a septiembre, con un promedio de 22.3 °C.

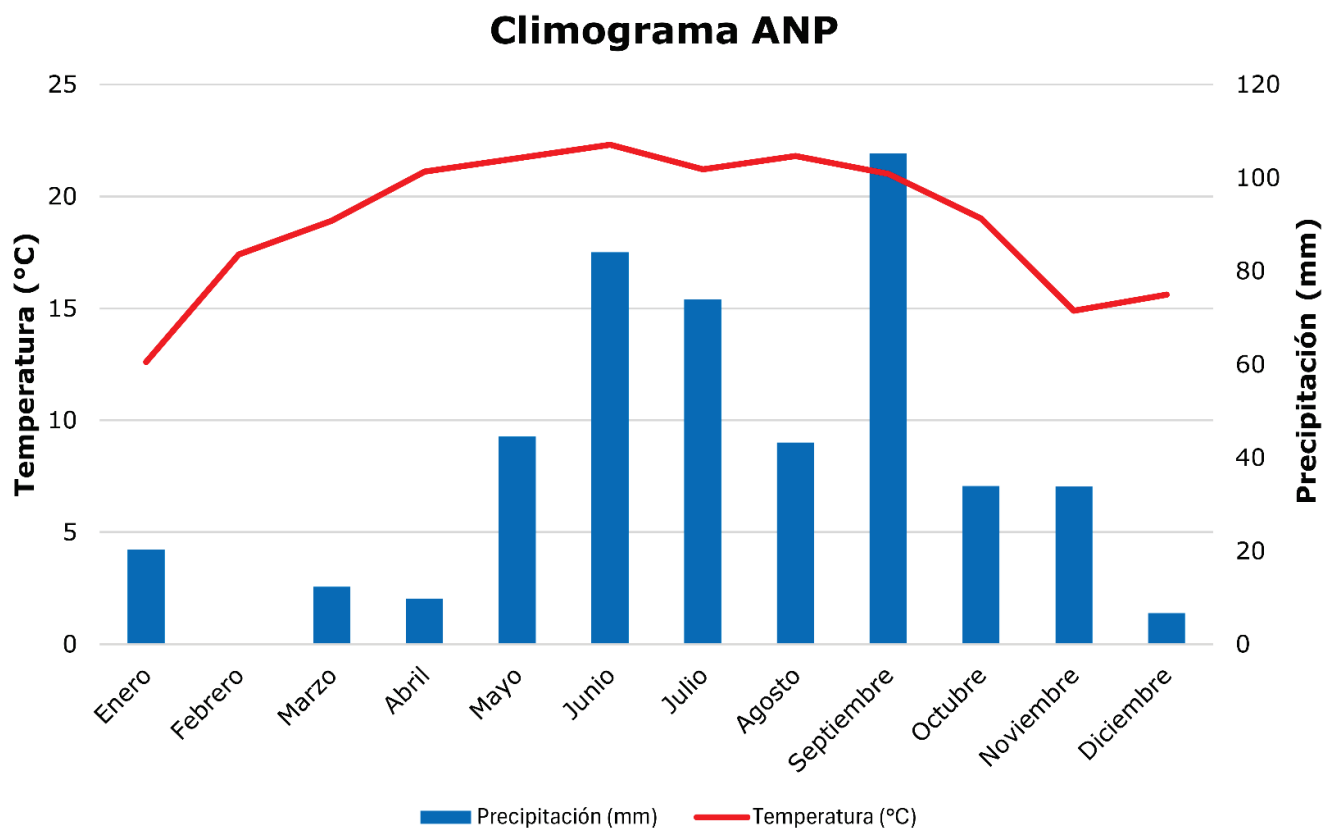


Figura 2. Gráfica del climograma del ANP.

En la zona de estudio, el registro anual de precipitación es de aproximadamente 500 mm, característico de un clima seco. La mayor precipitación ocurre en septiembre, aunque el incremento comienza en mayo, observándose un patrón exponencial hasta alcanzar su punto máximo en dicho mes. A partir de octubre, las precipitaciones disminuyen drásticamente en correlación con la caída de la temperatura.

En lo correspondiente a la EPT, en la zona de estudio se obtuvo hasta 900 mm, que representa un 55 % en relación con la precipitación registrada. En la Figura 3 se muestra el comportamiento de la EPT, que aumenta de forma exponencial entre diciembre y marzo. Después comienza a disminuir durante los meses de mayor precipitación, en especial entre agosto y septiembre.

Evapotranspiración promedio mensual Thornthwaite
1980-2014

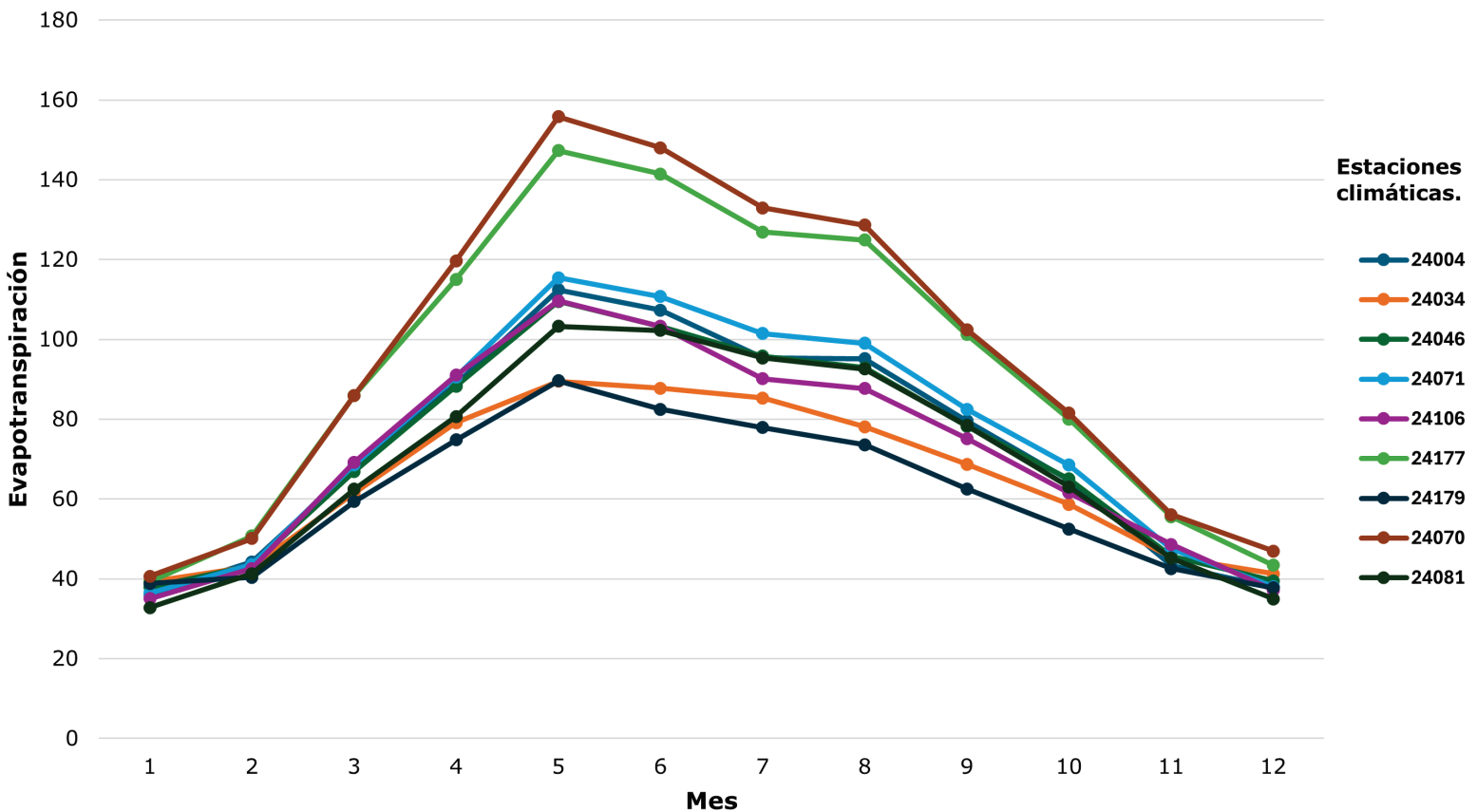


Figura 3. Evapotranspiración promedio mensual, 1980-2014.

Para analizar la disponibilidad de agua (exceso o déficit) en diferentes periodos, se determinó el balance hídrico. En este caso, se

empleó el cálculo mensual considerando las estaciones climáticas dentro de la zona de estudio, y se define a partir de la diferencia entre la precipitación (variable de entrada) y la evapotranspiración (variable de salida). La Figura 4 presenta un marcado déficit hídrico entre febrero y junio, asociado con el aumento en la evapotranspiración. Sin embargo, se observa una estabilización en agosto, continuando con un incremento en la disponibilidad de agua en septiembre.

Balance hídrico Thornthwaite. Promedio mensual 1980-2014

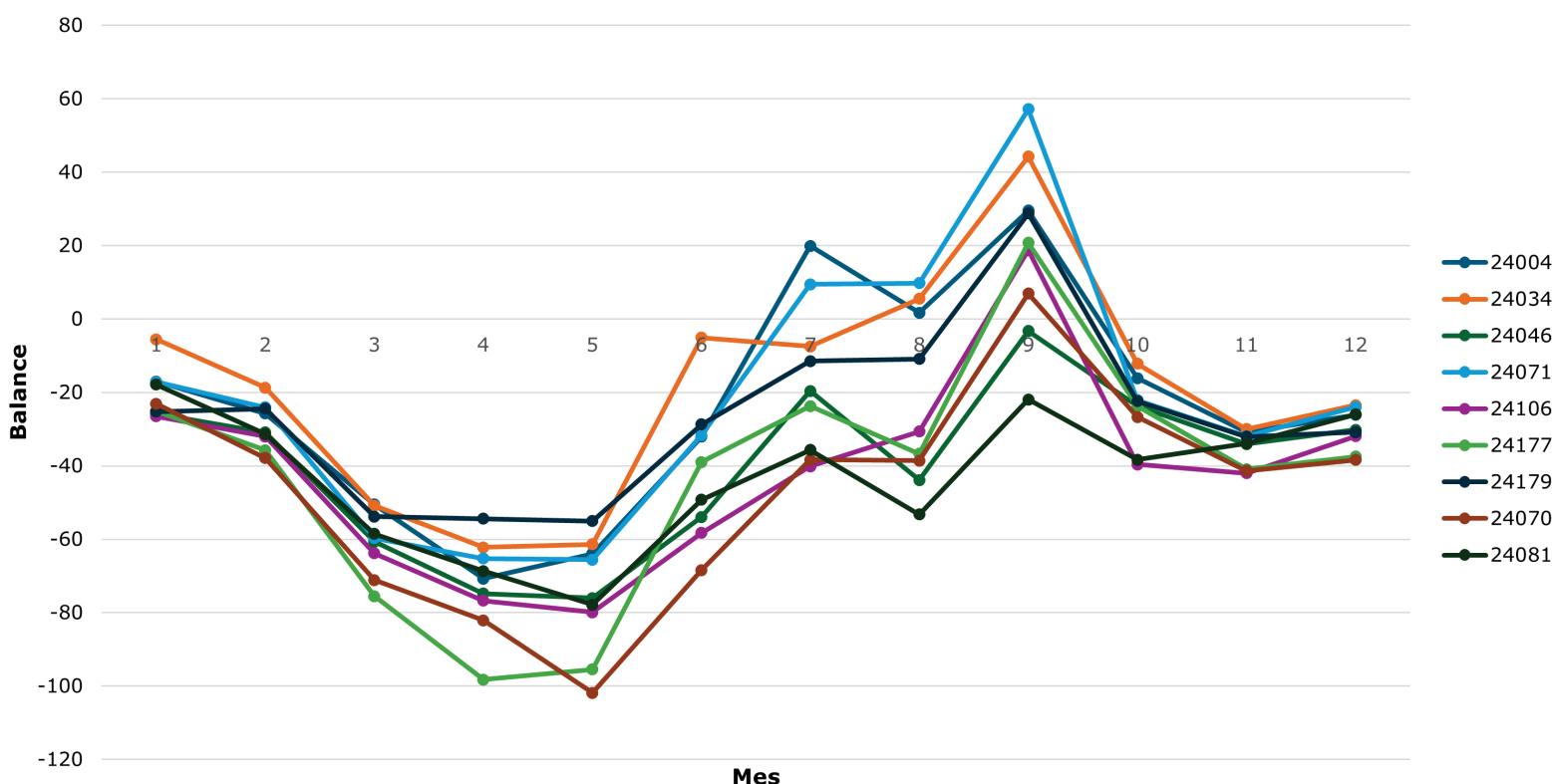


Figura 4. Gráfica de balance hídrico por estación climática.

De manera similar, se observaron diferencias significativas entre la precipitación y la EPT en marzo y septiembre (Tabla 2). En marzo hubo

un déficit de agua de unos -60 mm, mientras que en septiembre se observó una recarga de 20 mm.

Tabla 2. Valores promedio de precipitación, evapotranspiración y balance hídrico (marzo y septiembre).

Precipitación (mm)		Evapotranspiración (mm)		BH (mm)	
Marzo	Septiembre	Marzo	Septiembre	Marzo	Septiembre
9.23	101.07	69.75	80.97	-60.52	20.10

Relación entre evapotranspiración y precipitación

Se generó una gráfica (Figura 5) que muestra la relación entre la EPT y la precipitación. Las mayores pérdidas de agua se observan en la época de invierno, coincidiendo con una baja precipitación. Solo se registra recarga, y con ello se considera que se presenta una reserva, en el mes de septiembre, que corresponde con las mayores precipitaciones. Por lo anterior, se considera que no se dispone de un exceso de agua, tomando en cuenta las características ecológicas de la zona de estudio.

Promedio mensual de precipitación y evapotranspiración 1980-2014

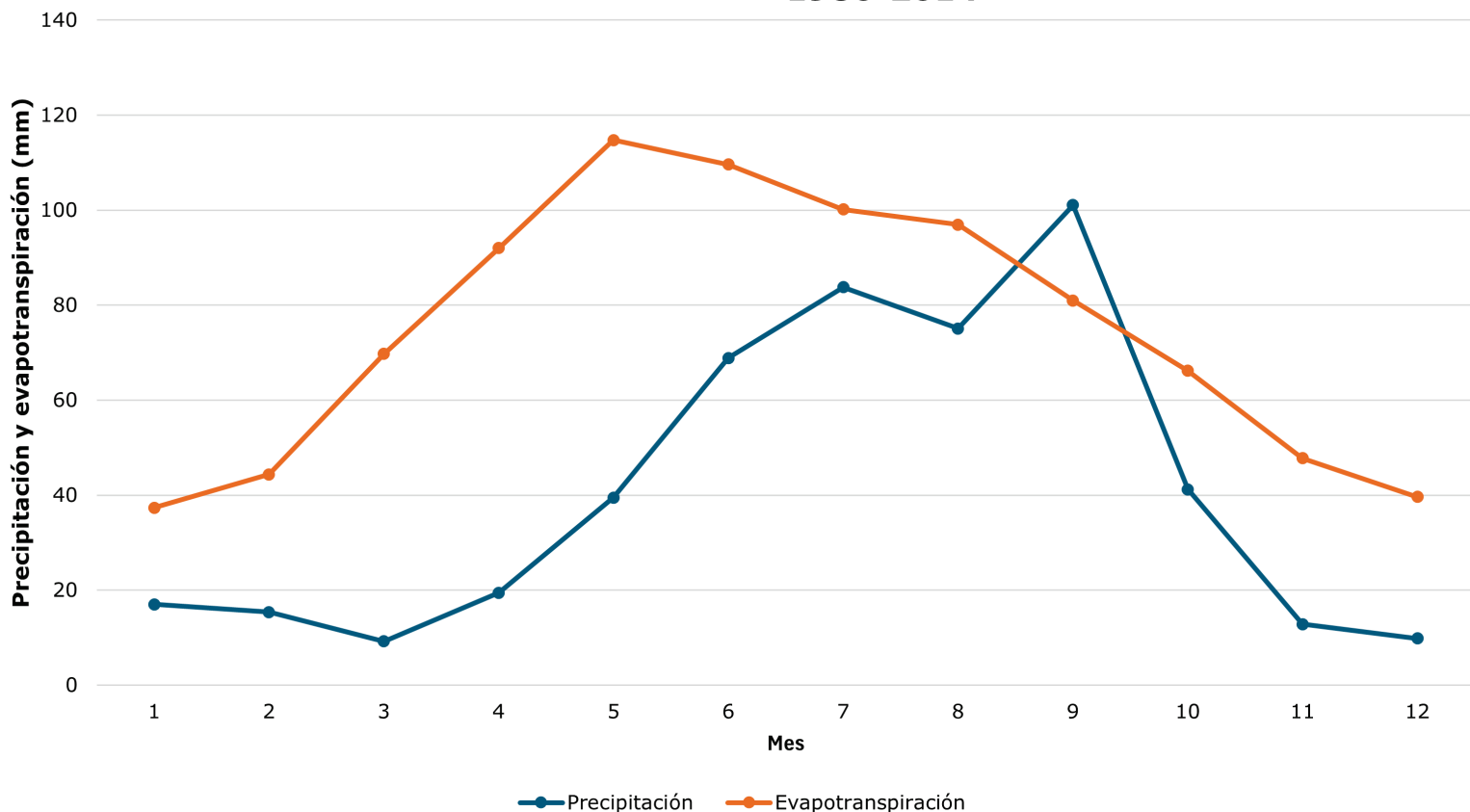


Figura 5. Gráfica de evapotranspiración y precipitación, 1980-2014.

Estimación espacial mediante interpolación

Para analizar el comportamiento espacial del balance hídrico, se modelaron los valores registrados por cada estación climática para las dos épocas analizadas. Los datos se extrapolaron a valores por hectárea. El método de interpolación seleccionado fue el de la distancia inversa ponderada (IDW, por sus siglas en inglés) debido a que se ha empleado de forma recurrente en modelación climática (Lamorena-Arencibia & Hidalgo-Mayo, 2019). El resultado se muestra en un mapa de

interpolación, en el que se observa que en marzo se presenta un déficit importante de agua, presentándose una acentuación en la parte E de la zona de estudio. De igual forma, en la parte O se tiene un déficit de hasta -57.6 mm/ha.

En lo correspondiente al periodo en el que se presentan las mayores precipitaciones (septiembre), no se observa un déficit de agua, pero se mantiene en equilibrio y se obtiene un aproximado de hasta 55 mm/ha, lo que puede considerarse como una recuperación en la misma proporción de pérdida del mes de marzo, observándose en mayor proporción al E de la zona de estudio (Figura 6).

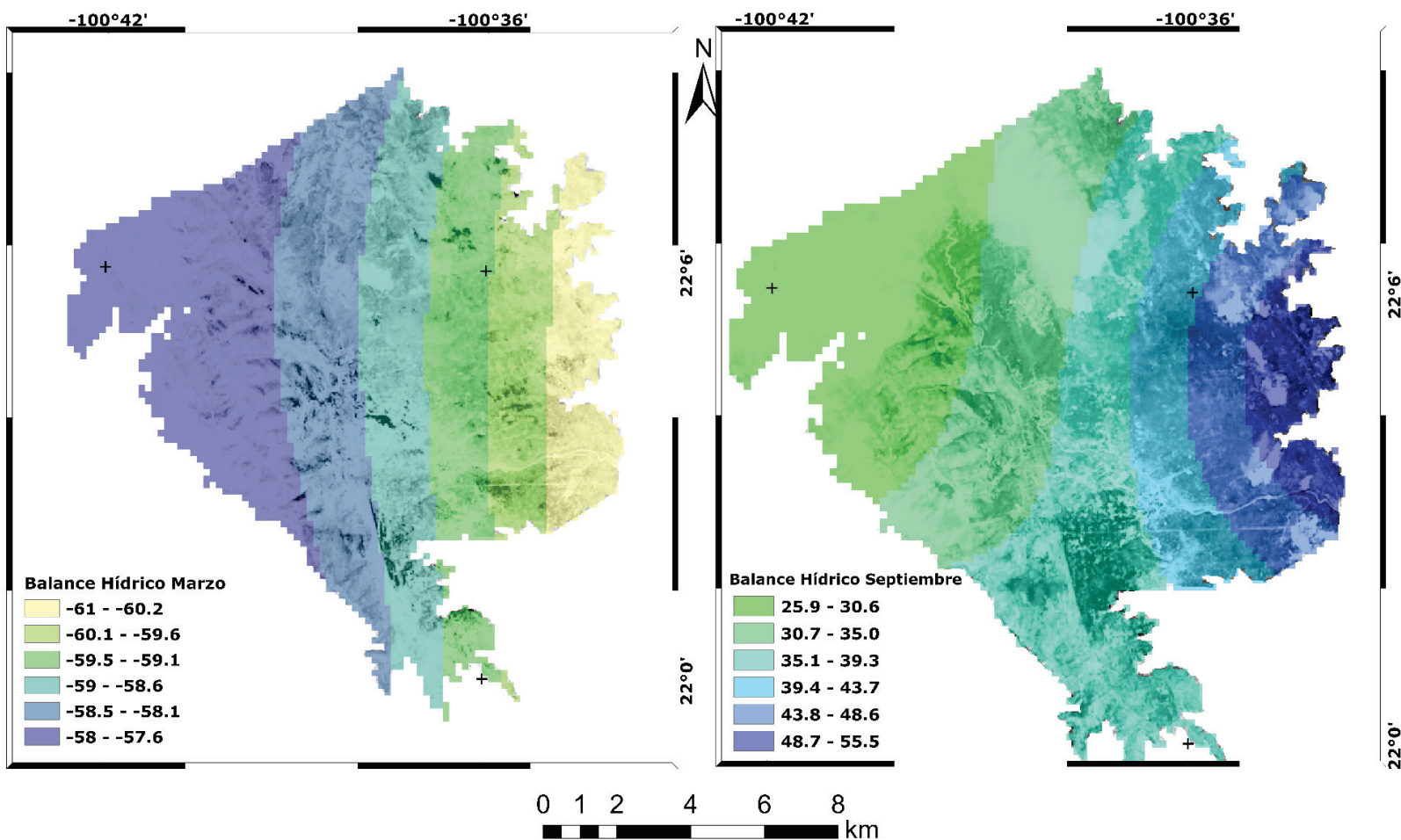


Figura 6. Mapa de interpolación de balance hídrico.

Discusión

Santillán, Davila-Vazquez, De-Anda-Sánchez y Díaz (2013) determinaron el balance hídrico climático (BHC), definiendo la EPT potencial en la cuenca del río Cazonés, empleando el método de Thornthwaite y Mather. Ellos utilizaron información de variables climáticas de temperatura y precipitación para el periodo 1981-2010. Como resultado, encontraron que las láminas de exceso de agua y de escurrimiento anual fueron de 638.63 y 637.02 mm, respectivamente, hallando la mayor cantidad de

escurrimiento en los meses de mayor precipitación. Asimismo, se identificaron los meses correspondientes a los periodos húmedo y seco. De igual manera, obtuvieron el régimen de las variables climáticas, así como la presencia de excesos y déficits de agua en la cuenca durante un ciclo anual. Por otro lado, Cárdenas *et al.* (2023) obtuvieron la EPT mediante el método de Turc y técnicas geoestadísticas. En este análisis se encontró que la mayor evapotranspiración era en la zona huasteca, mientras que para la zona centro, que es en la que se ubica la zona de estudio del presente análisis, hubo valores superiores a 125 mm/año.

Por otro lado, Duque-Sarango *et al.* (2019) analizaron la dinámica temporal de la precipitación y la temperatura de la microcuenca Chaquilcay, que es un ecosistema natural localizado dentro del Bosque y Vegetación Protector Aguarongo en Gualaceo, Ecuador. Estos autores utilizaron los datos de cuatro estaciones meteorológicas en el periodo 1982-2015. Para cuantificar las contribuciones y pérdidas de agua, se llevaron a cabo análisis estadísticos de las series temporales. A fin de completar y validar las series de precipitación y temperatura, se empleó un análisis de doble masa, estableciendo estaciones de referencia y llenando los registros faltantes. El análisis del balance hídrico mostró una precipitación anual total de 843.7 mm, con una diferencia de almacenamiento de 18.71 mm, equivalente al 2.22 % de la precipitación anual. Además, se observó un excedente de 144.5 mm y una evapotranspiración real de 680.5 mm, lo que representa el 17.13 y 80.65 % del total anual de precipitación, respectivamente.

Conclusiones

Debido a que existen cambios bruscos en la temperatura y las precipitaciones durante el año, aumentan las pérdidas de agua en el sistema mediante la evapotranspiración potencial, por lo que se identificaron grandes pérdidas de agua en el ANP, llegando a un déficit de -81 mm/ha de agua superficial en marzo. Como lo mencionan Santillán *et al.* (2013), la baja generación de escurrimiento posiblemente se deba a cambios en la precipitación (escasa lluvia o entrada de agua), y los de la temperatura y la evapotranspiración (aumento en los valores), que provoca una disminución de la humedad del suelo.

Para septiembre, el periodo con mayor precipitación, se estimó hasta 50 mm/ha de agua disponible, poco menos de la mitad de la precipitación media, agua que probablemente alimente los cauces superficiales en las partes bajas, y/o sirva como reserva para los periodos más secos.

Los resultados encontrados en la estimación de disponibilidad de agua a través del balance hídrico coinciden con las características generales del estado de San Luis, mencionadas en el balance hídrico integral realizado por el INEGI. En el cual, considerando condiciones medias de precipitación pluvial, se afirma que en promedio del 100 % de las precipitaciones que entran al sistema hídrico, más del 84 % se pierde a través de la evapotranspiración, quedando un 16 % de agua disponible; de esta, una parte se infiltra y la otra escurre a los cuerpos de agua.

El ANP Sierra de Álvarez, junto con la sierra de San Miguelito, limita al Valle de San Luis Potosí; por esta razón, dichas áreas son la principal fuente de recarga hídrica, la cual ocurre por infiltración vertical, por retornos de riego y por aporte lateral, estimándose en 74 mm³ anuales.

Este estudio también subraya el papel fundamental del ANP Sierra de Álvarez como fuente de recarga hídrica para el Valle de San Luis Potosí, lo que refuerza su importancia ecológica. Dados los escasos estudios previos sobre la relación entre el comportamiento hídrico y la vegetación en la zona, este trabajo constituye una contribución esencial para la conservación y gestión ambiental del área.

Como perspectiva futura derivada de este análisis, resulta imperativo relacionar los datos obtenidos con la densidad de carbono en el sitio de estudio, empleando índices espectrales para fortalecer la precisión de las estimaciones geoespaciales.

Referencias

- Avendaño-Leadem, D. F., Cedeño-Montoya, B. C., & Arroyo-Zeledón, M. S. (2020). Integrando el concepto de servicios ecosistémicos en el ordenamiento territorial. *Revista Geográfica de América Central*, 65(2), 63-90. <https://doi.org/10.15359/rgac.65-2.3>
- Bárceñas-Pazos, G. M., Ríos-Villa, R., Aguirre-Rivera, J. R., Juárez-Flores, B. I., & Honorato-Salazar, J. A. (2008). Composición química y densidad básica relativa de la madera de dos especies arbustivas de encino blanco de la Sierra de Álvarez, SLP, México. *Madera y Bosques*, 14(3), 81-94. <https://doi.org/10.21829/myb.2008.1431207>
- Cárdenas-Tristán, A., Méndez-Hernández, K. R., Wu, H., Castro-Ovalle, A. G., Reyes-Alvarado, A. G., Galindo-Mendoza, M. G., & Reyes-Cárdenas, O. (2023). Spatiotemporal analysis of water reservoirs in San Luis Potosí state, Mexico, from 1990 to 2015. *Water Science*, 37(1), 344-357. <https://doi.org/10.1080/23570008.2023.2259662>

- Castillo, P., Flores, J. A., Aguirre, J. R., & Yeaton, I. Y. (2008). Dinámica sucesional del encinar de la sierra de Álvarez, San Luis Potosí, México. *Madera y Bosques*, 14(1), 21-35. <https://doi.org/10.21829/myb.2008.1411215>
- Chávez-Cortés, M. M., & Mancilla-Hernández, K. E. (2014). Esquema de cobro del servicio hidrológico que provee la cuenca alta del Pixquiac. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(5), 161-177. <https://www.revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/1239>
- Degano, M. F., Rivas, R. E., & Bayala, M. I. (2024). Determinación de la evapotranspiración con datos satelitales y de reanálisis utilizando Google Earth Engine. *Tecnología y ciencias del agua*, 15(4), 137-193. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2024-04-04>
- Duque-Sarango, P., Cajamarca-Rivadeneira, R., Wemple, B. C., & Delgado-Fernández, M. E. (2019). Estimación del balance hídrico de una cuenca andina tropical. *La granja: Revista de Ciencias de la Vida*, 29(1), 56-69. <https://doi.org/10.17163/lgr.n29.2019.05>
- Flores, A., Aguilar, M., Reyes, H., & Guzmán, M. G. (2018). Gobernanza ambiental y pagos por servicios ambientales en América Latina. *Sociedad y Ambiente*, 6(16), 7-31. <https://doi.org/10.31840/sya.v0i16.1811>
- García, I., Pompa, S., & López, A. (2017). Ecoturismo como herramienta para promover el empoderamiento: el caso del Ejido San Francisco en el Área de Protección de Flora y Fauna Sierra de Álvarez, San Luis Potosí. *El Periplo Sustentable*, 32. <https://rperiplo.uaemex.mx/article/view/4870>

- García, F., Aguirre, J. R., Villanueva, J., & García, J. (1999). Contribución al conocimiento florístico de la Sierra de Álvarez, San Luis Potosí, México. *Polibotánica*, 10, 73-103. <https://polibotanica.mx/index.php/polibotanica/article/view/651>
- Gebreyohannes, T., De-Smedt, F., Walraevens, K., Gebresilassie, S., Hussien, A., Hagos, M., Amare, K., Deckers, J., & Gebrehiwot, K. (2013). Application of a spatially distributed water balance model for assessing surface water and groundwater resources in the Geba basin, Tigray, Ethiopia. *Journal of Hydrology*, 499, 110-123. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.026>
- Gómez, E., & Miño, M. G. (2023). Compartimentalizando naturaleza: sobre las áreas naturales protegidas de México y Argentina. *Letras Verdes*, 33, 86-102. <https://doi.org/10.17141/letrasverdes.33.2023.5567>
- Kampf, S. K., Burges, S. J., Hammond, J. C., Bhaskar, A., Covino, T. P., Eurich, A., Harrison, H., Lefsky, M., Martin, C., McGrath, D., Puntenney-Desmond, K., & Willi, K. (2020). The case for an open water balance: Re-envisioning network design and data analysis for a complex, uncertain world. *Water Resources Research*, 56, 1-19. <https://doi.org/10.1029/2019WR026699>
- Lamorena-Arencibia, Y. E., & Hidalgo-Mayo, A. (2019). Programa para el análisis espacial de los regímenes de temperatura y precipitación. *Revista Cubana de Meteorología*, 25(2), 238-243. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2664-08802019000200009

- Montero, J. (2022). Relación de la radiación solar con la producción de plantas: agroproductivas. *Revista de Investigación e Innovación Agropecuaria y de Recursos Naturales*, 9(1), 52-66. <https://doi.org/10.53287/oqym7033yy88k>
- Monterroso-Rivas, A. I., & Gómez-Díaz, J. D. (2021). Impacto del cambio climático en la evapotranspiración potencial y periodo de crecimiento en México. *Terra Latinoamericana*, 39, 1-19. <https://doi.org/10.28940/terra.v39i0.774>
- Olivera, S. M., & Hernández, R. (2021). Servicios ambientales: entre la conservación y el uso de los recursos. *Investigación & Negocios*, 14(23), 179-195. <https://doi.org/10.38147/invneg.v14i23.135>
- Ortiz, R., & Chile, M. (2020). Métodos de cálculo para estimar la evapotranspiración de referencia para el Valle de Tumbaco. *Siembra*, 7(1), 70-79. <https://doi.org/10.29166/siembra.v7i1.1450>
- Santillán, E., Davila-Vazquez, G., De-Anda-Sánchez, J., & Díaz, J. de J. (2013). Estimación del balance hídrico mediante variables climáticas, en la cuenca del río Cazonas, Veracruz, México. *Ambiente & Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 8(3), 104-117. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1147>
- Toro-del-Guerrero, F. J., Kretschmar, T., & Hinojosa-Corona, A. (2014). Estimación del balance hídrico en una cuenca semiárida, El Mogor, Baja California, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(6), 69-81. <https://revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/1221>
- Vaca, R. A., & Golicher, D. J. (2016). Integración del balance hídrico en la modelación de la distribución de especies de árboles mexicanos. *Botanical Sciences*, 94(1), 25-42. <https://doi.org/10.17129/botsci.241>