ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias del Agua

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-v17-n5



Toma de muestras en el río Cañete, subcuenca Huangáscar, Perú. Foto: Jhairo Jacay.

Vol. 17, núm. 5, septiembre-octubre de 2026

ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias del Agua

Vol. 17, núm. 5, septiembre-octubre de 2026



Portada: toma de muestras en el río Cañete, subcuenca Huangáscar, Perú.

La cuenca del río Cañete, ubicada en la región Lima en Perú, es un área de intensa actividad agrícola, principal fuente socioeconómica del valle y de alta demanda hídrica. En la subcuenca Huangáscar, esta actividad genera residuos, incluidos plásticos, que terminan en quebradas y cuerpos de agua. Los microplásticos son transportados por el flujo de agua del río y se acumulan en los sedimentos a lo largo de su cauce. Desde la década de 1950, la producción de plástico ha experimentado un crecimiento acelerado, pasando de 1.5 a 335 millones de toneladas en 60 años en el mundo. Se estima que para 2050 habrá más de 12 mil millones de toneladas de residuos plásticos en el ambiente. Ver el artículo "Microplásticos en agua y sedimentos superficiales de la subcuenca Huangáscar del río Cañete, Perú / Microplastics in surface water and surface sediments of the Huangáscar sub-basin in Cañete River, Peru" de Jhairo Jacay, José Iannacone y Franklin Canchari.

Foto: Jhairo Jacay.

Tecnología y Ciencias del Agua

Comité Editorial

Consejo Editorial

Mtra. Patricia G. Herrera Ascencio
Directora General
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

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
Dra. Norma Raquel Pérez Peláez
Universidad Católica del Norte, Chile

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, 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, México

Coordinadora editorial
MID Helena Rivas López
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México

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, 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**, consultora, México • **Dr. Ariosto Aguilar Chávez**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México • **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, México • **Dr. Carlos Díaz Delgado**, Universidad Autónoma del Estado de México, México • **Dr. Cleverson Vitório 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, 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, México • **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, 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, 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 Vizcaíno**, Waterloo, University, Canadá • **Dr. Luis Teixeira**, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • **Dra. Luisa Paré Ouellet**, Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Manuel Contijoch Escontria**, consultor, México • **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, Perú • **Dra. María Victoria Vélez Otálvaro**, Universidad Nacional de Colombia, 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 Verduzco**, Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Omar A. Miranda**, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina • **Dr. Oscar L. Palacios Vélez**, Colegio de Postgraduados, México • **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, México • **Dr. Rafael Val Segura**, Sistema de Aguas de la Ciudad de México, México • **Dr. Rafael Pardo Gómez**, Instituto Superior Politécnico, México • **Dr. Ramón Domínguez Mora**, Universidad Nacional Autónoma de México, 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, México • **Dr. Serge Léonard Tamari Wagner**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México • **Dr. Simón González Martínez**, Universidad Nacional Autónoma de México, México • **Dr. Tomás Martínez Saldaña**, Colegio de Postgraduados, México • **Dr. Víctor Hugo Alcocer Yamanaka**, consultor, México • **Dra. Ximena Vargas Mesa**, Universidad de Chile, Chile •

©*TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA*, vol. 17, núm. 5, septiembre-octubre de 2026, es una publicación bimestral, editada y distribuida por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Paseo Cuauhnáhuac núm. 8532, Progreso, Jiutepec, Morelos, C.P. 62550, México, teléfono: +(52) (777) 3293600, extensiones 474, 475, 533 y 616. Reserva de Derechos al Uso Exclusivo No. 04-2021-080623573500-102, ISSN, 2007-2422, ambos otorgados por el Instituto Nacional de Derechos de Autor. La responsabilidad del contenido de los artículos corresponde exclusivamente a los autores y no necesariamente refleja la postura del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Derechos reservados. Se permite la reproducción total o parcial, siempre y cuando se mencione esta fuente y se envíe a esta redacción un ejemplar de la publicación. *Tecnología y ciencias del agua* continúa la tradición de conocimiento de las revistas *Irrigación en México* (1930-1946); *Ingeniería hidráulica en México* (1947-1971); *Recursos hidráulicos* (1972-1978); *Ingeniería hidráulica en México*, segunda época (1985-2009), y *Tecnología y Ciencias del Agua*, antes *Ingeniería Hidráulica en México* (2010-2011).

Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Caracterización fisicoquímica y de la MODC de un río receptor de cuenca en el norte de Argentina 01

Marta Leiva

Sara Hurtado-Ferraté

Augusto Wottitz

Ana Ledesma

Microplásticos en agua y sedimentos superficiales de la subcuenca Huangáscar del río Cañete, Perú 55

Jhairo Jacay

José Iannacone

Franklin Canchari

Avances en el estudio de humedales urbanos en Chile: una revisión sistemática para fortalecer la implementación de la Ley 21.202 104

Jorge Gallardo-Fuentes

Jimmy Pincheira-Ulbrich

Evaluación de riesgo de sequía en unidades educativas del municipio de Sucre, Bolivia 216

Rosbeli Mendez

Apolonia Rodriguez

Carlos Carlos Gonzales

Katja Radón

Maria Teresa Solís

Modelos regionales para el dimensionamiento de tanques para almacenar agua de lluvia en Oaxaca, México 244

Gabriela Álvarez-Olguín

José del Carmen Jiménez-Hernández

René Morales-Luis

Methodological projection of droughts in Bravo-Conchos, Mexico, using combined techniques 272

Yaridalia Ramírez-Abundis

Maritza Liliana Arganis-Juárez

Ramón Domínguez-Mora

Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Physicochemical and CDOM characterisation of a main river in the north of Argentina 01

Marta Leiva

Sara Hurtado-Ferraté

Augusto Wottitz

Ana Ledesma

Microplastics in surface water and surface sediments of the Huangáscar sub-basin in Cañete River, Peru 55

Jhairo Jacay

José Iannacone

Franklin Canchari

Advances in the study of urban wetlands in Chile: A systematic review to strengthen the implementation of Law 21.202 104

Jorge Gallardo-Fuentes

Jimmy Pincheira-Ulbrich

Drought risk assessment in educational units in the municipality of Sucre, Bolivia 216

Rosbeli Mendez

Apolonia Rodriguez

Carlos Carlos Gonzales

Katja Radón

Maria Teresa Solís

Regional models for sizing rainwater storage tanks in Oaxaca, Mexico 244

Gabriela Álvarez-Olguín

José del Carmen Jiménez-Hernández

René Morales-Luis

Proyección metodológica de sequías en Bravo-Conchos, México, con técnicas combinadas 272

Yaridalia Ramírez-Abundis

Maritza Liliana Arganis-Juárez

Ramón Domínguez-Mora

Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Simulación estocástica de la operación del reservorio Gallito Ciego, región Cajamarca, Perú 311

Pedro Gálvez

Eduardo Chávarri-Velarde

Variabilidad climática en distritos de temporal tecnificado del norte, sureste y sur de México 362

Benigno Duran

Ramón Arteaga

Alejandro Monterroso

Mario Vázquez

Potential for groundwater recharge during floods: First-order estimates 404

Paulo A. Herrera

Peter Lichtner

Spatiotemporal evolution of land use and land cover in the Cuauhtémoc aquifer, Chihuahua 433

Miguel Ángel González-Núñez

Humberto Silva-Hidalgo

Adán Pinales-Mungía

María Socorro Espino-Valdés

Miguel Ángel Méndez-Alvarado

Edgar Yuri Mendoza-Cázarez

Efecto de obras de cosecha de agua en el balance hídrico de una microcuenca del Corredor Seco de Nicaragua, usando el modelo hidrológico SWAT 478

Adania Matus

Ney Ríos

Laura Benegas

Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Stochastic simulation of the Gallito Ciego reservoir operation, Cajamarca region, Peru 311

Pedro Gálvez

Eduardo Chávarri-Velarde

Climate variability in technified temporary districts in Northern, Southeastern, and Southern Mexico 362

Benigno Duran

Ramón Arteaga

Alejandro Monterroso

Mario Vázquez

Potencial de recarga de acuíferos durante crecidas: estimaciones de primer orden 404

Paulo A. Herrera

Peter Lichtner

Evolución espaciotemporal de uso de suelo y vegetación en el acuífero Cuauhtémoc, Chihuahua 433

Miguel Ángel González-Núñez

Humberto Silva-Hidalgo

Adán Pinales-Mungía

María Socorro Espino-Valdés

Miguel Ángel Méndez-Alvarado

Edgar Yuri Mendoza-Cázarez

Effect of water harvesting structures on the water balance of a micro-watershed in the Corredor Seco of Nicaragua using the SWAT hydrological model 478

Adania Matus

Ney Ríos

Laura Benegas

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

Artículos

Caracterización fisicoquímica y de la MODC de un río receptor de cuenca en el norte de Argentina

Physicochemical and CDOM characterisation of a main river in the north of Argentina

Marta Leiva[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-2858-3282

Sara Hurtado-Ferraté[2], ORCID: https://orcid.org/0009-0003-9070-3585

Augusto Wottitz[3], ORCID: https://orcid.org/0009-0006-8904-8431

Ana Ledesma[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-0750-196X

[1]Instituto de Bionanotecnología del NOA (INBIONATEC)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Villa El Zanjón, Santiago del Estero, Argentina. Universidad Nacional de Santiago del Estero-Facultad de Ciencias Forestales, Santiago del Estero, Argentina, martaleiva@gmail.com

[2]Universidad Nacional de Santiago del Estero-Facultad de Ciencias Forestales, Santiago del Estero, Argentina, samhfer@gmail.com

[3]Universidad Nacional de Santiago del Estero-Facultad de Ciencias Exactas y Tecnologías-Departamento Académico de Química, Santiago del Estero, Argentina, augusto.wottitz@gmail.com

[4]Centro de Investigación en Biofísica Aplicada y Alimentos (CIBAAL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Universidad Nacional de Santiago del Estero-Facultad de Ciencias Exactas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

y Tecnologías-Departamento Académico de Química, Santiago del Estero, Argentina, ana1ledesma@yahoo.com.ar

Autora para correspondencia: Marta Leiva, martaleiva@gmail.com

Resumen

El presente estudio se centró en la calidad del agua del río Dulce, provincia de Santiago del Estero, Argentina, de vital importancia para la región, que provee agua para consumo humano y para el sistema de riego agrícola. Se realizaron muestreos en mayo, junio, julio, septiembre, noviembre y diciembre en el área de un dique derivador. Se analizaron parámetros básicos, iones mayoritarios, nutrientes y el comportamiento de la materia orgánica disuelta cromofórica (MODC), y se diagnosticó la aptitud para riego y consumo. Los resultados indicaron aguas de carácter alcalino, con elevada mineralización y predominio de sodio (Na^+) y cloruro (Cl^-). Hidroquímicamente, se identifican como aguas cloruradas sulfatadas sódicas. Fuertes variaciones estacionales se asocian con el régimen hidrológico y las condiciones climáticas, con aumento en la conductividad eléctrica y concentración de sales durante la estación seca. Se detectaron concentraciones de nitratos y fosfatos elevadas, lo que evidencia influencia antrópica vinculada con actividades contaminantes. Los parámetros fisicoquímicos fueron aceptables para consumo humano según los estándares de la OMS y el CAA, mientras que para riego presenta riesgo de salinización. La variación de la MODC sugiere cambios en las fuentes y reactividad de la materia orgánica en función del ciclo hidrológico, con ingreso de materiales alóctonos (suelos y material vegetal fresco) durante la temporada húmeda e incremento de origen

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

autóctono (productividad primaria y degradación de materiales orgánicos) durante los caudales bajos. En conclusión, el río Dulce presenta una composición química controlada principalmente por factores naturales, aunque con evidencias de aportes antrópicos.

Palabras clave: química del agua, materia orgánica, cuenca fluvial, materia orgánica disuelta cromofórica, CDOM, MODC, zona árida, riego, agua potable, contaminación del agua, Argentina.

Abstract

This study investigated the water quality of the Dulce River in Santiago del Estero, Argentina—a key resource for human consumption and agricultural irrigation. Sampling was carried out in May, June, July, September, November, and December near a diversion dam. Analyses encompassed basic physicochemical parameters, major ions, nutrients and chromophoric dissolved organic matter (CDOM), alongside assessments of suitability for irrigation and drinking. The water exhibited alkaline characteristics, high mineralisation and dominance of sodium (Na^+) and chloride (Cl^-), classifying it hydrochemically as a sodium-chloride–sulphate type. Pronounced seasonal variations were observed, driven by hydrological regime and climate, with increased electrical conductivity and salinity in the dry season. Elevated nitrate and phosphate concentrations indicated anthropogenic influence, likely linked to contaminating activities. Physicochemical parameters generally complied with World Health Organization (WHO) and Argentine Food Code (CAA) standards for human consumption; however, salinity levels pose a risk for irrigation. CDOM variability reflected shifts in organic-matter sources and reactivity throughout the hydrological cycle: allochthonous

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

inputs (soil and fresh vegetation) predominated during high-flow periods, whereas autochthonous contributions (primary productivity and organic-matter degradation) increased during low-flow conditions. In conclusion, the Dulce River's chemical composition is primarily governed by natural geochemical processes, although evidence of anthropogenic input is apparent.

Keywords: water chemistry, organic matter, river basins, chromophoric dissolved organic matter, CDOM, MODC, arid zones, irrigation, drinking water, water pollution, Argentina.

Recibido: 30/06/2025

Aceptado: 07/11/2025

Publicado *ahead of print*: 20/01/2026

Versión final: 01/09/2026

Introducción

El conocimiento de la composición química de las aguas naturales de una región permite plantear estrategias de manejo de los recursos hídricos y sistemas productivos asociados, así como preservar su calidad a largo plazo. La composición química está determinada por factores ambientales, como los procesos hidrológicos dominantes, la solubilidad de las rocas, la temperatura, el volumen de precipitaciones, la edafología, la vegetación de la zona de captación y las influencias antrópicas. Los descriptores de una masa de agua incluyen diversos parámetros físicos, químicos y biológicos, como la temperatura, el pH, la conductividad eléctrica, el oxígeno disuelto, los nutrientes, y sustancias que se pueden

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

encontrar en solución. Las concentraciones de las sustancias disueltas, originadas en los procesos de meteorización y disolución de las rocas, ponen en evidencia la impronta mineralógica de la cuenca de captación. Dichas sustancias se presentan por lo general en su forma iónica, y de acuerdo con su abundancia proporcional, se agrupan en (a) iones mayoritarios, los que exceden 1 mg/l, stos son Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+}, Cl^{-}, SO_4^{2-} y HCO_3^{-}; (b) iones minoritarios, los que se encuentran en concentraciones no mayores de 1 mg/l; y (c) elementos traza, aquellos que se encuentran en concentraciones por debajo de los 100 µg/l.

Para evaluar la calidad requerida para diferentes usos es necesario contrastar los parámetros físico-químicos evaluados con estándares de calidad establecidos en diferentes normativas. Por ejemplo, para evaluar la potabilidad del agua para el consumo humano se utilizan los niveles guía publicados por la Organización Mundial de la Salud (OMS) y normativas nacionales que cada país establece con base en las recomendaciones internacionales. Otro uso de interés de los recursos hídricos superficiales, especialmente en zonas áridas, es la necesidad de riego agrícola. La presencia de exceso de sales puede afectar el rendimiento de los cultivos por interferencias con la absorción de agua, así como afectar aspectos estructurales del suelo. Por lo tanto, resulta fundamental conocer la composición iónica, a fin de proponer las prácticas más adecuadas para el manejo del riego y la preservación de la calidad del suelo a largo plazo. El diagrama de Wilcox, desarrollado por el Laboratorio de Salinidad de EUA (United States Salinity Laboratory Staff, 1954), permite clasificar las aguas en función del riesgo de alcalinización y salinización que representan para los suelos bajo irrigación.

Además de la litología y el clima, entre los principales factores de control que actúan sobre la química de los ríos se suma la intrínseca

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

relación entre los sistemas fluviales y el flujo global del carbono (Meybeck, 2003). En relación con dicho elemento, es posible identificar dos fracciones principales: el C inorgánico y el C orgánico. El C inorgánico proviene principalmente de la meteorización y disolución de las rocas, siendo la forma dominante en las aguas de los ríos el HCO_3^-. Solo en situaciones particulares en las que el agua presenta pH muy elevado (pH > 9) es factible encontrar dominancia del CO_3^{2-}. Las especies HCO_3^- / CO_3^{2-} en conjunto contribuyen al parámetro de alcalinidad de las aguas. El C orgánico, por su parte, está presente mayoritariamente en forma de materia orgánica (MO), que se divide en las fracciones materia orgánica particulada (POM, > 0.45 µm) y materia orgánica disuelta (MOD, < 0.45 µm). La MOD es una mezcla compleja de macromoléculas, cuyo principal componente son las sustancias húmicas, una amplia clase de ácidos orgánicos que contienen anillos aromáticos, así como carbohidratos y aminoácidos. Las fuentes de MOD pueden ser autóctonas, derivadas de procesos internos, sobre todo de la productividad algal, el fitoplancton y los macrófitos. Los compuestos de origen autóctono son por lo general de menor peso molecular y menor aromaticidad (McKnight *et al*., 2001). Por otra parte, la MOD derivada de fuentes alóctonas o aportes terrestres, como suelos, ingreso de material vegetal y otros materiales orgánicos, que son transportados por escorrentía o caen directamente en el agua, tiene mayor aromaticidad y peso molecular (García, 2019). Como fuentes alóctonas, también se deben considerar los efluentes de aguas residuales y otros aportes antrópicos a los ecosistemas acuáticos. La medición y caracterización de la MOD puede hacerse a través de sus propiedades ópticas, pues la mayor parte es coloreada. La fracción que absorbe luz se denomina materia orgánica disuelta cromofórica (MODC) y su espectro de absorción ultravioleta-visible (UV-VIS) se considera un adecuado

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

descriptor de la composición, fuentes y reactividad de la misma (Helms *et al*., 2008).

En la actualidad, en Argentina se plasma, a través de diversos estudios y redes de colaboración institucional, un creciente interés por desarrollar un marco para la evaluación ambiental y el biomonitoreo de los ecosistemas acuáticos (Domínguez *et al*., 2020). Las características físico-químicas se incluyen entre las variables indispensables para clasificar los sistemas fluviales y ajustar las herramientas de monitoreo de calidad de aguas, pues permiten determinar objetivamente valores de línea de base en relación con la calidad físico-química y, junto con otras variables, modelan el hábitat al que se asocian las comunidades biológicas. En la cuenca Salí-Dulce, al norte de Argentina, la exploración de las características hidroquímicas de las aguas superficiales se ha enfocado en particular en el área de captación, esto es, la subcuenca del río Salí y afluentes que desaguan en el embalse Río Hondo (Fernández & Hidalgo, 2011; Fernández-Turiel *et al*., 2003). En este marco, el presente estudio describe la composición química de las aguas del río Dulce, el cual es el de mayor orden en la cuenca y actualmente nace en el mencionado embalse Río Hondo. Para ello se realizó un análisis descriptivo basado en parámetros básicos de calidad de aguas, iones mayoritarios, nutrientes y una evaluación cualitativa del comportamiento de la MODC. Además, considerando la importancia de este recurso hídrico como fuente de agua para riego y para consumo humano en la región, se diagnosticó su aptitud para ambos usos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio (Figura 1) se localiza en el norte de Argentina, estando incluida en la cuenca de los ríos Salí-Dulce. Con un clima estacional cálido, la temperatura media anual es de 21.5 °C y oscila entre un valor máximo de 47 °C y un valor mínimo de 5 °C. El balance hídrico climático es negativo, la evapotranspiración potencial es de 900 a 1 100 mm anuales; mientras que las precipitaciones, concentradas en verano, disminuyen en un gradiente de este-oeste de 750 a 500 mm anuales (Bianchi & Cravero, 2010). La cuenca Salí-Dulce comprende 57 000 km^2, en territorio jurisdiccional de cinco provincias del noroeste de Argentina que comparten su gestión (Defensoría del Pueblo de Santiago del Estero y Defensoría del Pueblo de la Nación, 2017). Esta cuenca tiene su nacimiento en la cordillera de los Andes, con sus cabeceras ubicadas en las cumbres Calchaquíes y sierras del Aconquija, de modo que gran parte de los aportes hídricos corresponden al deshielo de los meses de verano. El principal colector de la cuenca es el río Salí, que reúne en su recorrido un gran abanico de arroyos y ríos más pequeños que confluyen en el embalse Río Hondo, lago artificial con una superficie de 20 km^2. En dicho embalse nace actualmente el río Dulce, que luego de discurrir de norte a sur por el territorio de la provincia de Santiago del Estero forma el gran sistema de humedales Bañados del Río Dulce, para finalmente desagotar en la laguna Mar Chiquita, casi al centro de Argentina, constituyéndose así en una gran cuenca endorreica, sin salida al mar (https://www.argentina.gob.ar/obras-publicas/hidricas/comite-de-cuenca-del-rio-sali-dulce). Esta cuenca está bajo una importante influencia antrópica, con una sostenida transformación del uso del suelo

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

para la agricultura, en particular de caña de azúcar, cítricos, hortalizas y frutas. El embalse Río Hondo es uno de los más contaminados de Argentina, pues recibe efluentes no tratados de actividades industriales, en especial de los rubros de alimentos, bebidas y de producción de bioetanol, así como aguas residuales urbanas de las ciudades aguas arriba (Tracanna *et al*., 2014).

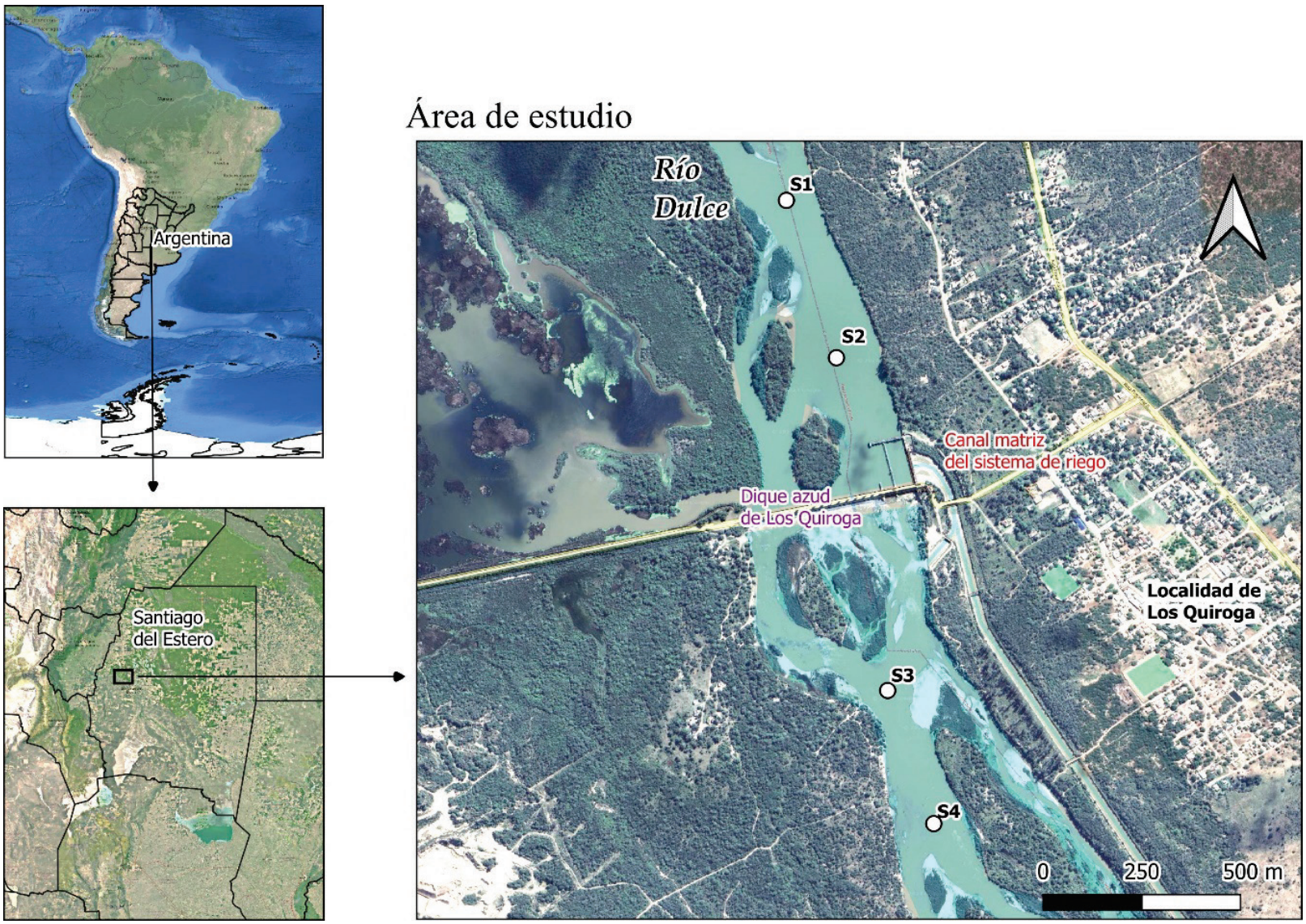


Figura 1. Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo (S1-S4).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

El río Dulce, por su parte, es la principal fuente de riego agrícola y de agua para consumo humano de la provincia en la que se inserta, por lo cual resulta un recurso fundamental para el desarrollo socioeconómico de la misma. El embalse Río Hondo concentra la escorrentía total de la cuenca, por lo que el caudal del río Dulce depende totalmente de la descarga de la presa, con un caudal medio anual de 130 m^3/s. Como consecuencia de las lluvias concentradas en la estación cálida y el deshielo en la cabecera de la cuenca, los caudales aumentan de forma extraordinaria en verano, provocando un pulso de crecida previsible para los meses de febrero-marzo; después, la regulación en la presa mantiene un caudal bajo estable el resto del año (Gallego, 2012). Aguas abajo por el curso de agua, a 74 km del embalse de Río Hondo, se localiza el azud derivador de Los Quiroga, que constituye la cabecera del sistema de riego agrícola dependiente del río Dulce.

Muestreo y análisis

Se establecieron cuatro puntos de muestreo aguas arriba (S1 y S2) y aguas abajo (S3 y S4) del azud de derivación de Los Quiroga (27° 39' 03.99'' S; 64° 21' 47.88'' O), separados unos 500 m entre sí, en el sentido longitudinal del río, como se muestra en la Figura 1. Se realizaron seis campañas de muestreo a lo largo de 2019, en mayo, junio, julio, septiembre, noviembre y diciembre. Las muestras de cada sitio se recolectaron y analizaron por duplicado (muestra A y B), con el fin de tener un mayor control de posibles errores analíticos, procesando de esta manera un total de 48 unidades muestrales. Las correspondientes al mismo sitio se consideraron réplicas y se promedió entre ambas el valor obtenido para cada parámetro analizado. Los valores de caudales medios

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

mensuales aguas arriba y aguas abajo del azud de Los Quiroga se obtuvieron por gentileza de la Superintendencia de Riego de la provincia de Santiago del Estero (Figura 2).

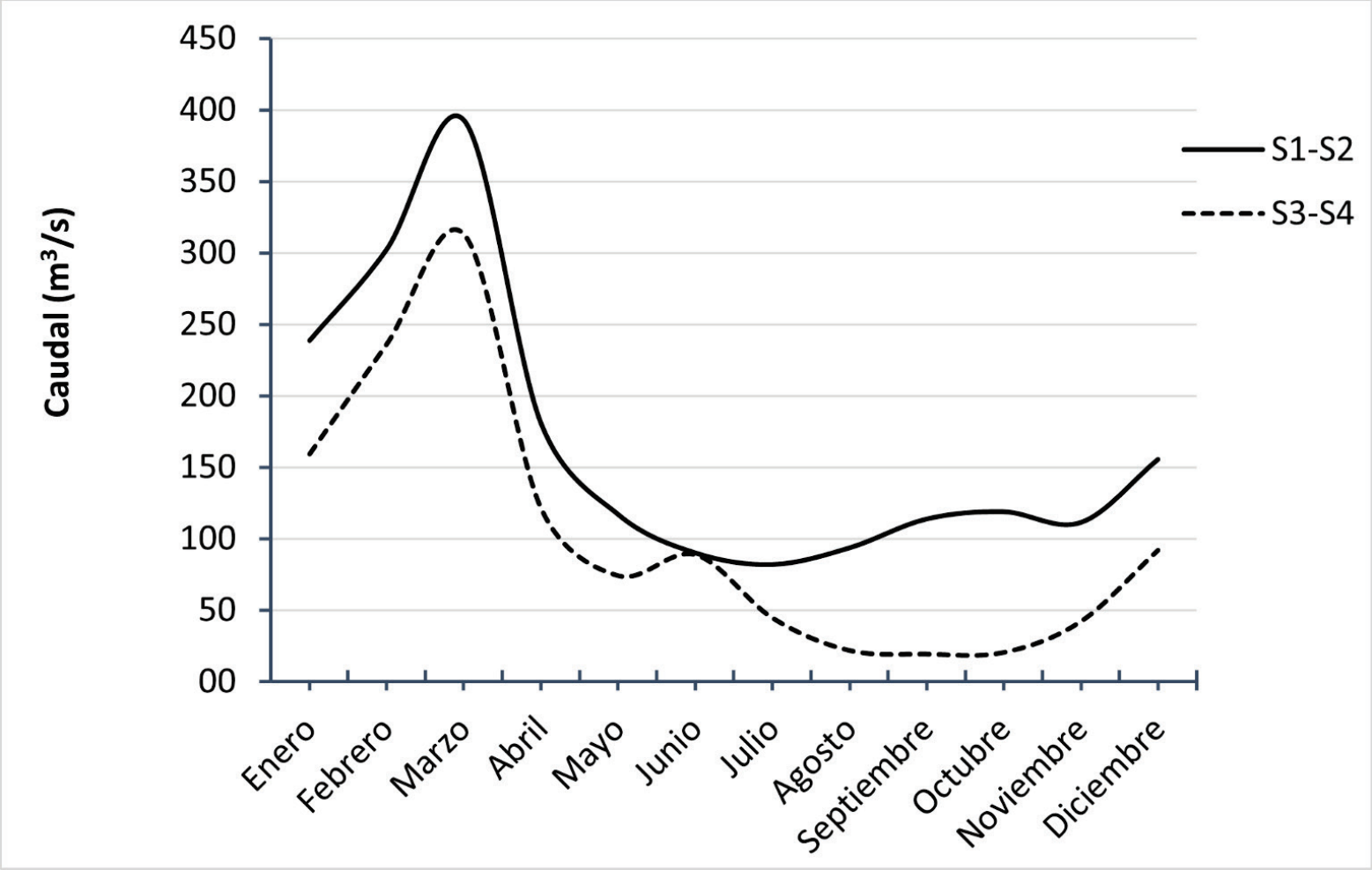


Figura 2. Descarga de agua (m^3/s) hacia el río Dulce a lo largo de 2019. Línea continua: caudal para los sitios S1 y S2 aguas arriba del azud derivador. Línea punteada: valor de caudal para S3 y S4 estimado a partir de los porcentajes de derivación hacia el sistema de riego. Los muestreos se realizaron en mayo, junio, julio, septiembre, noviembre y diciembre.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

Las muestras se recolectaron en botellas de plástico de 1 l prelavadas con HCl 5 % v/v; se conservaron refrigeradas para su traslado al laboratorio. La temperatura (T °C), el pH y la conductividad eléctrica (CE) se determinaron también por duplicado en cada sitio de muestreo, utilizando un medidor digital de pH AWDA 1000 y un conductímetro Hanna HI 8733. Para la determinación de oxígeno disuelto (OD), las muestras se fijaron en campo y luego se analizaron con el método de modificación de azida (APHA *et al*., 1992; Winkler, 1888). Los contenidos de nitratos (NO^{3-}) y fosfatos (PO43-) se analizaron mediante espectroscopía UV-visible en un espectrofotómetro UV-1800 Shimadzu (Shimadzu Co., Japón), por absorción a 220 nm para los nitratos y a 880 nm con el método del ácido ascórbico para fosfatos. El contenido de sulfato (SO_4^{2-}) se determinó mediante el método de turbidimetría por absorción a 420 nm. La alcalinidad se midió como iones bicarbonato (HCO_3^-) y carbonato (CO_3^{2-}), y se determinó mediante análisis volumétrico. La dureza total, los iones de calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}) se midieron por titulación complejométrica de EDTA; mientras que los iones de cloruro (Cl^-) se midieron por el método argentométrico. Los sólidos totales (ST) se midieron por desecamiento en estufa (103-105 °C). Todos los análisis se realizaron siguiendo los métodos normalizados (APHA *et al*., 1992). El sodio (Na^+) y el potasio (K^+) se determinaron por fotometría de llama en un ionómetro Crudo Caamaño (Laboratorio Norte, Argentina).

El error cometido en los análisis de los iones mayoritarios se calculó mediante la fórmula sugerida por Custodio y Llamas (1983):

$$E\% = \left(\frac{\sum cationes - \sum aniones}{\sum cationes + \sum aniones}\right) * 100$$

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

Se obtuvo un error menor al 10 % en la mayoría de los casos, con excepción de tres unidades muestrales correspondientes a los siguientes muestreos y sitios: en julio, S1, muestra A (10.7 %); en septiembre, S2, muestra A (11.3 %), y S4, muestra A (10.2 %). Considerando que el error superó escasamente el 10 %, estas unidades muestrales no se desestimaron de la base de datos utilizada para los análisis.

Caracterización de la MODC

Para las mediciones de MODC, las muestras de agua se filtraron a través de filtros de nailon de 0.45 µm inmediatamente a su llegada al laboratorio, se conservaron en la nevera y se procesaron dentro de las 24 horas siguientes al muestreo. Los espectros de absorbancia (200-800 nm) se obtuvieron a intervalos de 1 nm en un espectrofotómetro UV-Vis (modelo UV-1800, Shimadzu Co., Japón), utilizando una cubeta de cuarzo de 10 mm, aplicando corrección de la línea de base con agua Milli-Q como blanco de referencia. La absorbancia UV-Vis promediada entre 700 y 800 nm se restó de cada espectro para corregir posibles desviaciones (Helms *et al*., 2008).

Los datos de absorbancias corregidas se convirtieron en coeficientes de absorción de acuerdo con la siguiente fórmula, descrita en Helms *et al*. (2008):

$$a = 2.303A \div l$$

Donde:

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

a = coeficiente de absorción de Napierian (m^{-1})

A = absorbancia

l = longitud de recorrido de la cubeta (m)

Como índices derivados del espectro UV-Vis, se utilizaron los coeficientes de absorción a254, el cual es un indicador de la aromaticidad de la MOD (Dobbs *et al*., 1972; Green & Blough, 1994); a350, relacionado a la abundancia de lignina, indicativo de la contribución de material derivado de plantas vasculares en la MOD (Spencer *et al*., 2010); a440, indicativo de color del agua (Cuthbert & Giorgio, 1992; Reche *et al*., 1999). Se calcularon, asimismo, índices inversamente relacionados con el tamaño molecular de la MOD. La relación de absorción E2:E3 (a250/a365) decrece cuando el tamaño molecular de la MOD se incrementa debido a la mayor absorción de luz por parte de las moléculas más grandes (De Haan & De Boer, 1987; Helms *et al*., 2008). La pendiente espectral en el intervalo de 275 a 295 nm, S275-295, por su parte, resulta indicativa de la degradación de la lignina (Fichot & Benner, 2012); y la relación de las pendientes espectrales S275-295 a S350-400, SR, también está inversamente relacionada con el peso de la MOD y con los cambios inducidos por la fotoquímica en el peso molecular (Helms *et al*., 2008).

El cálculo de los coeficientes de absorción y de los índices espectrofotométricos de la MODC se llevaron a cabo utilizando el paquete *staRdom* (Pucher *et al*., 2019) en el entorno de trabajo *R* (R Core Team, 2023).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

Análisis hidroquímico y estadístico

Con el fin de analizar el comportamiento de los parámetros medidos, se realizaron gráficos de *boxplot* y medidas de estadística descriptiva. Debido a que se tomaron muestras aguas arriba y aguas abajo del azud, aunque no se esperaba un efecto importante del derivador sobre los valores de los parámetros de calidad del agua, se consideró adecuado comprobar formalmente si existían o no diferencias estadísticamente significativas entre los tramos. Para ello, se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis (K-W), teniendo en cuenta la falta de distribución normal del conjunto de datos. Estos análisis y los gráficos presentados se realizaron en el *software R* (R Core Team, 2023).

Para la caracterización de las aguas, se utilizaron diagramas hidroquímicos (Piper, 1944; Schoeller, 1962) que se realizaron con el *software Easy Quim* (https://www.idaea.csic.es/software/easy-quim/). Estos diagramas facilitan la interpretación de la calidad del agua, ya que permiten visualizar de manera sintética las relaciones entre los iones disueltos, identificar tipos de agua (o facies hidroquímicas), y evaluar los procesos naturales o antrópicos que determinan su composición.

El diagrama de Piper es una estructura triangular que permite distinguir grupos de aguas con características químicas similares, clasificándolas según la predominancia relativa de cationes (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} + K^{+}) y aniones (Cl^{-}, SO_4^{2-}, HCO_3^{-}). Posibilita reconocer qué procesos geológicos, hidrológicos y geoquímicos determinan la composición iónica del agua, y cómo se asocia con fenómenos naturales (p. ej., la disolución de minerales, la acumulación geológica de cenizas volcánicas, etc.) o con impactos antrópicos (p. ej., infiltraciones de aguas residuales).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

El diagrama de Schöeller, por su parte, es una representación gráfica semilogarítmica, con un eje de categorías (eje *x*) en el que cada columna corresponde a un ion principal. Por convención, las tres primeras corresponden a los cationes en orden creciente de solubilidad (Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} + K^{+}), y el resto a los aniones en orden decreciente de solubilidad (Cl^{-}, SO_4^{2-}, HCO_3^{-}). La unión de cada ion da una línea continua representativa de cada muestra analizada, mientras que los picos permiten identificar los iones dominantes. Este diagrama facilita evaluar por comparación directa y rápida varias muestras diferentes y reconocer los iones dominantes, resultando útil para la interpretación de características regionales de mineralización, así como de variaciones temporales en la concentración de iones.

Para establecer la relación entre las características hidroquímicas del agua del río y la composición mineralógica de la cuenca de aporte, se recurrió a la información geológica disponible para la región, la cual se basó, por un lado, en la interpretación de hojas geológicas oficiales disponibles en el repositorio del Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR): Hoja Geológica 2766- II San Miguel de Tucumán (González *et al*., 2000); Hoja Geológica 2766-IV Concepción (Dal-Molin *et al*., 2003); Hoja Geológica 2763-III Santiago del Estero (Hernández *et al*., 2025); y por el otro, en la revisión bibliográfica de estudios previos sobre la geología de la cuenca (Georgieff *et al*., 2014). Se pueden consultar mapas de la geología de la cuenca de aporte en la bibliografía referenciada.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

Análisis de calidad del agua para irrigación y consumo humano

En Argentina no existen normativas específicas que establezcan niveles de calidad del agua para riego agrícola ni a nivel nacional ni legisladas por las provincias. La calidad del agua para riego se evalúa técnicamente con base en las recomendaciones de la FAO (Ayers & Westcot, 1985) y del Departamento de Salinidad de EUA.

La calidad para irrigación se evaluó aplicando el diagrama de Wilcox (United States Salinity Laboratory Staff, 1954), que combina la relación de absorción de sodio (SAR) con la CE. El SAR se calcula según la siguiente fórmula:

$$SAR = \frac{Na^{+}}{\left(\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}\right)^{1/2}}$$

Donde las concentraciones iónicas están expresadas en mEq.l^{-1}. El diagrama de Wilcox permite clasificar las aguas en relación con el riesgo que representan para la alcalinización de los suelos (función del SAR) y para la salinización (como función de la CE).

Para evaluar aptitud para consumo humano en Argentina se aplica el Código Alimentario Argentino Ley 18.284, reglamentada por el Decreto 2126/71 (CAA), el cual se basa en las recomendaciones de la OMS. En el Capítulo XII "Bebidas Hídricas, Agua y Agua Gasificadas" (artículos 982 y siguientes) se define el agua potable como aquella que "no deberá contener sustancias o cuerpos extraños de origen biológico, orgánico,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

inorgánico o radiactivo en tenores tales que la hagan peligrosa para la salud"; debe presentar sabor agradable, ser prácticamente incolora, inodora, límpida y transparente, y provenir de un suministro público, de un pozo o de otra fuente, y estar ubicada en los reservorios o depósitos domiciliarios. En estricto sentido, y de acuerdo con la normativa, el agua tomada directamente desde el río sin tratamiento no sería agua potable. Argentina no ha legislado valores guía de calidad para las fuentes naturales destinadas a proveer de agua potable a las poblaciones después de haber aplicado un tratamiento de potabilización. En estos casos, por lo general se aplica caracterizar la fuente primaria según los estándares internacionales recomendados por la OMS para las fuentes de agua potable (WHO, 2017); proteger las captaciones del ingreso de animales y de eventuales fuentes de contaminación; ajustar el diseño de los tratamientos para operar el mismo en función de la calidad de ingreso, y finalmente controlar que después del tratamiento, el agua obtenida cumpla con los criterios establecidos en el CAA. En este trabajo se evaluó un recurso hídrico natural que se utiliza también como fuente de agua para consumo humano; se comparan los valores obtenidos con los niveles guía establecidos por la OMS en carácter de recomendación internacional y con los valores establecidos por el CAA como la normativa aplicable a nivel nacional.

Resultados

Las aguas mostraron una tendencia alcalina, con pH medio de 7.97 (+0.43). El mínimo de pH se presentó en septiembre con 6.92 y el máximo en noviembre con 8.6. La temperatura varió entre un mínimo de 12.3 °C en julio a los 28.6 °C en noviembre, con una media de 20.3 (+4.8)

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

°C. Los valores de CE, con una media de 849.9 (+ 98) µS/cm, mostraron aguas con una importante mineralización, cuyo mínimo se situó en diciembre en 683 µS/cm y un máximo de 984 µS/cm en mayo. La alcalinidad total media fue de 171.74 (+16.46) mg/l de $CaCO_3$, con un mínimo de 148.8 mg/l de $CaCO_3$ en junio y un máximo de 204.6 mg/l de $CaCO_3$ en noviembre. La dureza total mostró una media de 148.18 (+33.17) mg/l de $CaCO_3$, con mínimo de 95 mg/l de $CaCO_3$ en septiembre y máximo de 210 mg/l de $CaCO_3$ en junio. El OD varió entre 8.04 mg/l en mayo y 10.38 mg/l en septiembre, con una media de 9.18 (+0.62) mg/l.

Los valores de los parámetros físico-químicos y de los iones mayoritarios mostraron un amplio rango de variación temporal (Figura 3A y 3B). El Na^+ y el K^+ mostraron una tendencia a incrementarse a lo largo de los meses, de julio a noviembre. Los nutrientes, fosfato y nitrato, por su parte, mostraron una tendencia decreciente desde los muestreos de mayo hacia los últimos meses del año. No hubo influencia de la presencia del dique derivador sobre la calidad del agua de acuerdo con la prueba de Kruskal-Wallis.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

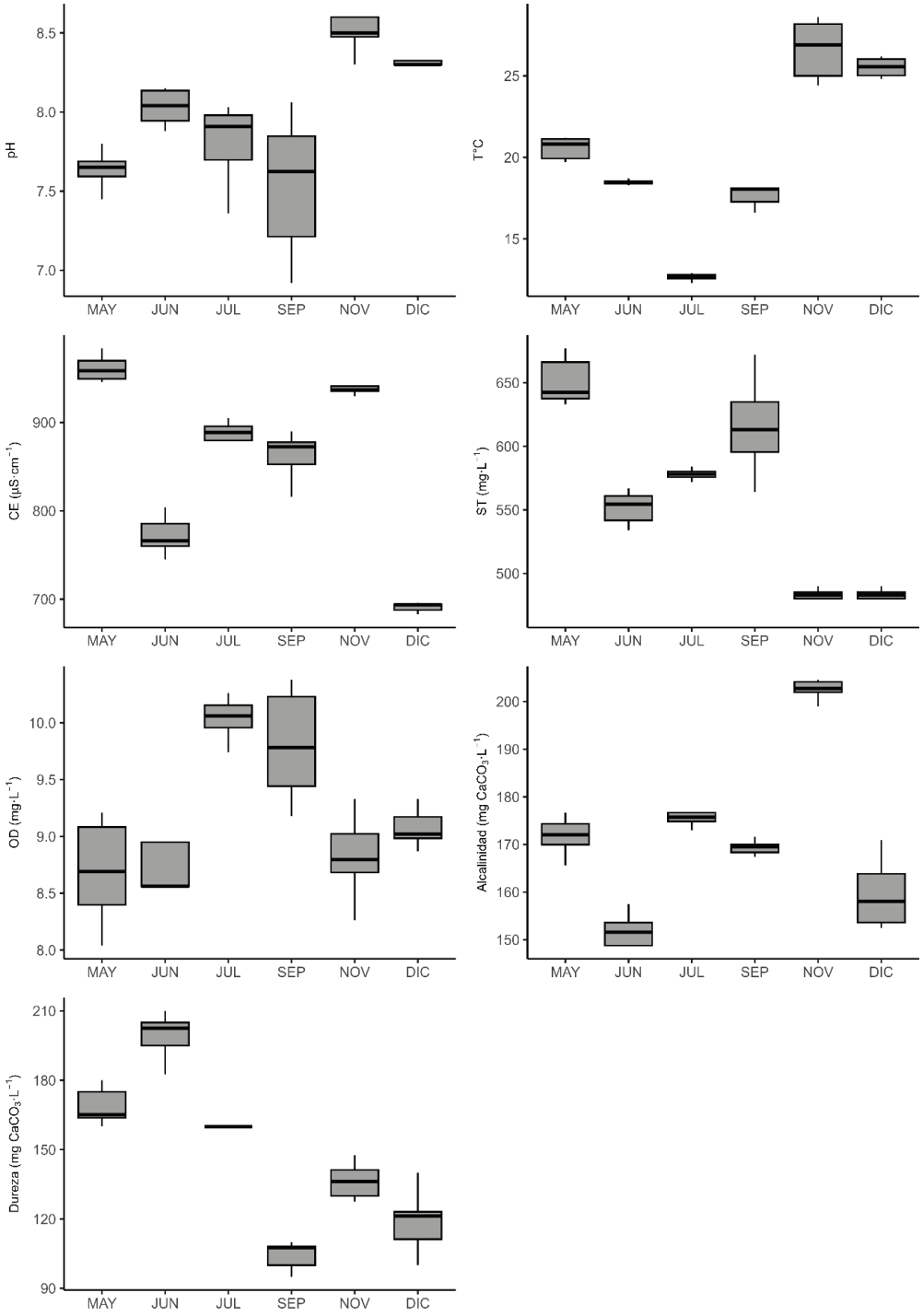


Figura 3A. Variación de los parámetros fisicoquímicos pH, T °C, conductividad eléctrica, sólidos totales, oxígeno disuelto, alcalinidad, y dureza por mes de muestreo.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

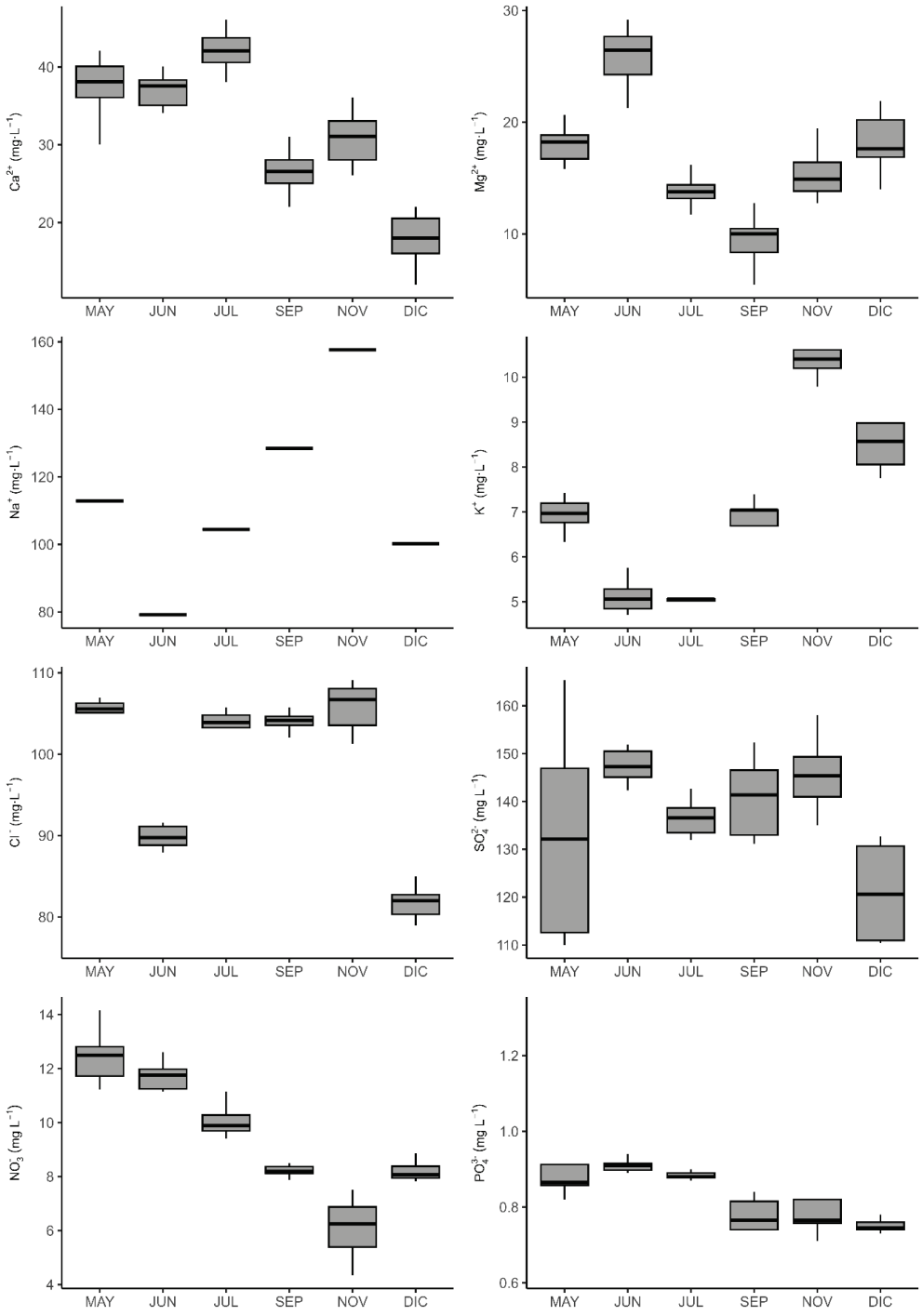


Figura 3B. Variación de los parámetros fisicoquímicos calcio, magnesio, sodio, potasio, cloruros, sulfatos, nitratos y fosfatos por mes de muestreo.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

En el diagrama de Piper, las muestras se posicionaron como cloruradas y/o sulfatadas sódicas. El Na^+ y el K^+ como cationes dominantes desempeñaron un papel decisivo en la determinación de la tipología de aguas; mientras que la composición aniónica fue más equilibrada (Figura 4).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

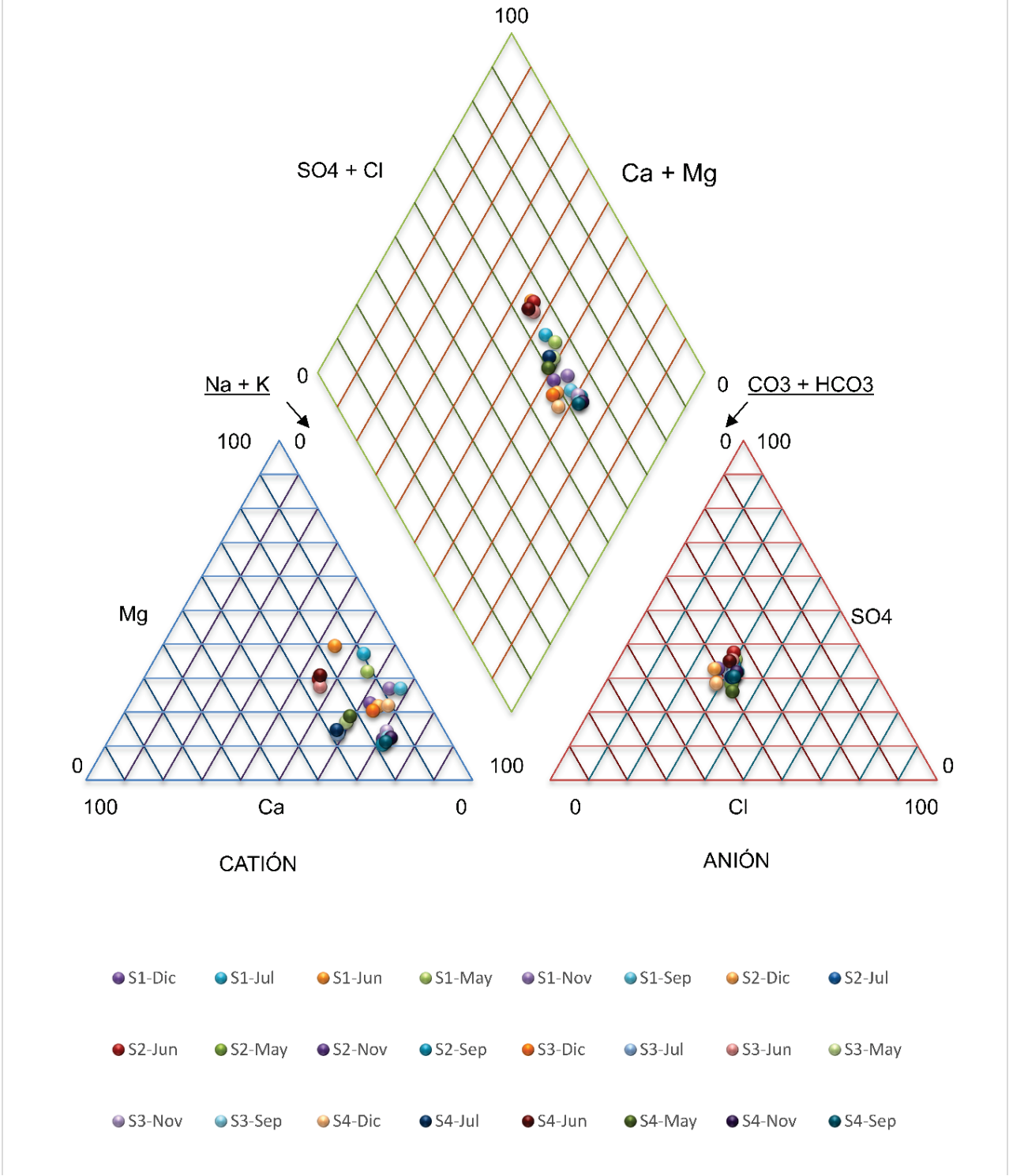


Figura 4. Diagrama de Piper. Los valores graficados corresponden a cada sitio por mes de muestreo.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

En cuanto a la caracterización de la MODC, los coeficientes de absorción a254, a350 y a440 mostraron un comportamiento decreciente a lo largo de los meses de muestreo, con sus valores más bajos en noviembre. La S275-295, la relación E2/E3, y el SR, por su parte, mostraron incremento a lo largo de los meses de muestreo (Figura 5).

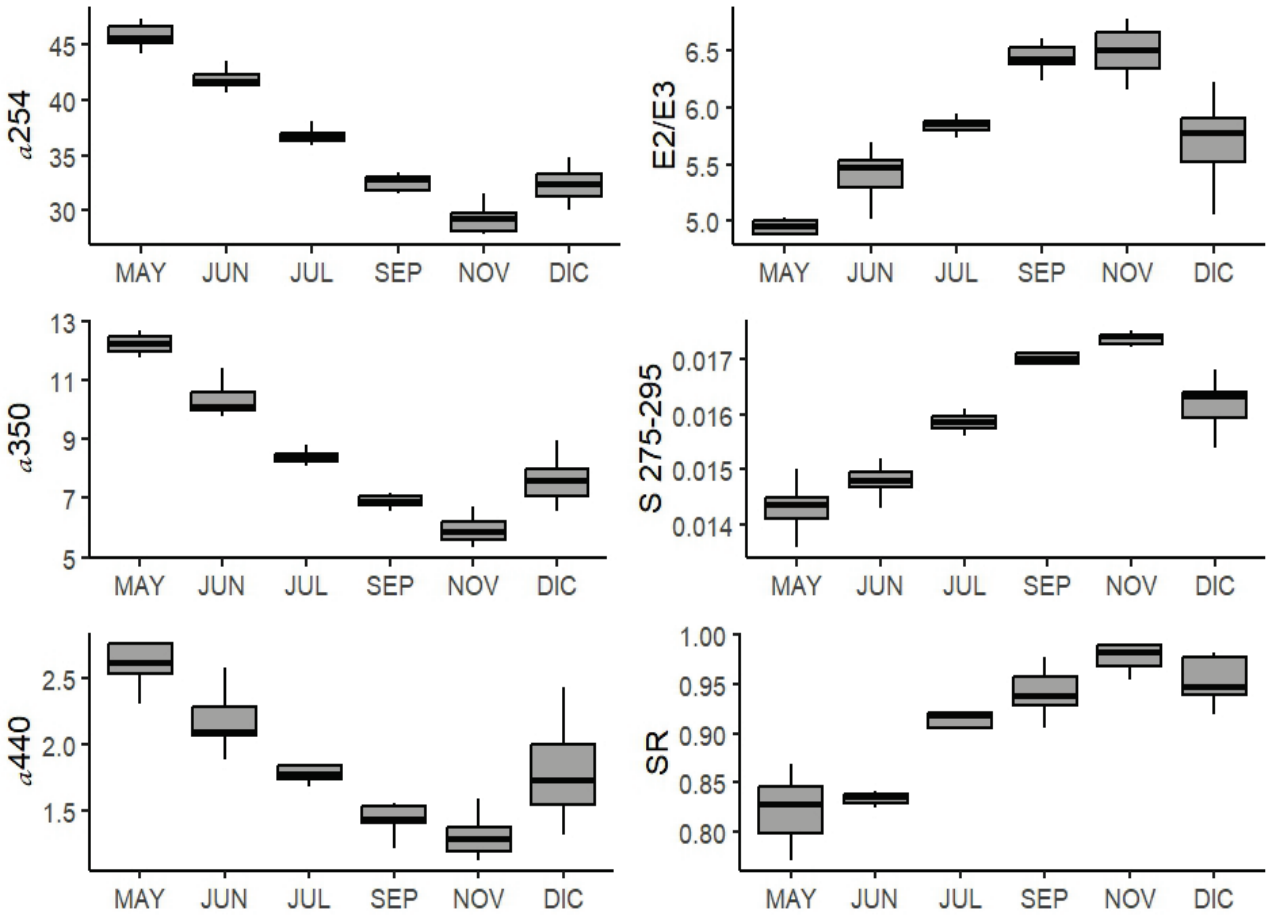


Figura 5. Variación de los índices de la MODC por mes de muestreo.

En relación con la calidad como fuente para obtención de agua potable mediante tratamiento convencional, los parámetros evaluados

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

resultaron en general aceptables, tomando como referencia los estándares establecidos por la OMS, con excepción del nivel de dureza, que fue un poco más elevado. Con respecto a los niveles guía establecidos por el CAA, para la mayoría de los parámetros no se especifica un valor, pero para aquellos sí establecidos se cumplieron los máximos permitidos, inclusive el de dureza, el cual es menos estricto en el CAA que en las guías de la OMS (Tabla 1).

Tabla 1. Media y desvío estándar de los parámetros medidos entre todas las campañas de muestreo, comparados con estándar de referencia de la OMS y del CAA para calidad del agua potable. La línea indica que no se especifica un valor límite para el parámetro.

Variable	Media±DS	WHO st	CAA
pH	7.97 ± 0.43	6.5-8.5	6.5-8.5
Temperatura °C	20.3 ± 4.8	-	-
CE µS.cm^{-1}	849.2 ± 98.3	1 400	-
ST mg.l^{-1}	559.1 ± 66.9	-	-
OD mg.l^{-1}	9.2 ± 0.6	-	-
Alcalinidad total (mg.l^{-1} of $CaCO_3$)	171.7 ± 16.5	-	-
Dureza total (mg.l^{-1} of $CaCO_3$)	148.2 ± 33.2	130	400
CO_3^{2-} mg.l^{-1}	1.2 ± 3.3	-	-
HCO_3^{2-} mg.l^{-1}	204.5 ± 10.3	-	-
Ca^{2+} mg.l^{-1}	32.1 ± 8.6	100	-
Mg^{2+} mg.l^{-1}	16.8 ± 5.5	50	-
Na^{+} mg.l^{-1}	113.8 ± 24.8	200	-
K^{+} mg.l^{-1}	7.1 ± 1.2	-	-
Cl^{-} mg.l^{-1}	98.6 ± 9.8	-	-
SO_4^{2-} mg.l^{-1}	138.1 ± 14.6	250	-
PO_4^{3-} mg.l^{-1}	0.48 ± 0.10	-	-
NO_3^{-} mg.l^{-1}	9.4 ± 2.3	50	45

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

Respecto a la aptitud para el riego, las muestras se clasificaron en la categoría C3-S1 del diagrama de Wilcox (Figura 6). Esto significa que, aunque no representó un riesgo de alcalinización importante, debido a los valores de CE, la calidad del agua sí representó un riesgo alto de salinización para los suelos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

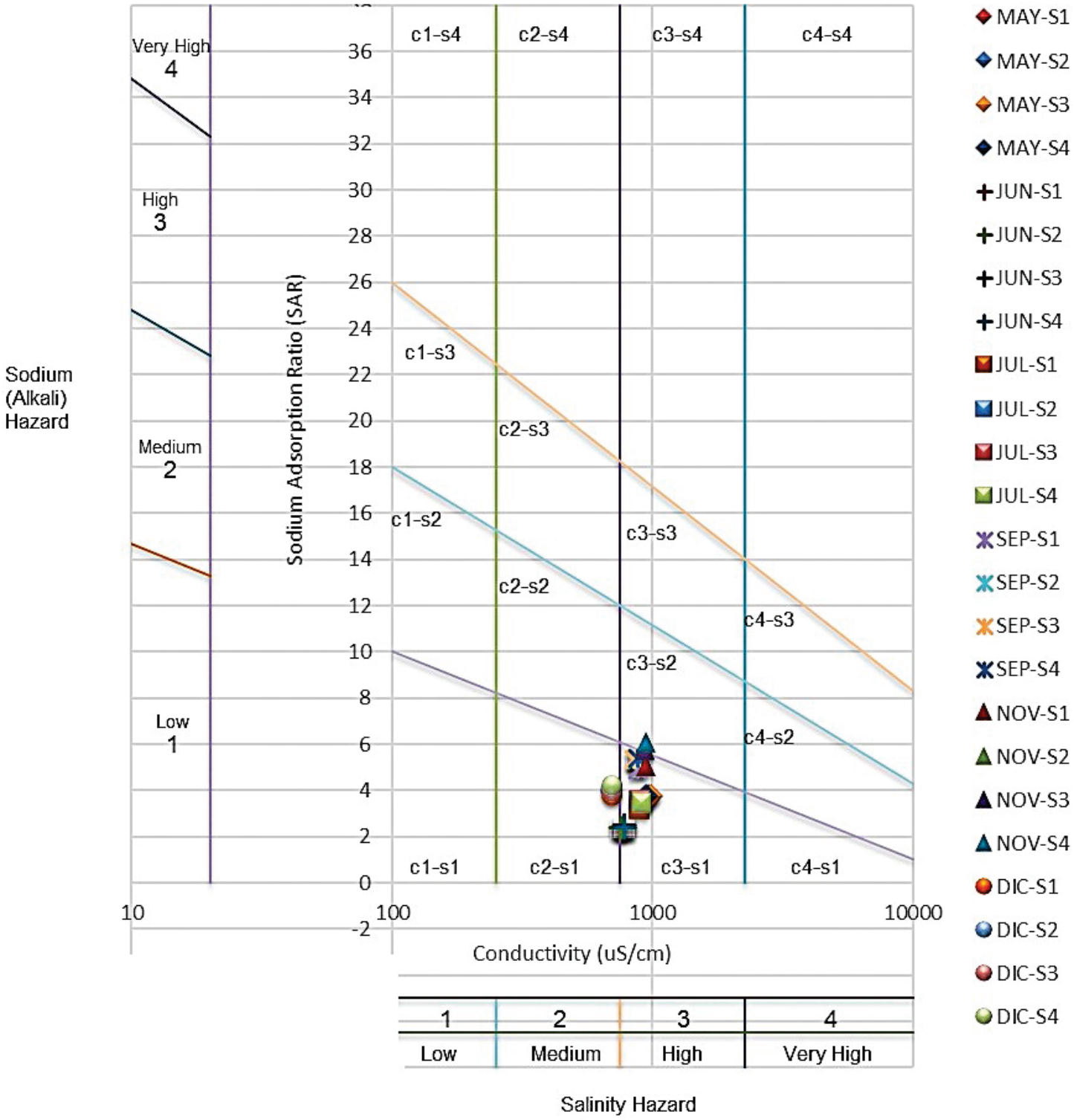


Figura 6. Diagrama de Wilcox. Los valores graficados corresponden a cada sitio por mes de muestreo.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

Discusión

Caracterización iónica

El pH, la CE y los iones mayoritarios del agua son parámetros fuertemente ligados con la composición mineralógica de la cuenca de captación.

En el tramo superior de la cuenca Salí-Dulce se distinguen dos grupos geológicos principales: a) un basamento de rocas metamórficas con presencia de esquistos, pizarras y gneises; en combinación con rocas graníticas, y b) una cobertura de rocas sedimentarias, entre las que se encuentran areniscas, limolitas y lutitas, calizas producto de intrusiones marinas, y materiales de origen evaporítico, entre las que se destacan la halita y el yeso (Georgieff *et al*., 2014). De acuerdo con los estudios llevados a cabo por Fernández-Turiel *et al*. (2003), la influencia de la litología sobre la química de las aguas superficiales en esta región, antes del embalse Río Hondo que vierte sus aguas al Río Dulce, se diferencia en tres grandes subcuencas con características mineralógicas particulares: a) la subcuenca norte y centro-oriental, donde dominan formaciones evaporíticas yesíferas con gran contenido salino, que por procesos de disolución aportan concentraciones elevadas de Na^+, Cl^-, Ca^{2+}, Mg^{2+} y SO_4^{2-}; b) la subcuenca central, donde predomina la influencia del basamento metamórfico y granítico, y por lo tanto se observa la menor mineralización de las aguas con respecto al resto de la cuenca; y c) la subcuenca sur, donde vuelve a predominar la influencia de la cubierta sedimentaria, aunque con ausencia de materiales evaporíticos, que también aporta contenidos elevados de Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^+, HCO_3^-, SO_4^{2-} y Cl^-. Otros autores también atribuyen la presencia elevada de iones Mg^{2+}

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

y K^+ a la disolución de rocas evaporíticas y de silicatos ferromagnesianos (D'urso *et al*., 2007; Martín & Palazzo, 2009; Martínez-De-Marco *et al*., 2007). Estudios geológicos e hidroquímicos en el río Salí muestran que en condiciones básicas predomina el equilibrio de disolución de calcita y yeso, lo que también favorece el aumento de las concentraciones de SO_4^{2-}, Ca^{2+} y HCO_3^- (Rolandi *et al*., 2011). El orden de abundancia iónica hallado está en concordancia con lo reportado en dichos estudios, donde HCO_3^- - SO_4^{2-} son aniones dominantes y Na^+ - Ca^{2+} son cationes principales.

En relación con los nutrientes principales, se registraron valores muy elevados. En el marco de proyectos que impulsan el establecimiento de niveles guía ambientales de calidad de aguas, las compilaciones de datos realizadas a partir de monitoreos en las cuencas fluviales más relevantes de Argentina indican que los ríos contienen entre 0.75 y 4.8 mg/l de NO^{3-}. Un valor de 5 mg/l de NO^{3-} se considera un nivel aceptable para aguas superficiales no contaminadas en la región (Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación, 2003). En términos de monitoreo ambiental, niveles de NO^{3-} que superan los 20 mg/l indican contaminación relacionada sobre todo con efluentes de origen humano y animal, o escorrentía de fertilizantes y otros insumos químicos de uso agronómico (Chapman, 1996). Las concentraciones de NO^{3-} en el Río Dulce, con medias por muestreo entre los 6 y 12 mg/l, mostraron valores superiores a los esperados para aguas superficiales libres de contaminación, lo cual puede atribuirse a la contaminación de la cuenca. Respecto al fósforo (P), según Chapman (1996), en la mayoría de las aguas superficiales naturales se encontraría de 0.005 a 0.02 mg/l de P total. Los criterios de referencia de estado trófico (Caspers, 1982) establecen que niveles superiores a 0.1 mg/l de P total indican estado hipertrófico en los cuerpos de agua, y este estudio encuentra valores de 0.156 mg/l de P, habiendo

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

medido solo el fósforo reactivo soluble. Se puede observar que es un valor muy elevado, y considerando que representa solamente la fracción soluble disponible, el contenido total de fósforo en el sistema podría ser mucho mayor. La deforestación, la producción agrícola intensiva de soja, caña de azúcar y cítricos, y el riego con aguas residuales no tratadas en el área de captación promueven una escorrentía superficial muy contaminada. Los efluentes de las principales actividades productivas del área, que son las industrias de la caña de azúcar, citrícolas, plantas procesadoras de productos cárnicos y papeleras, tienen un alto contenido de materia orgánica, nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio, cloruros y microorganismos (Defensoría del Pueblo de Santiago del Estero y Defensoría del Pueblo de la Nación, 2017). En relación con los aportes de origen antrópico, Fernández-Turiel *et al*. (2003) identifican principalmente los incrementos de K y P en sitios de muestreo localizados aguas abajo de los núcleos urbanos e industriales.

El Río Dulce depende totalmente de las descargas del Embalse Río Hondo para mantener su caudal activo, pues no tiene otros afluentes aguas abajo. Por lo tanto, su composición iónica se debe principalmente a los aportes tanto de origen geológico como antrópico mencionados en el área de captación. Su posición como receptor en el tramo medio-inferior de la cuenca, y la circulación a través de las unidades geológicas descritas dan lugar a aguas claramente más evolucionadas, como se expresa en el diagrama de Piper. La tendencia al incremento de la conductividad y la concentración iónica en los tramos inferiores de las cuencas es un fenómeno conocido (Toro *et al*., 2002). La composición iónica que posiciona a las aguas como sulfatadas-cloruradas sódicas es coincidente con la observada en otros sistemas fluviales de la región tipificados, como ríos de llanura en la gran ecorregión del Chaco

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

Semiárido (Pero *et al*., 2020). En relación con la derivación de agua, se ha reportado que del caudal que baja por el Río Dulce desde el Embalse Río Hondo hasta un 80 % puede llegar a ser destinado para riego (Leiva *et al*., 2021; Leiva *et al*., 2022). Hubo autores que plantearon la posibilidad de que la calidad fisicoquímica del agua pueda verse eventualmente afectada por las reducciones de caudal debido a usos como la irrigación (Dewson *et al*., 2007a). Se argumenta que volúmenes menores pueden cambiar de temperatura más rápido, generar menor dilución, menor renovación de agua, y estas condiciones pueden afectar la concentración de iones y nutrientes, el contenido de oxígeno disuelto y las tasas de descomposición de la materia orgánica. Rolls *et al*. (2012) también plantean que la reducción de los volúmenes de agua repercute en la concentración de solutos, la regulación térmica y la velocidad de la corriente, aumentando la conductividad eléctrica, la temperatura del agua y reduciendo el oxígeno. Sin embargo, los autores mencionados reconocen que hay escasos estudios que cuantifiquen de forma sistemática los cambios en la química del agua asociados en exclusiva con la reducción de caudal. Es conocido que los grandes embalses cambian la profundidad de la columna de agua y la velocidad de la corriente, aumentando los tiempos de residencia y promoviendo la estratificación térmica, y que todos estos factores tienen una fuerte influencia en los procesos hidroquímicos (Winton *et al*., 2019; Zarfl *et al*., 2015). En cambio, los efectos de los azudes de derivación sobre los parámetros físico-químicos son más complejos de predecir debido a que dependen en gran medida de las características locales, del régimen natural de caudales y del manejo hidrológico particular (Rolls & Bond, 2017). Los Quiroga es un azud que no tiene ningún mecanismo que obstaculice la descarga sobre el vertedero y su altura no supera la elevación natural del

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

canal fluvial. Por lo tanto, la estructura facilita la derivación del agua, pero sin retenerla, produciendo una corriente continua hacia los canales de riego; mientras que el excedente escurre por encima del azud que atraviesa el lecho del río. En este estudio se pudo documentar que la composición química del agua, al menos en relación con los parámetros medidos, no se vio alterada por la derivación hacia el sistema de riego. Sin embargo, debe señalarse que la estabilidad observada en la composición química del agua no necesariamente implica ausencia de impactos. Diversos estudios demuestran que estructuras de derivación y azudes pueden inducir cambios en la dinámica de sedimentos y en parámetros físicos, como la forma y el ancho húmedo del cauce (Csiki & Rhoads, 2010), al igual que en la distribución y disponibilidad de materia orgánica particulada (Dewson *et al*., 2007b). Dichos efectos suelen manifestarse en escalas espaciales o temporales no captadas por los parámetros fisicoquímicos básicos considerados en este trabajo, y pueden afectar la disponibilidad de hábitats, y la diversidad y estructura de las comunidades acuáticas, como es el caso de los invertebrados (Leiva *et al*., 2021; Leiva *et al*., 2022; Salmaso *et al*., 2017).

La variabilidad temporal —observada en los importantes cambios que tuvieron los valores de los parámetros fisicoquímicos entre los diferentes muestreos— es una expresión típica de los ríos de regiones semiáridas, donde el caudal y los factores climáticos son muy fluctuantes en el año (Ansari *et al*., 2019; Cao *et al*., 2016; Yang *et al*., 2018). Se pudo observar que la CE y algunos iones, como el Na^{+}, K^{+}, Cl^{-}, SO_4^{2+} se incrementaron durante los periodos de menor caudal, de julio a noviembre. El OD, por su parte, mostró los mayores valores en los meses en que se registraron las temperaturas más bajas. El régimen hidrológico está intrínsecamente relacionado con la variabilidad climática, y las tasas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

de meteorización y disolución de minerales se incrementan con el mayor volumen de precipitación y con la temperatura. El ingreso de aguas de deshielo y de las precipitaciones durante el periodo húmedo favorece la dilución de los iones mayoritarios. Estos fenómenos de variabilidad estacional se expresan claramente en la cuenca del Salí, donde los eventos de deshielo y precipitación estivales inducen una mayor dilución, que se traduce en un menor valor de la conductividad; mientras que los iones causantes de elevada salinidad muestran tendencia a incrementarse, como se evidencia en el diagrama de Piper.

Caracterización de la MOD

Como ya se ha mencionado, el clima de la región que un sistema fluvial atraviesa y la hidrología juegan un papel preponderante en la hidroquímica del mismo. Del mismo modo, la dinámica temporal de la MOD en los ríos se rige por el ciclo hidrológico, particularmente en relación con la estacionalidad del régimen de caudales, que tiene un efecto sustancial en la cantidad y calidad de la MOD acuática (Butturini *et al*., 2016; Jiang *et al*., 2018). Durante las inundaciones, la MO aumenta como producto de grandes cantidades de aportes terrígenos de escorrentía (suelos, material vegetal); mientras que durante las sequías o los periodos de caudales bajos, la concentración de MO aumenta sobre todo por la caída de materia orgánica en el lecho (hojarasca, hojas, ramas) y como producto de la producción primaria (Hein *et al*., 2003).

En este trabajo se observaron altos valores de los índices indicativos de una huella fuertemente alóctona en la MOD al inicio de las campañas de muestreo, consistente con el periodo de crecida de los ríos de la región, que se da en los primeros meses del año. Las fuertes lluvias del verano

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

movilizan grandes cantidades de restos vegetales y suelos del área de captación de la cuenca que ingresan por arrastre al sistema fluvial. El coeficiente a254 elevado se asocia con la alta aromaticidad de la MOD (Weishaar *et al*., 2003), ya que en dicha longitud de onda los compuestos aromáticos absorben fuertemente la luz UV. La aromaticidad se refiere a la cantidad relativa de C que está presente en forma de anillos bencénicos y compuestos relacionados. Los restos de plantas vasculares poseen abundancia de taninos y polifenoles, mientras que los suelos ricos en materia orgánica aportan huminas, compuestos de alto peso molecular, insolubles en agua y de lenta degradación. Una vez ingresada al ecosistema acuático, esta materia orgánica recalcitrante comienza a ser degradada lentamente por efecto de la radiación y de la actividad microbiana; entonces se puede ver una evolución hacia compuestos más simples, que se evidencian en el decrecimiento del índice de aromaticidad a254. Del mismo modo, el a350, indicativo de la presencia de lignina, está proporcionalmente relacionado con la abundancia de restos frescos de plantas vasculares al inicio del año y disminuye a medida que estos materiales son degradados. El a440, por su parte, representa la fracción coloreada de la MOD y está fuertemente asociado con la fracción que contiene ácidos húmicos y fúlvicos, los cuales pueden dar color de amarillo a amarronado al agua.

En contraposición con los índices espectrales, el incremento progresivo de $S_{275-295}$, E2:E3 y SR refleja procesos de transformación de la MODC. Los compuestos de alto peso molecular absorben más longitudes de onda mayores, y cuando se degradan dan lugar a moléculas de menor peso molecular, que presentan absorbancia de longitudes de onda menores. Por lo tanto, a medida que estas moléculas más pequeñas aumentan en el sistema, la pendiente espectral

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

$S_{275-295}$ se incrementa. Del mismo modo, la relación E2:E3, que es el cociente entre la absorbancia a 250 nm y la absorbancia a 350 nm, da medida indirecta del peso molecular promedio y el grado de aromaticidad. Un E2:E3 alto indica que hay mayor absorbancia en el UV corto, lo que implica una elevada proporción de materiales que ya fueron foto o biodegradados. La SR es la relación entre la pendiente S275-295, más sensible a compuestos de bajo peso molecular, y S350-400, que representa compuestos de alto peso molecular; por lo tanto, un valor más elevado indica menor peso molecular promedio en la MOD.

Observando el comportamiento de los índices evaluados, se puede inferir una clara estacionalidad de la MODC en el sistema fluvial, que muestra señales de aportes terrígenos en las primeras campañas de muestreo, y cambia hacia una MODC de origen más interno a lo largo de los meses de caudal estable. Esta transformación de la MO es producto de procesos naturales que ocurren en el ecosistema acuático, sobre todo la degradación por radiación solar (Hu *et al*., 2022) y la actividad microbiana (Fasching *et al*., 2014). Se ha postulado que dichos procesos se incrementan durante los meses con alta insolación y de caudales estables, pues el agua permanece más tiempo expuesta a la luz, lo que favorece la fotooxidación; y que las comunidades microbianas acuáticas son más eficientes para degradar compuestos carbonosos que las del suelo, lo que favorece una rápida degradación de la MO de origen terrestre que ingresa a los sistemas fluviales (Zhao *et al*., 2021). Tales resultados son consistentes con investigaciones realizadas en otros sistemas fluviales de Argentina, como los estudios de García *et al*. (2019) para arroyos de la región pampeana y patagónica, así como las investigaciones de Messetta *et al*. (2018) sobre la dinámica de la MODC sobre el ciclo hidrológico en arroyos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

En cuanto a otros parámetros de calidad del agua evaluados, se observa una correspondencia entre el comportamiento de los índices de la MODC, el OD y los nutrientes medidos, en este caso como NO^{3-} y PO_4^{2+}. Al respecto, está demostrado que los contenidos de nitrógeno y fósforo presentan correlaciones significativamente positivas con los índices a254 y a355, pues los nutrientes ingresan de forma masiva al sistema fluvial durante las crecidas asociados con las fracciones orgánicas del suelo y de material vegetal (Garcia *et al*., 2015; Zhao, 2023). Esta relación empírica permite utilizar los índices de la MODC como indicadores de estado trófico de los ecosistemas acuáticos (Niu *et al*., 2014). Por otra parte, sobre el contenido de OD, la MODC influye a través de los procesos de actividad biológica que implican demanda de oxígeno (DBO y DQO). Se espera que ante la presencia de MO para degradar haya un mayor consumo y por lo tanto disminución del OD (Brailsford *et al*., 2021). Sin embargo, se observa correlación positiva entre el incremento de OD y los índices que indican degradación de la MOD ($S_{275-295}$, E2:E3 y SR), lo cual no se ha podido explicar a la luz de los resultados obtenidos en este estudio. No se cuenta con datos que permitan establecer si hay suficiente productividad primaria para compensar el gasto de OD producido por respiración microbiana. Respecto a la materia orgánica, en estudios previos se ha determinado una media de 5.6 ± 7.2 mg/l de DBO5, lo cual indica que las cargas orgánicas no serían significativas para el contenido de OD (Leiva *et al*., 2021). Como otra posibilidad, se considera que el incremento de OD en los meses fríos se relacione con la aireación, generada por la corriente, que para el río presenta una velocidad media aproximada de 0.6 ± 0.4 m/s y en combinación con la disminución de las temperaturas durante la época de caudales más estables, que coincide con el invierno, puede estar favoreciendo el incremento en el OD.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

Proyecciones

El relevamiento sistematizado y periódico de la calidad de las aguas continentales resulta indispensable si se pretende contar con las líneas de base necesarias para implementar, y ajustar herramientas de monitoreo y de protección ambiental (Cirelli & Volpedo, 2020; Menone *et al*., 2022). Tal como se ha mencionado, los antecedentes para la cuenca hidrográfica ponen el foco en el sector correspondiente al área de aporte, habiendo sido casi nula hasta el momento la atención a la calidad de agua del tramo medio representado sobre todo por el río Dulce; en este sentido, se ha aportado hasta aquí una aproximación preliminar. Se plantean a continuación algunas consideraciones para tener en cuenta si se desean ampliar los estudios sobre la calidad de aguas de este sistema fluvial.

Como aspectos centrales se debe contemplar, necesariamente, la variabilidad estacional y espacial. El efecto de la variación de caudales y temperaturas sobre el quimismo de las aguas podría permitir identificar una secuencia de fases en el sistema fluvial, tal como se ha observado en otras cuencas con pulso estacional (Sánchez-Montoya *et al*., 2012; Vidal-Abarca *et al*., 2000). Asimismo, a la variabilidad intraanual se sumaría la ocurrencia cíclica de años más húmedos y más secos que la media, los cuales tienen un marcado efecto sobre la dinámica hidrológica del río Dulce (Prieto-Villarroya & Farias, 2017). Por lo tanto, un monitoreo continuo a lo largo de los años permitiría comprender con más claridad el funcionamiento hidroquímico del sistema fluvial y las implicancias para la gestión de su calidad de aguas.

En cuanto a la variabilidad espacial, se esperaría una importante influencia de la extensión longitudinal, con una evolución de la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

mineralización y el incremento de la conductividad a lo largo del río. Es probable que el embalse Río Hondo provoque un efecto de homogeneización de los diferentes aportes derivados de los afluentes en la cuenca de captación. Posteriormente, el río Dulce no presenta aportes superficiales significativos en su recorrido por el territorio de Santiago del Estero sino hasta llegar a los Bañados del Río Dulce, área que recibe también la contribución hipersalina del río Saladillo, el cual desagua la formación de la Salinas de Ambargasta, ubicada a su oeste (Gallego, 2012). Es de esperarse, por lo tanto, que la mayor variabilidad esté influenciada por el recorrido de las aguas a través de los diferentes sustratos presentes en el gradiente longitudinal, con influencia de aportes antrópicos, sobre todo en los tramos urbanizados.

También cabe destacar el interés que revisten este tipo de estudios para la gestión de uso de los recursos hídricos. Los suelos destinados a producción agrícola en la provincia de Santiago del Estero se caracterizan como salinos, con una reacción alcalina moderada, y alto contenido de sulfatos y cloruro sódico (Galizzi *et al*., 1998). La práctica de riego predominante es por manto o inundación del área a regar, y estudios específicos sobre el tema han diagnosticado manejos inadecuados como el sobrerriego y la falta de drenaje correcto (Angella *et al*., 2016). En este contexto, el marcado incremento de los iones Na^+ y Cl^- en los meses de menor caudal puede representar un riesgo importante de salinización. El monitoreo a largo plazo de la calidad del agua del río Dulce, con datos sistematizados y de acceso público, por lo tanto, también podría aportar al sistema productivo información necesaria para prevenir el potencial deterioro de los suelos agrícolas de la región. En términos del recurso como fuente de agua para consumo humano, sería deseable sostener un plan de monitoreo a largo plazo, en el cual, además de los parámetros

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

relevados en este estudio, se analicen también contaminantes asociados con las actividades y procesos industriales comunes en la cuenca, como agroquímicos y metales. Considerando que para cumplir en su totalidad los requerimientos como agua de consumo, resulta necesario implementar el tratamiento adecuado; además, el monitoreo de la calidad de agua del río debe mantener un estricto monitoreo del producto final. De este modo se podrá garantizar el cumplimiento de los niveles guía en todos los parámetros y, en caso de ser necesario, ajustar el proceso de tratamiento para lograr el nivel de calidad para agua potable.

En relación con la MOD, sería valioso incorporar análisis que permitan confirmar la relación entre los eventos hidrológicos y la variación del caudal con la MODC; incluir mediciones de carbono orgánico disuelto (DOC) que permitan una caracterización más acertada de la MOD, su origen y reactividad; analizar la composición molecular mediante espectroscopía de fluorescencia utilizando matrices de excitación-emisión (EEM) y reconocimiento de componentes de la MOD mediante análisis PARAFAC; por último, desarrollar modelos experimentales que permitan dilucidar las relaciones entre los parámetros de calidad del agua (incluyendo variables no medidas en este estudio, en especial aquellas relacionadas con los procesos de degradación de materia orgánica y productividad primaria, como DBO, DQO, clorofila) y la dinámica de la MOD.

Conclusiones

Este estudio permitió hacer una caracterización hidroquímica de las aguas del río Dulce, considerando una ventana de variabilidad temporal que abarcó principalmente los caudales más estables del sistema hídrico. Los

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

análisis evidenciaron la impronta mineralógica de la cuenca de captación, con aguas de carácter alcalino y muy mineralizadas, que registraron también cierta influencia de las actividades antrópicas en la cuenca. Se observó una marcada variabilidad temporal sobre la calidad de aguas y un incremento, en la estación seca, del riesgo de salinización de los suelos por utilización de las aguas para riego agrícola debido a la alta conductividad registrada. El análisis de la MODC muestra una clara transición desde aportes terrestres dominantes en los primeros meses del año hacia formas más procesadas durante el periodo de aguas bajas. Esta dinámica es consistente con el régimen hidrológico regional y refleja los procesos de degradación típicos de la MO en los ecosistemas acuáticos. El estudio aporta los primeros datos documentados de caracterización iónica y de caracterización óptica de la MODC para el Río Dulce, y proporciona una base valiosa para referencia de futuros estudios, así como de interés para la implementación de un sistema de monitoreo de la calidad del agua de este sistema fluvial.

Financiamiento

Este estudio fue posible gracias al financiamiento del Consejo de Investigaciones Científicas y Técnicas de la Universidad Nacional de Santiago del Estero (CICyT UNSE), Argentina, a través de los proyectos PI-UNSE 23/B148 2017- 2021, PI-UNSE 23/C147 2017-2020 y PI-UNSE 23/C149 2019-2020. Las actividades de investigación de la primera y segunda autoras, respectivamente, estuvieron respaldadas también por una beca posdoctoral del Conicet y una beca Estímulo a las Vocaciones Científicas del Consejo Interuniversitario Nacional de Argentina (Becas EVC-CIN). El equipamiento y vehículos utilizados forman parte del capital científico-tecnológico de las Facultades de Ciencias Forestales (FCF

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 01-54. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-01

UNSE), de Ciencias Exactas y Tecnologías (FCEyT UNSE), y del Centro de Investigación en Biofísica Aplicada y Alimentos (CIBAAL UNSE-CONICET).

Declaración de conflictos de interés

Los autores declaran que no existen conflictos de interés.

Declaración de uso de IA

No se utilizaron herramientas de IA.

Referencias

Angella, G., Vila, M. G., López, J. M., Barraza, G., Salgado, R., Angueira, S. P., Tomsic, P., & Fereres, E. (2016). Quantifying yield and water productivity gaps in an irrigation district under rotational delivery schedule. *Irrigation Science*, *34*(1), 71-83. https://doi.org/10.1007/s00271-015-0486-0

Ansari, Z., Ahmad, S., & Khan, Mohd. A. (2019). Seasonal variations of streams hydrochemistry and relationships with morphometric/landcover parameters in the Bhagirathi Watersheds, Garhwal Himalaya, India. *Journal of the Geological Society of India*, *94*(5), 493-500. https://doi.org/10.1007/s12594-019-1346-y

APHA, AWWA, & WPCF, American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Pollution Control Federation. (1992). *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales* (17ª ed.). Franson, M. A. H. (ed.), Diorki (trad.). Ediciones Díaz de Santos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1985). *Water quality for agriculture* (FAO Irrigation and Drainage Paper No. 29, Rev. 1). Food and Agriculture Organization of the United Nations. https://www.fao.org/4/t0234e/T0234E00.htm#TOC

Bianchi, A. R., & Cravero, S. A. C. (2010). *Atlas climático digital de la República Argentina.* INTA Ediciones. https://repositoriosdigitales.mincyt.gob.ar/vufind/Record/INTADig_d1757967acb61defbc7cf79e33b7e3d0

Brailsford, F. L., Glanville, H. C., Marshall, M. R., Yates, C. A., Owen, A. T., Golyshin, P. N., Johnes, P. J., & Jones, D. L. (2021). Land cover and nutrient enrichment regulates low-molecular weight dissolved organic matter turnover in freshwater ecosystems. *Limnology and Oceanography*, *66*(8), 2979-2987. https://doi.org/10.1002/lno.11852

Butturini, A., Guarch, A., Romaní, A. M., Freixa, A., Amalfitano, S., Fazi, S., & Ejarque, E. (2016). Hydrological conditions control in situ DOM retention and release along a Mediterranean river. *Water Research*, *99*, 33-45. https://doi.org/ 10.1016/j.watres.2016.04.036

Cao, Y., Tang, C., Song, X., Liu, C., & Zhang, Y. (2016). Identifying the hydrochemical characteristics of rivers and groundwater by multivariate statistical analysis in the Sanjiang Plain, China. *Applied Water Science*, *6*(2), 169-178. https://doi.org/10.1007/s13201-014-0215-5

Caspers, H. (1982). *Eutrophication of waters: Monitoring, assessment and control.* OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. https://oceanrep.geomar.de/id/eprint/37417/

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Chapman, D. (1996). *Water quality assessments: A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring* (2nd ed.). E & FN Spon, on behalf of the World Health Organization. https://www.researchgate.net/publication/356548398_Water_Quality_Assessments_A_guide_to_the_use_of_biota_sediments_and_water_in_environmental_monitoring#fullTextFileContent

Cirelli, A. F., & Volpedo, A. (2020). Indicadores físico-químicos: ¿qué, cómo y cuánto reflejan la calidad del agua? En: Domínguez, E., Giorgi, A., & Gómez, N. (eds.). *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: bases para el análisis de la integridad ecológica* (p. 21). Eudeba. https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/142626

Csiki, S., & Rhoads, B. L. (2010). Hydraulic and geomorphological effects of run-of-river dams. *Progress in Physical Geography*, *34*(6), 755-780. https://doi.org/10.1177/0309133310369435

Custodio, E., & Llamas, M. R. (1983). *Hidrología subterránea* (2ª ed.). Omega.

Cuthbert, I. D., & Giorgio, P. del. (1992). Toward a standard method of measuring color in freshwater. *Limnology and Oceanography*, *37*(6), 1319-1326. https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.6.1319

Dal-Molin, C. N., Fernández, D., & Escosteguy, L. D. (2003). Hoja geológica 2766-IV Concepción. Provincias de Tucumán, Catamarca y Santiago del Estero [Mapa geológico 1:250 000; Boletín 342]. *Boletín del Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR).* https://repositorio.segemar.gob.ar/handle/308849217/109

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

De Haan, H., & De Boer, T. (1987). Applicability of light absorbance and fluorescence as measures of concentration and molecular size of dissolved organic carbon in humic Lake Tjeukemeer. *Water Research*, *21*(6), 731-734. https://doi.org/10.1016/0043-1354(87)90086-8

Defensoría del Pueblo de Santiago del Estero y Defensoría del Pueblo de la Nación. (2017). *Cuenca del río Salí-Dulce: la calidad de aguas de los ríos que desaguan en el embalse de Río Hondo*. EUDEBA. https://dpn.gob.ar/documentos/II_201700002.pdf

Dewson, Z. S., James, A. B. W., & Death, R. G. (2007a). A review of the consequences of decreased flow for instream habitat and macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, *26*(3), 401-415. https://doi.org/10.1899/06-110.1

Dewson, Z. S., James, A., & Death, R. (2007b). Stream ecosystem functioning under reduced flow. *Ecological Applications*, *17*(6), 1797-1808. https://doi.org/10.1890/06-1901.1

Dobbs, R. A., Wise, R. H., & Dean, R. B. (1972). The use of ultra-violet absorbance for monitoring the total organic carbon content of water and wastewater. *Water Research*, *6*(10), 1173-1180. https://doi.org/10.1016/0043-1354(72)90017-6

Domínguez, E., Giorgi, A., & Gómez, N. (eds.). (2020). *La bioindicación en el monitoreo y evaluación de los sistemas fluviales de la Argentina: bases para el análisis de la integridad ecológica*. EUDEBA. https://remaqua.conicet.gov.ar/download/libro/La-Bioindicacion-en-el-monitoreo-y-evaluacion-de-los-sistemas-fluviales-de-la-Argentina_compressed.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

D'urso, C., Rodríguez, G., Sales, A., & Rodríguez, M. (2007). Hidroquímica de la cuenca del río Calera, provincia de Tucumán, República Argentina / Hydrochemistry of the Calera river basin, province of Tucumán, Argentina. *Estudios Geológicos*, *63*(1), 53-63. https://doi.org/10.3989/egeol.07631189

Fasching, C., Behounek, B., Singer, G. A., & Battin, T. J. (2014). Microbial degradation of terrigenous dissolved organic matter and potential consequences for carbon cycling in brown-water streams. *Scientific Reports*, *4*(1), 4981. https://doi.org/10.1038/srep04981

Fernández, D. S., & Hidalgo, M. del V. (2011). Análisis geoquímico ambiental de la Cuenca del río Lules mediante el uso de muestras de sedimentos de corriente. En: Fernández, H. R. & Barber, H. (eds.). *La cuenca del río Lules: una aproximación multidisciplinaria a su complejidad* (pp. 33-46). Editorial de la Universidad Nacional de Tucumán (EDUNT).

Fernández-Turiel, J., Pérez-Miranda, C., Almada, G., Medina, M., Riviere, C., & Gordillo, M. (2003). Surface-water quality for the Salí River watershed in NW Argentina. *Environmental Geology*, *43*(8), 941-949. https://doi.org/10.1007/s00254-002-0716-7

Fichot, C. G., & Benner, R. (2012). The spectral slope coefficient of chromophoric dissolved organic matter ($S_{275-295}$) as a tracer of terrigenous dissolved organic carbon in river-influenced ocean margins. *Limnology and Oceanography*, *57*(5), 1453-1466. https://doi.org/10.4319/lo.2012.57.5.1453

Galizzi, F. A., Angueira, C., & Prieto, D. (1998). Suelos de la planta piloto de drenaje del INTA Santiago del Estero. *Quebracho*, *7*, 52-60. https://fcf.unse.edu.ar/archivos/quebracho/q7_09.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Gallego, A. (2012). *Santiago del Estero y el agua: crónica de una relación controvertida.* Editorial Lucrecia.

García, R. D. (2019). La materia orgánica disuelta en los ambientes dulceacuícolas: efectos en los ecosistemas, transferencia y transformación. *Química Viva*, *18*(1), E0142. http://www.quimicaviva.qb.fcen.uba.ar/articulo.php?id=300

García, R. D., Messetta, M. L., Feijoó, C., & García, P. E. (2019). Assessment of variations in dissolved organic matter in contrasting streams in the Pampas and Patagonian regions (Argentina). *Marine and Freshwater Research*, *70*(5), 698. https://doi.org/10.1071/MF18156

Garcia, R. D., Reissig, M., Queimaliños, C. P., Garcia, P. E., & Dieguez, M. C. (2015). Climate-driven terrestrial inputs in ultraoligotrophic mountain streams of Andean Patagonia revealed through chromophoric and fluorescent dissolved organic matter. *Science of the Total Environment*, *521-522*, 280-292. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.102

Georgieff, S., Ibáñez, L., Vides, M., Anis, K., & Nieva, S. (2014). Paleógeno y Neógeno de Tucumán: estratigrafía y paleoambientes sedimentarios. En: *Geología de Tucumán* (pp. 106-123). Colegio de Graduados en Ciencias Geológicas de Tucumán. https://www.researchgate.net/publication/270817363_Paleogeno_y_Neogeno_de_Tucuman_estratigrafia_y_paleoambientes_sedimentarios#fullTextFileContent

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

González, O. E., Viruel, M. E., Mon, R., Tchilinguirian, P., & Barber, E. (2000). *Hoja geológica 2766-II San Miguel de Tucumán. Región norte de la provincia de Tucumán y sectores adyacentes* [Mapa geológico 1:250 000; Boletín 245]. Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR). https://repositorio.segemar.gov.ar/308849217/1806

Green, S. A., & Blough, N. V. (1994). Optical absorption and fluorescence properties of chromophoric dissolved organic matter in natural waters. *Limnology and Oceanography*, *39*(8), 1903-1916. https://doi.org/10.4319/lo.1994.39.8.1903

Hein, T., Baranyi, C., Herndl, G. J., Wanek, W., & Schiemer, F. (2003). Allochthonous and autochthonous particulate organic matter in floodplains of the River Danube: The importance of hydrological connectivity. *Freshwater Biology*, *48*(2), 220-232. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.00981.x

Helms, J. R., Stubbins, A., Ritchie, J. D., Minor, E. C., Kieber, D. J., & Mopper, K. (2008). Absorption spectral slopes and slope ratios as indicators of molecular weight, source, and photobleaching of chromophoric dissolved organic matter. *Limnology and Oceanography*, *53*(3), 955-969. https://doi.org/10.4319/lo.2008.53.3.0955

Hernández, M., Fernández, D., Hernando, I., & Azcurra, D. (2025). *Hoja geológica 2763-III Santiago del Estero. Provincia de Santiago del Estero* [Mapa geológico 1:250 000; Boletín 459]. Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR). https://repositorio.segemar.gov.ar/handle/308849217/4862

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Hu, B., Wang, P., Wang, C., & Bao, T. (2022). Photogeochemistry of particulate organic matter in aquatic systems: A review. *Science of the Total Environment*, *806*(Pt 3), 150467. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150467

Jiang, T., Wang, D., Wei, S., Yan, J., Liang, J., Chen, X., Liu, J., Wang, Q., Lu, S., Gao, J., Li, L., Guo, N., & Zhao, Z. (2018). Influences of the alternation of wet-dry periods on the variability of chromophoric dissolved organic matter in the water level fluctuation zone of the Three Gorges Reservoir area, China. *Science of the Total Environment*, *636*, 249-259. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.262

Leiva, M., Marchese, M., & Diodato, L. (2021). Structure, distribution patterns and ecological responses to hydrological changes in benthic macroinvertebrate assemblages in a regulated semi-arid river: Baseline for biomonitoring studies. *Marine and Freshwater Research*, *72*(2), 200. https://doi.org/10.1071/MF19283

Leiva, M., Marchese, M., Lorenz, G., & Diodato, L. (2022). Functional diversity of benthic macroinvertebrates regarding hydrological and land use disturbances in a heavily impaired lowland river. *Limnologica*, *92*, 125940. https://doi.org/10.1016/j.limno.2021.125940

Martín, A. P. P., & Palazzo, R. (2009). Contaminación natural por sulfatos en el sistema multiacuífero de la ciudad de Santiago del Estero, Argentina. *Boletín Geológico y Minero*, *120*(4), 563-582. https://doi.org/10.21701/bolgeomin.120.4.005

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Martínez-De-Marco, S. N., Tracanna, B. C., Barrionuevo, M. A., Navarro, M. G., Meoni, G. S., & Chaile, A. P. (2007). Fluctuaciones de las variables físicas y químicas de los ríos Salí, Vipos y Tapia (Tucumán, Argentina). *Lilloa*, *44*(1-2), 19-38. https://www.lillo.org.ar/respaldos/journals-202108/journals/index.php/lilloa/article/view/629

McKnight, D. M., Boyer, E. W., Westerhoff, P. K., Doran, P. T., Kulbe, T., & Andersen, D. T. (2001). Spectrofluorometric characterization of dissolved organic matter for indication of precursor organic material and aromaticity. *Limnology and Oceanography*, *46*(1), 38-48. https://doi.org/10.4319/lo.2001.46.1.0038

Menone, M. L., Iturburu, F. G., Demetrio, P. M., Venturino, A., Pedrozo, F. L., Temporetti, P. F., Rodríguez, A., Amé, M. V., Quaini, K. P., & Collins, P. A. (2022). Calidad del agua y niveles guía para la protección de la biodiversidad acuática. Interacción entre ciencia y gestión. *Ecología Austral*, *32*(1-bis), 245-257. https://doi.org/10.25260/EA.22.32.1.1.1722

Messetta, M. L., Hegoburu, C., Casas-Ruiz, J. P., Butturini, A., & Feijoó, C. (2018). Characterization and qualitative changes in DOM chemical characteristics related to hydrologic conditions in a Pampean stream. *Hydrobiologia*, *808*(1), 201-217. https://doi.org/10.1007/s10750-017-3422-x

Meybeck, M. (2003). Global occurrence of major elements in rivers. En: Holland, H. D., & Turekian, K. K. (eds.). *Treatise on geochemistry* (pp. 207-223). Elsevier. https://doi.org/10.1016/B0-08-043751-6/05164-1

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Niu, C., Zhang, Y., Zhou, Y., Shi, K., Liu, X., & Qin, B. (2014). The potential applications of real-time monitoring of water quality in a large shallow lake (Lake Taihu, China) using a chromophoric dissolved organic matter fluorescence sensor. *Sensors*, *14*(7), 11580-11594. https://doi.org/10.3390/s140711580

Pero, E. J. I., Georgieff, S. M., Gultemirian, M. de L., Romero, F., Hankel, G. E., & Domínguez, E. (2020). Ecoregions, climate, topography, physicochemical, or a combination of all: Which criteria are the best to define river types based on abiotic variables and macroinvertebrates in neotropical rivers? *Science of the Total Environment*, *738*, 140303. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140303

Piper, A. M. (1944). A graphical procedure in the geochemical interpretation of water analyses. *Transactions of the American Geophysical Union*, *25*, 914-923. https://doi.org/10.1029/TR025i006p00914

Prieto-Villarroya, J., & Farias, H. D. (2017). Aplicabilidad de índices de alteración hidrológica en ríos regulados de Argentina. En: *Memorias del Congreso Nacional del Agua* (*CONAGUA 2017*) (pp. 425-432). Ministerio de Agua, Ambiente y Servicios Públicos de la Provincia de Córdoba.

Pucher, M., Wünsch, U., Weigelhofer, G., Murphy, K., Hein, T., & Graeber, D. (2019). staRdom: Versatile software for analyzing spectroscopic data of dissolved organic matter in R. *Water*, *11*(11), 2366. https://doi.org/10.3390/w11112366

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

R Core Team. (2023). *R: A language and environment for statistical computing* [Software]. R Foundation for Statistical Computing. https://www.r-project.org/

Reche, I., Pace, M. L., & Cole, J. J. (1999). Relationship of trophic and chemical conditions to photobleaching of dissolved organic matter in lake ecosystems. *Biogeochemistry*, *44*(3), 259-280. https://doi.org/10.1007/bf00996993

Rolandi, M. L., Galindo, M. C., Fernández, H. R., & Hidalgo, M. del V. (2011). Equilibrios de solubilidad en la cuenca media del río Lules. En: Fernández, H. R., & Barber, H. M. (eds.). *La cuenca del río Lules: una aproximación multidisciplinaria a su complejidad* (pp. 47-59). Editorial de la Universidad Nacional de Tucumán (EDUNT).

Rolls, R. J., & Bond, N. R. (2017). Environmental and ecological effects of flow alteration in surface water ecosystems. In: Horne, A. C. (ed.). *Water for the environment* (pp. 65-82). Academic Press. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803907-6.00004-8

Rolls, R. J., Leigh, C., & Sheldon, F. (2012). Mechanistic effects of low-flow hydrology on riverine ecosystems: Ecological principles and consequences of alteration. *Freshwater Science*, *31*(4), 1163-1186. https://doi.org/10.1899/12-002.1

Salmaso, F., Crosa, G., Espa, P., Gentili, G., Quadroni, S., & Zaccara, S. (2017). Benthic macroinvertebrates response to water management in a lowland river: Effects of hydro-power vs irrigation off-stream diversions. *Environmental Monitoring and Assessment*, *190*(1). https://doi.org/10.1007/s10661-017-6390-8

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Sánchez-Montoya, M. del M., Arce, M. I., Vidal-Abarca, M. R., Suárez, M. L., Prat, N., & Gómez, R. (2012). Establishing physico-chemical reference conditions in Mediterranean streams according to the European Water Framework Directive. *Water Research*, *46*(7), 2257-2269. https://doi.org/ 10.1016/j.watres.2012.01.042

Schoeller, H. (1962). *Les eaux souterraines: Hydrologie dynamique et chimique, recherche, exploitation et évaluation des ressources*. Mason et Cie.

Spencer, R. G. M., Hernes, P. J., Ruf, R., Baker, A., Dyda, R. Y., Stubbins, A., & Six, J. (2010). Temporal controls on dissolved organic matter and lignin biogeochemistry in a pristine tropical river, Democratic Republic of Congo. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, *115*(3), 3013. https://doi.org/10.1029/2009JG001180

Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación. (2003). *Desarrollos de niveles guía nacionales de calidad de agua ambiente correspondientes a nitratos y nitritos.* https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/documento69.pdf

Toro, M., Robles, S., Avilés, J., Nuño, C., Vivas, S., Bonada, N., Prat, N., Alba-Tercedor, J., Casas, J., Guerrero, C., Jáimez-Cuéllar, P., Moreno, J. L., Moyá, G., Ramon, G., Suárez, L., Vidal-Abarca, R., Álvarez, M., Pardo, I., Prat-Fornells, N.,…, & Guerrero, C. (2002). Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED: características físico-químicas. *Limnetica*, *21*(3-4), 63-75. https://doi.org/10.23818/limn.21.18

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tracanna, B. C., Seeligmann, C. T., Mirande, V., Martínez De Marco, S. N., & Isasmendi, S. C. (2014). Peri-Pampean Sierras aquatic systems in Tucumán Province. *Advances in Limnology*, *65*, 199-213. https://doi.org/10.1127/1612-166X/2014/0065-0042

United States Salinity Laboratory Staff. (1954). *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils* (Agriculture Handbook No. 60), Richards, L. A. (ed.). United States Department of Agriculture.

Vidal-Abarca, M. R., Suárez, M. L., Moreno, J. L., Gómez, R., & Sánchez, I. (2000). Hidroquímica de un río de características semiáridas (río Chicamo; Murcia). Análisis espacio-temporal. *Limnetica*, *18*(1986), 57-73.

Weishaar, J. L., Aiken, G. R., Bergamaschi, B. A., Fram, M. S., Fujii, R., & Mopper, K. (2003). Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environmental Science & Technology*, *37*(20), 4702-4708. https://doi.org/10.1021/es030360x

Winkler, L. W. (1888). Die bestimmung des im wasser gelösten sauerstoffes. *Berichte der deutschen chemischen Gesellschaft*, *21*(2), 2843-2854. https://doi.org/10.1002/cber.188802102122

Winton, R. S., Calamita, E., & Wehrli, B. (2019). Reviews and syntheses: Dams, water quality and tropical reservoir stratification. *Biogeosciences*, *16*(8), 1657-1671. https://doi.org/10.5194/bg-16-1657-2019

WHO, World Health Organization. (2017). Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first addendum. http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/28759192

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Yang, L., Zhu, G., Shi, P., Li, J., Liu, Y., Tong, H., Hu, P., Liang, F., Pan, H., Guo, H., & Zhang, Y. (2018). Spatiotemporal characteristics of hydrochemistry in Asian arid inland basin–a case study of Shiyang river basin. *Environmental Science and Pollution Research*, *25*(3), 2293-2302. https://doi.org/10.1007/s11356-017-0504-2

Zarfl, C., Lumsdon, A. E., Berlekamp, J., Tydecks, L., & Tockner, K. (2015). A global boom in hydropower dam construction. *Aquatic Sciences*, *77*(1), 161-170. https://doi.org/10.1007/s00027-014-0377-0

Zhao, M., Jacobs, L., Bouillon, S., & Govers, G. (2021). Rapid soil organic carbon decomposition in river systems: Effects of the aquatic microbial community and hydrodynamical disturbance. *Biogeosciences*, *18*(4), 1511-1523. https://doi.org/10.5194/bg-18-1511-2021

Zhao, Y. (2023). Characterization of DON sources linked with water quality for inland water bodies in the Songnen Plain of Northeast China. *Environmental Science and Pollution Research*, *30*(2), 4812-4825. https://doi.org/10.1007/s11356-022-22452-8

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

Artículos

Microplásticos en agua y sedimentos superficiales de la subcuenca Huangáscar del río Cañete, Perú

Microplastics in surface water and surface sediments of the Huangáscar sub-basin in Cañete River, Peru

Jhairo Jacay[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-8622-263X

José Iannacone[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-3699-4732

Franklin Canchari[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-2598-8583

[1]Universidad Científica del Sur, Lima, Perú, jronyjacay@gmail.com

[2]Universidad Nacional Federico Villarreal, Lima, Perú. Universidad Científica del Sur, Lima, Perú, joseiannacone@gmail.com

[3]Universidad Científica del Sur, Lima, Perú, fcanchari103@gmail.com

Autor para correspondencia: José Iannacone, joseiannacone@gmail.com

Resumen

La cuenca del río Cañete, ubicada en la región Lima en Perú, es un área de intensa actividad agrícola, principal fuente socioeconómica del valle y de alta demanda hídrica. En la subcuenca Huangáscar, esta actividad genera residuos, incluidos los plásticos, que terminan en quebradas y cuerpos de agua. Los microplásticos (MPs) son transportados por el flujo

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

de agua del río y se acumulan en los sedimentos a lo largo de su cauce. Este estudio tuvo como objetivo determinar la abundancia y características físicas predominantes de los MPs (tamaño, color y forma) en el agua y sedimentos superficiales del río Huangáscar. Se tomaron muestras en nueve sitios (SH-1 a SH-9) y se analizaron en el laboratorio. La abundancia de MPs en agua superficial presentó medianas entre 55 y 170 ítems/m³, mientras que en sedimentos superficiales variaron entre 133.33 y 800 ítems/kg de sedimento seco. No se hallaron diferencias significativas en agua; sin embargo, en sedimentos se observó una diferencia significativa entre SH-01 y SH-03. El análisis de correlación no mostró una relación entre concentraciones de MPs en agua y en sedimentos. Las características predominantes fueron las siguientes: tamaños < 1 mm (60.64 % en agua; 5.44 % en sedimentos); color azul (54.19 % en agua; 56.38 % en sedimentos); y forma de fibra (61.72 % en agua; 66.43 % en sedimentos). Se concluye que la presencia de MPs fue baja, con predominio de partículas pequeñas, azules y fibrosas tanto en agua superficial como en sedimentos.

Palabras clave: plásticos, microplásticos, análisis químico, contaminación del agua, sedimentación, agua superficial, desecho agrícola, río, cuenca fluvial, Perú.

Abstract

The Cañete River basin, located in the Lima region of Peru, is an area of intense agricultural activity, the primary socioeconomic source of the valley, and subject to high water demand. In the Huangáscar sub-basin, this activity generates waste, including plastics, which are discharged into creeks and water bodies. Microplastics (MPs) are transported by river flow

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

and accumulate in sediments along the channel. This study aimed to determine the abundance and predominant characteristics of MPs in terms of size, color, and shape in surface water and sediments of the Huangáscar River. Samples were collected from nine sites (SH-1 to SH-9) and analyzed in the laboratory. MP abundance in surface water ranged from median values of 55 to 170 items/m³, while in surface sediments it ranged from 133.33 to 800 items/kg of dry sediment. No significant differences were found in MP abundance in surface water. However, a significant difference was observed in sediments between sites SH-01 and SH-03. Correlation analysis did not show a relationship between MP concentrations in water and sediment. The predominant characteristics of MPs were sizes < 1 mm (60.64 % in water; 5.44 % in sediments); blue color (54.19 % in water; 56.38 % in sediments), and fiber shape (61.72 % in water; 66.43 % in sediments). It is concluded that MP presence in the sampling sites was low, with particles predominantly small, blue, and fibrous, both in surface water and sediments.

Keywords: plastics, microplastics, chemical analysis, water pollution, sedimentation, surface water, agricultural wastes, rivers, river basins, Peru.

Recibido: 01/08/2025

Aceptado: 22/10/2025

Publicado *ahead of print*: 21/01/2026

Versión final: 01/09/2026

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Introducción

Desde la década de 1950, la producción de plástico ha experimentado un crecimiento acelerado, pasando de 1.5 a 335 millones de toneladas en 60 años (Amelia *et al*., 2021). Se estima que para el año 2050 habrá más de 12 mil millones de toneladas de residuos plásticos en el ambiente (Kaza *et al*., 2018). A pesar de los beneficios del plástico —como durabilidad y su amplio uso comercial (Christoph *et al*., 2016)— queda depositado en el ambiente debido a su mala gestión, pues puede ser transportado por flujos de aire y agua, y en donde se fragmenta debido sobre todo a factores naturales, como la degradación fotoquímica, mecánica y biológica (Durand, 2012; Khan *et al*., 2022).

Los microplásticos (MPs), inicialmente, se definieron como desechos plásticos microscópicos de hasta 20 mm (Thompson *et al*., 2004). En la actualidad se conocen como MPs todas aquellas partículas plásticas de un tamaño entre 1 y 5 000 µm, lo que las convierte en una preocupación internacional debido a sus impactos adversos en el medio ambiente (Foley *et al*., 2018), como el incremento en la mortalidad de especies acuáticas y la alteración de su hábitat (Welden & Lusher, 2020). Según su origen, los MPs se clasifican en primarios y secundarios (Castro-García *et al*., 2021). Los MPs primarios son producidos directamente en tamaño microscópico para su uso directo, por ejemplo, aplicaciones industriales o de ingeniería, productos de cuidado personal, abrasivos cosméticos, agentes de limpieza, etcétera (Amelia *et al*., 2021; Auta *et al*., 2017). Por otro lado, los MPs secundarios se generan por la degradación de plásticos de mayor tamaño en el ambiente (Barnes *et al*., 2009; Ding *et al*., 2020). La descomposición de los plásticos depende de factores como la luz solar, temperatura y propiedades del polímero (Cole *et al*., 2011). Los MPs

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

pueden ser transportados a grandes distancias alrededor del mundo. Su presencia se ha observado en diferentes compartimentos ambientales, como el fondo marino, la cima del monte Everest, y zonas polares como el Ártico y la Antártida (Lino, 2022); agua embotellada (Welle & Franz, 2018), e incluso sangre y órganos humanos vitales (Jung *et al*., 2022).

Se han detectado MPs en ecosistemas tan diversos y, por su pequeño tamaño, los organismos marinos los pueden ingerir con facilidad (Lusher *et al*., 2015a; Lusher *et al*., 2015b; Ferreira *et al*., 2016).

En ecosistemas de agua dulce, los MPs muestran una distribución vertical en la columna de agua, descendiendo hasta las zonas bentónicas (Bellasi *et al*., 2020). En los sedimentos, la distribución de los MPs es desigual por la acción de los vientos y las corrientes (Orata *et al*., 2019). Las principales fuentes de contaminación por MPs en ríos y lagos proceden de otros cuerpos de agua, de la materia prima industrial y de los residuos de diversos productos (McCormick *et al*., 2016). Estos MPs son fácilmente retenidos e integrados en la matriz sedimentaria, incluso en los sedimentos más gruesos, en comparación con los macroplásticos, que son plásticos mayores de cinco milímetros (mm) (Vermeiren *et al*., 2021). La acumulación de los residuos plásticos en los sedimentos destruye hábitats de organismos bentónicos, fundamentales para la cadena alimenticia (Bellasi *et al*., 2020). Por lo tanto, los sedimentos están más contaminados que las aguas superficiales (Thompson, 2015).

Diversos estudios han investigado la presencia de MPs en sedimentos y cuerpos de agua a nivel mundial. Así, en China, se detectaron en el río Xiangiang (Zhao *et al*., 2024); en Corea del Sur, en el arroyo Jungnang (Pham *et al*., 2024); y en Nigeria, en el río Osun (Idowu *et al*., 2024). En Irán se encontraron MPs en los ríos Zayandeh-rud y Aras (Rami *et al*., 2023); en el Reino Unido se identificaron en

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

afluentes del río Támesis (Horton *et al*., 2017), y en Australia, en el río Brisbane (He *et al*., 2020). En México se detectaron en el río Atoyac (Shruti *et al*., 2019). En Perú, estudios han identificado MPs en sedimentos del río Jequetepeque (Manrique, 2019), en los ríos Huallaga, Aucayacu y Sangapilla (Lino, 2022). Recientemente, Gamboa *et al*. (2025) realizaron una revisión de MPs en ríos de Sudamérica, encontrando 49 artículos en 2023, que reveló información limitada sobre MPs con datos únicamente de Argentina, Brasil, Colombia, Ecuador, Paraguay y Perú.

En este contexto, la cuenca del río Cañete, ubicada en la región de Lima, Perú, presenta una intensa actividad agrícola que constituye la principal fuente socioeconómica del valle y, en consecuencia, la mayor demanda de agua (Inrena, 2001). Dentro de esta cuenca, la subcuenca del río Huangáscar se caracteriza por actividades agropecuarias comunales orientadas al autoconsumo y a la comercialización de excedentes (ANA, 2019). Aunque no existen estudios específicos sobre la presencia de MPs en este río, investigaciones en cuerpos de agua cercanos, como las quebradas Ishoj y Uyru Rume, próximas a Madean (Canchari & Iannacone, 2024), y en canales de riego (Canchari & Iannacone, 2023) han evidenciado la presencia de MPs.

Estos antecedentes sugieren una alta probabilidad de encontrar MPs en el río principal de la subcuenca Huangáscar, lo que justifica su investigación para determinar la abundancia y características predominantes (tamaño, color y forma) de los MPs en el agua superficial y los sedimentos. Los resultados de este estudio pueden contribuir a una mejor gestión de los residuos sólidos y a la reducción del consumo de plásticos en la región.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Materiales y métodos

Área de estudio

La subcuenca Huangáscar está en la zona sur de la provincia de Yauyos, en el departamento de Lima, Perú (Figura 1). Forma parte de la cuenca del río Cañete y abarca áreas de los distritos de Huangáscar, Madean, Azángaro, Chocos y Viñac. Se encuentra aproximadamente entre las coordenadas geográficas 13° 03' 33.0" S; 75° 56' 51.7" W y 12° 50' 34.3" S; 75° 36' 44.5" W (ANA, 2019). Su temporada de lluvias más intensas ocurre entre enero y marzo, según datos pluviométricos del SENAMHI (ACIJ, 2012). El cauce principal es el río Huangáscar, que tiene una longitud de 45.83 km y un caudal promedio anual de 2.9 $m^3 s^{-1}$, afluente del río Cañete, por lo que es la fuente de suministro más importante de agua (ANA, 2019).

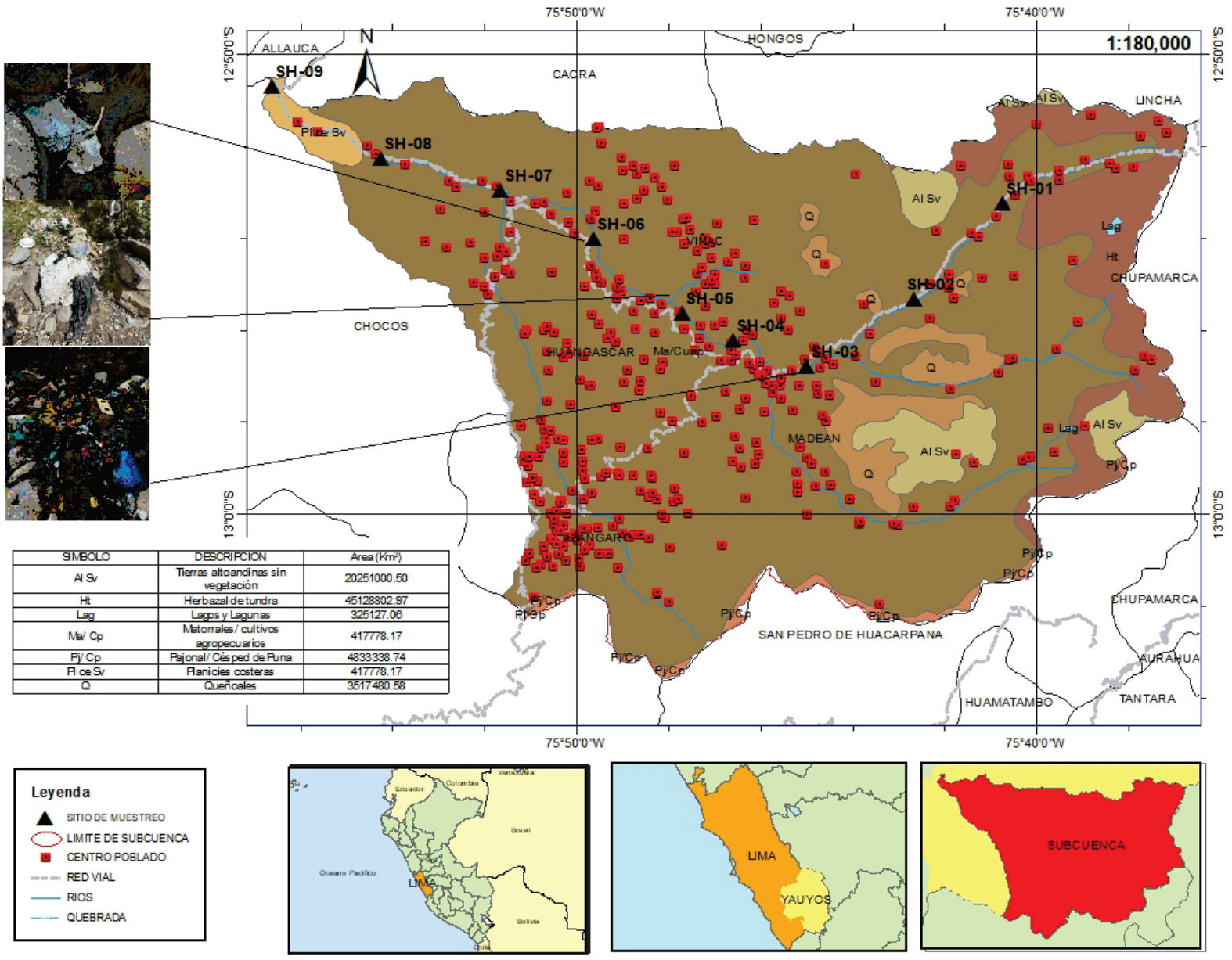
2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates



SIMBOLO	DESCRIPCION	Area (Km²)
Al Sv	Tierras altoandinas sin vegetación	20251000.50
Ht	Herbazal de tundra	45128802.97
Lag	Lagos y Lagunas	325127.06
Ma/ Cp	Matorrales/ cultivos agropecuarios	417778.17
Pj/ Cp	Pajonal/ Césped de Puna	4833338.74
Pl ce Sv	Planicies costeras	417778.17
Q	Queñoales	3517480.58

Figura 1. Sitios de muestreo de agua y sedimento superficial en la subcuenca Huangáscar del río Cañete, Perú.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Sitios

La recolección del agua superficial y del sedimento se llevó a cabo en el mismo periodo en un solo muestreo en octubre de 2023, época seca de precipitación baja, a una temperatura entre 22 y 31 °C. Es importante investigar los MPs durante la época seca, en periodos de baja precipitación, pues las partículas de MPs se concentran más en el agua y en el sedimento. Estos periodos de precipitación baja, capaces de limitar la movilidad del agua, pueden provocar la acumulación de MPs en el sedimento y en el agua, lo que aumenta los riesgos de contaminación (Kunz *et al*., 2023).

La recolección se realizó en nueve estaciones ubicadas a lo largo del río Huangáscar (cauce principal) de la subcuenca Huangáscar (Tabla 1). Dichas estaciones de muestreo se seleccionaron considerando el número de habitantes, densidad poblacional (Kataoka *et al*., 2018) y accesibilidad (Shruti *et al*., 2019).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

Tabla 1. Sitios de muestreo en el río de la subcuenca Huangáscar de la cuenca del río Cañete, Perú.

Estación	Localización	Coordenadas Geográficas	Descripción
SH-01	Madean	12° 53' 14.6" S 75° 40' 43.7" W	A 60 m de la carretera LM-29
SH-02	Madean	12° 55' 18.7" S 75° 42' 39.0" W	A 35 m de la carretera LM-29. Clima soleado, sin ninguna observación
SH-03	Viñac	12° 56' 46.4" S 75° 44' 58.7" W	Presencia de sitio de disposición cerca a la orilla en C.P. La Florida
SH-04	Viñac	12° 56' 13.2" S 75° 46' 35.5" W	Presencia de residuos
SH-05	Huangáscar	12° 55' 38.1" S 75° 47' 40.9" W	A 5 m del puente. Se observó la presencia de residuos sólidos debajo de la estructura
SH-06	Huangáscar	12° 53' 59.9" S 75° 49' 37.5" W	A 300 m del pueblo de Huangáscar. Residuos plásticos y restos de costal en puntos de sedimentos
SH-07	Huangáscar	12° 53' 04.7" S 75° 51' 29.3" W	A 14 m del C.P. Palca Cruz. Agua verdosa. Residuos plásticos visibles (botellas, bolsas, costales)
SH-08	Chocos	12° 52' 15.9" S 75° 54' 15.0" W	Punto medio entre una bodega y el C.P. Quichica
SH-09	Chocos	12° 50' 41.8" S 75° 56' 36.7" W	A 90 m del C.P. Llangastambo, cerca de la trocha a Llangaspalma. Desembocadura del río Huangáscar al río Cañete

Nota

CP = centro poblado

LM-29 tramo Emp

PE-24 (Llangastambo - Umachuranga - Dv. Chocos - Huangáscar - Madean - Totora - Hinacancha - Punco - L.D. Huancavelica)

Madean (570 hab.; 3.7 hab./km²)

Viñac (1 791 hab.; 9.83 hab./km²)

Huangáscar (637 hab.; 12.62 hab./km²)

Chocos (1 376 hab.; 3.5 hab./km²)

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

Agua superficial

En este estudio adoptamos procedimientos específicos para obtener muestras representativas de agua en nueve sitios de muestreo a lo largo del río Huangáscar (Figura 1). En cada estación, a una profundidad entre 0 y 12 cm, y a unos 5 m de la orilla del río, se tomaron tres muestras de agua superficial (triplicado), obteniendo 0.2 m^3 de agua por muestra con un balde de acero inoxidable de 50 l (Suresh *et al*., 2020). Cada muestra se filtró con un tamiz de acero de 63 µm y se enjuagó con agua destilada para recuperar los sólidos retenidos, que se almacenaron en un frasco de vidrio de 1 l con tapa metálica (Osorio *et al*., 2021).

Sedimento

Para el muestreo de sedimento, se implementó el método descrito por Wang *et al*. (2017). Dicho método consiste en recolectar sedimento en la zona ribereña del río con la ayuda de un cuadrante metálico de 0.2 x 0.2 x 0.02 m y con un cucharón metálico de punta redonda de 38 oz (1 kg aprox.), a una distancia promedio de 1 m de la orilla. En cada punto de muestreo se obtuvieron tres submuestras y luego se mezclaron de manera uniforme para formar una muestra compuesta (Kieu-Le *et al*., 2023). Cerca de 1 kg de sedimento se colectó y guardó en una bolsa de papel de aluminio y en bolsas Ziploc.

Finalmente, tanto las muestras de agua como de sedimento superficial se trasladaron en una nevera portátil sin preservante químico a una temperatura de 4 °C hacia el Laboratorio de Investigación en Ecología y Biodiversidad Animal (LEBA) de la Facultad de Ciencias

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

Naturales y Matemática de la Universidad Nacional Federico Villarreal para su posterior análisis.

Preparación de muestras

Las muestras de agua recolectadas en los frascos de vidrio se dejaron sedimentar en el laboratorio durante una semana, aunque es posible que las partículas de MPs de agua se sedimenten y aglomeren con material orgánico y/o sedimentario de una muestra de agua (Lara-Díaz, Mostajo, & Ochoa, 2024). Posteriormente, el sobrenadante se filtró utilizando una bomba al vacío conectada a un Kitasato con un embudo rígido, donde se colocó un papel filtro de celulosa Whatman N°42 (porosidad de 2.5 µm). La materia orgánica depositada en el fondo de la botella se transfirió a un vaso de precipitado y se trató para su oxidación con peróxido de hidrógeno al 30 %, previamente filtrado con un tamiz de 25 µm por 24 h a 37 °C con agitación, y cubierta con papel de aluminio. Luego se añadió agua destilada previamente filtrada con un tamiz de 25 µm; para garantizar la calidad y seguridad del producto final se realizó una nueva filtración. Los filtros se manipularon con pinzas de precisión y se colocaron en placas Petri de vidrio, que inmediatamente se introdujeron en la cámara de secado a 60 °C por 48 h, siendo 50-75 °C la temperatura utilizada y recomendada en la mayoría de los casos (Lee *et al.*, 2023).

Para las muestras de sedimento que se encontraban húmedas, se realizó un secado a 50 °C durante al menos 48 h. Después se pesaron 30 g de sedimento seco de cada sitio en triplicado (Wang *et al*., 2017) y se colocaron en vasos precipitados de 250 ml, añadiendo 30 ml de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30 % para la digestión de materia orgánica por 24 h a 37 °C, con agitación y cubierta con papel de aluminio. La mezcla

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

se dejó reposar hasta completar el proceso. La extracción de MPs se realizó mediante el método de separación por densidad (Thompson *et al*., 2004), utilizando 32 ml de cloruro de zinc ($ZnCl_2$) (1.50 g/cm^3), el cual permite separar polímeros con una densidad que oscila entre 1.50 y 1.70 g/cm^3 (Cai *et al*., 2025). Tras 12 h de reposo, el sobrenadante se filtró cuidadosamente con un sistema de filtración al vacío. Por último, los filtros se recuperaron con pinzas metálicas, se colocaron en placas Petri y se introdujeron en una cámara de secado a 60 °C durante menos de 48 h, dejándolos listos para su análisis.

Detección e identificación de MPs

Los filtros se analizaron y fotografiaron con un microscopio óptico (Nikol, modelo ECLIPSE Ei), con aumentos de 4x, 10x y 20x; se registraron características físicas como forma, color, tamaño y abundancia. Las formas se clasificaron en fibra, fragmento, film, pellet y espuma (Crawford & Quinn, 2016); los colores se separaron en siete categorías: transparente, amarillo, blanco, verde, rojo, azul, negro (Su *et al*., 2016), rosado y anaranjado. El tamaño de los MPs se clasificó en seis rangos <0.5, 0.5-1, 1-2, 2-3, 3-4 y 4-5 mm (Jiang *et al*., 2019). El tamaño de los MPs para las partículas redondas o semi-redondas tipo fragmento y film se midieron con base en la longitud máxima utilizando el programa *ToupView*. La abundancia de las posibles partículas de microplásticos (PPMPs) en agua superficial se expresó mediante el número de PPMPs por metro cúbico (ítems/m^3) y para PPMPs en sedimento en número de PPMPs por kilogramo (ítems·kg^{-1}) (Lin *et al*., 2018).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

Control de contaminación

Se adaptaron diversas medidas de control para evitar la posible contaminación cruzada durante el estudio. En el campo, un papel filtro nuevo Whatman N° 42 (125 mm) humedecido con agua destilada filtrada se colocó en una placa Petri de vidrio, dejándolo expuesto al ambiente para monitorear la posible contaminación de PPMPs provenientes del aire. Luego, el filtro se examinó bajo el microscopio óptico a 40X, sin evidenciar la presencia de PPMPs (Napper *et al*., 2021).

Se identificaron y cuantificaron las fuentes potenciales de contaminación de las muestras durante el proceso de muestreo y análisis. En el laboratorio, los investigadores utilizaron guantes de nitrilo, ropa de algodón y bata de laboratorio durante el desarrollo del estudio para evitar una posible contaminación cruzada (Akdogan *et al*., 2023). Todo el material empleado, fabricado de vidrio o de acero inoxidable, se enjuagó de forma minuciosa con agua destilada filtrada a 25 µm antes de su uso. Se descontaminó todo el material de vidrio en el horno a 200 °C por 12 h, para prevenir cualquier contaminación por partículas de PPMPs. Asimismo, las bocas de los vasos y matraces se cubrieron con papel de aluminio para evitar la contaminación externa (Manrique, 2019). Después de realizar la filtración al vacío de las muestras de agua y sedimentos, las paredes internas del sistema de filtración se enjuagaron varias veces con agua destilada filtrada a 25 µm, con el fin de recuperar posibles PPMPs adheridos a las superficies del equipo. Se emplearon blancos durante el proceso de digestión; después se usaron placas de Petri de vidrio abiertas para evaluar la posible contaminación cruzada en la estufa; y, al final, al momento de realizar la inspección visual de los PPMPs para valorar la contaminación ambiental. Se limpió con meticulosidad el área de trabajo

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

con alcohol etílico al 70 %, para que estuviera libre de polvo o partículas. Se realizó el procesamiento de la muestra bajo campana de flujo laminar. Se encontraron en todos los casos de 1 a 2 PPMPs por contaminación, que fueron restados de las cuantificaciones finales realizadas (MSFD TSML, 2013; Thompson *et al*., 2004).

Análisis estadístico

Para evaluar si las concentraciones de PPMPs en agua y sedimento superficial seguían una distribución normal, se aplicó la prueba de Shapiro-Wilk y la prueba de homogeneidad de varianzas de Levene. Los resultados indicaron que los datos no cumplían con el supuesto de normalidad ($p > 0.05$) y de homogeneidad de varianzas ($p > 0.05$), por lo que se recurrió al uso de pruebas no paramétricas. Para comparar las concentraciones de PPMPs entre los distintos sitios de muestreo, se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis, conforme a lo propuesto por Lin *et al*. (2018). Asimismo, para analizar la relación entre la abundancia de MPs en agua y en sedimentos superficiales, se aplicó el coeficiente de correlación rho de Spearman (r_s). Se hizo el procesamiento estadístico descriptivo e inferencial mediante *Statistical Package for the Social Sciences* (SPSS) versión 25.0 IBM.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

Resultados y discusión

Abundancia de PPMPs en agua superficial

Se detectaron PPMPs en todas las muestras de agua recolectadas en la subcuenca del río Huangáscar. La abundancia de PPMPs varió entre los valores estadísticos de las medianas de 55 y 170 ítems/m³, con una mediana general de 105 ítems/m³. El análisis estadístico no mostró diferencias significativas entre los sitios de muestreo (H = 14.38, p = 0.07), lo que sugiere una distribución relativamente homogénea a lo largo del río (Figura 2a). Esta homogeneidad podría deberse a la dinámica hidrobiológica del cauce, donde los PPMPs son transportados y dispersados por turbulencias y corrientes que contribuyen a diluir las fuentes puntuales de contaminación (Scopetani *et al*., 2021; Yang *et al*., 2021a).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

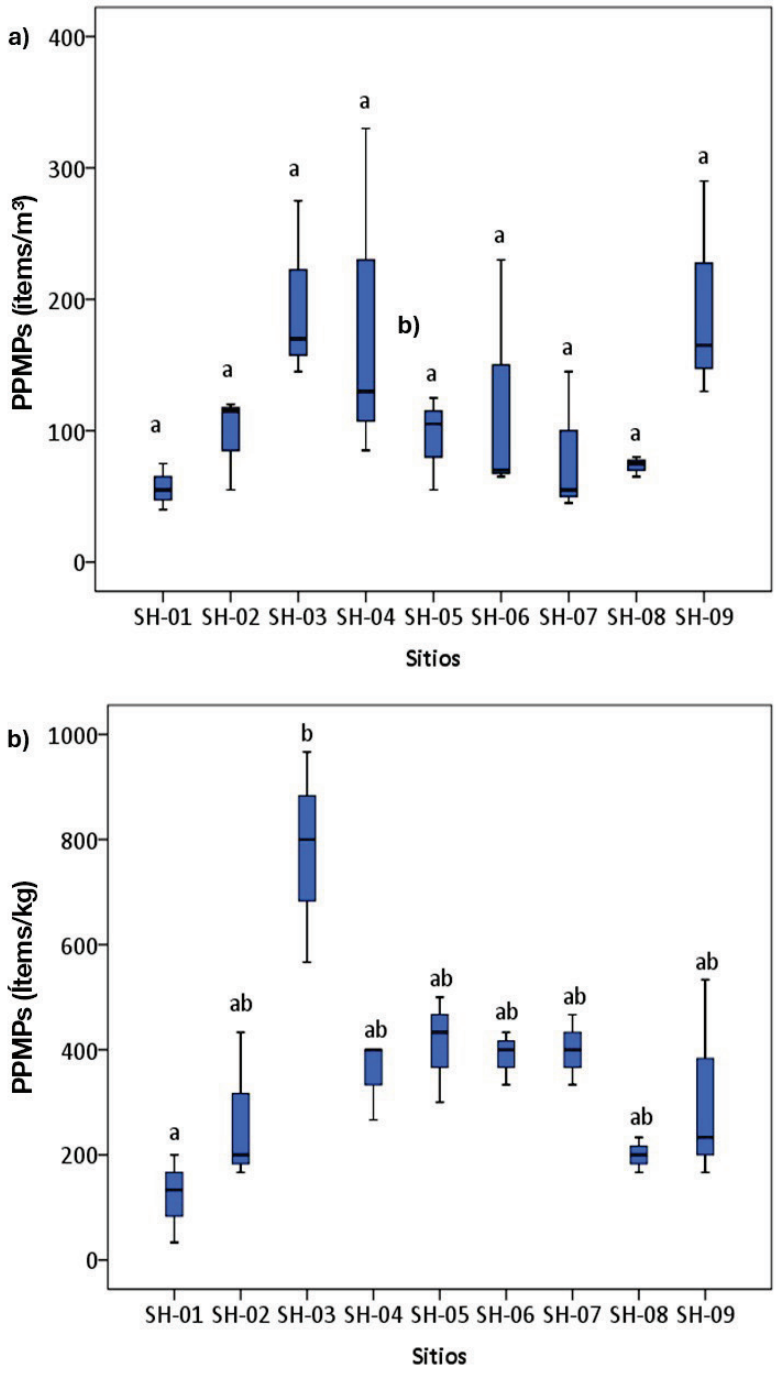


Figura 2. Abundancia de PPMPs en el agua (a) y en los sedimentos (b) de la subcuenca Huangáscar del río Cañete, Perú. Letras minúsculas iguales indican que los valores de las abundancias fueron iguales a un valor de $p < 0.05$.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

En comparación con otros estudios (Tabla 2), la abundancia de PPMPs en agua superficial en este estudio fue mayor que la encontrada por Park et al. (2020) en el río Han en Corea del Sur, así como la observada por Rami et al. (2023) en aguas superficiales en el río Zayandeh-rud y el río Aras en Irán (Vayghan *et al*., 2022). No obstante, es similar al río Koshi en China-Nepal (Yang *et al*., 2021a).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

Tabla 2. Investigaciones sobre la abundancia de MPs en aguas y sedimentos superficiales en comparación con el presente estudio.

Río o quebrada	Ubicación	Abundancia de MPs		Referencia
		Agua superficial (ítems/m³)	Sedimento superficial (ítems/kg)	
Río Huangáscar	Perú	55-170	133.33-800	Presente estudio**
Río Han	Corea	0-42.9	_____	Park *et al*. (2020)
Río Beijiang	China	_____	178-544	Wang *et al*. (2017)
Ríos del Tíbet Plateau	China	483-967	50-195	Jiang *et al*. (2019)
Río Xiangjiang (PI)	China	720-18 600	26-301*	Zhao *et al*. (2024)
Río Xiangjiang (PS)	China	2 880-17 700	27-652*	
Río Koshi	China-Nepal	50-325	15-120	Yang *et al*. (2021a)
Río Zayandeh-rud	Irán	0-51	0-67.3	Rami *et al*. (2023)
Río Aras	Irán	1-43	32-528	Vayghan *et al*. (2022)
Río Buriganga	Bangladesh	4 330-43 670	17.33-133.67	Islam *et al*. (2022)
Río Osun	Nigeria	3 791 000-22 079 000	392-1 590*	Idowu *et al*. (2024)
Río Molino	Colombia	79 000-3 728 000	5 270-39 120	Cháves-Velasco *et al*. (2023)
Arroyo Jungnang	Corea del Sur	1 100-36 400	820-8 060	Pham *et al*. (2024)
Quebrada Ishoj	Perú	_____	0-2 216.67	Canchari e Iannacone (2024)
Quebrada Uyru Rume	Perú	_____	0-6 383.33	
Río Lacramarca (CB)	Perú	93 556	725	Melgarejo-Velásquez y Reyes-Avalos (2024)

Nota:

PI = periodo de inundación

PS = periodo seco

* = concentración de MPs de sedimento de lecho

CB = cuenca baja

** = en PPMPs

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Por otro lado, la abundancia de PPMPs en agua superficial en este estudio fue considerablemente menor en comparación con los valores registrados en el río Lacramarca en Perú (Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos, 2024), el río Molino en Colombia (Cháves-Velasco *et al*., 2023) y el río Osun, entre otros estudios (Tabla 2). En general, estos estudios evidencian concentraciones de PPMPs significativamente superiores a las registradas en el río Huangáscar.

Abundancia de PPMPs en sedimento superficial

Las PPMPs también estuvieron presentes en todas las muestras de sedimento superficial. La concentración de PPMPs en sedimentos presentó una mediana general de 333.33 ítems/kg de sedimento seco, con variaciones entre los sitios de muestreo que oscilaron entre una mediana de 133.33 ítems/kg y una mediana de 800 ítems/kg (Figura 2b).

Se observa, según la Tabla 2, que la abundancia de MPs en sedimento superficial en este estudio fue mayor que la reportada en el río Koshi en China y Nepal (Yang *et al*., 2021a), y en el río Zayandeh-rud en Irán (Rami *et al*., 2023). No obstante, la abundancia de PPMPs en el sedimento superficial fue menor que la encontrada en el río Molino en Colombia (Cháves-Velasco *et al*., 2023), en el río Jungnang en Corea (Pham *et al*., 2024) y en las quebradas Ishoj y Uyru Rume en Perú (Canchari & Iannacone, 2024).

El análisis estadístico reveló diferencias significativas en la abundancia de PPMPs en sedimentos superficiales entre algunos sitios de muestreo (H = 17.38; p = 0.026). El sitio de muestreo SH-03 presentó la mayor concentración de PPMPs en sedimentos (mediana = 800 ítems/kg de sedimento seco), mientras que el sitio SH-01 registró la menor

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

concentración (mediana = 133.33 ítems/kg de sedimento seco). Esta diferencia podría atribuirse a la ubicación de SH-03 en las proximidades de los sitios de disposición de residuos sólidos del centro poblado La Florida, donde se observa una alta acumulación de plásticos en el sedimento superficial. Con el tiempo, estos residuos pueden degradarse y generar PPMPs adicionales (Figura 1). Por el contrario, SH-01 se encuentra en la cabecera de la subcuenca Huangáscar, una zona con menor intervención humana, lo que explicaría la menor concentración de PPMPs en sus sedimentos (Figura 1). Otros trabajos han mostrado que la concentración de MPs se ha correlacionado de forma positiva con la densidad de población humana de una ciudad y el volumen de aguas residuales descargadas en el río (Chen *et al*., 2020; Rajan *et al*., 2023).

Relación entre abundancia de PPMPs en agua y sedimento superficial

De la prueba de correlación rho de Spearman se obtuvo un valor de r_s = 0.53 con un valor p = 0.14, lo que indica ausencia de correlación entre abundancia de PPMPs en agua y en sedimentos superficiales. En el agua, las PPMPs son movilizadas principalmente por mecanismos hidrodinámicos, como flujo laminar, turbulencias y corrientes (Fazey & Ryan, 2016; Scopetani *et al*., 2021). En cambio, su acumulación en sedimentos depende de la sedimentación, textura del sustrato, condiciones fisicoquímicas e interacción con organismos bentónicos, que pueden favorecer tanto su retención como su redistribución (Liu *et al*., 2019; Li *et al*., 2021). A ello se suman los antrópicos, como la urbanización, la densidad de población y los vertidos de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), que generan distribuciones

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

heterogéneas de MPs al concentrar las fuentes en ciertas zonas. Otras actividades humanas, como la acuicultura y el turismo, también contribuyen a la formación de focos de contaminación localizados. Los patrones de uso del suelo, como los terrenos agrícolas o industriales cerca de cuerpos de agua, y actividades como el uso de plásticos en la agricultura, influyen aún más en los patrones espaciales; toda esta distribución espacial heterogénea influye en la abundancia tanto en el agua como en el sedimento (Soltani *et al*., 2022; Talbot & Chang, 2025).

Características morfológicas de PPMPs (tamaño, color y forma)

Tamaño

Los resultados muestran que el porcentaje de PPMPs en agua según rango de tamaño fue de < 0.5 mm (31.31 %), de 0.5 a 1 mm (29.33 %), de 1 a 2 mm (28.72 %), de 2 a 3 mm (6.08 %), de 3 a 4 mm (3.19 %) y de 4 a 5 mm (1.37 %). Siendo predominantes aquellos MPs de tamaños menores a 1 mm con 60.64 % (Figura 3a). De manera similar fueron predominantes tamaños de MPs < 1 mm en otros estudios, como en los ríos del Tíbet (China), con más de 70 % (Jiang *et al*., 2019); en el río Han en Corea, con más de 90 % (Park *et al*., 2020); en agua del río Zayandeh-rud, con 72.3 % (Rami *et al*., 2023); en agua del río Koshi (China-Nepal), con aproximadamente 60 % (Yang *et al*., 2021a). Sin embargo, este estudio fue diferente a lo encontrado en el agua del río Buriganga; con rango de tamaño de 1 a 5 mm, fue el 83 % del total de MPs (Islam *et al*., 2022).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

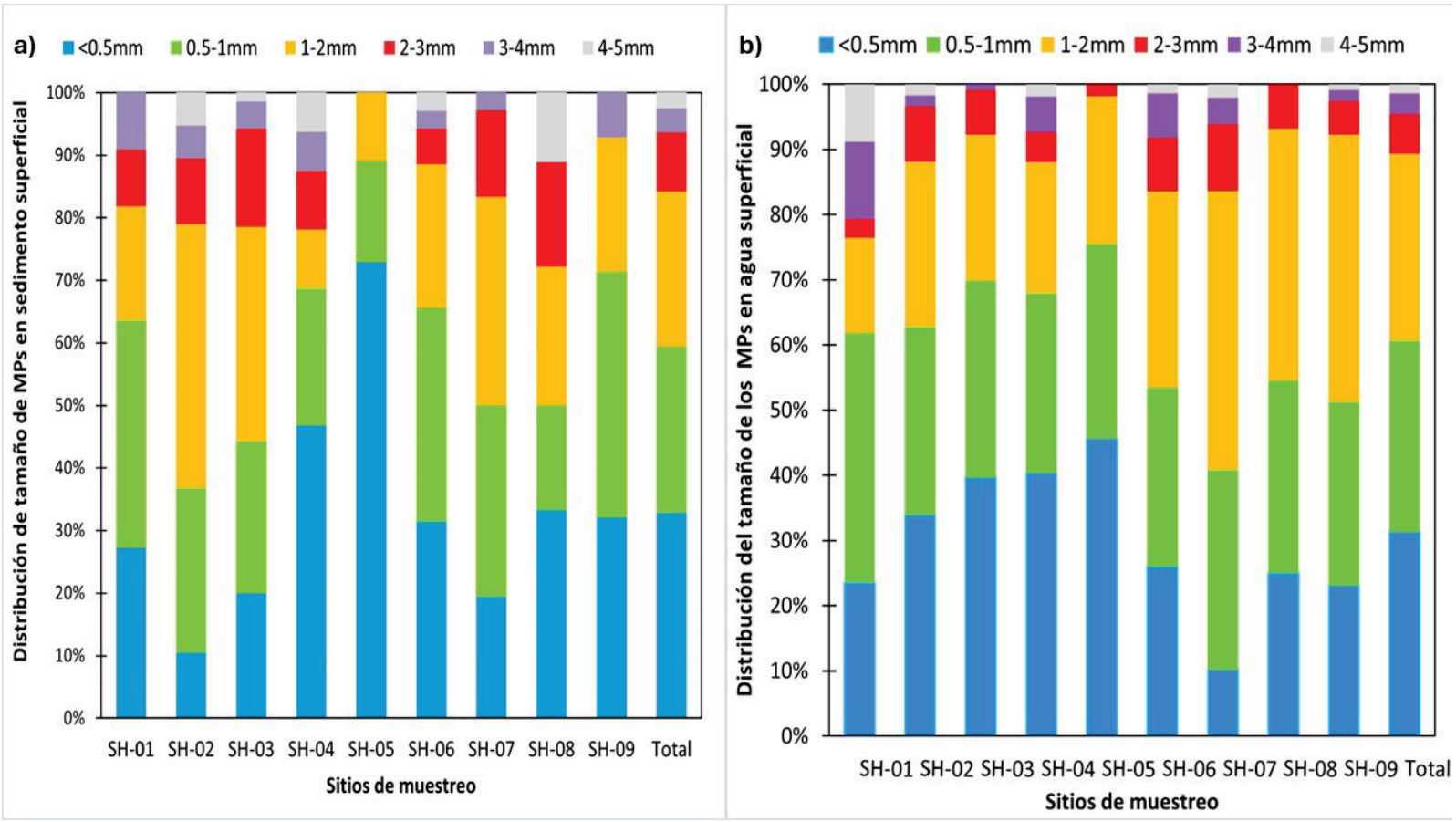


Figura 3. Porcentaje de tamaños de PPMPs en los sitios de muestreo en el río de la subcuenca Huangáscar de la cuenca del río Cañete, Perú: agua (a) y sedimento (b).

Además, los resultados muestran que el porcentaje de PPMPs en sedimento según rango de tamaño fue de < 0.5 mm (32.87 %), de 0.5 a 1 mm (26.57 %), de 1 a 2 mm (24.83 %), de 2 a 3 mm (9.44 %), de 3 a 4 mm (3.85 %) y de 4 a 5 mm (2.45 %). El sitio de muestreo SH-05 en el distrito de Huangáscar en agua presentó un mayor porcentaje de PPMPs < 0.5 mm en comparación con los otros sitios evaluados, lo cual pudiera deberse a la descomposición de plásticos más grandes que fueron consumidos por los pobladores y observados en el sitio de muestreo, la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

contaminación directa de aguas residuales del distrito de Huangáscar, y la dispersión por la escorrentía urbana y el viento (Talbot & Chang, 2025). Fueron predominantes aquellos MPs de tamaños menores a 1 mm con 59.44 % (Figura 3b). De manera similar, predominaron tamaños de MPs < 1 mm en otros estudios, como en el sedimento superficial del río Koshi (China-Nepal) con un 60 % (Yang *et al*., 2021a); en los ríos del Tíbet fue superior al 70 % (Jiang *et al*., 2019); en las quebradas Ishoj y Uyru Rume, con 58.67 % en ambas (Canchari & Iannacone, 2024). Sin embargo, este estudio fue diferente a lo encontrado en el sedimento superficial del río Buriganga, donde el rango de tamaño de 1 a 5 mm fue el 89 % del total de MPs (Islam *et al*., 2022).

Los tamaños de PPMPs en agua y sedimentos del río detectados en este estudio (Figura 3a y Figura 3b) son relevantes, ya que pueden ser ingeridos por peces como *Salmo trutta* y tener implicaciones en los consumidores, incluido el ser humano, a través de la cadena alimentaria (O'Connor *et al*., 2020). Por lo general, los MPs más pequeños (< 1 mm) presentan mayor biodisponibilidad en el ambiente acuático (Lin *et al*., 2021) y pueden ser fácilmente ingeridos por zooplancton (Botterell *et al*., 2019), camarones (Zhou *et al*., 2023), peces (Zhang *et al*., 2021), e incluso incorporarse en células y tejidos de mamíferos (Zhang *et al*., 2024).

Color

En el agua superficial del río Huangáscar se identificaron ocho colores diferentes de PPMPs: azul (54.19 %), rojo (10.96 %), verde (0.76 %), negro (31.96 %), transparente (0.61 %), blanco (1.22 %), rosado (0.15 %) y anaranjado (0.15 %). El color azul fue predominante en todos los

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

sitios de muestreo (Figura 4a). Este hallazgo es similar a lo observado en el río Koshi, donde los MPs de color azul representan entre el 20 y el 100 % (Yang *et al*., 2021a). No obstante, en otros ríos se ha encontrado una predominancia de diferentes colores, como el rojo (31 %) en el río Buriganga (Islam *et al*., 2022); negro y blanco en el río Aras (Vayghan *et al*., 2022); transparente (28.7 %) en el río Xiangjiang (Zhao *et al*., 2024); y transparente en los ríos del Tíbet (Jiang *et al*., 2019).

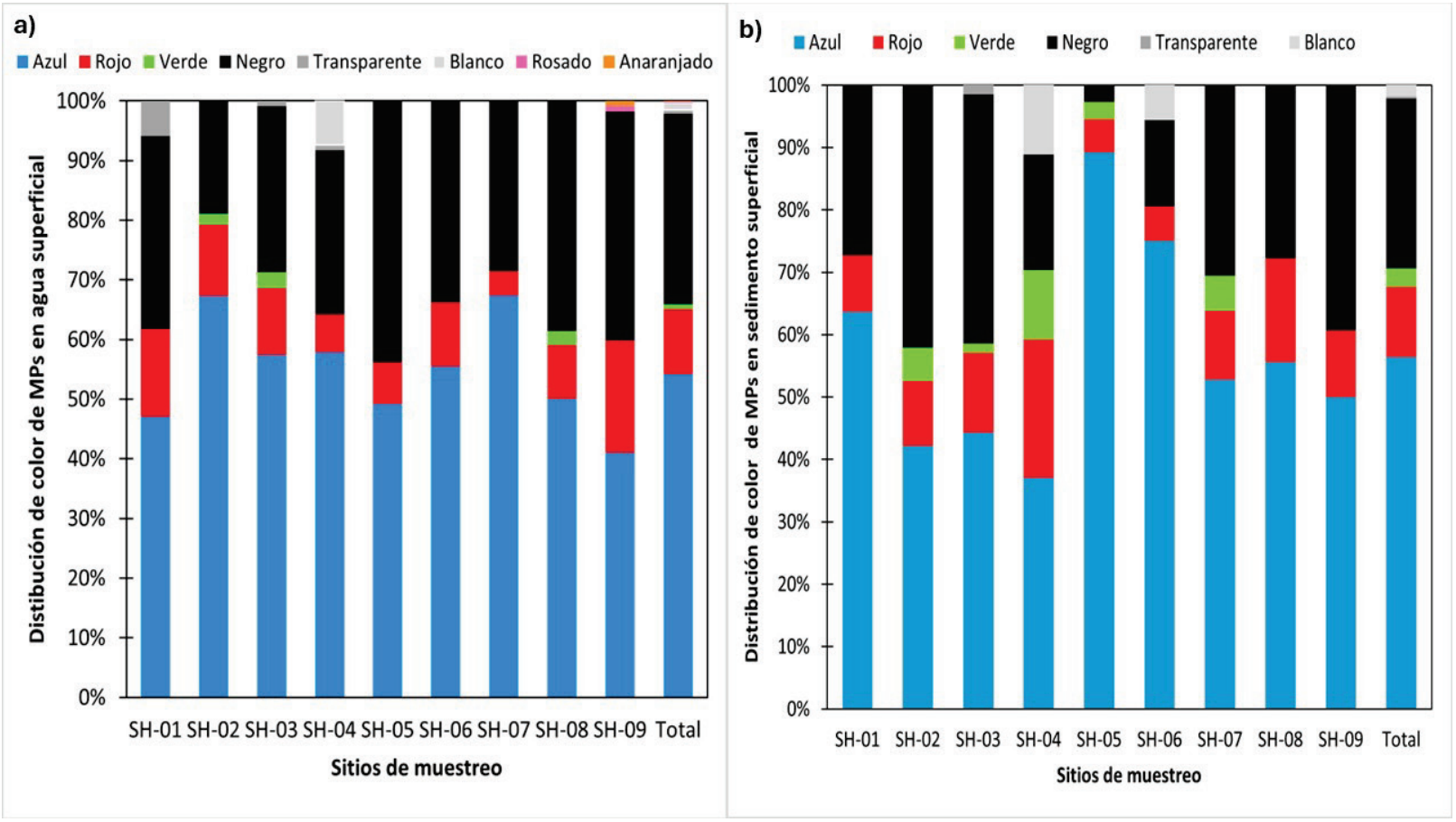


Figura 4. Porcentaje de color de PPMPs en los sitios de muestreo en el río de la subcuenca Huangáscar de la cuenca del río Cañete, Perú: agua (a) y sedimento (b).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

Asimismo, en el sedimento superficial del río Huangáscar se identificaron seis colores distintos: azul (56.38 %), rojo (11.35 %), verde (2.84 %), negro (27.30 %), transparente (0.35 %) y blanco (1.77 %), con una clara predominancia del color azul en todos los sitios de muestreo (Figura 4b). La predominancia del color azul en nuestro estudio es similar a la observada en el río Koshi, donde los MPs en sedimento superficial presentan una alta proporción de azul (25-60 %) y negro (5-100 %) (Yang *et al*., 2021a). Sin embargo, en otras investigaciones se han registrado diferentes colores predominantes en el sedimento superficial, como el transparente (no tiene pigmentos visibles) en los ríos del Tíbet (Jiang *et al*., 2019); negro y blanco en el río Aras (Vayghan *et al.*, 2022); transparente en el río Buriganga (Islam *et al*., 2022); y transparente (37.46 %) en las quebradas Ishoj y Uyru Rume (Canchari & Iannacone, 2024).

Los colores de los MPs podrían reflejar su origen y posibles fuentes de contaminación. Por ejemplo, los MPs de color azul, rojo, verde y amarillo normalmente provienen de textiles sintéticos, fibras de ropa, productos de limpieza, embalajes y materiales de construcción (Singh *et al*., 2024). Los MPs de color negro, por lo general, provienen de pellets industriales, residuos urbanos e industriales y desgaste de neumáticos (Ahmed *et al*., 2025).

Los MPs transparentes y blancos, además de estar asociados con envases plásticos, bolsas y productos de consumo cotidiano, también pueden ser el resultado de procesos de degradación y exposición ambiental, como el intemperismo y la radiación solar, que con el tiempo tienden a volverlos más transparentes o blanquecinos (Wang *et al*., 2024).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

En relación con la ingestión de MPs según su color, un estudio menciona que la presencia de colores específicos en la biota (p. ej., MPs negros y rojos en organismos acuáticos) sugiere una posible preferencia biológica o una mayor disponibilidad de ciertos colores en el ambiente. Además, algunos organismos acuáticos pueden confundirlos con su alimento natural, por su tamaño, forma y color (Hossain *et al*., 2022).

Forma

Las formas de PPMPs encontradas en el agua fueron fibras (61.72 %), fragmentos (15.77 %), films (22.36 %) y espumas (0.15 %), con predominio de fibras en todos los sitios de muestreo (Figura 5a). De manera similar, en otros estudios se ha reportado un predominio de fibras en agua superficial, como en los ríos del Tíbet con 69-92.7 % (Jiang *et al*., 2019); en el río Koshi con 98 % (Yang *et al*., 2021a); y en el río Aras con 52.6 % (Vayghan *et al*., 2022).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

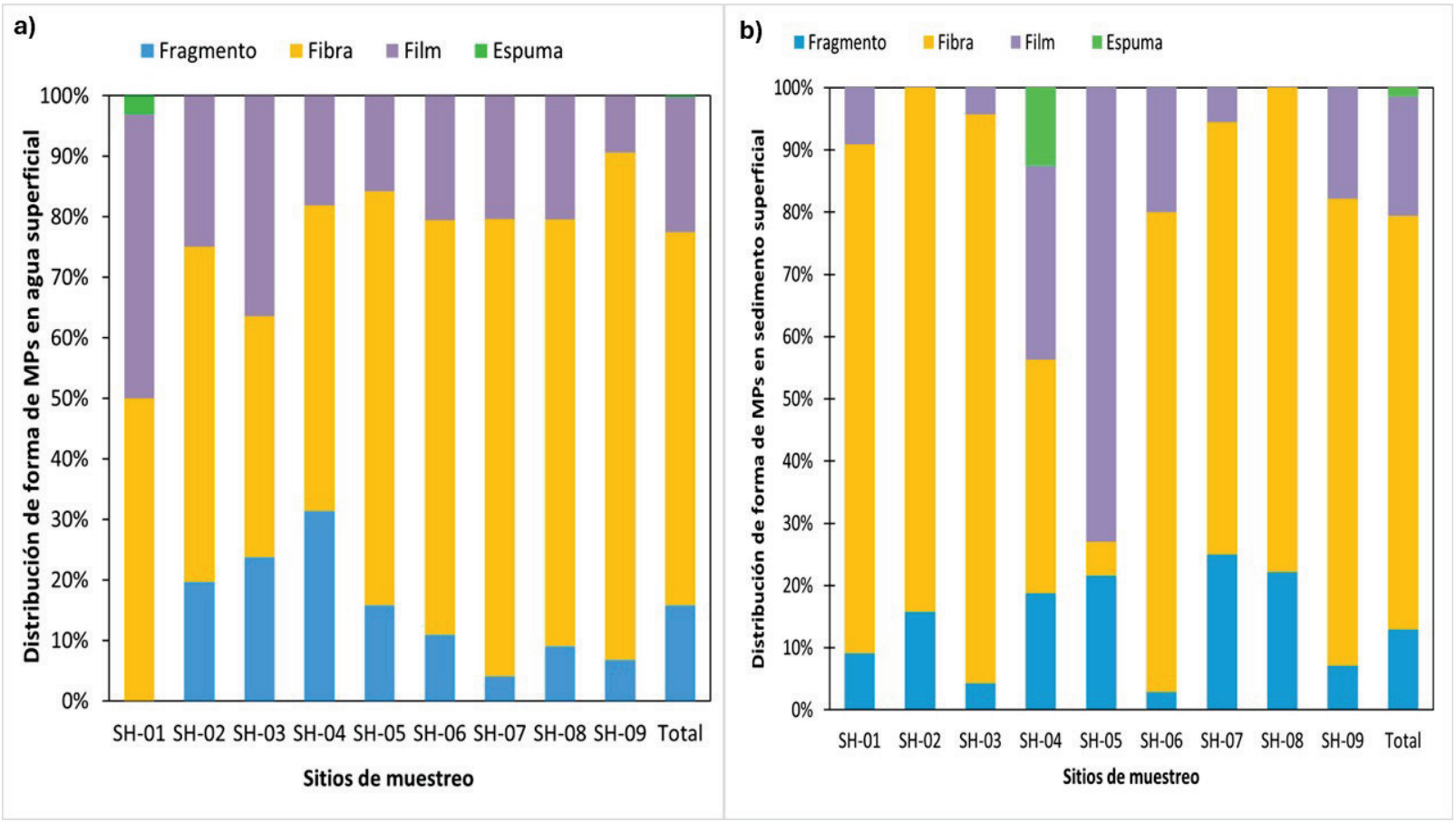


Figura 5. Porcentaje de formas de PPMPs en los sitios de muestreo en el río de la subcuenca Huangáscar de la cuenca del río Cañete, Perú: agua (a) y sedimento (b).

Por otro lado, en algunos ecosistemas acuáticos han predominado los fragmentos, como en el río Lacramarca, con 87.5 % (Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos, 2024); en el río Zayandeh-rud, con 51.3 % (Rami *et al*., 2023); en el río Buriganga, con 72.7 % (Islam *et al*., 2022); y en el río Molino, con 54-70 %, según el sitio de muestreo (Cháves-Velasco *et al*., 2023). En los sedimentos, los PPMPs identificados fueron fibras (66.43 %), fragmentos (12.94 %), films (19.23 %) y espumas (1.40 %), con una clara predominancia de fibras en todos los sitios de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

muestreo (Figura 5b). Asimismo, en otros estudios sobre sedimentos superficiales de ríos, se registró una mayor proporción de fibras, como en los ríos del Tíbet con 53.8-80.6 % (Jiang *et al*., 2019); en el río Aras con 54.4 % (Vayghan *et al*., 2022); y en el río Koshi con 95 % (Yang *et al*., 2021a).

Sin embargo, en algunos estudios los fragmentos fueron predominantes en sedimentos, como en el río Zayandeh-rud, con 43.9 % (Rami *et al*., 2023); en el río Buriganga, con 85.5 % (Islam *et al*., 2022); en el río Lacramarca, con 87.5 % (Melgarejo-Velásquez & Reyes-Avalos, 2024); en el río Molino, con 58-74 % (Cháves-Velasco *et al*., 2023); y en las quebradas Ishoj y Uyru Rume, con 54.18 % (Canchari & Iannacone, 2024).

El predominio de fibras en agua y sedimentos en este estudio (Figura 5ab) sugiere que su origen principal es la producción, lavado y degradación de productos textiles (Yang *et al*., 2021b). La presencia de estos MPs en los ecosistemas acuáticos puede representar un riesgo ecológico y para la salud humana, ya que se ha reportado su ingestión en el tracto gastrointestinal y en el contenido estomacal de la trucha *S. trutta* (O'Connor *et al*., 2020). En los sedimentos en SH-04 en Viñac y SH-05 en Huangáscar, se observó una mayor presencia porcentual de PPMPs tipo films en comparación con los otros sitios de muestreo. Ambos sitios de muestreo evidenciaron presencia de residuos plásticos, sobre todo bolsas plásticas, de donde se pueden derivar los films recolectados en los sedimentos. Ambos distritos, Viñac con 9.83 hab./km² y Huangáscar con 12.62 hab./km², presentaron las mayores densidades poblacionales entre los cuatro distritos donde se localizaron los nueve sitios de muestreo.

Las demás formas de PPMPs encontradas en agua y sedimentos tienen distintos orígenes: los fragmentos provienen de la degradación de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

plásticos de mayor tamaño (Jiang *et al*., 2019), los films de bolsas plásticas y materiales de embalaje (Zhang *et al*., 2015), y las espumas de flotadores u otros productos de poliestireno expandido (Kuroda *et al*., 2024). De igual forma, se ha identificado la presencia de fragmentos y films en el tracto digestivo de *S. trutta* en los ríos (O'Connor *et al*., 2020), lo que resalta su impacto potencial en la cadena alimentaria.

En la Figura 6 (A-L) se muestran imágenes de diferentes formas de PPMPs del presente estudio encontradas en agua y sedimento del río Huangáscar, con evidencias de que presentan fisuras (Figura 6D). De manera similar, Canchari e Iannacone (2024) muestran MPs que tienen pruebas de fisuras, las cuales darán origen a nuevos MPs más pequeños.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

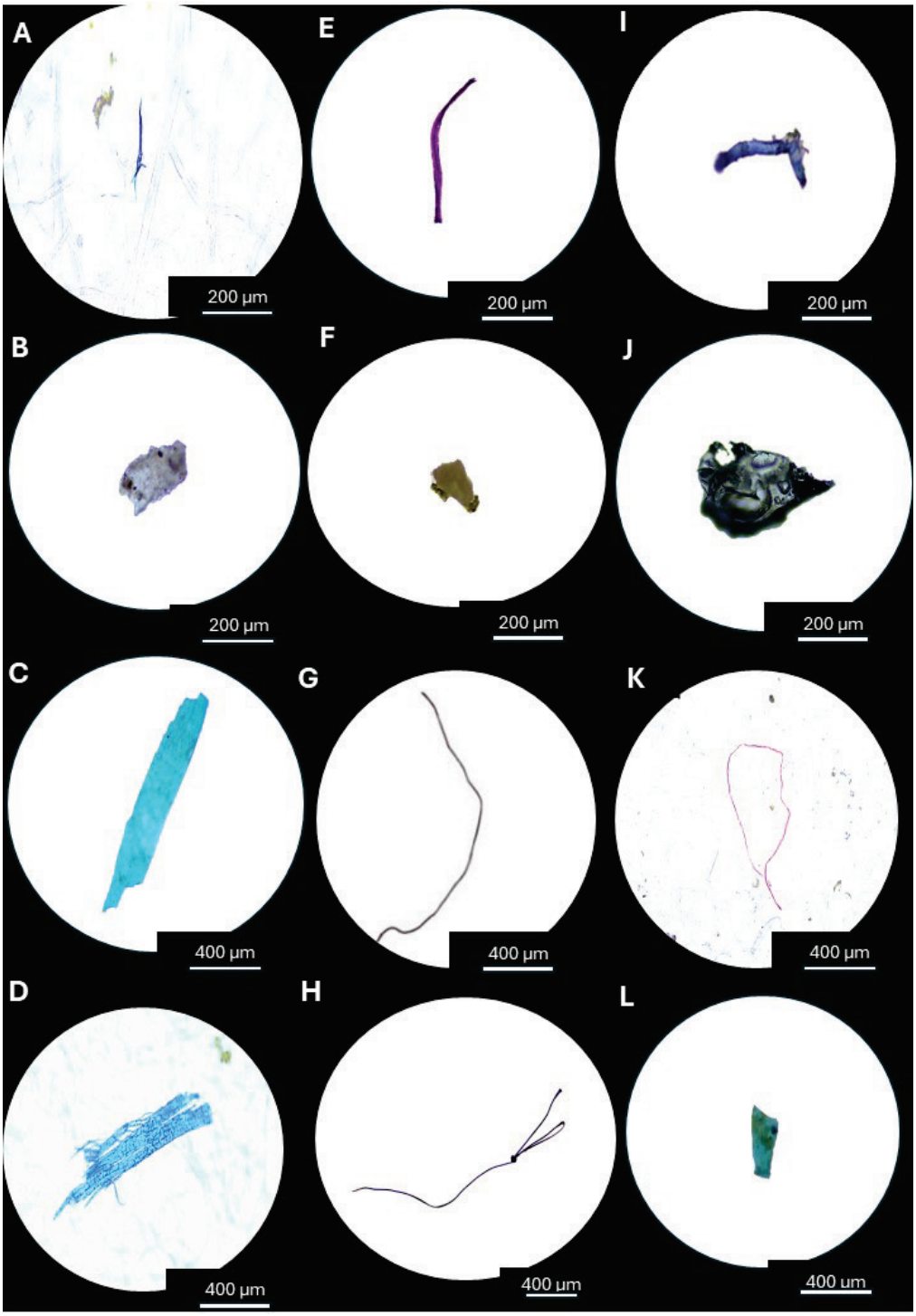


Figura 6. Imágenes microscópicas de los PPMPs del río de la subcuenca del río Huangáscar: film (A, B y I), fragmento (C, D, J y L), fibra (E, G, H y K) y espuma (F).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

De forma similar a los estudios que se muestran en la Tabla 2, es importante saber la abundancia y características de PPMPs (tamaño, color y forma) en agua y sedimentos del río Huangáscar, pues este estudio es el primer paso para que las autoridades se informen sobre la presencia de MPs en el río y a partir de la evidencia científica tomen acciones para que mejore la gestión de residuos sólidos en todos los distritos que abarca la subcuenca Huangáscar.

A fin de evitar errores en las inspecciones visuales de los PPMPs, lo cual es una limitante en el presente estudio, es altamente recomendable la validación de los PPMPs con análisis espectroscópicos, pues las técnicas como la espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) y la espectroscopía Raman son muy precisas y confiables para identificar y cuantificar polímeros plásticos. Dichas herramientas permiten caracterizar la composición química de las partículas y son cada vez más esenciales para el estudio de la contaminación por MPs en agua y sedimentos (Vasudeva *et al*., 2025).

Con base en los resultados obtenidos de PPMPs en agua y sedimento, se recomienda para una adecuada gestión de los residuos sólidos, macroplásticos y microplásticos en la subcuenca Huangáscar del río Cañete implementar las "3 R" (reducir, reutilizar y reciclar), con un adecuado enfoque en la segregación de los residuos sólidos. Esto incluiría evitar plásticos de un solo uso, fomentar el uso de alternativas reutilizables, y clasificar los residuos para que puedan ser recolectados por asociaciones de recicladores formalizadas y por la municipalidad. Es muy importante alinear la educación ambiental sostenible y la infraestructura de gestión, y que las municipalidades distritales de Madean, Viñac, Huangáscar y Chocos en la provincia de Cañete, en

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

coordinación con el Ministerio del Ambiente del Perú, prioricen la ejecución de un plan integral de gestión ambiental de residuos sólidos.

Conclusiones

- El presente estudio evidenció la presencia de PPMPs en agua y en los sedimentos superficiales del río de la subcuenca Huangáscar en concentraciones bajas, en comparación con otros cuerpos de agua altamente contaminados a nivel mundial. La abundancia de PPMPs en el agua superficial osciló entre 55 y 170 ítems/m³, mientras que en el sedimento superficial varió entre 133.33 y 800 ítems/kg de sedimento seco.
- Aunque los PPMPs estuvieron presentes en todas las muestras analizadas, su abundancia en el agua fue relativamente homogénea entre los sitios de muestreo, posiblemente debido a la dinámica hidrológica del río que favorece su dispersión. En cambio, en sedimentos se observaron variaciones en la abundancia de PPMPs, con concentraciones más altas tanto en áreas cercanas a la fuente de contaminación como en sitios de disposición de residuos sólidos.
- No se encontró correlación significativa entre las concentraciones de PPMPs en agua y en los sedimentos superficiales, lo cual sugiere que los procesos de transporte y acumulación pueden diferir en ambos compartimientos.
- Por último, las características predominantes de PPMPs en el río de la subcuenca Huangáscar en cuanto a tamaño fueron menores de 1 mm, color azul y forma de fibra.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 55-103. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-02

Agradecimientos

Se agradece a la Universidad Científica del Sur y a la Universidad Nacional Federico Villarreal por las facilidades brindadas. La presente investigación fue aprobada por la CONSTANCIA N° 100-CIEI-AB-CIENTÍFICA-2023 emitida por el Comité Institucional de Ética en Investigación con Animales y Biodiversidad de la Universidad Científica del Sur (CIEI-AB-CIENTÍFICA).

Financiamiento

La investigación no contó con financiamiento económico formal, pero recibió el apoyo logístico con equipos, reactivos y materiales del Laboratorio de Investigación en Ecología y Biodiversidad Animal de la Facultad de Ciencias Naturales y Matemática de la Universidad Nacional Federico Villarreal, Lima, Perú.

Declaración de conflictos de interés

Los autores declaran no presentar ningún conflicto de interés.

Declaración de uso de IA

Los autores declaran que se empleó la herramienta *Grammarly* en español gratis para mejorar la calidad y expresión científica, y disminuir los errores gramaticales del manuscrito; el responsable de verificar su uso fue José Alberto Iannacone Oliver.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Referencias

ACIJ, Agencia de Cooperación Internacional del Japón. (2012). *Hidrología de máximas avenidas del río Cañete*. https://openjicareport.jica.go.jp/pdf/12125233_02.pdf

Ahmed, A., Billah, M., Ali, M., Guo, L., Akhtar, S., Bhuiyan, M., & Islam, M. (2025). Microplastic characterization and factors influencing its abundance in coastal wetlands: Insights from the world's largest mangrove ecosystem, Sundarbans. *Environmental Science and Pollution Research*, *32*, 5435-5456. https://doi.org/10.1007/s11356-025-36044-9

Amelia, T. S. M., Khalik, W. M. A. W. M., Ong, M. C., Shao, Y. T., Pan, H.-J., & Bhubalan, K. (2021). Marine microplastics as vectors of major ocean pollutants and its hazards to the marine ecosystem and humans. *Progress in Earth and Planetary Sciences*, *8*, Article 12. https://doi.org/10.1186/s40645-020-00405-4

ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2019). *Estudio hidrológico de la unidad hidrográfica Cañete*. https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/4713

Akdogan, Z., Guven, B., & Kideys, A. E. (2023). Microplastic distribution in the surface water and sediment of the Ergene River. *Environmental Research*, *234*, 116500. https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116500

Auta, H. S., Emenike, C. U., & Fauziah, S. H. (2017). Distribution and importance of microplastics in the marine environment: A review of the sources, fate, effects, and potential solutions. *Environment International,* *102*, 165-176. https://doi.org/10.1016/j.envint.2017.02.013

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Barnes, D., Galgani, F., Thompson, R., & Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences*, *364*, 1985-1998. https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205

Bellasi, A., Binda, G., Pozzi, A., Galafassi, S., Volta, P., & Bettinetti, R. (2020). Microplastic contamination in freshwater environments: A review, focusing on interactions with sediments and benthic organisms. *Environments,* *7*(4), 30. https://doi.org/10.3390/environments7040030

Botterell, Z., Beaumont, N., Dorrington, T., Steinke, M., Thompson, R., & Lindeque, P. (2019). Bioavailability and effects of microplastics on marine zooplankton: A review. *Environmental Pollution*, *245*, 98-110. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.065

Cai, M., Liu, M., Hossain, K. B., Wang, J., Zhou, Y., Yan, M., & Leung, K. M. (2025). Current status and emerging techniques for sampling, separating, and identifying microplastics in freshwater environments. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, *184*, 118151. https://doi.org/10.1016/j.trac.2025.118151

Canchari, F. I., & Iannacone, J. (2023). Microplastics in sediments deposited by rainwater runoff in a populated center in the Peruvian Andes. *Brazilian Journal of Water Resources*, *28*, e7. https://doi.org/10.1590/2318-0331.282320220108

Canchari, F. I., & Iannacone, J. (2024). Microplastics in river sediments in two streams in an Andean region of Peru. *Brazilian Journal of Water Resources*, *29*, e31. https://doi.org/10.1590/2318-0331.292420240016

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Castro-García, S., Barrera-Leiva, A. M., González-Evaristo, A. M., Pinot-Gómez, A. L., Vargas-Chan, J. R., Sierra-Lemus, I., & Huchin-Mian, J. P. (2021). Contaminación y microplásticos en ecosistemas acuáticos. *Jóvenes en la Ciencia*, *10*. https://www.jovenesenlaciencia.ugto.mx/index.php/jovenesenlaciencia/article/view/3311

Cháves-Velasco, J. J., Arias-Hoyos, A., Muñoz-Solarte, D. M., & Romero-Puentes, R. B. (2023). Estudio de microplásticos en muestras de agua y sedimentos de un río urbano del suroccidente de Colombia. *Investigación e Innovación en Ingenierías*, *11*, 120-130. https://doi.org/10.17081/invinno.11.2.6637

Chen, H., Qin, Y., Huang, H., & Xu, W. (2020). A regional difference analysis of microplastic pollution in global freshwater bodies based on a regression model. *Water*, *12*(7), 1889. https://doi.org/10.3390/w12071889

Christoph, R., Muñoz, R., Hernández, Á., & Ventura, J. (2016). Aspectos nano de los desechos de plástico. *Momento-Revista de Física*, *51E*, 65-76. http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/momento/article/view/55990

Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, *62*, 2588-2597. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.025

Crawford, C. B., & Quinn, B. (2016). *Microplastic pollutants*. Elsevier Science. https://doi.org/10.1016/C2015-0-04315-5

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ding, L., Zhang, S., Wang, X., Yang, X., Zhang, C., Qi, Y., & Guo, X. (2020). The occurrence and distribution characteristics of microplastics in the agricultural soils of Shaanxi Province, in North-Western China. *Science of the Total Environment*, *720*, 137525. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137525

Durand, M. (2012). La gestión de los residuos sólidos en los países en desarrollo: ¿cómo obtener beneficios de las dificultades actuales? *Espacio y Desarrollo*, *23*, 115-130. http://revistas.pucp.edu.pe/index.php/espacioydesarrollo/article/view/3502

Fazey, F. M. C., & Ryan, P. G. (2016). Biofouling on buoyant marine plastics: An experimental study into the effect of size on microplastic buoyancy. *Environmental Pollution*, *210*, 354-360. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.026

Ferreira, P., Fonte, E., Soares, M. E., Carvalho, F., & Guilhermino, L. (2016). Effects of multi-stressors on juveniles of the marine fish *Pomatoschistus microps*: Gold nanoparticles, microplastics and temperature. *Aquatic Toxicology*, *170*, 89-103. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2015.11.011

Foley, C. J., Feiner, Z. S., Malinich, T. D., & Höök, T. O. (2018). A meta-analysis of the effects of exposure to microplastics on fish and aquatic invertebrates. *Science of the Total Environment*, *631*, 550-559. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.046

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Gamboa, A. C., Gaida, W., Volpi, G. B., Deitos, T., Machado, A. M., Breunig, F. M., Da Rosa, G. M., & Flach, K. A. (2025). Microplastics in rivers of South America: An emerging area of research. *Sociedade & Naturaleza*, *37*, e74055. https://doi.org/10.14393/SN-v37-2025-74055

He, B., Goonetilleke, A., Ayoko, G., & Rintoul, L. (2020). Abundance, distribution patterns, and identification of microplastics in Brisbane River sediments, Australia. *The Science of the Total Environment*, *700*, 1-32. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134467

Horton, A., Svendsen, C., Williams, R., Spurgeon, D., & Lahive, E. (2017). Large microplastic particles in sediments of tributaries of the River Thames, UK – Abundance, sources and methods for effective quantification. *Marine Pollution Bulletin*, *114*, 218-226. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.004

Hossain, M., AftabUddin, S., Akhter, F., Nusrat, N., Rahaman, A., Sikder, M., Monwar, M., Chowdhury, M., Jiang, S., Shi, H., & Zhang, J. (2022). Surface water, sediment, and biota: The first multi-compartment analysis of microplastics in the Karnafully river, Bangladesh. *Marine Pollution Bulletin*, *180*, 113820. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.113820

Islam, M. S., Islam, Z., & Hasan, M. R. (2022). Pervasiveness and characteristics of microplastics in surface water and sediment of the Buriganga River, Bangladesh. *Chemosphere*, *307*, 135945. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135945

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Idowu, G. A., Oriji, A. Y., Olorunfemi, K. O., Sunday, M. O., Sogbanmu, T. O., Bodunwa, O. K., & Aiyesanmi, A. F. (2024). Why Nigeria should ban single-use plastics: Excessive microplastic pollution of the water, sediments and fish species in Osun River, Nigeria. *Journal of Hazardous Materials Advances*, *13*, 100409. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100409

Inrena, Instituto Nacional de Recursos Naturales. (2001). *Evaluación y ordenamiento de los recursos hídricos en la cuenca del río Cañete*. https://hdl.handle.net/20.500.12543/3897

Jiang, C., Yin, L., Li, Z., Wen, X., Luo, X., Hu, S., Yang, H., Long, Y., Deng, B., Huang, L., & Liu, Y. (2019). Microplastic pollution in the rivers of the Tibet Plateau. *Environmental Pollution*, *249*, 91-98. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.03.022

Jung, Y. S., Sampath, V., Prunicki, M., Aguilera, J., Allen, H., LaBeaud, D., Veidis, E., Barry, M., Erny, B., Patel, L., Akdis, C., Akdis, M., & Nadeau, K. (2022). Characterization and regulation of microplastic pollution for protecting planetary and human health. *Environmental Pollution*, *315*, 120442. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120442

Kataoka, T., Nihei, Y., Kudou, K., & Hinata, H. (2018). Assessment of the sources and inflow processes of microplastics in the river environments of Japan. *Environmental Pollution*, *244*, 958-965. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.111

Kaza, S., Yao, L., Bhada-Tata, P., & Van Woerden, F. (2018). *What a waste 2.0: A global snapshot of solid waste management to 2050.* World Bank Publications. https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Khan, N. A., Khan, A. H., López-Maldonado, E. A. L., Alam, S. S., López-López, J. R. L., Méndez-Herrera, P. F. M., Mohamed, B. A., Mahmoud, A. D., Abutaleb, A., & Singh, L. (2022). Microplastics: Occurrences, treatment methods, regulations and foreseen environmental impacts. *Environmental Research*, *215*(1), 114224. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.114224

Kieu-Le, T. C., Thuong, Q. T., Tran, Q. V., & Strady, E. (2023). Baseline concentration of microplastics in surface water and sediment of the northern branches of the Mekong River Delta, Vietnam. *Marine Pollution Bulletin*, *187*, 114605. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114605

Kunz, A., Schneider, F., Anthony, N., & Lin, H. T. (2023). Microplastics in rivers along an urban-rural gradient in an urban agglomeration: Correlation with land use, potential sources and pathways. *Environmental Pollution*, *321*, 121096. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121096

Kuroda, M., Isobe, A., Uchida, K., Tokai, T., Kitakado, T., Yoshitake, M., Miyamoto, Y., Mukai, T., Imai, K., Shimizu, K., Yagi, M., Mituhasi, T., & Habano, A. (2024). Abundance and potential sources of floating polystyrene foam macro-and microplastics around Japan. *Science of the Total Environment*, *925*, 171421. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171421

Lara-Díaz, Z., Mostajo, M., & Ochoa, M. (2024). Detección y cuantificación de Microplásticos en el sistema de agua potable de la ciudad del Cusco. *Cantua*, *19*, 1-6. https://doi.org/10.51343/cantu.v19i0.1354

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Lee, H., Kim, S., Sin, A., Kim, G., Khan, S., Nadagouda, M. N., Sahle-Demessie, E., & Han, C. (2023). Pretreatment methods for monitoring microplastics in soil and freshwater sediment samples: A comprehensive review. *Science of the Total Environment*, *871*, 161718. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161718

Li, Y., Zhang, Y., Chen, G., Xu, K., Gong, H., Huang, K., Yan, M., & Wang, J. (2021). Microplastics in surface waters and sediments from Guangdong coastal areas, South China. *Sustainability*, *13*, 2691. https://doi.org/10.3390/su13052691

Lin, L., Zuo, L.-Z., Peng, J.-P., Cai, L.-Q., Fok, L., Yan, Y., Li, H. X., & Xu, X. R. (2018). Occurrence and distribution of microplastics in an urban river: A case study in the Pearl River along Guangzhou City, China. *The Science of the Total Environment*, *644*, 375-381. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.327

Lin, H., Yuan, Y., Jiang, X., Zou, J., Xia, X., & Luo, S. (2021). Bioavailability quantification and uptake mechanisms of pyrene associated with different-sized microplastics to *Daphnia magna*. *The Science of the Total Environment*, *797*, 149201. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149201

Lino, L. (2022). *Microplástico en el agua y sedimentos de los ríos Huallaga, Aucayacu y Sangapilla en la ciudad de Aucayacu* [tesis de pregrado, Universidad Nacional Agraria de la Selva]. Repositorio institucional de la Universidad Nacional Agraria de la Selva. https://repositorio.unas.edu.pe/items/07d2c49b-e812-4bf1-8e20-300369ef5ca8

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Liu, F., Olesen, K. B., Borregaard, A. R., & Vollertsen, J. (2019). Microplastics in urban and highway stormwater retention ponds. *The Science of the Total Environment*, *671*, 992-1000. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.416

Lusher, A. L., Tirelli, V., O'Connor, I., & Officer, R. (2015a). Microplastics in Arctic polar waters: The first reported values of particles in surface and sub-surface samples. *Scientific Reports*, *5*, 14947. https://doi.org/10.1038/srep14947

Lusher, A. L., Hernandez-Milian, G., O'Brien, J., Berrow, S., O'Connor, I., & Officer, R. (2015b). Microplastic and macroplastic ingestion by a deep diving, oceanic cetacean: The True's beaked whale *Mesoplodon mirus*. *Environmental Pollution*, *199*, 185-191. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.01.023

McCormick, A. R., Hoellein, T. J., London, M. G., Hittie, J., Scott, J. W., & Kelly, J. J. (2016). Microplastic in surface waters of urban rivers: Concentration, sources, and associated bacterial assemblages. *Ecosphere*, *7*, e01556. https://doi.org/10.1002/ecs2.1556

Manrique, R. (2019). *Microplásticos en sedimentos fluviales de la cuenca baja y desembocadura del río Jequetepeque, Perú* [tesis de maestría, Pontificia Universidad Católica del Perú]. Repositorio Digital de Tesis y Trabajos de Investigación PUCP. http://hdl.handle.net/20.500.12404/15030

Melgarejo-Velásquez, G., & Reyes-Avalos, W. (2024). Abundancia de microplásticos del agua, sedimento, y en peces y camarones de la cuenca baja del río Lacramarca (Ancash, Perú). *Caldasia*, *46*, 616-624. https://doi.org/10.15446/caldasia.v46n3.106414

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

MSFD TSML, MSFD Technical Subgroup on Marine Litter. (2013). *Guidance on monitoring of marine litter in European seas.* Comisión Europea. https://doi.org/10.2788/99475

Napper, I. E., Baroth, A., Barrett, A. C., Bhola, S., Chowdhury, G. W., Davies, B. F., Duncan, E. M., Kumar, S., Nelms, S. E., Niloy, M. N. H., Nishat, B., Maddalene, T., Thompson, R. C., & Koldewey, H. (2021). The abundance and characteristics of microplastics in surface water in the transboundary Ganges River. *Environmental Pollution*, *274*, 116348. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116348

O'Connor, J. D., Murphy, S., Lally, H. T., O'Connor, I., Nash, R., O'Sullivan, J., Bruen, M., Heerey, L., Koelmans, A. A., Cullag, A., Cullag, D., & Mahon, A. M. (2020). Microplastics in brown trout (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) from an Irish riverine system. *Environmental Pollution*, *267*, 115572. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115572

Orata, J. C., Costa da, J. P., Duarte, A. C., & Rocha-Santos, T. (2019). Methods for sampling and detection of microplastics in water and sediment: A critical review. *Trends in Analytical Chemistry*, *110*, 150-159. https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.029

Osorio, E. D., Tanchuling, M. A. N., & Diola, M. B. L. D. (2021). Microplastics occurrence in surface waters and sediments in five River Mouths of Manila Bay. *Frontiers in Environmental Science*, *9*, 719274. https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.719274

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Park, T. J., Lee, S. H., Lee, M. S., Lee, J. K., Lee, S. H., & Zoh, K. D. (2020). Occurrence of microplastics in the Han River and riverine fish in South Korea. *The Science of the Total Environment*, *708*, 134535. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134535

Pham, D. T., Choi, S. H., & Kwon, J. H. (2024). Year-round spatial and temporal distribution of microplastics in water and sediments of an urban freshwater system (Jungnang Stream, Korea). *Environmental Pollution*, *334*, 124362. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124362

Rajan, K., Khudsar, F. A., & Kumar, R. (2023). Urbanization and population resources affect microplastic concentration in surface water of the River Ganga. *Journal of Hazardous Materials Advances, 11*, 100342. https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2023.100342

Rami, Y., Shoshtari-Yeganeh, B., Ebrahimi, A., & Ebrahimpour, K. (2023). Occurrence and characteristics of microplastics in surface water and sediment of Zayandeh-rud River, Iran. *Environmental Health Engineering and Management Journal*, *10*, 207-216. https://doi.org/10.34172/EHEM.2023.23

Scopetani, C., Chelazzi, D., Martellini, T., Pellinen, J., Ugolini, A., Sarti, C., & Cincinelli, A. (2021). Occurrence and characterization of microplastic and mesoplastic pollution in the Migliarino San Rossore, Massaciuccoli Nature Park (Italy). *Marine Pollution Bulletin*, *171*, 112712. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112712

Shruti, V., Jonathan, M., Rodríguez, P., & Rodríguez, F. (2019). Microplastics in freshwater sediments of Atoyac River basin, Puebla City, Mexico. *The Science of the Total Environment*, *654*, 154-163. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.402

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Singh, P., Singh, A., Tripathi, K., Basniwal, R., Chauhan, R., & Chauhan, A. (2024). Insights into the seasonal variation, distribution, composition and dynamics of microplastics in the Ganga River ecosystem of Varanasi City, Uttar Pradesh, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, *196*, 1134. https://doi.org/10.1007/s10661-024-13307-5

Soltani, N., Keshavarzi, B., Moore, F., Busquets, R., Nematollahi, M. J., Javid, R., & Gobert, S. (2022). Effect of land use on microplastic pollution in a major boundary waterway: The Arvand River. *The Science of the Total Environment*, *830*, 154728. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154728

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

Suresh, A., Vijayaraghavan, G., Saranya, K. S., Neethu, K. V., & Aneesh, B. (2020). Microplastics distribution and contamination from the Cochin coastal zone, India. *Regional Studies in Marine Science*, *40*, 101533. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101533

Talbot, R., & Chang, H. (2025). Microplastics in freshwater: A global review of factors affecting spatial and temporal variations. *Environmental Pollution*, *292*, 118393. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118393

Thompson, R., Olsen, Y., Mitchell, R., Davis, A., Rowland, S., John, A., McGonigle, D., & Rushell, A. (2004). Lost at sea: Where is all the plastic. *Science*, *304*(5672), 838. https://doi.org/10.1126/science.1094559

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Thompson, R. C. (2015). Microplastics in the marine environment: Sources, consequences and solutions. In: Bergmann, M., Gutow, L., & Klages, M. (eds.). *Marine anthropogenic litter* (pp. 185-200). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3

Vasudeva, M., Warrier, A. M., Kartha, V. B., & Unnikrishnan, V. K. (2025). Advances in microplastic characterization: Spectroscopic techniques and heavy metal adsorption insights. *Trends in Analytical Chemistry*, *183*, 2025, 118111. https://doi.org/10.1016/j.trac.2024.118111

Vayghan, A. H., Rasta, M., Zakeri, M., & Kelly, F. J. (2022). Spatial distribution of microplastics pollution in sediments and surface waters of the Aras River and reservoir: An international river in Northwestern Iran. *The Science of the Total Environment*, *843*, 156894. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156894

Vermeiren, P., Lercari, D., Muñoz, C. C., Ikejima, K., Celentano, E., Jorge-Romero, G., & Defeo, O. (2021). Sediment grain size determines microplastic exposure landscapes for sandy beach macroinfauna. *Environmental Pollution*, *286*, 117308. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117308

Wang, C., Liu, X., Ma, Q., Xing, S., Yuan, L. & Ma, Y. (2024). Distribution and effects of microplastics as carriers of heavy metals in river surface sediments. *Journal of Contaminant Hydrology*, *266*, 104396. https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2024.104396

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Wang, J., Peng, J., Tan, Z., Gao, Y., Zhan, Z., Chen, Q., & Cai, L. (2017). Microplastics in the surface sediments from the Beijiang River littoral zone: Composition, abundance, surface textures and interaction with heavy metals. *Chemosphere*, *171*, 248-258. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.074

Welden, N., & Lusher, A. (2020). Microplastics: From origin to impacts. In *Plastic Waste and Recycling* (pp. 223-249). https://doi.org/10.1016/B978-0-12-817880-5.00009-8

Welle, F., & Franz, R. (2018). Microplastic in Bottled Natural Mineral Water – Literature Review and Considerations on Exposure and Risk Assessment. *Food Additives & Contaminants: Part A*, *35*(12), 2482-2492. https://doi.org/10.1080/19440049.2018.1543957

Yang, L., Luo, W., Zhao, P., Zhang, Y., Kang, S., Giesy, J. P., & Zhang, F. (2021a). Microplastics in the Koshi River, a remote alpine river crossing the Himalayas from China to Nepal. *Environmental Pollution*, *290*, 118121. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118121

Yang, L., Zhang, Y., Kang, S., Wang, Z., & Wu, C. (2021b). Microplastics in freshwater sediment: A review on methods, occurrence, and sources. *The Science of the Total Environment*, *754*, 141948. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141948

Zhang, K., Gong, W., Lv, J., Xiong, X., & Wu, C. (2015). Accumulation of floating microplastics behind the Three Gorges Dam. *Environmental Pollution*, *204*, 117-123. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.04.023

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Zhang, X., Wen, K., Ding, D., Liu, J., Lei, Z., Chen, X., Ye, G., Zhang, J., Shen, H., Yan, C., Dong, S., Huang, Q., & Lin, Y. (2021). Size-dependent adverse effects of microplastics on intestinal microbiota and metabolic homeostasis in the marine medaka (*Oryzias melastigma*). *Environment International*, *151*, 106452. https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106452

Zhang, Z., Chen, W., Chan, H., Peng, J., Zhu, P., Li, J., Jiang, X., Zhang, Z., Wang, Y., Tan, Z., Peng, Y., Zhang, S., Lin, K., & Yung, K. K. L. (2024). Polystyrene microplastics induce size-dependent multi-organ damage in mice: Insights into gut microbiota and fecal metabolites. *Journal of Hazardous Materials*, *461*, 132503. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.132503

Zhao, W., Li, J., Liu, M., Wang, R., Zhang, B., Meng, X. Z., & Zhang, S. (2024). Seasonal variations of microplastics in surface water and sediment in an inland river drinking water source in southern China. *The Science of the Total Environment*, *908*, 168241. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168241

Zhou, N., Wang, Z., Yang, L., Zhou, W., Qin, Z., & Zhang, H. (2023). Size-dependent toxicological effects of polystyrene microplastics in the shrimp *Litopenaeus vannamei* using a histomorphology, microbiome, and metabolic approach authorship. *Environmental Pollution*, *316*, 120635. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120635

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

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

Artículos

Avances en el estudio de humedales urbanos en Chile: una revisión sistemática para fortalecer la implementación de la Ley 21.202

Advances in the study of urban wetlands in Chile: A systematic review to strengthen the implementation of Law 21.202

Jorge Gallardo-Fuentes[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-1701-173X

Jimmy Pincheira-Ulbrich[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9841-7426

[1]Universidad Mayor- Facultad de Medicina y Ciencias de la Salud-Escuela de Medicina Veterinaria, Temuco, Chile. Universidad Católica de Temuco-Facultad de Recursos Naturales, Temuco, Chile, jorge.gallardo@umayor.cl

[2]Universidad Católica de Temuco-Facultad de Recursos Naturales-Departamento de Ciencias Ambientales-Núcleo de Estudios Ambientales y Laboratorio de Planificación Territorial, Temuco, Chile, jpincheira@uct.cl

Autor para correspondencia: Jimmy Pincheira-Ulbrich, jpincheira@uct.cl

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Resumen

Los humedales urbanos son esenciales para el bienestar humano al proveer servicios ecosistémicos y hábitats para una gran diversidad biológica. Pese al aumento de estudios en Chile, la evidencia permanece dispersa y con baja comparabilidad entre regiones y tipologías, lo que limita su uso en la gestión y la política pública. El objetivo de este estudio fue sistematizar el conocimiento científico sobre humedales urbanos en Chile (1998-2025) para aportar evidencia que fortalezca su protección y respalde la implementación de la Ley 21.202. Se realizó una revisión sistemática PRISMA 2020 en Scopus, ScienceDirect y SciELO, con palabras clave y criterios de inclusión/exclusión. Se identificaron 173 artículos, concentrados en Concepción y Valdivia, con un incremento de los estudios desde 1 (1998) hasta 18 (2024), lo que reveló un crecimiento reciente de la producción científica. El análisis de contenido agrupó los hallazgos en cuatro dimensiones: 1) propiedades físico-químicas, que evidenciaron deterioro de la calidad del agua; 2) medio biótico, con cambios en la composición de macroinvertebrados (incluidos crustáceos e insectos); 3) dimensión humana, que destacó procesos de autoorganización y participación social; y 4) ordenamiento territorial, que da cuenta de amenazas ligadas con la expansión urbana y una débil planificación ambiental. En conjunto, los humedales urbanos en Chile enfrentan desafíos ambientales y de gestión que exigen fortalecer la implementación de la Ley 21.202 y priorizar investigación en vegetación hidrófita, microbiota, suelos hídricos y series hidrológicas, para orientar ordenanzas, programas de monitoreo e instrumentos de gestión hacia una planificación territorial informada.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Palabras clave: Ley 21.202, PRISMA 2020, humedal, biodiversidad, protección medioambiental, planificación urbana, ecosistema, calidad del agua, bibliografía, participación comunitaria, Chile.

Abstract

Urban wetlands are essential for human well-being because they provide key ecosystem services and habitats for high biological diversity. Despite the increase in studies in Chile, the evidence remains scattered and poorly comparable across regions and wetland types, which limits its use in management and public policy. The aim of this study was to systematize scientific knowledge on urban wetlands in Chile (1998-2025) to provide evidence that strengthens their protection and supports the implementation of Law 21.202. A systematic review was conducted following PRISMA 2020 in Scopus, ScienceDirect and SciELO, using predefined keywords and inclusion/exclusion criteria. A total of 173 articles were identified, strongly concentrated in Concepción and Valdivia, with an increase from 1 study (1998) to 18 (2024), revealing recent growth in scientific production. Content analysis grouped the findings into four dimensions: (i) physicochemical properties, showing deterioration of water quality; (ii) biotic environment, with changes in macroinvertebrate composition (including crustaceans and insects); (iii) human dimension, highlighting processes of self-organization and social participation; and (iv) spatial planning, reflecting threats linked to urban expansion and weak environmental planning. Overall, urban wetlands in Chile face environmental and management challenges that call for strengthening the implementation of Law 21.202 and prioritizing research on hydrophytic vegetation, microbiota, hydric soils and long-term hydrological series, in order to inform local ordinances, design monitoring programs and

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

improve management instruments, thereby integrating ecological criteria into territorial planning.

Keywords: Law 21.202, PRISMA 2020, wetlands, biodiversity, environmental protection, urban planning, ecosystems, water quality, bibliographies, community participation, Chile.

Recibido: 25/02/2025

Aceptado: 02/12/2025

Publicado *ahead of print*: 27/01/2026

Versión final: 01/09/2026

Introducción

Los humedales son ecosistemas vitales que desempeñan un papel esencial en la regulación del clima, el suministro de agua dulce y la mitigación de desastres naturales, como inundaciones y tsunamis, ofreciendo múltiples servicios a las comunidades humanas (Ewel, 1997; Bolund & Hunhammar, 1999; Convención de Ramsar, 2006; Mitsch *et al*., 2015). Entre estos servicios ecosistémicos destacan el secuestro de carbono, y la regulación de procesos hidrológicos y biogeoquímicos, así como el soporte de una gran diversidad biológica, lo que subraya su importancia para la estabilidad ambiental y la mitigación del cambio climático (Mitsch *et al*., 2015), y los sitúa como elementos clave en la estructura y funcionamiento del paisaje.

Asimismo, los humedales brindan oportunidades recreativas, educación ambiental, tratamiento de aguas residuales y suministro de recursos energéticos, impactando positivamente en el bienestar humano

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

(Ewel, 1997; Bolund & Hunhammar, 1999; Convención de Ramsar, 2006; Mitsch *et al*., 2015). En áreas urbanas, los servicios recreativos que ofrecen, como la observación de la naturaleza y los beneficios espirituales asociados, son especialmente valorados por la población, lo que contribuye a mejorar la calidad de vida, sobre todo en entornos urbanos densamente poblados (Alves *et al*., 2008; Aspinall *et al*., 2010; Hartig *et al*., 2014). A pesar de estos beneficios, los humedales urbanos globalmente se encuentran cada vez más amenazados por el avance de las ciudades y la actividad humana intensiva (Alikhani *et al*., 2021).

La Convención de Ramsar (2008) define los humedales urbanos y periurbanos como aquellos localizados dentro y alrededor de áreas metropolitanas. Debido a su ubicación, estos ecosistemas son particularmente vulnerables a la presión antrópica, ya que suelen situarse en las inmediaciones de cursos de agua que, con el tiempo, son absorbidos por la expansión urbana (Zhu & Ehrenfeld, 1999). Como resultado, los humedales urbanos con frecuencia son los primeros en sufrir los efectos negativos de la actividad humana, como la contaminación, el drenaje y la sedimentación (Dugan, 1990; Retamal *et al*., 2013). Ante tal situación, es necesario que los países implementen políticas que equilibren el desarrollo urbano con la conservación de estos ecosistemas vulnerable (Moschella *et al*. 2024).

En América Latina, la pérdida de humedales ha sido alarmante, alcanzando una disminución del 59 % en las últimas décadas (Darrah *et al*., 2019). Este fenómeno ha sido impulsado por factores como la migración del campo a la ciudad y el crecimiento descontrolado de asentamientos urbanos (Hidalgo & Zunino, 2012; INE, 2020). La situación se agrava debido a los altos niveles de desigualdad y pobreza que caracterizan a la región, lo cual limita las capacidades institucionales para

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

la gestión y protección de estos ecosistemas vitales (CEPAL, 2019). Dicha pérdida no solo afecta la biodiversidad y los servicios ecosistémicos, sino que también exacerba la vulnerabilidad de las poblaciones urbanas ante eventos climáticos extremos (Dodman *et al*., 2022).

Ante este panorama, algunos países latinoamericanos han comenzado a adoptar marcos legales específicos para equilibrar el desarrollo urbano con la conservación de los humedales. En Bogotá, Colombia, 11 humedales urbanos han sido reconocidos como sitios Ramsar, y son gestionados en conjunto por autoridades locales y organizaciones comunitarias, estableciendo un modelo de colaboración para su protección (Méndez *et al*., 2020). Chile, en particular, ha sido pionero en la región al promulgar en 2020 la Ley 21.202, una legislación dedicada en exclusiva a la protección de humedales urbanos (BCN, 2020; Estado de Chile, 2020).

Esta ley incorpora estos ecosistemas en los planes reguladores urbanos y establece criterios de sostenibilidad que incluyen la preservación de sus características ecológicas y de sus regímenes hidrológicos, tanto superficiales como subterráneos (Rojas, 2019; Rojas *et al*., 2019). Sin embargo, su efectividad depende de articular la evidencia científica con otros factores que inciden en la gestión ambiental, como la presión social, las controversias judiciales y las decisiones administrativas. En Chile, la política pública ambiental no siempre se funda en dicha evidencia, pero esta constituye un insumo indispensable para orientar la implementación de la Ley 21.202 y robustecer sus instrumentos de gestión (Guerra-Schleef & Lara-Sutulov, 2023).

La declaración de un humedal urbano en Chile puede ser solicitada por los municipios o realizada directamente por el Ministerio del Medio Ambiente. Este proceso incluye la delimitación del humedal según los

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

criterios establecidos en el artículo Nº 8 del Reglamento de la Ley 21.202, basados en la identificación de características clave como la presencia de vegetación hidrófita, suelos hídricos y regímenes de saturación hidrológica. Además, las obras o actividades que puedan alterar física o químicamente estos humedales deben someterse al Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental conforme a las letras p) y s) del artículo 10 de la Ley Nº 19.300 (Estado de Chile, 1994), incluso si el humedal aún no ha sido formalmente declarado, de acuerdo con lo resuelto por la Contraloría General de la República (2021) en el Dictamen Nº E157665/2021.

Dado el crecimiento sostenido de las áreas urbanas (INE, 2020) y las amenazas que ello representa para los humedales (Dodman *et al*., 2022), es vital comprender el estado actual del conocimiento científico sobre estos ecosistemas en Chile. A pesar de los avances legislativos, la implementación efectiva de las políticas de conservación se ve obstaculizada tanto por la dispersión y heterogeneidad de la información científica y técnica disponible como por limitaciones institucionales, falta de capacidades locales y debilidades en los mecanismos de gobernanza ambiental (Correa *et al*., 2018; Dodman *et al*., 2022). En este contexto, la evidencia generada sobre humedales urbanos en Chile durante al menos las dos últimas décadas carece, hasta donde conocemos, de una síntesis sistemática y reproducible de alcance nacional.

En este contexto, este estudio tiene como objetivo sistematizar la información científica disponible sobre los humedales urbanos en Chile, no solo para identificar vacíos de conocimiento, sino también para fortalecer la base científica que respalde la protección de estos ecosistemas y la implementación de la Ley 21.202. Específicamente, se busca evaluar el estado actual del conocimiento sobre los humedales

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

urbanos, identificar los principales factores que contribuyen a su degradación y destacar las áreas de investigación que requieren mayor atención.

Materiales y métodos

Este estudio se estructuró en torno a dos enfoques metodológicos complementarios: un análisis bibliométrico sistemático, desarrollado conforme a las directrices PRISMA 2020 (*Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses*) (Page *et al*., 2021), y un análisis de contenido temático (Krippendorff, 2018), orientado a la interpretación estructurada de la literatura científica sobre humedales urbanos en Chile. Ambos enfoques se integraron para generar dos niveles analíticos de resultados: (i) el análisis de los patrones generales de investigación sobre humedales urbanos en Chile, que sintetiza los aspectos bibliográficos, espaciales y ecosistémicos de los estudios revisados; y (ii) el análisis de contenido de los principales hallazgos clasificados por dimensión temática, centrado en la síntesis de los métodos, resultados y contribuciones de cada artículo, incluyendo su vinculación con la Ley 21.202 y su Reglamento (DS 15/2020).

Revisión bibliográfica

La revisión bibliográfica, desarrollada en el marco del protocolo PRISMA 2020, constó de tres etapas principales: identificación, cribado y elegibilidad-inclusión. En la fase de identificación, se realizó una búsqueda exhaustiva y secuencial en tres bases de datos científicas de amplia cobertura: primero en Scopus, luego en ScienceDirect y finalmente en

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

SciELO. Las búsquedas se restringieron a los campos de título, resumen y palabras clave, abarcando el periodo 1998 a septiembre de 2025. Solo se consideraron artículos científicos arbitrados, excluyéndose capítulos de libros.

Se emplearon ocho combinaciones de palabras clave en español e inglés: humedal ciudad, humedal urbano, humedal río, humedal lago, *wetland city*, *wetland urban*, *wetland river* y *wetland lake*. En todas ellas se incorporó el término Chile, con el propósito de acotar los resultados a investigaciones desarrolladas en el territorio nacional. Las combinaciones de búsqueda se aplicaron en cada base de datos tal como fueron formuladas, verificándose de manera iterativa la coherencia temática y la pertinencia de los estudios recuperados. En total se identificaron 466 registros, de los cuales 118 fueron eliminados por duplicación, quedando 348 artículos únicos para el cribado inicial (Figura 1).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

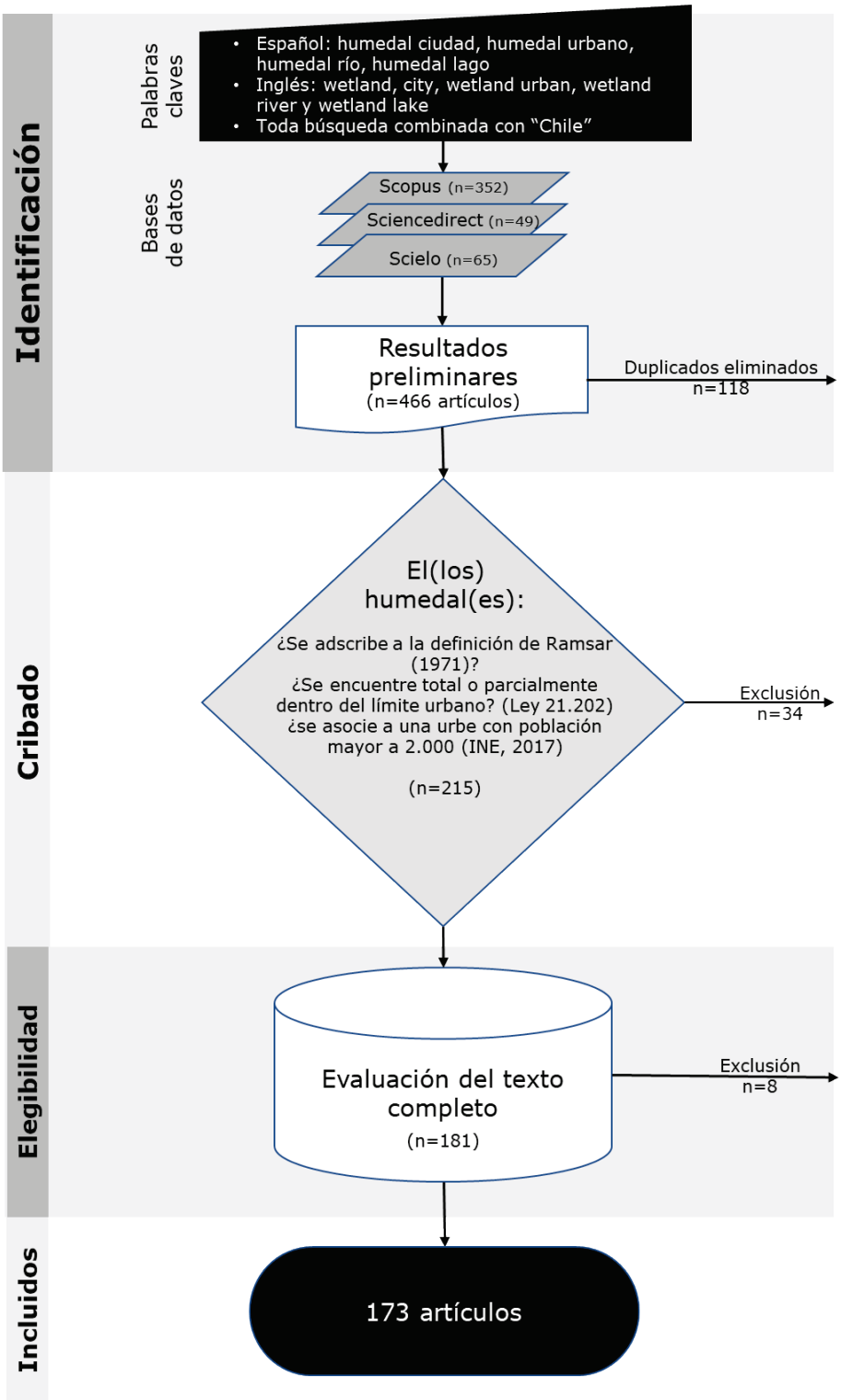


Figura 1. Diagrama de flujo del proceso de selección de artículos (PRISMA 2020; Page *et al*., 2021).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

La fase de cribado consistió en la revisión manual de los títulos y resúmenes de los registros recuperados. Cada artículo fue evaluado mediante tres preguntas de decisión: (i) ¿el ecosistema se adscribe a la definición de humedal de la Convención Ramsar (1971)?; (ii) ¿se encuentra total o parcialmente dentro del límite urbano, conforme a la Ley 21.202?; y (iii) ¿se asocia a una urbe con población superior a 2.000 habitantes, según el INE (2018)? En los casos en que la información fue ambigua o insuficiente, se consultaron secciones clave del texto completo —principalmente la introducción y la metodología— hasta resolver con certeza los criterios de inclusión. Los registros que no cumplían con una o más de estas condiciones fueron descartados en esta fase. En total, 215 artículos cumplieron los criterios mínimos y pasaron a la etapa siguiente (Figura 1).

Durante la fase de elegibilidad, se revisaron en detalle los textos completos para confirmar su correspondencia con los criterios de inclusión, excluyéndose ocho estudios que no los cumplían. Finalmente, en la fase de inclusión, se seleccionaron 173 artículos científicos, los cuales cumplieron todos los criterios establecidos y constituyeron la base del análisis posterior.

Construcción y estructura de la base de datos

Concluida la fase de inclusión del protocolo PRISMA 2020, se construyó una base de datos estructurada en Microsoft Excel, destinada a integrar de manera estandarizada la información proveniente de los artículos seleccionados y a servir de soporte para su análisis posterior. Durante este proceso se aplicó una normalización tipográfica y semántica de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

nombres de autores, regiones y humedales, con el propósito de asegurar la coherencia entre registros procedentes de distintas bases de datos.

La base se organizó mediante un conjunto de 24 campos definidos, los cuales fueron agrupados funcionalmente en cuatro componentes principales (bibliográfico, temático, espacial y ecosistémico), de acuerdo con la naturaleza de la información registrada y su papel en el proceso de análisis.

El componente bibliográfico estuvo orientado a describir la procedencia y las características formales de cada registro, e incluyó los campos: 1) ID (identificador único para cada manuscrito); 2) base de datos (p. ej., Scielo); 3) referencia corta; 4) autores; 5) año; 6) título; 7) revista; 8) enlace DOI/URL; 9) tipo de contribución, y 10) idioma. El componente temático permitió caracterizar el contenido conceptual y el propósito de los estudios, integrando los campos: 11) palabras clave del artículo (traducidas al español) y 12) objetivo del estudio. Por su parte, el componente espacial y ecosistémico se centró en los atributos geográficos, ambientales y analíticos de cada investigación, y estuvo conformado por los campos: 13) escala geográfica; 14) región de estudio; 15) ciudad; 16) nombre local del humedal; 17) tipo de humedal; 18) trabajo de campo; 19) síntesis del método; 20) dimensión de estudio; 21) principales resultados; 22) contribución a la Ley 21.202/DS 15/2020; 23) financiamiento, y 24) disciplina.

Análisis de contenido temático

Una vez organizada la información en la base de datos, se realizó un análisis de contenido orientado a sistematizar los métodos, resultados y dimensiones temáticas de los estudios. Este procedimiento se desarrolló

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

bajo un enfoque deductivo, dado que las categorías analíticas fueron definidas a priori (Krippendorff, 2018).

El eje central del análisis fue el campo Dimensión de estudio, entendida como el criterio que permite agrupar los artículos según el tipo de evidencia aportada, el enfoque metodológico y la naturaleza del objeto investigado. Se distinguieron cuatro categorías: 1) medio biótico, enfocado en especies, comunidades y grupos taxonómicos (Margalef, 1983; Roldán & Ramírez, 1992; Giller & Malmqvist, 1998); 2) propiedades físico-químicas, relacionadas con el estudio del agua, los suelos o los sedimentos (Wetzel, 2001; Mitsch & Gosselink, 2000); 3) dimensión humana, orientada a las interacciones entre sociedad y humedal, incluyendo ocupación, percepción y gobernanza (Herrera, 1976; Berkes *et al*., 2000), y 4) ordenamiento territorial, que comprende la planificación urbana, el uso de suelo y la expansión de infraestructuras (McHarg, 1969; Forman, 1995; Batty, 2008).

Tras la clasificación de las investigaciones según su dimensión de estudio, el análisis se aplicó sobre los campos que requirieron procesamiento interpretativo o clasificación experta: 17) tipo de humedal; 18) trabajo de campo (sí/no); 19) síntesis del método; 20) dimensión de estudio; 21) principales resultados; 22) contribución a la Ley 21.202/DS 15/2020, y 24) disciplina (véase Anexo).

El Tipo de humedal se clasificó conforme a la tipología de la Convención Ramsar (1971), armonizada con el Inventario Nacional de Humedales del Ministerio del Medio Ambiente y con la Ley 21.202 y su Reglamento (DS Nº 15/2020). Esta tipología distinguió las categorías palustre, lacustre, ribereño, costero, estuarino y artificial.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

El campo Síntesis del método correspondió a la extracción de los elementos principales de la descripción metodológica declarada en cada artículo. Trabajo de campo se codificó de manera dicotómica (sí/no) según la presencia de recolección de datos primarios, mientras que Principales resultados se sistematizaron de forma descriptiva y objetiva, priorizando evidencias verificables y evitando interpretaciones subjetivas.

La Disciplina se clasificó según la *Revised Field of Science and Technology Classification* de la OECD (2015), lo que permitió organizar los estudios en áreas y subáreas del conocimiento, distinguiendo las principales contribuciones desde Ciencias de la Tierra y del Medioambiente, Ciencias Biológicas, Ciencias Sociales, Ingeniería y Tecnología y Humanidades.

Finalmente, la Contribución a la Ley 21.202 se estableció vinculando los hallazgos de cada estudio con los artículos pertinentes del Reglamento (DS Nº 15/2020), en particular el artículo 3 (criterios mínimos de sustentabilidad), el artículo 8 (delimitación), los artículos 15 y 18 (instrumentos de gestión municipal y territorial) y el artículo 22 (guías técnicas del SEA). Esta clasificación admitió múltiples correspondencias según la naturaleza de la evidencia (biológica, hidrológica, físico-química o socioecológica).

Validación y control de calidad

La clasificación y codificación de los registros fueron realizadas por un revisor y auditadas posteriormente mediante una submuestra aleatoria de 40 artículos (23 % del total). La validez y confiabilidad del procedimiento se reforzaron mediante: (i) la definición de categorías a priori; (ii) controles de consistencia entre campos (verificación del DOI,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

normalización de nombres de ciudades y regiones); y (iii) triangulación de fuentes internas de cada artículo, contrastando la información reportada en el texto principal.

Resultados

Patrones generales de investigación sobre humedales urbanos en Chile

La búsqueda bibliográfica identificó un total de 173 artículos publicados entre 1998 y 2025, evidenciando una tendencia creciente en la investigación sobre humedales urbanos en Chile (Figura 2). La producción anual varió desde un artículo en 1998 hasta un máximo de 18 en 2024, concentrándose el 64 % de las publicaciones entre 2017 y 2024. En contraste, en los años 1999 a 2004 se observa una completa inactividad, retomando lentamente el año 2005 con solo dos artículos. Algunos picos se observan en 2009 (n = 11), 2014 (n = 9) y 2016 (n = 10).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

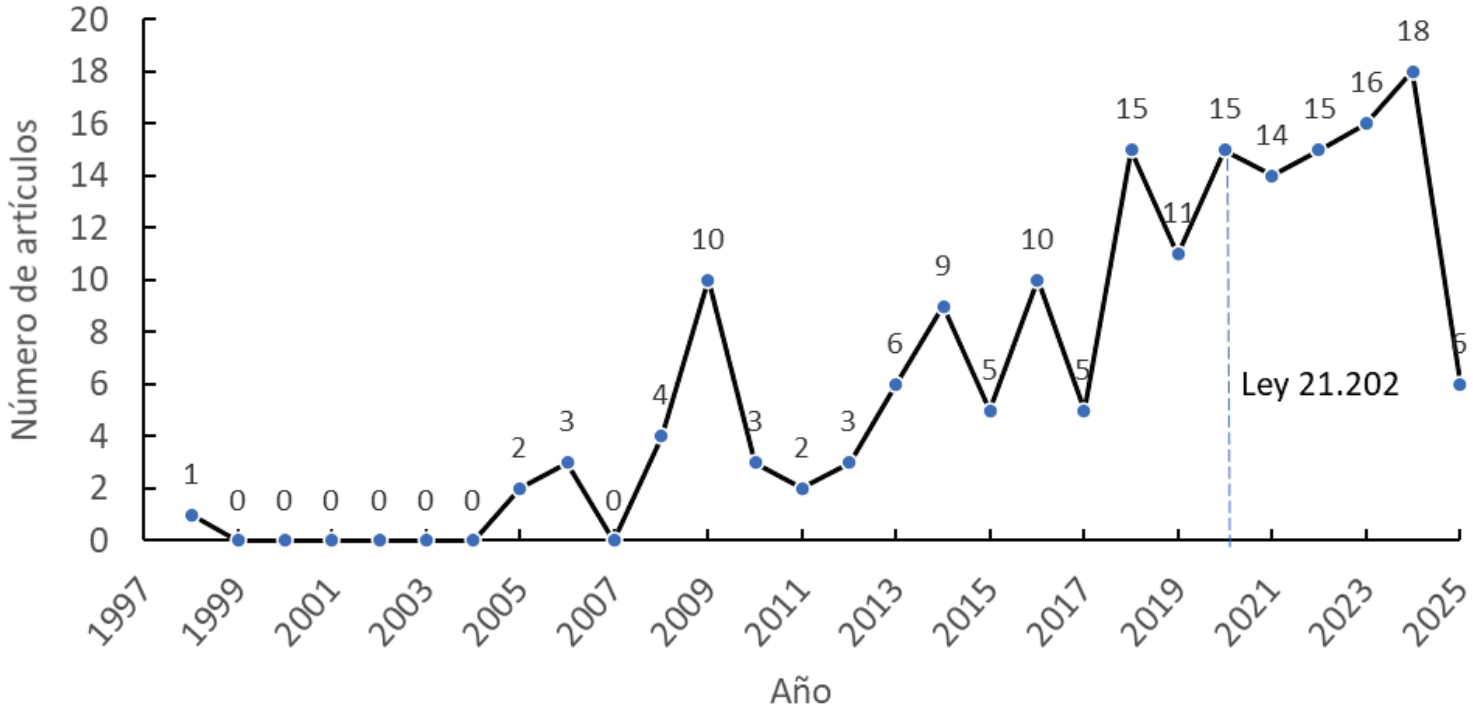


Figura 2. Evolución anual del número de artículos científicos sobre humedales urbanos en Chile (1998-2025).

Se identificaron más de 500 palabras clave distintas en los artículos revisados, lo que refleja la diversidad temática y los principales focos de investigación sobre humedales urbanos en Chile. Sobresalen los términos asociados a humedales y sus variantes, como "humedales urbanos" y "humedales costeros"; aquellos vinculados con los procesos de urbanización, entre ellos "expansión urbana", "fragmentación urbana" y "urbanismo"; y los relacionados con la biodiversidad, como "especies endémicas" y "especies invasoras". Es relevante mencionar que el idioma de las publicaciones se distribuyó en un 64 % inglés y 36 % español, lo que indica una predominancia del idioma inglés (véase Anexo).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

Las 173 publicaciones se distribuyen en 114 revistas científicas (≈1,52 artículos por revista), lo que evidencia alta diversidad y baja concentración editorial del tema. Las revistas chilenas aportan cerca del 16 % del total (28 artículos), destacando *Urbano*, *Revista de Geografía Norte Grande*, *Gayana* (Concepción) y *Revista Chilena de Historia Natural*, que reflejan el arraigo local y los enfoques territoriales/urbanos. Entre las internacionales sobresalen *Science of The Total Environment* (Países Bajos), *Sustainability* (Suiza) y *Water* (Suiza), lo que muestra la inserción del caso chileno en circuitos globales de investigación ambiental. En menor medida, títulos como *Latin American Journal of Aquatic Research* (Chile), *Applied Geography* (Reino Unido) o *Ecological Indicators* (Países Bajos) amplían la difusión regional e internacional. En conjunto, el patrón sugiere equilibrio entre producción nacional y proyección global, con predominio de revistas europeas en el ámbito ambiental y revistas chilenas en estudios de ordenamiento territorial y ciudad.

La escala local domina ampliamente la investigación, con más de cien estudios (100 exclusivamente locales y varios adicionales con alcance mixto), lo que representa una clara preferencia por análisis de sitio o de humedales específicos. Esta tendencia se refuerza con los trabajos de escala local/regional (n = 26) y comunal (n = 19). En contraste, los estudios de alcance regional o nacional son menos frecuentes (6 y 10 respectivamente), lo que evidencia una brecha en investigaciones de síntesis o comparativas entre ciudades y regiones.

En cuanto a la tipología de los humedales estudiados (Figura 3), los ribereños fueron los más frecuentemente abordados (33 estudios), lo que refleja la importancia de los sistemas fluviales y esteros urbanos en la investigación nacional. Les siguieron los humedales lacustres (n =11) y palustres (n = 10), tanto en forma pura como en combinaciones

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

frecuentes con otros tipos (por ejemplo, palustre; lacustre y estuarino; lacustre; palustre). Los humedales con influencia costera (n = 10) y/o estuarina (n = 9) constituyen otro grupo relevante, concentrados en zonas litorales urbanizadas (p. ej., Valdivia). Además, se registran humedales mixtos que integran gradientes ribereños, palustres, lacustres y estuarinos, junto con un número menor de bosques pantanosos (n =4) y humedales artificiales (n = 3), asociados principalmente a experiencias de restauración, tratamiento de aguas o modelación hidráulica.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

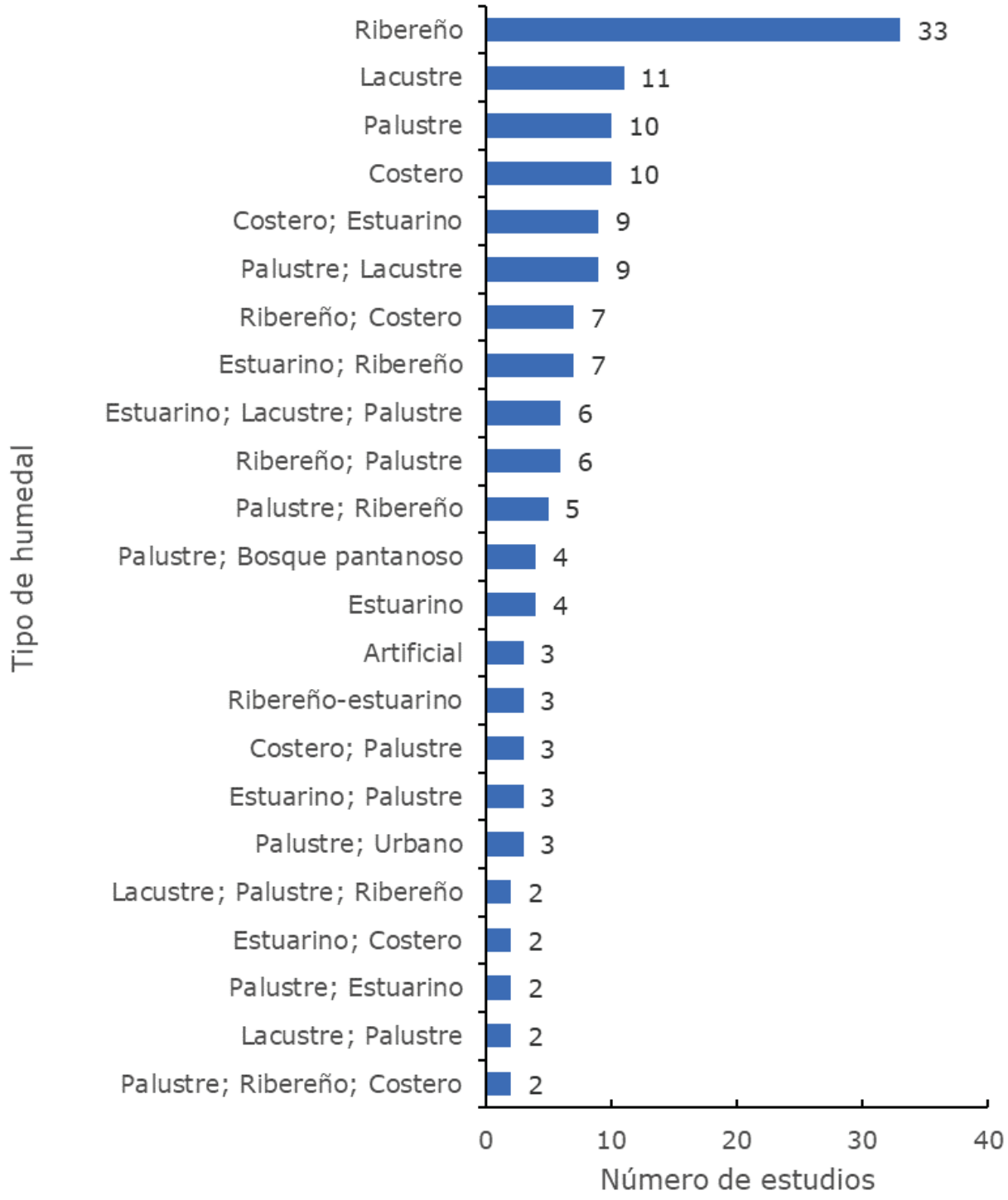


Figura 3. Número de estudios por tipo o combinación de tipos de humedal urbano en Chile (solo categorías con ≥ 2 estudios).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

En cuanto a los sitios efectivamente abordados por los estudios, los resultados muestran una alta dispersión geográfica, con cerca de 190 humedales urbanos y periurbanos identificados en el conjunto de manuscritos analizados (Figura 4). Esta amplitud territorial se distribuye de manera desigual entre regiones donde Biobío (46 artículos) y Los Ríos (n = 38) concentran la mayor producción científica, mientras que el norte árido (Antofagasta y Atacama), y la Patagonia austral (Aysén Magallanes) presentan una cobertura mucho más limitada. Cabe notar que Tarapacá no presenta estudios.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

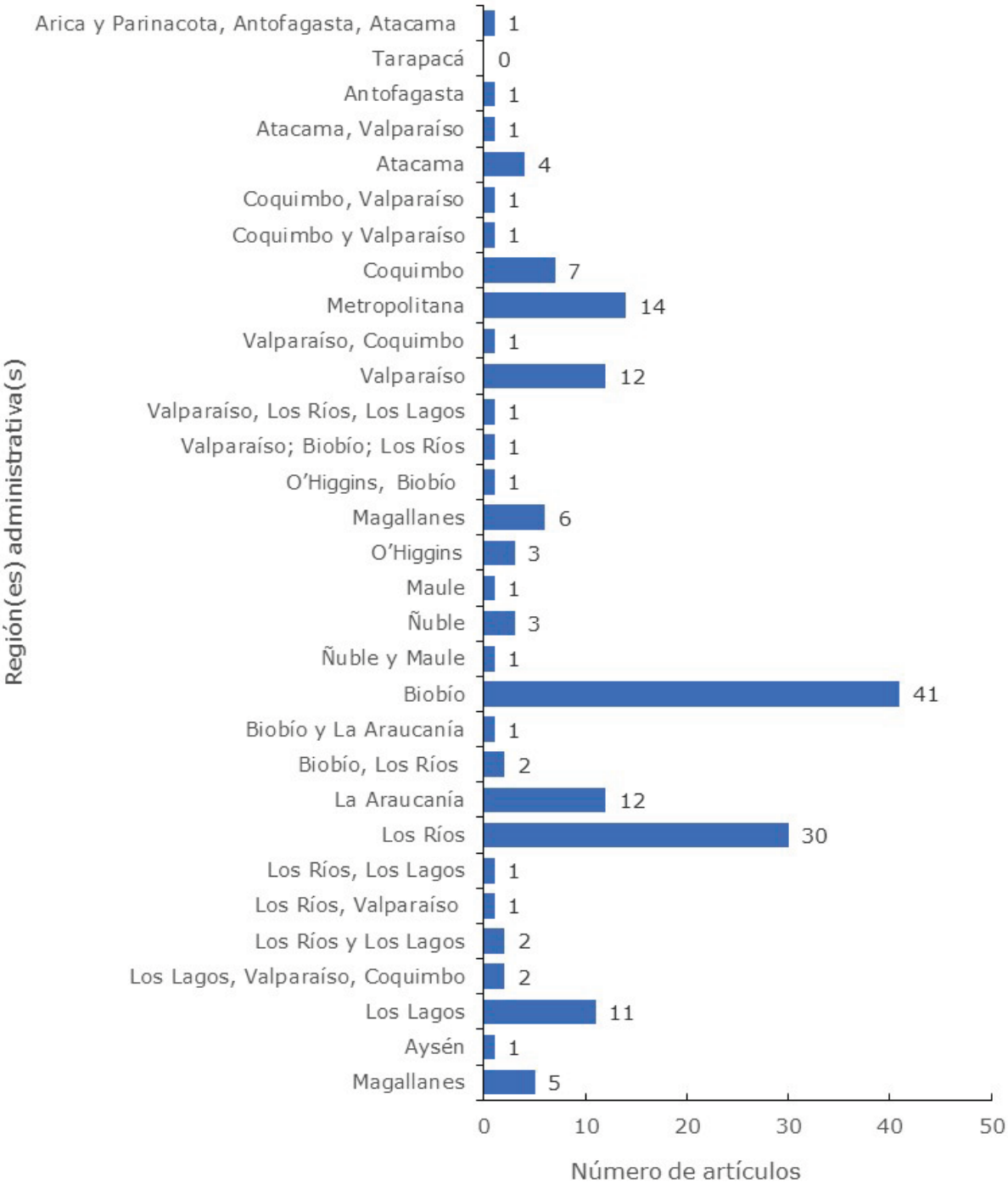


Figura 4. Distribución regional de los artículos sobre humedales urbanos en Chile, con las regiones ordenadas geográficamente de norte a sur.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Pese a esta amplitud territorial, se observa una concentración de esfuerzos en determinados sistemas: sobresale el complejo del Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter-Río Cruces (n = 17), que junto con Angachilla (n = 7), El Bosque (n = 4) y Miraflores (n = 3) conforma el principal polo de investigación en Valdivia (Región de Los Ríos) (Figura 5).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

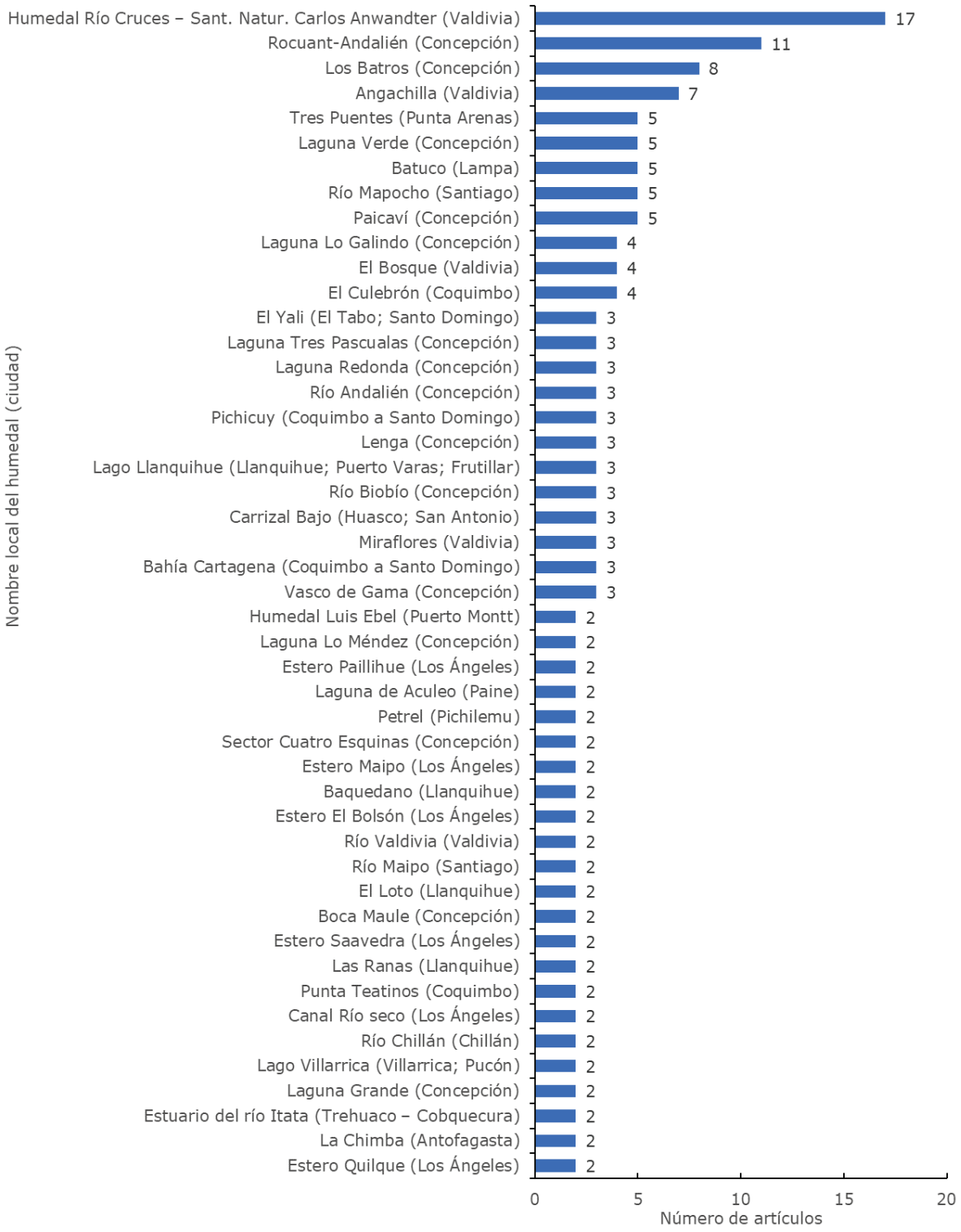


Figura 5. Individualización de los sistemas de humedales locales en Chile con al menos dos estudios.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Un segundo núcleo destacado se localiza en el Gran Concepción (Región del Biobío), donde los humedales Rocuant-Andalién (n = 11), Los Batros (n=8), Paicaví (n = 5) y Laguna Verde (n = 5) han sido analizados en varias ocasiones, en algunos estudios, de manera complementaria o comparativa con otros humedales urbanos del área (Espejo *et al*., 2024).

En el norte del país los humedales han sido escasamente estudiados, como queda de manifiesto en los trabajos sobre bahía Chañaral (n = 1), Totoral (n = 1) y Carrizal Bajo (n = 3), mientras que en la zona centro-norte destaca el humedal El Culebrón, en Coquimbo (n = 4) (Tovar-Salvador *et al*., 2023). En la Región Metropolitana, el río Mapocho (n=5) se configura como el principal referente de análisis (Castillo, 2009), mientras que la laguna de Aculeo, localizada al sur de Santiago, en la comuna de Paine (dos estudios), ha sido objeto de particular atención debido a sus severos procesos de desecación (Valdés-Pineda *et al*., 2020). Hacia el centro-sur se distingue el humedal costero Petrel, en Pichilemu (*n* = 2), mientras que en el sur del país sobresale el lago Llanquihue, en la Región de Los Lagos (*n* = 3) (Abarca *et al*., 2023), junto con el humedal Tres Puentes, en Punta Arenas (cinco estudios), ubicado en el extremo sur de Chile (Gómez *et al*., 2014).

A nivel metodológico, el corpus analizado evidencia una notable amplitud de enfoques y técnicas aplicadas al estudio de los humedales urbanos en Chile. Cerca del 62 % de los estudios (*n* = 108) incorporaron levantamiento de información en terreno, empleando métodos cualitativos y cuantitativos como encuestas, entrevistas, inventarios taxonómicos y mediciones fisicoquímicas, junto con un número creciente de aplicaciones moleculares (ADN ambiental y metagenómica) y modelos hidrodinámicos (HEC-HMS, Iber, SWMM) (p. ej., Novoa *et al*., 2020). En

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

contraste, 65 investigaciones se desarrollaron sin recolección directa en terreno, basándose en análisis espaciales, modelación de datos o enfoques documentales e históricos (p. ej., Rojas *et al*., 2019; Martínez *et al*., 2020). Predominan los métodos sustentados en sistemas de información geográfica, teledetección y análisis espacial (≈40 %), que respaldan la mayoría de los estudios orientados al ordenamiento territorial, la conectividad ecológica y la transformación del paisaje urbano.

En el ámbito social, se observa la consolidación de encuestas estructuradas, entrevistas y análisis econométricos de disposición a pagar, complementados con metodologías participativas y de análisis de redes sociales (PPGIS, ARS). Asimismo, se amplía la presencia de estudios jurídicos y normativos que examinan la implementación de la Ley Nº 21.202 y la jurisprudencia ambiental. En conjunto, esta diversidad metodológica refleja un campo de investigación en maduración, que transita desde enfoques descriptivos y disciplinares hacia perspectivas integradas y multiescalares, aunque aún con escasa experimentación y limitada estandarización de indicadores que permitan comparaciones sistemáticas entre regiones o tipos de humedal.

En materia de financiamiento, predomina ampliamente el apoyo de ANID/CONICYT, a través de instrumentos como FONDECYT (Regular, Iniciación y Postdoctorado), FONDAP y PIA-BASAL, junto a FONIS, FONDEF, Fondequip y diversas becas de posgrado, que reflejan el rol protagónico de investigadores en formación. Les siguen los fondos internos universitarios (UdeC-VRID/DIUC, UACh-DID/CEHUM, USS-VRID, UCT-DGIP, entre otros), que aportan de manera sostenida al desarrollo de capacidades locales. La colaboración internacional es consistente, aunque secundaria, con participación de la *National Science Foundation*

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

(EE. UU.), la Unión Europea, agencias suecas (VR, FORMAS) y el programa SATREPS JICA/JST, además de apoyos puntuales del PNUD/GEF. También se registran aportes de organismos públicos y regionales (DGA, GORE, FIC-R, CONAF, SAG, CORFO) y de entidades privadas o fundaciones (Arauco, COPEC, Manomet, Fundación Kennedy, entre otras). Finalmente, más de una treintena de estudios no declara financiamiento específico, lo que podría reflejar tanto una falta de información como la ejecución de investigaciones de bajo costo o con financiamiento propio, sustentadas en trabajo académico, voluntario o institucional.

En términos disciplinares, predominan las Ciencias de la Tierra y del Medioambiente (67 artículos), seguidas por las Ciencias Sociales (n = 49) y las Ciencias Biológicas (n = 39). En el primer grupo destacan los estudios sobre hidrología, limnología, geoquímica y gestión ambiental, junto con enfoques aplicados de ecología del paisaje, teledetección y sistemas de información geográfica. Las Ciencias Sociales concentran sus aportes en geografía, urbanismo y planificación territorial, complementados por investigaciones en derecho, gobernanza y política ambiental, mientras que las Ciencias Biológicas se enfocan en ecología, ornitología, botánica y biodiversidad de humedales. Por su parte, la Ingeniería y Tecnología (13 artículos) se orienta a la gestión de aguas, modelación hidrológica, monitoreo ambiental y mitigación de riesgos, y las Humanidades (n = 3) junto con las Artes (un artículo) ofrecen perspectivas históricas, culturales y paisajísticas que vinculan los humedales con los procesos urbanos de largo plazo.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

Hallazgos por dimensión temática

En esta sección se presenta una síntesis de las cinco dimensiones analizadas. Cada dimensión refleja un aspecto del estudio de estos ecosistemas, abarcando desde la evaluación de las características del medio biótico hasta la interacción con el ordenamiento territorial (Figura 6), culminando con la contribución de los estudios a la Ley 21.202 y su Reglamento. En términos de frecuencia temática, la dimensión de Ordenamiento territorial es la mejor representada: aparece como eje principal en 50 estudios. Le siguen Medio biótico (59 artículos) y Físico-química (46 estudios), mientras que la dimensión Humana presenta una proporción relativamente menor (35 estudios), y los aportes desde Ingeniería y Tecnología se materializan en 13 estudios. Varias contribuciones integran más de una dimensión (por ejemplo, Medio biótico-Físico-química u Ordenamiento territorial-Humana), lo que muestra aproximaciones interdisciplinarias aún incipientes en la literatura.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

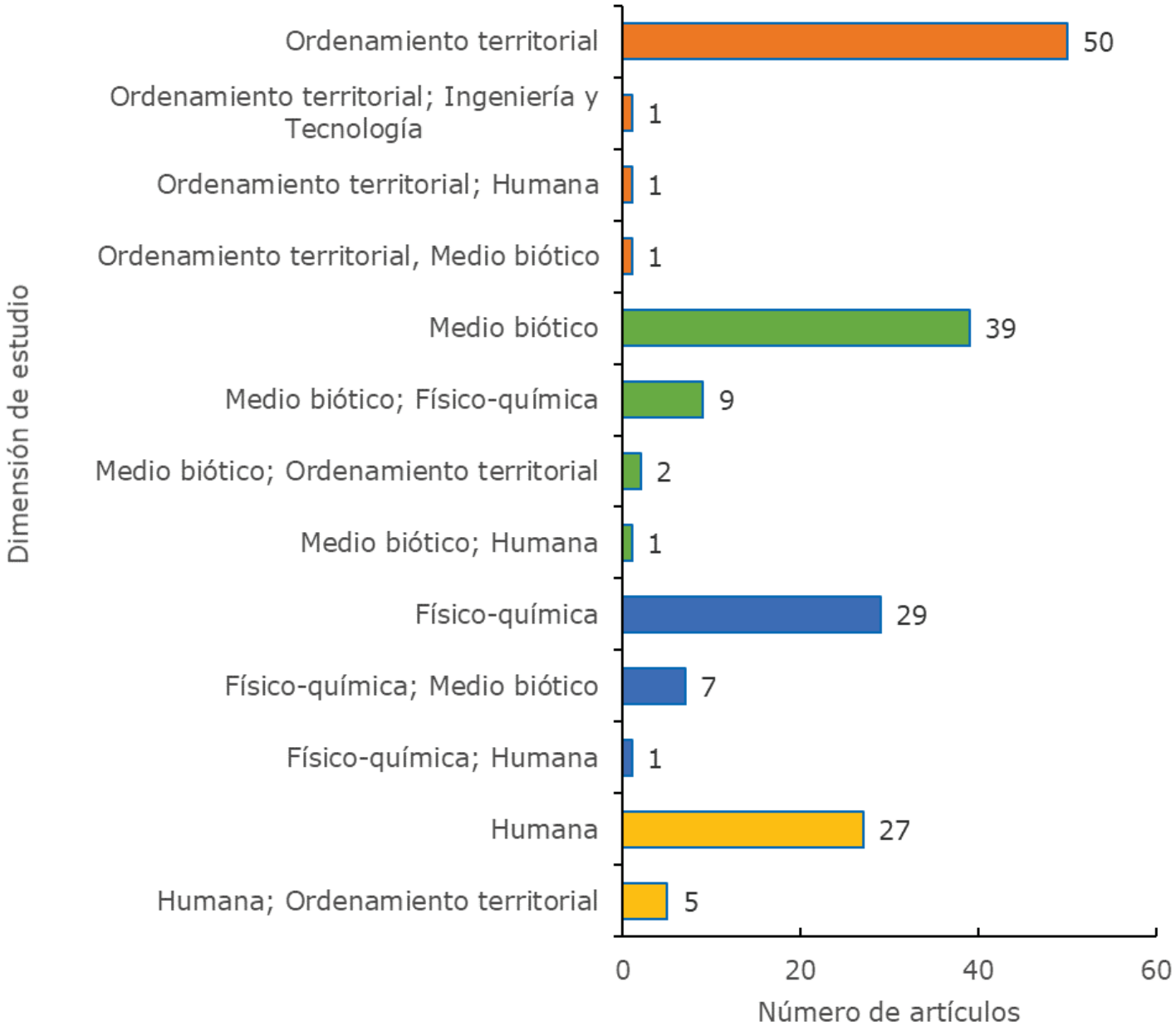


Figura 6. Número de artículos según dimensión o combinación de dimensiones de estudio sobre humedales urbanos en Chile.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

Medio biótico

Los estudios relacionados con el medio biótico (≈ 39 artículos) se han centrado principalmente en la elaboración de inventarios de especies y en la cuantificación de la similitud en la composición de comunidades entre sitios. En muchos casos, se trata de investigaciones con un enfoque estrictamente biológico, valiosas para documentar biodiversidad y conservación, pero con limitada integración de variables físico-químicas, hidrológicas o sociales como variables de respuesta, lo que restringe la explicación causal de los fenómenos estudiados. No obstante, investigaciones recientes han comenzado a explorar la relación entre la estructura de la biota y los atributos del paisaje circundante, mostrando la influencia de la humedad, la cobertura vegetal y el vigor fotosintético sobre la densidad de aves acuáticas en estuarios del centro de Chile (Acuña *et al*., 2019).

Respecto de la avifauna, se han realizado numerosos inventarios a lo largo del país. En el humedal El Culebrón (Coquimbo) se documentaron 37 especies —entre ellas el pelícano (*Pelecanus thagus*), la garza cuca (*Ardea cocoi*) y la gaviota dominicana (*Larus dominicanus*)— y se registró un incremento del 39 % en ataques de perros en el borde de playa en comparación con el interior del humedal (Bravo-Naranjo *et al*., 2019). Por su parte, en Valdivia se registraron 32 especies asociadas a ambientes urbanos y periurbanos, incluyendo al cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) y al cisne coscoroba (*Coscoroba coscoroba*) (Silva *et al*., 2015). Asimismo, en Temuco, los humedales Antumalén y Vegas de Chivilcán albergaron 50 especies, con diferencias de composición entre sitios —destacan la bandurria (*Theristicus melanopis*) y la golondrina

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

(*Tachycineta leucopyga*)—, lo que refleja la influencia de factores locales (Tardone *et al*., 2024).

En Punta Arenas, el humedal Tres Puentes presentó 91 especies (70 observadas entre 2007-2013 y 22 provenientes de literatura y datos inéditos), incluyendo especies en categoría de conservación como el flamenco chileno (*Phoenicopterus chilensis*) y el caiquén colorado (*Chloephaga rubidiceps*) (Gómez *et al*., 2014). Además, la respuesta de las comunidades de aves frente a disturbios naturales ha sido documentada en la Bahía de Coquimbo, donde el terremoto y tsunami de 2015 alteraron temporalmente la composición específica en humedales costeros y estuarinos (Chávez-Villavicencio *et al*., 2019). De manera concordante con su valor de conservación, el humedal Petrel (Pichilemu) fue identificado como sitio prioritario, con abundancias promedio de 38,5 individuos de cisne coscoroba y 11,6 de cisne de cuello negro (Miranda-Cavallieri *et al*., 2023). En este mismo humedal, se han registrado 113 especies, con mayor representación de Passeriformes y Charadriiformes; de ellas, 27 son migratorias y existen registros de reproducción en 17 especies (Allendes-Muñoz & Miranda-Cavallieri, 2023).

En relación con la ictiofauna, el río Andalién (Concepción) albergó 15 especies de peces, 10 nativas —como la perca trucha (*Percichthys trucha*), la sardina dulce (*Cheirodon galusdae*) y la carmelita (*Percilia irwini*)— y 5 introducidas —entre ellas trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) y trucha café (*Salmo trutta*)—; no obstante, el dragado y la canalización se identificaron como amenazas significativas por la pérdida permanente de hábitats adecuados (Ortiz-Sandoval *et al*., 2009).

Asimismo, los estudios sobre macroinvertebrados y artrópodos han sido relevantes. En Concepción se identificaron 62 especies de macrolepidópteros (mariposas nocturnas), con relaciones negativas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

frente al oxígeno disuelto, la turbidez y la conductividad del agua (Villagrán *et al*., 2006). A su vez, en el norte de Chile se registraron 111 especies de artrópodos —con presencia destacada de Tenebrionidae, Carabidae, Formicidae y Lycosidae—; de este conjunto, 24 % fue clasificado como nativo y 22 % como naturalizado, mientras el resto permanece sin categorizar.

Entre las principales amenazas se identificaron la fragmentación del hábitat, la extracción ilegal de agua y la presencia de especies invasoras (Pizarro-Araya *et al*., 2022). En coherencia con lo anterior, se ha propuesto el uso de insectos como bioindicadores en humedales urbanos del centro-sur, relacionando la composición de comunidades con variables ambientales y fisicoquímicas (Rodríguez *et al*., 2024). De forma convergente, otros trabajos reportan 42 taxones acuáticos y 192 terrestres, con alta representación de Chironomidae y Corixidae entre los acuáticos, y crustáceos isópodos entre los terrestres (Coccia *et al*., 2022).

Además de los invertebrados, en los humedales urbanos estudiados se han identificado tres especies de anfibios: *Batrachyla leptopus*, *B. taeniata* y *Pleurodema thaul* (Espejo *et al*., 2024). De igual modo, para mamíferos semiacuáticos destaca la nutria de río austral (*Lontra provocax*), cuya dieta dominada por crustáceos bentónicos y peces confirma su rol como indicador de la estructura trófica y su vulnerabilidad ante la pérdida de presas (Franco *et al*., 2013).

En cuanto a la vegetación acuática, el sistema del río Cruces ha sido particularmente estudiado: la desaparición drástica de la planta acuática *Egeria densa* se asoció con aumentos de hierro, manganeso y sulfatos disueltos, con pérdida de cobertura vegetal y de aves acuáticas dependientes (Lagos *et al*., 2008; Lovengreen *et al*., 2008); posteriormente, se ha documentado una recuperación parcial de la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

especie, lo que sugiere resiliencia frente a perturbaciones industriales y variaciones ambientales (Jaramillo *et al*., 2019).

Finalmente, se han descrito patrones transversales que contribuyen a integrar evidencias. Por un lado, la diversidad y abundancia de insectos acuáticos se correlacionan positivamente con la naturalidad del entorno y el oxígeno disuelto —este último como predictor principal de la estructura del ensamble— (Villagrán *et al*., 2006). Por otro, se han observado patrones de ocupación temporal de hábitats en aves; por ejemplo, en Tres Puentes se identificaron cinco cronotipos —grupos de especies con patrones similares de presencia estacional— entre 44 especies visitantes (Teneb *et al*., 2013). En paralelo, trabajos recientes han comenzado a caracterizar la biota microbiana en humedales urbanos del sur de Chile, detectando microorganismos de relevancia veterinaria y zoonótica mediante enfoques metagenómicos (Opitz-Ríos *et al*., 2024).

En conjunto, la evidencia disponible documenta una alta diversidad —especialmente de aves, macroinvertebrados y artrópodos—, con registros relevantes de especies nativas, migratorias y en categoría de conservación. Sin embargo, la concentración en grupos carismáticos y en ciertas localidades, junto con el menor abordaje de micromamíferos, reptiles y microbiota, sugiere un conocimiento aún fragmentario de la estructura y funcionamiento integral de estos ecosistemas. En este sentido, las aproximaciones que integran resiliencia de la vegetación acuática, interacciones tróficas y microbiología ambiental constituyen un avance hacia una visión más funcional e interdisciplinaria de la biodiversidad en humedales urbanos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

Propiedades físico-químicas

Los estudios sobre las propiedades físico-químicas (≈ 36 artículos) evidencian un amplio rango de alteraciones derivadas tanto de procesos naturales como de actividades antrópicas, incluyendo eutrofización, acumulación de metales pesados, presencia de contaminantes emergentes y pérdida de capacidad de los sedimentos para sostener funciones ecológicas esenciales. En humedales costeros y ribereños, como el del río Cruces, se han documentado procesos de eutrofización y pérdida de macrófitas (plantas acuáticas) asociados al aumento de sólidos en suspensión, cambios en la composición química del agua y deterioro de la calidad ambiental, fuertemente vinculados al ingreso de efluentes industriales de la planta de celulosa y a modificaciones hidrológicas en la cuenca (Lagos *et al*., 2008; Delgado *et al*., 2014).

En cuanto a nutrientes, diversos cuerpos de agua presentan un avanzado proceso de eutrofización asociado a concentraciones críticas de nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT). En la cuenca del Biobío, el DS Nº 9/2015 establece valores objetivo de PT entre 0,02 y 0,10 mg L^{-1} y de NT entre 0,2 y 0,6 mg L^{-1}, según tramo y estación de monitoreo; en algunos sistemas urbanos se registran concentraciones cercanas al extremo superior de estos rangos.

En el lago Villarrica, el incremento sostenido de PT y clorofila-a motivó su declaración como zona saturada (DS Nº 19/2013), reflejando un estado avanzado de deterioro. De manera concordante, en las lagunas urbanas de Concepción se han descrito condiciones de eutrofia e hipereutrofia, con altas concentraciones de PT, NT y clorofila-a y floraciones recurrentes de cianobacterias, asociadas al crecimiento urbano y a los aportes de aguas servidas y escorrentía pluvial desde la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

conurbación (Almanza *et al*., 2016). En humedales urbanos del sur de Chile, como El Loto en Llanquihue, se ha confirmado una alta abundancia de la cianobacteria potencialmente tóxica *Microcystis aeruginosa* mediante enfoques moleculares y metagenómicos, en un contexto de urbanización acelerada del entorno inmediato (Rocha *et al*., 2025). En los ríos Imperial y Toltén (Región de La Araucanía) se han reportado aumentos estivales de PT y carbono orgánico en sedimentos bajo fuerte influencia antrópica —principalmente usos agrícolas, forestales y asentamientos humanos en los tramos bajos—, lo que sugiere un riesgo de pérdida funcional y de reducción de la biodiversidad asociada a estos sistemas fluviales (Campos *et al*., 2021).

La contaminación por metales constituye otro problema crítico. En las lagunas Batuco y Carén (Región Metropolitana) se ha constatado la presencia de plomo (Pb) en el agua superficial, atribuida a fuentes antrópicas externas ligadas al entorno urbano e industrial de Santiago, como escorrentía de caminos, emisiones atmosféricas y descargas de origen domiciliario (Rocco & Rubio, 2010). En los sedimentos del río Cachapoal se han descrito concentraciones muy elevadas de cobre (Cu), molibdeno (Mo), arsénico (As) y antimonio (Sb), asociadas al efecto combinado de la minería de El Teniente y los aportes urbanos e industriales en el tramo medio del río; por ejemplo, las concentraciones de Cu en sedimentos finos alcanzan del orden de 700-1400 mg kg^{-1}, superando las *Probable Effect Concentrations* (PEC) internacionales para este metal (Lacassie & Ruiz-del-Solar, 2021). En la bahía de Chañaral persisten condiciones extremas de degradación por vertidos históricos de relaves mineros al mar, que han generado sedimentos fuertemente enriquecidos en metales y efectos severos sobre la biota marina (Bonnail *et al*., 2020).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

Otros trabajos amplían este panorama a contaminantes emergentes y otros parámetros fisicoquímicos. Algunos humedales urbanos (Luis Ebel) presentan PT de hasta 0,10 mg l^{-1} (Terre *et al*., 2025). En la cuenca del río Biobío se han detectado microplásticos con una media de 22 ± 0,4 partículas m^{-3} en aguas superficiales, con un marcado aumento en el gradiente alto-bajo cauce, atribuible al uso antrópico de la cuenca (población, industria, infraestructura y descargas de aguas servidas) (Correa-Araneda *et al*., 2022). En el río Traiguén, las concentraciones de coliformes fecales oscilan entre 11 y 22.000 NMP 100 mL^{-1}, de modo que ninguna de las estaciones cumple los criterios de la NCh409/1.Of2005 para agua potable —que exige ausencia de *Escherichia coli*— ni el límite de 1000 NMP 100 mL^{-1} establecido por la NCh 1333/78 para riego y recreación con contacto directo; los autores asocian estas cargas a descargas de aguas servidas y actividades agropecuarias en la cuenca (Rivera *et al*., 2009).

En la cuenca del río Aconcagua se han identificado mezclas complejas de contaminantes emergentes —incluyendo clorpirifos, sucralosa y trenbolona— que generan riesgos ecológicos crónicos y están dominadas por un pequeño grupo de sustancias "impulsoras de riesgo", estrechamente vinculadas a aportes urbanos, agrícolas y de aguas residuales (Inostroza *et al*., 2024). En sedimentos costeros del norte de Chile se han registrado concentraciones muy altas de nonilfenoles —hasta 333,5 ng g^{-1} en el humedal de Carrizal Bajo—, con cocientes de riesgo (HQ) superiores a 1, es decir, niveles de riesgo ecológico altos para organismos bentónicos, asociados principalmente a descargas de aguas residuales urbanas e industriales. En estos sistemas, los nonilfenoles corresponden a productos de transformación de un tipo de detergentes domésticos e industriales (tensioactivos no iónicos, como el nonilfenol

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

etoxilado) presentes en las aguas servidas (Tovar-Salvador *et al*., 2023). En el río Biobío se ha demostrado la presencia de nanopartículas de dióxido de titanio (TiO_2) de origen antropogénico en concentraciones del orden de decenas de µg L^{-1}, probablemente vinculadas a descargas de aguas servidas tratadas y de efluentes industriales (p. ej., pinturas) que contienen este tipo de nanomateriales (Gutiérrez *et al*., 2024).

La calidad microbiológica refleja también presiones urbanas significativas. En el humedal costero Rocuant-Andalién se han descrito concentraciones elevadas de coliformes fecales en estaciones influenciadas por el área urbana de Concepción (con máximos de 3500 NMP 100 mL^{-1}), con una calidad de agua significativamente más degradada que en el humedal de referencia Tubul-Raqui (con máximos de 1700 NMP 100 mL^{-1}); las fuentes principales corresponden a descargas de aguas servidas, escorrentía urbana y rellenos en el entorno del humedal (Novoa *et al*., 2020). A modo de referencia, la Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la cuenca del río Biobío (DS Nº 9/2015) fija valores guía de coliformes fecales de hasta 1000 NMP 100 mL^{-1} en algunos tramos, lo que permite dimensionar la magnitud de las cargas bacterianas consideradas críticas en sistemas fluviales chilenos. En la Región de Los Lagos, la detección de patógenos zoonóticos y genes de resistencia antimicrobiana mediante metagenómica en humedales urbanos sometidos a la influencia combinada de actividades ganaderas, presencia de animales domésticos y descargas urbanas refuerza la necesidad de incorporar vigilancia molecular en los programas de monitoreo bajo un enfoque *One Health* (Opitz-Ríos *et al*., 2024).

Los sedimentos evidencian, además, alteraciones en su estructura y en el ciclado de nutrientes en áreas de alta presión antrópica. En el humedal del río Cruces se han descrito variaciones espaciales y

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

estacionales en textura, contenido de materia orgánica y condiciones redox de los planos intermareales, que se vinculan con cambios tróficos y un estado entre eutrófico e hipereutrófico del sistema, en un contexto de influencias industriales y cambios en el uso de suelo de la cuenca (Manzano-Castillo *et al*., 2020; Marín *et al*., 2014). En la cuenca del río Chillán, las lluvias invernales transportan sedimentos finos y mezclas de xenobióticos que incrementan la toxicidad para *Daphnia* en tramos agrícolas, mientras que la reducción de caudales estivales intensifica la concentración de contaminantes asociados a descargas urbanas aguas abajo de la ciudad (Cooman *et al*., 2005; Debels *et al*., 2005). Estos patrones son coherentes con la Guía Técnica de Normas Secundarias de Calidad Ambiental para aguas continentales superficiales (MMA, 2017), que enfatiza la incorporación de la variabilidad temporal (estacional e interanual) en los programas de monitoreo.

En conjunto, la evidencia muestra que múltiples parámetros —nutrientes, metales, bacterias e incluso algunos contaminantes tradicionales— alcanzan en determinados sitios concentraciones que igualan o superan valores de referencia establecidos en normas nacionales de calidad y emisión (DS Nº 53/2014; DS Nº 9/2015; DS Nº 75/2009; DS Nº 90/2000; NCh409/1.Of2005; NCh 1333/78) o en guías internacionales para sedimentos y microcontaminantes (por ejemplo, PEC, *Predicted Environmental Concentration*; PNEC, *Predicted No-Effect Concentration*; y HQ, *Hazard Quotient*> 1). En otros casos, como los contaminantes emergentes y varios indicadores de calidad de sedimentos, la ausencia de estándares específicos revela vacíos normativos. Estos hallazgos plantean la necesidad de avanzar hacia programas de monitoreo adaptativo y multiescalar, y hacia una norma de calidad de agua

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

específica para humedales urbanos, coherente con la Ley 21.202 y su Reglamento (DS 15/2020).

Dimensión humana

La Dimensión humana (≈ 27) se ha desarrollado principalmente en las Regiones de Los Ríos y Biobío, mientras que Tarapacá, O'Higgins, Maule, La Araucanía, Los Lagos, Aysén, Magallanes y Ñuble no registraron estudios en esta categoría. Los trabajos revisados destacan cómo las interacciones humanas con los ecosistemas acuáticos están moldeadas por procesos históricos, sociales y económicos, lo que refleja tanto la dependencia como los conflictos asociados a estos entornos.

Los estudios revisados emplean una diversidad de enfoques, que incluyen etnografías y observación participante en procesos comunitarios (Skewes *et al*., 2012), entrevistas y talleres participativos para examinar gobernanza y acción colectiva (Ugarte & Salgado, 2014; Quevedo *et al*., 2022), encuestas estructuradas y georreferenciadas sobre percepción ambiental, bienestar y valores biofílicos (Rojas-Quezada *et al*., 2024; Sapiains *et al*., 2024; Poblete, 2024), y métodos mixtos como análisis de redes sociales y modelos econométricos espaciales (Muñoz-Lobos *et al*., 2020; Báez-Montenegro *et al*., 2022).

En Valdivia, los registros arqueológicos muestran la importancia de los ambientes inundados para las comunidades prehispánicas (Cirera *et al*., 2019). Pero el uso contemporáneo de los bordes fluviales está marcado por una segregación socioespacial vinculada con la especulación inmobiliaria y usos privativos, lo que limita el acceso público y subestima su valor social (Muñoz-Pedreros *et al*., 2012; Correa *et al*., 2018; Dhawan *et al*., 2018). En el humedal de Angachilla, los procesos de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

autoorganización comunitaria han jugado un papel crucial en la conservación, especialmente frente a problemas como la presencia de vertederos clandestinos. Estas acciones subrayan la importancia de estrategias de gobernanza basadas en la autoorganización, y de una mayor articulación institucional y social (Skewes *et al*., 2012; Correa *et al*., 2018; Quevedo *et al*., 2022; Delooz *et al*., 2024).

En Coquimbo, el conflicto por los recursos hídricos en el acuífero Culebrón-Lagunillas ilustra la histórica competencia entre usos urbanos, industriales y agrícolas. Esta situación ilustra un panorama incierto debido a la falta de herramientas de gestión adecuadas y al limitado reconocimiento de las particularidades de los humedales áridos. Con todo, se han identificado iniciativas de conservación lideradas por organizaciones científicas, ONG y algunos actores políticos (Salinas *et al*., 2016; Piñones *et al*., 2019; Araya *et al*., 2019; Navarro *et al*., 2021).

En Valparaíso, el humedal de Pichicuy es un ejemplo relevante de gobernanza colaborativa, con una red de 20 actores, en su mayoría del sector público, que trabajan en su protección. Este caso destaca la importancia de los gobiernos locales como actores clave en la conservación de los humedales (Muñoz-Lobos *et al*., 2020; Báez-Montenegro *et al*., 2022). Sin embargo, la falta de mecanismos formales de participación y coordinación entre actores locales y nacionales sigue siendo un desafío para implementar estrategias de conservación efectivas (Quevedo *et al*., 2022; Silva-Villarroel *et al*., 2024). Además, en las zonas costeras, el turismo masivo y la expansión urbana informal han contribuido a la degradación ambiental, generando riesgos tanto para los residentes como para los visitantes (Muñoz-Pedreros & Quintana, 2010; Carraro *et al*., 2021).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En Santiago, la canalización del río Mapocho ha sido un hito significativo de ocupación y transformación fluvial, impulsado por intereses económicos y urbanísticos. Este proceso, alineado con el modelo de desarrollo urbano neoliberal, ha propiciado una transformación de los entornos populares, y refleja mecanismos de desposesión y una visión mercantilista de los espacios naturales (Janoschka, 2016; Rojas *et al*., 2018; Salas-Salazar, 2025).

En el sur de Chile, investigaciones recientes muestran que la conexión emocional con la naturaleza y el apego al lugar influyen en las intenciones de conservación de los humedales urbanos, lo que destaca el papel de la experiencia directa en la promoción de comportamientos proambientales (Sapiains *et al*., 2024). De forma complementaria, en los humedales mediterráneos urbanos se ha documentado una alta percepción de riesgo sanitario y ecológico por la presencia de animales domésticos de libre tránsito, lo que argumenta la necesidad de políticas integradas de salud humana, animal y ambiental bajo el enfoque "Una Salud" (Poblete, 2024).

En síntesis, los estudios revisados evidencian que los sistemas socioecológicos de los humedales urbanos presentan alta fragilidad frente a cambios rápidos impulsados por actividades humanas —como la expansión urbana, el turismo y la canalización fluvial— y también ante fenómenos naturales, como tormentas e inundaciones. La literatura documenta que estas dinámicas han intensificado conflictos sociales y territoriales, a la par que han generado experiencias de autoorganización y gobernanza local en diversos contextos. Asimismo, se señala que procesos de educación ambiental con enfoque transgeneracional constituyen un factor recurrente en la construcción de conciencia pública, y en el fortalecimiento del vínculo entre comunidades y ecosistemas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

(Araya *et al*., 2019; Ojeda-Leal & Bergamini-Ladrón-de-Guevara, 2022; Rojas-Quezada *et al*., 2024; Silva-Villarroel *et al*., 2024; Sapiains *et al*., 2024; Sauer *et al*., 2024).

Ordenamiento territorial

Esta categoría es la mejor representada (≈ 50 estudios), al concentrar un número significativo de estudios en la región del Biobío —en particular en el área metropolitana de Concepción— y en menor medida en la región Metropolitana, lo que da cuenta una distribución geográfica desigual del análisis territorial en el país. En general, los resultados indican que la expansión urbana ha deteriorado la calidad ambiental de los humedales, al afectar sus servicios ecosistémicos, reducir su funcionalidad ecológica y disminuir su capacidad de respuesta ante situaciones de emergencia (Rojas *et al*., 2013; Rojas *et al*., 2020). Este patrón se vincula, además, con pérdidas de conectividad ecológica y degradación por infraestructura y contaminación lumínica en frentes costeros urbanizados, con efectos directos sobre humedales y zonas intermareales (Aguilera & González, 2023).

En Concepción, la urbanización ha llevado a una desconexión entre los humedales y el tejido urbano, limitando el acceso de la población a estos espacios y restringiendo sus beneficios potenciales (Rojas & Jorquera, 2021). La planificación urbana presenta deficiencias en la integración de los espacios naturales y la red de transporte prioriza el uso del automóvil en lugar de alternativas sostenibles (Rojas, 2019; Rojas *et al*., 2019). Además, el 5 % del área urbana de Concepción está en alto riesgo de inundación, siendo el río Andalién un punto crítico por su desconexión con el río Biobío, lo que agrava el riesgo en eventos extremos

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

(Link *et al*., 2019). La evidencia espacial reciente confirma la reducción de la superficie de humedales costeros y la fragmentación asociada con el crecimiento urbano, destacando el valor del aprendizaje automático para el monitoreo territorial (Munizaga *et al*., 2022), así como señales de recuperación de cobertura vegetal en procesos de restauración validados con teledetección y ciencia ciudadana (Munizaga *et al*., 2024). De manera similar, la expansión urbana y la erosión costera están afectando a poblados como Concón (Valparaíso), donde el 67.5 % de su área se encontraría en alto riesgo de inundación por tsunami debido a estos factores (Martínez *et al*., 2020).

En Coquimbo, la planificación territorial carece de regulaciones vinculantes, lo que ha incrementado la vulnerabilidad de los humedales frente a la expansión industrial y la contaminación (Aguilera *et al*., 2020). En Valparaíso, las quebradas, pese a su alto valor ambiental y paisajístico, se han visto amenazadas por procesos de ocupación urbana frecuentemente condicionados por intereses económicos (Hidalgo & Zunino, 2012). De forma similar, en zonas como La Serena y Chaitén, las condiciones geomorfológicas y topográficas agravan la susceptibilidad a inundaciones, ya sea por escorrentía superficial o por el desbordamiento de canales en escenarios de erupciones volcánicas (Basso-Báez *et al*., 2020; Soto *et al*., 2017). Frente a este escenario de vulnerabilidad territorial y conflictos de uso de suelo, desde el prisma de la gobernanza se ha propuesto "comunalizar" la gestión de los humedales urbanos como bienes comunes verdes, superando la fragmentación institucional mediante modelos participativos e intermunicipales (Delooz *et al*., 2024).

A nivel nacional, estudios han revelado que el cambio en el uso del suelo, sobre todo la urbanización, las plantaciones forestales y la fragmentación de la vegetación nativa, han reducido la resiliencia de los

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

ecosistemas frente a impactos climáticos y humanos. En el área metropolitana de Concepción, la cobertura de humedales disminuyó del 0.77 al 0.31 % entre 2001 y 2016, mientras que la superficie urbana se duplicó, lo que muestra un patrón de crecimiento descontrolado que prioriza el desarrollo urbano sobre la conservación de los ecosistemas (Smith & Romero, 2009; Jaque *et al*., 2020). De forma similar, en la costa de la Araucanía se ha documentado la alta fragmentación de los bosques pantanosos (humedales boscosos), y su fuerte dependencia de suelos mal drenados o napas someras, antecedentes clave para su delimitación y gestión en el marco de la expansión de núcleos urbanos (Peña-Cortés *et al*., 2011). Por su parte, en ciudades costeras del centro-sur, los escenarios cercanos de cambio climático dan cuenta de compensaciones espaciales entre biodiversidad, recreación y desarrollo urbano, con descensos de servicios ecosistémicos de regulación y hábitat hacia mayor densidad urbana (León *et al*., 2023).

La aplicación de los criterios de la Ley 21.202 ha evidenciado subestimaciones del inventario oficial —como en Coronel, donde se cuadruplicó la superficie identificada—, con implicancias directas para la zonificación urbana (Galilea & Medel, 2024). Si bien la descentralización puede contribuir a agilizar estos procesos, la transferencia de competencias hacia gobiernos regionales enfrenta brechas técnicas y de recursos para un ordenamiento territorial efectivo (Martínez-Vicencio *et al*., 2023). Así, aunque la Ley 21.202 ha permitido avances en el reconocimiento normativo y cartográfico de humedales urbanos, los estudios coinciden en que su aplicación territorial ha sido discontinua y fuertemente dependiente de las capacidades técnicas municipales (Martínez-Vicencio *et al*., 2023).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

En la práctica, la incorporación de humedales urbanos en los Planes Reguladores Comunales y Metropolitanos —obligación establecida en el DS 15/2020— se ha concretado solo de modo parcial debido a la falta de lineamientos técnicos homogéneos y a los rezagos en la actualización de instrumentos de planificación (Galilea & Medel, 2024). Esta brecha institucional explica que incluso cuando existen inventarios más completos y precisos, su traducción en zonificaciones y normas de uso de suelo ambientalmente vinculantes siga siendo limitada (Rojas-Quezada *et al*., 2022).

En síntesis, los estudios revisados han planteado la integración de medidas de mitigación y restauración —como la protección de espacios naturales estratégicos y la implementación de corredores ecológicos— como estrategias para fortalecer la conectividad natural y reducir la vulnerabilidad ante la expansión urbana y los riesgos de inundación. De igual modo, la literatura considera los humedales como elementos clave en la planificación territorial, aunque su incorporación en normativas vinculantes y en modelos de urbanización sostenible que reduzcan la dependencia del automóvil y promuevan una convivencia equilibrada entre áreas urbanas y entornos naturales sigue siendo limitada (Pauchard *et al*., 2006; Castillo & Del-Castillo, 2017; Rojas *et al*., 2022a). Los avances metodológicos en detección y monitoreo (teledetección, aprendizaje automático y ciencia ciudadana), y las propuestas de gobernanza local ofrecen rutas para cerrar esa brecha, en especial cuando se combinan con la actualización cartográfica bajo los criterios de la Ley 21.202, y con una efectiva transferencia de competencias a nivel regional y comunal (Munizaga *et al*., 2022; Martínez-Vicencio *et al*., 2023; Munizaga *et al*., 2024; Galilea & Medel, 2024; Delooz *et al*., 2024).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

Contribución a la ley de humedales

Los estudios revisados muestran una relación directa con los criterios establecidos en la Ley 21.202 y su Reglamento (DS 15/2020), aportando información científica relevante para la implementación de ambos instrumentos. La mayoría de las publicaciones se vincula con el artículo 3 del Reglamento, que establece los criterios mínimos de sustentabilidad para resguardar las características ecológicas y el funcionamiento de los humedales urbanos. En particular, varios trabajos documentan la biodiversidad de especies y hábitats, entregando información de base para cumplir con la letra a.i del artículo 3, que exige la mantención y/o restauración de los componentes bióticos y abióticos del humedal (Pauchard *et al*., 2006; Kusch *et al*., 2008; Peña-Cortés *et al*., 2011; Silva *et al*., 2015; Aguilera & González, 2023; Galilea & Medel, 2024). Asimismo, otros estudios se relacionan con la letra a.ii del mismo artículo, al aportar evidencia sobre la conectividad biológica y la influencia de la matriz urbana en la conservación de especies y hábitats (Villagrán *et al*., 2006; Rojas *et al*., 2013; Rojas *et al*., 2019; Rojas *et al*., 2022a; Munizaga *et al*., 2022; León *et al*., 2023).

En cuanto a la delimitación técnica, los estudios hidrológicos y de calidad de agua, aunque menos numerosos, aportan directamente a la aplicación del artículo 8 del Reglamento, que establece los criterios técnicos para la delimitación de humedales urbanos con base en vegetación hidrófita, suelos hídricos y régimen hidrológico de saturación. Investigaciones sobre parámetros físico-químicos y microbiológicos del agua, incluidas aquellas realizadas en ríos y lagunas urbanas, constituyen evidencia empírica para acreditar estos criterios (Rivera *et al*., 2009;

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

Rocco & Rubio, 2010; Peña-Cortés *et al*., 2011; Tardone *et al*., 2024; Galilea & Medel, 2024; Terre *et al*., 2025).

Del mismo modo, ciertos estudios se vinculan con el artículo 10 del Reglamento, relativo a la necesidad de lineamientos metodológicos para la caracterización de humedales, al aportar indicadores biofísicos y sociales que pueden utilizarse en futuros protocolos de evaluación (Villagrán *et al*., 2006; Muñoz-Pedreros *et al*., 2012; Villagra-Islas & Dobbie, 2014; Möller & Muñoz-Pedreros, 2014; Villamar *et al*., 2015).

En relación con la gestión sustentable y la gobernanza, algunos trabajos dialogan con lo dispuesto en el artículo 13 del Reglamento, que establece la obligación de incorporar los humedales urbanos en los instrumentos de planificación territorial. Dichos estudios demuestran cómo la expansión urbana y el cambio de uso de suelo afectan la superficie y conectividad de los humedales (Henríquez *et al*., 2006; Torres-Gómez *et al*., 2009; Smith & Romero, 2009), proporcionando insumos que pueden ser utilizados en procesos de planificación a escala comunal y regional.

En materia de gobernanza local y gestión municipal (artículo 15 del Reglamento), diversos estudios muestran mecanismos concretos de participación, educación y coordinación que respaldan la dictación de ordenanzas y la incorporación de humedales a los instrumentos territoriales. La recuperación comunitaria del humedal Angachilla en Valdivia muestra el rol de la organización vecinal en la protección y gestión local (Skewes *et al*., 2012). En Concepción, la combinación de monitoreo ecológico y mapeos participativos vinculan biodiversidad, conectividad y bienestar, aportando criterios para la gestión urbana integrada de los humedales urbanos (Silva-Villarroel *et al*., 2024); asimismo, los valores biofílicos percibidos se asocian con tipologías

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

barriales y accesibilidad, lo que orienta decisiones de diseño y gestión a escala local (Rojas-Quezada *et al*., 2024). En este sentido, la conexión con la naturaleza y el apego al lugar predicen intenciones de conservación en Punta Arenas (Sapiains *et al*., 2024), y la disposición a pagar en ciudades del sur (p. ej., Valdivia) respalda instrumentos municipales de financiamiento y priorización (Báez-Montenegro *et al*., 2022).

A nivel de diseño institucional, se propone un modelo de gobernanza comunal para humedales como bienes comunes urbanos (Delooz *et al*., 2024), mientras que el proceso de descentralización y traspaso de competencias territoriales a los gobiernos regionales delimita oportunidades y brechas para articular la protección a escala regional (Martínez-Vicencio *et al*., 2023).

Respecto del control, fiscalización y evaluación de impactos (artículo 21 del reglamento), la literatura aporta insumos empíricos y metodológicos para guías técnicas del SEA. Estudios que documentan cambios biogeoquímicos y microbiológicos en estuarios impactados por descargas (Pozo-Solar *et al*., 2023), la presencia confirmada de *Microcystis aeruginosa* en humedales urbanos (Rocha *et al*., 2025) y la detección metagenómica de patógenos y genes de resistencia antimicrobiana (Opitz-Ríos *et al*., 2024) entregan líneas base y alertas tempranas útiles para predecir impactos y diseñar medidas de mitigación.

En términos de seguimiento y monitoreo, distintos estudios han avanzado en la definición de indicadores ecológicos y sociales aplicables a la evaluación de humedales urbanos, reforzando los artículos 3 y 21 del DS 15/2020. Para el monitoreo bioindicador, se proponen macroinvertebrados e insectos como indicadores de calidad de hábitat en ecosistemas lénticos urbanos (Rodríguez *et al*., 2024), mientras que en el humedal Luis Ebel se han formulado índices de calidad de agua basados

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

en parámetros físico-químicos, directamente aplicables al seguimiento municipal (Terre *et al*., 2025). En paralelo, la teledetección y el aprendizaje automático permiten cartografiar pérdidas y desconexiones en humedales costeros altamente urbanizados (Munizaga *et al*., 2022), y la integración de imágenes satelitales con ciencia ciudadana aporta verificación independiente y trazabilidad de procesos de restauración (Munizaga *et al*., 2024); en la misma línea, el monitoreo remoto de la calidad del agua en lagos urbanos mediante teledetección hiperespectral refuerza las herramientas de fiscalización y seguimiento ambiental (Yépez *et al*., 2024). Asimismo, la evaluación conjunta de conectividad ecológica y bienestar social en Chillán ofrece un enfoque replicable para la gestión municipal (Silva-Villarroel *et al*., 2024). Por su parte, en el ámbito tecnológico, la plataforma *SIG* web *URBANCOST* ofrece soporte para la toma de decisiones comunales mediante datos espaciales actualizados (Rueda-Seguel *et al*., 2018).

En conjunto, estos aportes consolidan un cuerpo metodológico que vincula medición ecológica, percepción social y tecnología aplicada, alineando monitoreo, predicción y verificación con los requerimientos del artículo 21 del Reglamento, y con los principios de prevención, trazabilidad y participación contemplados en la Ley 21.202.

Por último, en el plano jurisprudencial, se observa un estándar de control reforzado por parte de la Corte Suprema en casos de humedales urbanos, con aplicación de principios preventivo, precautorio y de no regresión, y una tendencia a reconocer la autonomía municipal en su protección (Salas-Salazar, 2025). Este desarrollo judicial dialoga con los avances y vacíos normativos previamente identificados para humedales interiores (Möller & Muñoz-Pedreros, 2014), lo que refuerza la necesidad

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

de articular la evidencia técnica con las obligaciones municipales y regionales establecidas en la Ley 21.202 y su Reglamento.

Tabla 1. Principales resultados por dimensión de análisis y su contribución a la Ley de humedales.

Dimensión	Principales resultados	Contribución a la Ley 21.202 (DS 15/2020)
Físico-química	Los humedales urbanos presentan signos avanzados de eutrofización y contaminación por nutrientes, metales y compuestos emergentes, con variabilidad estacional y efectos acumulativos. Se observan respuestas ecológicas a eventos extremos y descargas industriales, lo que afecta la calidad del agua y la integridad de los sedimentos. Experiencias recientes de humedales construidos muestran potencial de restauración y depuración, pero falta consolidar una red de monitoreo sistemático y protocolos estandarizados de evaluación	La evidencia de eutrofización, presencia de contaminantes y respuestas a eventos extremos aporta parámetros y umbrales para la mantención del régimen hidrológico y de la calidad del agua en humedales urbanos (DS Nº 15/2020, art. 3 letra b) y para desarrollar guías técnicas y redes de monitoreo físico-químico que respalden la delimitación, caracterización y evaluación de impactos en estos ecosistemas (DS Nº 15/2020, arts. 8, 19, 20 y 22)
Medio biótico	Los inventarios florísticos y faunísticos recientes confirman una alta diversidad, en especial de aves acuáticas, macroinvertebrados y vegetación hidrófita. Los humedales actúan como refugios para especies nativas, migratorias y sensibles, pero enfrentan presiones crecientes por urbanización, contaminación y pérdida de hábitat. Se consolida el uso de bioindicadores y monitoreos multiescalares para evaluar la salud ecológica, aunque persisten vacíos en grupos poco estudiados y en series temporales prolongadas	La evidencia sobre diversidad biológica, especies sensibles y uso de bioindicadores aporta bases empíricas para la mantención, restauración y monitoreo de los componentes bióticos de los humedales urbanos (DS Nº 15/2020, art. 3 letra a) y para el diseño de guías técnicas y programas de monitoreo y seguimiento ecológico en criterios de sustentabilidad y en la delimitación y caracterización de humedales urbanos (DS 15/2020, artículos 19 y 20)

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

Dimensión	Principales resultados	Contribución a la Ley 21.202 (DS 15/2020)
Humana	Las ocupaciones históricas reflejan una planificación fragmentada y desactualizada, con pérdida sistemática de humedales y vegetación nativa. En respuesta, emergen procesos de autoorganización vecinal, educación ambiental y gobernanza colaborativa que revalorizan estos ecosistemas como espacios de bienestar, recreación y cohesión social. Pese a este avance, persisten brechas en la articulación institucional y en la capacidad municipal de gestión ambiental	La evidencia de autoorganización vecinal, educación ambiental y gobernanza colaborativa en torno a humedales urbanos respalda los comités y mecanismos de participación y gobernanza previstos para su gestión (DS 15/2020, artículos 4, 5 y 13), y las brechas en capacidades municipales justifican la dictación de ordenanzas y la actualización de instrumentos de planificación exigidas por la Ley 21.202 y su reglamento (Ley 21.202, artículo 2, inciso 2; DS 15/2020, artículos 15 y 18)
Ordenamiento territorial	La expansión urbana, industrial y de infraestructura ha reducido la superficie, conectividad y calidad ecológica de los humedales urbanos y periurbanos. Predomina la sustitución de coberturas naturales por usos residenciales y viales, acompañada de vacíos normativos y escasa coordinación institucional. Aunque se han incorporado herramientas de teledetección y monitoreo multitemporal, la planificación territorial aún prioriza intereses inmobiliarios sobre la sustentabilidad ecológica	La evidencia de pérdida de superficie y conectividad de humedales orienta la actualización de los instrumentos de planificación territorial para incorporar los humedales urbanos como áreas de protección de valor natural (Ley 21.202, artículo 5; LGUC, artículo 60), y aplicar los criterios de conectividad biológica, infraestructura ecológica y equilibrio urbano-natural establecidos en el DS 15/2020 (artículo 3, letras a y c; artículos 15 y 18)

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Discusión

Medio biótico

Los avances en biodiversidad de humedales urbanos en Chile han sido sustantivos, aunque desiguales entre grupos biológicos y escalas de análisis. La avifauna concentra la mayor evidencia y se confirma como un indicador sensible de la funcionalidad ecosistémica y de los pulsos hidrológicos tanto por patrones espaciales asociados con el paisaje (cobertura vegetal, humedad del suelo, urbanización) como por respuestas a disturbios naturales extremos (Acuña *et al*., 2019; Chávez-Villavicencio *et al*., 2019; Tardone *et al*., 2024). La síntesis nacional respalda estas tendencias, al evidenciar diferencias de diversidad α y β entre tipos de humedales —con alta diversidad en sistemas como río Cruces y tranque San Rafael—, lo que plantea que no todos los humedales urbanos aportan funciones equivalentes ni requieren idénticas medidas de manejo (Miranda-García *et al*., 2021).

Más allá de estos patrones agregados, los estudios de caso muestran cómo la presión urbana modula la composición y el uso temporal del hábitat por aves: inventarios en El Culebrón, Valdivia, Temuco y Punta Arenas documentan ensamblajes ricos y la presencia de especies migratorias o en categoría de conservación, pero también impactos por factores urbanos directos (p. ej., mayor tasa de ataques de perros hacia el borde de playa en Coquimbo) y variaciones estacionales e interanuales ligadas con disponibilidad de recursos y cambios hidrológicos (Gómez *et al*., 2014; Silva *et al*., 2015; Bravo-Naranjo *et al*., 2019; Norambuena *et al*., 2023; Tardone *et al*., 2024; Cursach *et al*., 2025). Estos hallazgos fortalecen el papel de los humedales como infraestructura

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

ecológica en ciudades y sugieren medidas de ordenamiento que reduzcan perturbaciones crónicas (tránsito de mascotas, tránsito vehicular, accesibilidad no regulada) en sectores de alto valor para alimentación y reproducción (Moreno, 2024).

En invertebrados, la señal es consistente: la diversidad y abundancia de macroinvertebrados e insectos responden a gradientes de calidad de agua (oxígeno disuelto, turbidez, conductividad), reforzando su utilidad como bioindicadores costo-efectivos para monitoreo municipal y para apoyar declaratorias bajo la Ley 21.202 (Villagrán *et al*., 2006; Rodríguez *et al*., 2024). En paralelo, la evidencia sobre artrópodos en el norte de Chile —con una fracción relevante de especies naturalizadas y muchos taxa aún sin clasificar— muestra tanto el potencial como la deuda en taxonomía aplicada para su gestión (Pizarro-Araya *et al*., 2022). De ello se desprende la conveniencia de estandarizar protocolos de muestreo y paneles de indicadores bióticos comparables entre ciudades.

De manera integrada, estos antecedentes demuestran que las alteraciones fisicoquímicas —como el enriquecimiento por metales, la disminución del oxígeno disuelto y el aumento de la turbidez— tienen efectos directos sobre la estructura de las comunidades acuáticas, pues modifica la composición de macroinvertebrados, afectan la productividad de las macrófitas y reducen la disponibilidad de hábitats para aves acuáticas (Villagrán *et al*., 2006; Lagos *et al*., 2008; Jaramillo *et al*., 2019; Opitz-Ríos *et al*., 2024). Esta interrelación refuerza la necesidad de abordar calidad del agua y biodiversidad de manera integrada en los programas de monitoreo y conservación de humedales urbanos.

La vegetación acuática aporta un contrapunto funcional clave. El caso del río Cruces ilustra la vulnerabilidad de macrófitas acuáticas que actúan como ingenieras de ecosistemas frente a pulsos de degradación

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

de la calidad del agua (Fe, Mn, sulfatos) y de radiación UV incidente, con efectos en cascada sobre las aves acuáticas; al mismo tiempo, documenta trayectorias de resiliencia parcial de *Egeria densa* en el mediano plazo (Lagos *et al*., 2008; Lovengreen *et al*., 2008; Jaramillo *et al*., 2019). En esta línea, la evidencia disponible destaca, por una parte, el oxígeno disuelto como un parámetro clave para la salud ecosistémica de los humedales urbanos, cuya reducción impacta severamente a macroinvertebrados y peces, y, por otra, el rol de determinados metales disueltos —en particular hierro y manganeso—, que se han relacionado con la pérdida de macrófitas y la alteración de las redes tróficas (Villagrán *et al*., 2006; Lagos *et al*., 2008; Lovengreen *et al*., 2008).

Priorizar estos indicadores físico-químicos permitiría enfocar las estrategias de monitoreo y restauración en los factores con mayor influencia sobre la biodiversidad y la funcionalidad ecológica. En este sentido, la evidencia experimental sobre tolerancia al estrés (p. ej., exposición a cloratos en concentraciones subtóxicas y desecación) aporta insumos concretos para evaluar la sensibilidad de los organismos y definir umbrales de gestión (Palma *et al*., 2013). Sin embargo, es necesario considerar que los gradientes biológicos —como la estructura de la vegetación de marismas— y su relación con perturbaciones naturales y antrópicas muestran que las trayectorias de cambio no son lineales y que la composición puede reflejar tanto enriquecimiento por disturbio como pérdida de funcionalidad, según el contexto y tipo de presión (Ramírez *et al*., 2014; Ramírez *et al*., 2018).

Hallazgos recientes de microorganismos y cianobacterias potencialmente tóxicas (*Microcystis*) en humedales urbanos del sur (p. ej., cuenca del lago Llanquihue) generan la necesidad de integrar vigilancia microbiológica y toxicológica al monitoreo ecológico estándar

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

(Opitz-Ríos *et al*., 2024; Espejo *et al*., 2024; Rocha *et al*., 2025). En la misma línea, en bosques pantanosos, la configuración espacial de las poblaciones de epífitas y trepadoras plantea que los programas de monitoreo incorporen indicadores de conectividad estructural —con frecuencia ignorados en el diseño urbano-rural— para sostener comunidades de plantas especializadas o indicadoras (Pincheira-Ulbrich *et al*., 2016; Pincheira-Ulbrich *et al*., 2018; Pincheira-Ulbrich *et al*., 2021). En este contexto, el monitoreo de largo plazo resulta fundamental: estudios en Concepción muestran cómo factores naturales (precipitaciones, tsunamis, inundaciones) interactúan con presiones urbanas (rellenos, vialidad, expansión) para reconfigurar la vegetación y favorecer el reemplazo de especies nativas por exóticas en zonas de mayor presión urbana (Madrid & Teillier, 2021; Munizaga *et al*., 2024).

Por último, persisten grupos prácticamente ausentes de la investigación —anfibios, reptiles, micromamíferos, hongos y microbiota— que son fundamentales para comprender el funcionamiento de los ecosistemas. Esta falta de estudios limita la elaboración de diagnósticos integrales y la anticipación de riesgos sanitarios, con consecuencias directas para la política pública. En conjunto, los antecedentes revisados sugieren que los programas de monitoreo y conservación de humedales urbanos debiesen ampliar su foco taxonómico, integrar métricas bióticas y microbiológicas de manera sistemática, y fortalecer la comparabilidad de indicadores entre ciudades como base para decisiones de ordenamiento y gestión más coherentes con la biodiversidad.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

Propiedades físico-químicas

La evidencia fisicoquímica disponible para humedales urbanos en Chile converge en un diagnóstico consistente: eutrofización, presencia de metales y contaminantes emergentes, junto con presiones microbiológicas, configuran un cuadro de riesgo ecológico y sanitario que se manifiesta con variaciones estacionales y espaciales marcadas. Más allá de describir estados, dichos hallazgos sugieren implicancias directas para la gestión adaptativa, la planificación territorial y el diseño regulatorio.

Primero, los procesos de enriquecimiento por nutrientes y sus manifestaciones biológicas demandan tratamientos diferenciados según el contexto hidrológico. Casos como los de Concepción —con floraciones de algas verde-azules en lagunas urbanas— y Llanquihue —donde se ha detectado *Microcystis aeruginosa*— muestran que la combinación de cargas internas y externas elevadas, junto con periodos de estratificación, puede sostener eventos recurrentes con implicancias en la salud pública y la gobernanza local (Almanza *et al*., 2016; Rocha *et al*., 2025). En paralelo, la síntesis sobre el río Cruces indica que el colapso y las posteriores reorganizaciones de la comunidad de macrófitas, junto con cambios en la estructura y funcionamiento ecológico del humedal, emergen de la interacción entre condiciones fisicoquímicas (p. ej., hierro, manganeso, sulfatos disueltos) y forzantes ambientales. Esto subraya la necesidad de integrar series temporales, líneas de evidencia múltiples y métricas funcionales en los programas de monitoreo (Lagos *et al*., 2008; Delgado *et al*., 2014; Marín *et al*., 2014; Jaramillo *et al*., 2019).

Segundo, la contaminación por metales y la degradación histórica de sedimentos presentan patrones contrastantes según la cuenca y el uso

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

del suelo. La señal antrópica documentada en Santiago —con presencia de plomo (Pb) en el agua superficial de lagunas urbanas— y en la cuenca del Cachapoal —con concentraciones elevadas de cobre (Cu), molibdeno (Mo), arsénico (As) y antimonio (Sb) asociadas con la minería, y con aportes urbanos e industriales— pone de relieve la necesidad de que los instrumentos de gestión consideren tanto fuentes puntuales como difusas, definiendo rutas de reducción compatibles con las capacidades y metas locales (Rocco & Rubio, 2010; Lacassie & Ruiz-del-Solar, 2021). El caso de Chañaral, marcado por un legado de vertidos mineros de larga data, sugiere la pertinencia de protocolos específicos de monitoreo de sedimentos para zonas áridas y altamente impactadas (Bonnail *et al*., 2020).

En cuanto al cumplimiento normativo, los valores reportados en varios estudios muestran que en determinados sitios las concentraciones de nutrientes, coliformes y algunos metales igualan o superan los límites establecidos en normas nacionales de calidad y uso de agua, especialmente la NCh 1333/78 y las Normas Secundarias de Calidad Ambiental por cuenca (DS 9/2015; DS 53/2014; DS 75/2009); mientras que diversos contaminantes emergentes exceden valores de referencia o umbrales de riesgo definidos en guías internacionales (p. ej., PNEC, PEC y cocientes de peligro HQ > 1). Ejemplos como el río Traiguén —donde los coliformes fecales exceden sistemáticamente los criterios de la NCh409/1.Of2005 para agua potable y el umbral de 1 000 NMP 100 ml^{-1} de la NCh 1333/78 para riego y recreación— o los máximos estivales registrados en Tubul-Raqui, con 1 700 NMP 100 ml^{-1} de coliformes fecales en estaciones influenciadas por áreas urbanas, evidencian que los procesos de contaminación no son fenómenos locales aislados, sino expresiones de deficiencias estructurales en el control de cargas difusas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

y descargas de aguas residuales (Rivera *et al*., 2009; Novoa *et al*., 2020) (NCh409/1.Of2005; NCh 1333/78). Su constatación tiene implicancias directas para la aplicación de los artículos 3 y 4 del DS 15/2020 —que obligan a mantener el régimen hidrológico y la calidad ambiental de los humedales urbanos— y refuerza la urgencia de implementar programas de monitoreo normativo comparables entre municipios, así como avanzar hacia una norma específica de calidad de agua para humedales urbanos alineada con la Ley 21.202.

De acuerdo con la clasificación de la NCh 1333/78, los límites de calidad de agua distinguen usos como abastecimiento, riego, recreación y protección de la vida acuática; los resultados revisados indican que al menos algunos humedales urbanos no cumplen las categorías mínimas para estos usos —por ejemplo, el río Traiguén y ciertas estaciones en Tubul-Raqui para riego y recreación con contacto directo—, lo que apunta a condiciones de degradación ecológica y sanitaria (Rivera *et al*., 2009; Novoa *et al*., 2020). En este contexto, la comparación con las Normas Secundarias por cuenca y con el DS 90/2000 como estándar de emisión para descargas líquidas ofrece una herramienta operativa para priorizar medidas correctivas en los planes municipales y regionales (DS 53/2014; DS 9/2015; DS 75/2009; DS 90/2000).

En términos espaciales, los casos revisados sugieren una mayor severidad de contaminación por metales en cuencas con presión minera del norte y centro-sur (p. ej., Cachapoal y el legado de Chañaral), enriquecimiento trófico y eventos de floración en sistemas lacustres del sur (Llanquihue/Villarrica), y cargas microbiológicas significativas en estuarios urbanos del Gran Concepción (Rocuant-Andalién), junto con la presencia de microplásticos y nanopartículas de dióxido de titanio (TiO_2) en tramos urbanos de grandes ríos como el Biobío (Correa-Araneda *et al*.,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

2022; Gutiérrez *et al*., 2024; Novoa *et al*., 2020; Rocha *et al*., 2025; Tovar-Salvador *et al*., 2023). Esta lectura comparativa puede contribuir a priorizar la intervención por cuenca y tipo de humedal, articulando medidas de calidad de agua y restauración biótica según las presiones dominantes (Rojas *et al*., 2024).

Tercero, el componente microbiológico y los contaminantes emergentes amplían el perímetro de gestión. Los registros de coliformes en Rocuant-Andalién y Tubul-Raqui, junto con la detección de patógenos y genes de resistencia antimicrobiana mediante análisis metagenómicos en humedales urbanos de la región de Los Lagos, evidencian la necesidad de incorporar vigilancia molecular y criterios sanitarios a la operación rutinaria de los sistemas de monitoreo (Novoa *et al*., 2020; Opitz-Ríos *et al*., 2024). A ello se suma la evidencia reciente de microplásticos en la cuenca del Biobío, de pesticidas, fármacos y tensioactivos en la cuenca del Aconcagua, y de nonilfenoles y nanomateriales en sedimentos costeros y aguas superficiales (Tovar-Salvador *et al*., 2023; Jorquera *et al*., 2024; Inostroza *et al*., 2024; Gutiérrez *et al*., 2024). Dado que muchos de estos compuestos carecen de estándares específicos, se refuerza la necesidad de actualizar los marcos regulatorios e integrar listas nacionales de vigilancia ambiental, idealmente coordinadas con las prioridades sanitarias y de conservación de la biodiversidad.

Más allá de los parámetros químicos normados, la incorporación sistemática de bioindicadores ofrece una línea de evidencia integradora entre la composición fisicoquímica, los efectos ecológicos y el riesgo sanitario. En los casos descritos para Concepción y Llanquihue, la clorofila-a, la ficocianina y las toxinas de cianobacterias funcionan como indicadores funcionales del estado trófico, permitiendo vincular las concentraciones de nitrógeno y fósforo con las respuestas biológicas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

observadas (Almanza *et al*., 2016; Rocha *et al*., 2025). De manera complementaria, los cambios en la estructura y cobertura de macrófitas —como los documentados en el sistema del río Cruces— constituyen señales de alteración de la calidad del agua y del régimen hidrológico (Delgado *et al*., 2014; Marín *et al*., 2014).

En ambientes urbanos, las comunidades de macroinvertebrados bentónicos se han utilizado con éxito como indicadores de gradientes de materia orgánica, oxígeno y metales (Figueroa *et al*., 2007), aportando una sensibilidad ecológica que complementa las mediciones fisicoquímicas convencionales. Asimismo, los indicadores microbiológicos tradicionales (*Escherichia coli*) y, de forma emergente, los genes de resistencia antimicrobiana, robustecen la lectura sanitaria observada en humedales como Rocuant-Andalién y en sistemas urbanos del sur (Novoa *et al*., 2020; Opitz-Ríos *et al*., 2024). Esta línea biológica de observación ayuda a traducir la variabilidad ambiental en señales tempranas de deterioro y puede fortalecer la detección de umbrales ecológicos relevantes para la gestión adaptativa y la protección de la salud pública.

Cuarto, la estacionalidad y el régimen hidrológico condicionan la eficacia de cualquier intervención. En verano, la reducción de caudales puede concentrar nutrientes y contaminantes; en invierno, los pulsos de lluvia incrementan la carga de sólidos y modulan la toxicidad biológica (Debels *et al*., 2005; Cooman *et al*., 2005). Estos patrones justifican diseños de monitoreo temporalmente estratificados y metas que reconozcan umbrales estacionales, en línea con la Guía Técnica de Normas Secundarias de Calidad Ambiental para aguas continentales superficiales (MMA, 2017). En los sedimentos, las señales de pérdida de capacidad de almacenamiento y ciclado de nutrientes en sitios de alta presión, junto con variaciones estacionales en textura y contenido de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

materia orgánica, invitan a vincular la restauración biótica con la gestión de sedimentos (Marín *et al*., 2014; Manzano-Castillo *et al*., 2020).

Dimensión humana

La dimensión humana en los humedales de Chile refleja interacciones dinámicas y complejas moldeadas por factores históricos, sociales, culturales y económicos. Estos patrones se insertan en un marco estructural más amplio, donde el modelo de desarrollo urbano chileno —altamente dependiente de la expansión inmobiliaria y la mercantilización del suelo— ha generado una planificación territorial fragmentada y desigual. Esta estructura reproduce inequidades en el acceso y la distribución de los beneficios ecosistémicos, profundizando la segregación socioambiental y la vulnerabilidad frente a su degradación (Smith & Romero, 2009; Rojas *et al*., 2019; Aldana-Domínguez *et al*., 2024; Rojas-Quezada *et al*., 2024).

Diversos estudios muestran que la urbanización, especulación inmobiliaria e industrialización tienden a restringir el acceso y subestimar el valor social y cultural de estos ecosistemas; al mismo tiempo, emergen evidencias de valoración ciudadana y de arreglos de gobernanza local que buscan revertir dicha tendencia. En particular, la disposición a pagar por su conservación se asocia con la cercanía residencial, la educación y la conciencia ambiental, lo que sugiere un sustrato social favorable para políticas municipales y planes de gestión (Báez-Montenegro *et al*., 2022).

La autoorganización comunitaria aparece como un eje clave cuando las respuestas institucionales son insuficientes. El caso del humedal Angachilla en Valdivia documenta cómo la acción vecinal transformó un espacio degradado en un bien socioecológico, fortaleciendo identidad

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

barrial, educación ambiental y gobernanza local (Skewes *et al*., 2012). De modo complementario, aproximaciones de gobernanza comunal proponen reconocer a los humedales urbanos como bienes comunes urbanos verdes, articulando participación ciudadana, gestión intermunicipal y superación de la fragmentación institucional (Delooz *et al*., 2024; Stamm *et al*., 2024).

No obstante, la fuerza de estas experiencias refleja también las limitaciones del aparato estatal para sostener una gestión ambiental equitativa. La falta de recursos técnicos y de capacidades dispares entre municipios y servicios públicos ha derivado en una delegación implícita de responsabilidades hacia las comunidades, generando una gobernanza reactiva más que preventiva (Martínez-Vicencio *et al*., 2023; Del-Fierro, 2024). Reconocer este desequilibrio es clave para avanzar hacia una corresponsabilidad justa entre Estado y ciudadanía. En la escala judicial, la Corte Suprema ha consolidado un estándar de control reforzado en materia ambiental relativo a la Ley 21.202, con énfasis en los principios de prevención, precaución y no regresión, y un reconocimiento de la autonomía municipal en su protección (Rojas-Quezada, 2024; Salas-Salazar, 2025).

Las percepciones y valores sociales se materializan en disposiciones conductuales proconservación. En Patagonia, la conexión con la naturaleza y el apego al lugar predicen significativamente las intenciones de conservar humedales urbanos (Sapiains *et al*., 2024). En el área metropolitana de Concepción, la percepción de valores biofílicos varía con la tipología barrial y la accesibilidad, identificándose *hotspots* de valoración positiva que orientan intervenciones y equipamientos (Rojas-Quezada *et al*., 2024). Asimismo, evaluaciones socioecológicas en Concepción muestran que la ciudadanía asocia bienestar y paisaje con la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

conservación y conectividad ecológica de humedales urbanos, en paralelo con una alta diversidad de aves nativas (Silva-Villarroel *et al*., 2024).

Estas diferencias de acceso y percepción se inscriben en una dimensión de justicia ambiental, donde las comunidades más vulnerables enfrentan mayores riesgos ecológicos y menor capacidad de incidir en las decisiones sobre el uso del suelo. Integrar este enfoque permite reconocer los humedales urbanos no solo como ecosistemas, sino también como espacios de derecho, bienestar y equidad territorial.

En este marco, la gestión socioambiental de humedales urbanos requiere integrar distintas dimensiones del uso humano. Desde la perspectiva de salud y bienestar, el enfoque "Una Salud" (*One Health*) —que reconoce la interdependencia entre salud humana, salud animal y estado del ambiente— permite identificar riesgos sanitarios y ecológicos asociados con animales domésticos de libre tránsito en humedales mediterráneos urbanos, priorizando la regulación y la educación ambiental como medidas costo-efectivas (Poblete, 2024). En la interfaz conservación-uso público, las metodologías de valoración multicriterio aplicadas al ecoturismo permiten zonificar áreas según su valor de experiencia y conservación, orientando la gestión de presiones recreacionales y las expectativas de las comunidades locales (Muñoz-Pedreros & Quintana, 2010; Iturriaga-del-Campo, 2024).

La planificación con enfoque socioecológico demanda instrumentos espaciales que conecten humedales y matriz urbana. En este ámbito, las propuestas de corredores ecológicos —desarrolladas mediante SIG, modelos de fricción y rutas de menor costo, junto con información de percepción social— destacan la importancia de la participación y la conectividad para sostener la funcionalidad ecológica y los beneficios socioculturales asociados con estos ecosistemas (Mujica, 2025).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

En conjunto, esta evidencia sugiere que la gobernanza multinivel —articulada entre comunidad, municipio y agencias públicas—, apoyada por mecanismos normativos y por la valoración social explícita, constituye una condición habilitante para fortalecer la resiliencia socioecológica y el uso sustentable de los humedales urbanos del país. No obstante estos avances, persisten vacíos en la evaluación comparativa de modelos de gobernanza y en la implementación efectiva de los mecanismos de participación establecidos por la Ley 21.202, lo que limita la consolidación de estrategias integradas de gestión socioecológica.

En este marco, resulta prioritario promover planes de manejo integrados y participativos que articulen la acción comunitaria con el apoyo técnico y financiero del Estado, asegurando una gobernanza inclusiva y sostenida de los humedales urbanos (Rojas-Quezada *et al*., 2024).

Asimismo, los humedales urbanos pueden entenderse también como paisajes de memoria e identidad territorial, donde se entrelazan la historia ambiental local, los recuerdos comunitarios y las prácticas cotidianas. Profundizar en estas dimensiones cualitativas —a través de estudios de percepción, historia oral o etnografía ambiental— permitiría comprender mejor los vínculos afectivos y culturales que sustentan su conservación (Sapiains *et al*., 2024; Arizaga & Moreno, 2024; Nain-Leal *et al*., 2026).

En este contexto, las experiencias del Proyecto GEF Humedales Costeros (MMA & PNUD, 2018-2023) ofrecen un referente práctico de gobernanza multinivel y restauración participativa, cuyas lecciones resultan transferibles a los humedales urbanos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

Finalmente, el rol de la ciencia en la gestión de los humedales urbanos en Chile se configura como un puente entre la generación de conocimiento y la toma de decisiones, más que como un actor aislado del proceso de gobernanza. La distribución territorial desigual de la investigación muestra que el conocimiento científico no se produce de manera homogénea: las regiones del Biobío y Los Ríos concentran la mayor parte de los estudios publicados, según los análisis de distribución regional y temático, donde predominan investigaciones sobre calidad del agua, biodiversidad y planificación ambiental. En contraste, en territorios con menor producción científica —como Tarapacá, Maule o Aysén—, esta brecha parece asociarse con la escasa presencia de centros de investigación especializados, limitaciones logísticas de acceso a los humedales urbanos y, en algunos casos, su baja priorización en las agendas locales de desarrollo o conservación.

Estas asimetrías en capacidad científica e institucional tienen implicancias directas para la implementación equitativa de la Ley 21.202, pues la efectividad de las declaratorias y planes de gestión depende de la disponibilidad de información técnica y respaldo científico local. En este sentido, fortalecer redes regionales de investigación aplicada que integren a universidades, municipios y agencias públicas permitiría equilibrar la producción de conocimiento y su aplicación práctica en la conservación y restauración de los humedales urbanos a escala nacional.

Ordenamiento territorial

Los patrones observados en las ciudades estudiadas sugieren que buena parte de la planificación urbana en Chile sigue dependiendo de modelos de desarrollo centrados en la expansión inmobiliaria, donde los humedales

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

suelen ser tratados como espacios prescindibles más que como infraestructuras ecológicas. Esta tendencia, evidenciada en ciudades como Concepción y Valdivia, da cuenta de un enfoque de ordenamiento territorial que con frecuencia privilegia el crecimiento urbano sobre la funcionalidad ambiental, con una integración todavía incipiente de criterios ecosistémicos en los instrumentos de planificación (Smith & Romero, 2009; Rojas *et al*., 2019; Aldana-Domínguez *et al*., 2024). En consecuencia, dicha desconexión no solo compromete la calidad ambiental, sino también la equidad territorial, al reproducir una distribución desigual del conocimiento y la gestión ambiental concentrada en el centro-sur del país. Esta asimetría se alinea con las brechas técnicas y de recursos que acompañan el proceso de descentralización de competencias hacia los gobiernos regionales (Martínez-Vicencio *et al*., 2023), dando cuenta de una inequidad estructural en la gobernanza del territorio.

El cambio de paradigma impulsado por la Ley 21.202 ha significado un avance normativo al reconocer a los humedales urbanos como elementos que deben incorporarse en la planificación local. Sin embargo, su implementación revela la persistencia de brechas operativas que limitan su eficacia (Rojas-Quezada, 2024). El caso documentado por Galilea & Medel (2024), en el que la aplicación de los criterios ministeriales cuadruplicó la superficie oficialmente reconocida como humedal urbano en Coronel, demuestra la subestimación sistemática de estos ecosistemas en los instrumentos comunales. Situaciones similares se observan en otras ciudades, donde la expansión residencial o industrial se ha superpuesto a zonas inundables o de valor ecológico, como el valle de Andalién en Concepción (Link *et al*., 2019) o el sector de Concón (Martínez *et al*., 2020). En conjunto, estos ejemplos plantean la necesidad de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

alinear la cartografía urbana y los planes reguladores con información ecológica actualizada, garantizando coherencia entre zonificación y realidad ambiental. Tales inconsistencias exponen una debilidad institucional que también se manifiesta en la falta de coordinación entre niveles de gobierno, lo que debilita la capacidad de gestión multiescalar.

En dicho contexto, los estudios revisados muestran que los instrumentos urbanísticos, como los planes reguladores comunales y metropolitanos, aún no incorporan de forma sistemática los criterios ecológicos que exige la Ley 21.202. Su actualización sigue dependiendo de voluntades locales y capacidades técnicas desiguales, lo que genera una aplicación fragmentada y discontinua (Galilea & Medel, 2024). A nivel regional, la descentralización de competencias en materia de ordenamiento territorial todavía enfrenta importantes brechas técnicas y de recursos, limitando la capacidad de los gobiernos regionales para coordinar y aplicar de manera efectiva los principios de sostenibilidad ecológica en la planificación del territorio (Martínez-Vicencio *et al*., 2023).

Los estudios revisados identifican la falta de zonificaciones de protección, áreas inundables y corredores verdes como una brecha persistente entre la evidencia científica disponible y la forma en que los instrumentos de planificación territorial operativizan los mandatos de protección y gestión establecidos en la Ley 21.202 (Rojas *et al*., 2019; Rojas *et al*., 2022b; Moreno, 2024). Esta distancia entre norma y práctica refuerza la necesidad de integrar la información ecológica generada por la investigación en los procesos de planificación territorial, de modo que los humedales urbanos sean considerados infraestructuras ecológicas críticas dentro del tejido urbano (Moreno, 2024).

En el ámbito municipal, la aplicación de la ley enfrenta obstáculos similares. Según Del-Fierro (2024), la emisión tardía de guías técnicas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

nacionales, la escasa adopción de ordenanzas locales y la creciente judicialización de las declaratorias reflejan un desfase entre el reconocimiento legal y su implementación territorial. Estas limitaciones operativas no solo ralentizan la protección efectiva de los humedales, sino que además generan inseguridad regulatoria frente a los actores públicos y privados, reproduciendo la dependencia del litigio judicial como mecanismo de defensa ambiental. El problema se agrava en comunas donde las presiones inmobiliarias son mayores —como Valdivia o la Araucanía lacustre— y donde las ordenanzas aún no logran integrar los criterios del DS 15/2020 (Hidalgo-Corrotea *et al*., 2023).

Desde el punto de vista ecológico, la evidencia reciente plantea que la degradación de los humedales urbanos no se limita a la pérdida de superficie, sino también a la ruptura de la conectividad estructural y funcional. La expansión de la infraestructura urbana y la contaminación lumínica en las zonas costeras (Aguilera & González, 2023) contribuyen a la fragmentación de los ecosistemas y a la pérdida de servicios de regulación, lo que debilita su papel como amortiguadores naturales frente a eventos extremos. Ejemplos como la alta fragmentación de los bosques pantanosos costeros de La Araucanía (Peña-Cortés *et al*., 2011) o la pérdida progresiva de conectividad en humedales del Gran Concepción (Munizaga *et al*., 2022) ilustran este proceso de aislamiento ecológico. En consecuencia, la ausencia de un enfoque territorial adaptativo que integre soluciones basadas en la naturaleza, como corredores verdes o restauración de bordes ribereños, limita la resiliencia urbana ante los efectos del cambio climático.

Claramente, esta vulnerabilidad no se restringe al ámbito costero. Un caso emblemático ocurre en laguna Aculeo (región Metropolitana) donde se identificó que el 42 % del consumo total de agua proviene de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

un solo pozo ubicado a 100 metros de la orilla, lo que evidencia una fuerte presión extractiva sobre un sistema ya afectado por la megasequía y la disminución de afluentes (Valdés-Pineda *et al*., 2020; Venegas-Quiñones *et al*., 2020). Esto muestra cómo el cambio climático, combinado con decisiones locales de uso del agua, puede acelerar el colapso hidrológico de humedales urbanos y periurbanos, y reducir aún más su capacidad de amortiguar eventos extremos.

No obstante, emergen señales de innovación en gobernanza y monitoreo ambiental. Experiencias como el seguimiento satelital y participativo desarrollado por Munizaga *et al*. (2024) en el humedal Rocuant-Andalién dan cuenta de que la articulación entre ciudadanía, academia y autoridades locales puede fortalecer la restauración ecológica y mejorar la capacidad de respuesta territorial (Rojas *et al*., 2024). Este tipo de prácticas aproxima la gestión de humedales a los principios de cogestión adaptativa promovidos por la Ley 21.202 y por la literatura internacional sobre planificación ecológica. De manera complementaria, la propuesta de "comunalizar" los humedales urbanos como bienes comunes verdes (Delooz *et al*., 2024) ofrece una vía para superar la fragmentación institucional mediante esquemas participativos de gobernanza, aunque su inserción en los marcos formales de planificación aún es incipiente.

En conjunto, la evidencia científica y los marcos normativos recientes apuntan a que el principal desafío del ordenamiento territorial en Chile no radica en la ausencia de leyes, sino en la capacidad institucional para traducir los criterios ecológicos en decisiones de planificación concretas. Casos como la reducción de la cobertura de humedal en la cuenca del estero Boca Maule —en el Gran Concepción— asociada con la expansión urbana (Jaque *et al*., 2020) o la desaparición

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

de la laguna Aculeo relacionada con sobreexplotación hídrica (Valdés-Pineda *et al*., 2020) muestran que los instrumentos existentes no han logrado anticipar los impactos acumulativos del cambio de uso de suelo.

Desde la perspectiva de los instrumentos de gestión, la Ley 21.202 y su Reglamento (DS 15/2020) habilitan la protección de humedales urbanos, pero su eficacia dependerá de cómo se traduzcan en planes de gestión, zonas de amortiguación, ordenanzas e instrumentos de planificación urbana. La declaración de zonas saturadas (p. ej., en Villarrica) y la aplicación de protocolos específicos de monitoreo (p. ej., en Chañaral) ilustran cómo la evidencia científica puede escalar hacia decisiones concretas (Almanza *et al*., 2016; Bonnail *et al*., 2020; Rojas *et al*., 2024). No obstante, el Plan Nacional de Restauración de Paisajes 2021-2030 reconoce a los humedales como prioritarios sin abordar de forma explícita su especificidad urbana, lo que sugiere un vacío de política para articular restauración y gestión de la calidad de agua a escala municipal (MMA, 2021).

Implicancias para la protección legal de los humedales urbanos en Chile

Los resultados de esta revisión evidencian que la investigación científica disponible respalda de modo parcial los mandatos de la Ley 21.202 y su Reglamento (DS 15/2020), aunque también revela vacíos que limitan su plena implementación. Una de las áreas más sólidas corresponde al artículo 3, letra a, que dispone los criterios mínimos de sustentabilidad para la mantención o restauración de los componentes bióticos y abióticos de los humedales (numeral i) y para la conservación de su conectividad biológica (numeral ii). Diversos estudios han documentado la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

biodiversidad de aves (Silva *et al*., 2015; Tardone *et al*., 2024) y el rol de humedales costeros como hábitat de especies amenazadas (Kusch *et al*., 2008), proporcionando evidencia concreta para acreditar estos criterios (Rojas-Quezada, 2024).

No obstante, otros componentes exigidos por la misma disposición —como la composición y el funcionamiento de macroinvertebrados, micromamíferos, anfibios y microorganismos— permanecen insuficientemente estudiados, lo que debilita la capacidad de cumplir integralmente con el mandato del artículo 3, letra a, numeral i. De igual modo, la dimensión hidrológica contenida en la letra b del mismo artículo, referida al régimen hídrico y la calidad del agua, aún carece de suficiente respaldo empírico sistemático.

En cuanto a la delimitación técnica de humedales urbanos, el artículo 8 del Reglamento establece que la delimitación debe considerar al menos uno de tres criterios esenciales: presencia de vegetación hidrófita, suelos hídricos y régimen hidrológico de saturación. Algunos estudios de dinámica hidrológica y riesgo de inundación (Soto *et al*., 2017; Link *et al*., 2019) aportan información útil para respaldar estos criterios; sin embargo, la falta de series temporales prolongadas y de caracterizaciones sistemáticas de suelos hídricos dificulta su acreditación. De acuerdo con el artículo 20, el Ministerio del Medio Ambiente debe elaborar una guía metodológica basada en estos criterios, lo que abre una oportunidad concreta para vincular investigación aplicada y reconocimiento oficial de humedales urbanos.

En materia de calidad ambiental, diversos estudios han documentado la presencia de contaminantes emergentes, metales pesados y bacterias patógenas en humedales urbanos (Bonnail *et al*., 2020; Inostroza *et al*., 2024; Jorquera *et al*., 2024). Estos hallazgos se

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

relacionan directamente con el artículo 3, letra b, que mandata el resguardo de la calidad de las aguas, y con el artículo 22, que encomienda al Servicio de Evaluación Ambiental (SEA) la elaboración de guías metodológicas para la predicción y evaluación de impactos. No obstante, la ausencia de parámetros estandarizados y la dispersión metodológica entre estudios dificultan su integración en políticas nacionales, lo que sugiere la necesidad de armonizar variables y escalas de monitoreo bajo un marco técnico unificado (Rojas-Quezada *et al*., 2024).

Respecto a la incorporación de los humedales en los instrumentos de planificación territorial, la obligación matriz proviene de la modificación del artículo 60 de la Ley General de Urbanismo y Construcciones (LGUC) introducida por el artículo 5 de la Ley 21.202, que ordena su inclusión en los instrumentos de planificación comunal y regional. El Reglamento refuerza esta disposición, en particular mediante sus artículos 15 y 18, que obligan a dictar ordenanzas de humedales urbanos y a actualizar los planos reguladores tras su reconocimiento oficial. Por su parte, el artículo 4 establece criterios de gestión sustentable y gobernanza que deben ser considerados en esa implementación territorial. Sin embargo, estudios recientes muestran que los municipios enfrentan brechas técnicas y recursos limitados para cumplir estos mandatos, lo que genera disparidades en la implementación territorial (Del-Fierro, 2024; Martínez-Vicencio *et al*., 2023). Casos como el de Coronel, donde la aplicación de los criterios ministeriales cuadruplicó la superficie oficialmente reconocida como humedal urbano (Galilea & Medel, 2024), evidencian tanto los avances metodológicos como las inconsistencias en la información cartográfica que sustenta las decisiones urbanísticas.

En el ámbito de la gobernanza y la participación ciudadana, las experiencias locales de cogestión comunitaria, como la recuperación del

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

humedal Angachilla (Skewes *et al*., 2012), reflejan la importancia de articular ciencia, sociedad y gestión municipal en el cumplimiento del artículo 15 del Reglamento, que promueve la dictación de ordenanzas y la incorporación de criterios ecológicos en la gestión local. Delooz *et al*. (2024) proponen avanzar hacia la "comunalización" de los humedales urbanos como bienes comunes verdes, una vía para superar la fragmentación institucional y fortalecer la gobernanza participativa, coherente con el espíritu del artículo 5, que fomenta la creación de comités de gestión (Stamm *et al*., 2024). Otros estudios que vinculan biodiversidad, bienestar y percepción ciudadana (Silva-Villarroel *et al*., 2024; Rojas-Quezada *et al*., 2024; Sapiains *et al*., 2024) confirman el potencial de las herramientas participativas para la gestión adaptativa y la educación ambiental a escala local.

En cuanto al control, fiscalización y evaluación de impactos, la literatura reciente aporta bases empíricas y metodológicas para las guías técnicas del SEA y para la labor del Comité previsto en el artículo 21 del Reglamento. Investigaciones sobre cambios biogeoquímicos y microbiológicos en estuarios urbanos (Pozo-Solar *et al*., 2023), la identificación de *Microcystis aeruginosa* (Rocha *et al*., 2025) y la detección metagenómica de genes de resistencia antimicrobiana (Opitz-Ríos *et al*., 2024) constituyen insumos esenciales para la evaluación ambiental de proyectos que puedan afectar estos ecosistemas. En paralelo, estudios sobre bioindicadores e índices de calidad del agua (Rodríguez *et al*., 2024; Terre *et al*., 2025), y sobre teledetección y ciencia ciudadana (Munizaga *et al*., 2022; Munizaga *et al*., 2024; Rojas *et al*., 2024) muestran la viabilidad de articular monitoreo, predicción y verificación en coherencia con los criterios de sustentabilidad del artículo 3, y con el procedimiento de reconocimiento y expediente público previsto en los artículos 6 y 7 del

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

DS 15/2020, en línea con el principio preventivo consagrado en la Ley 19.300 (artículos 3 y 6).

Por último, en el plano jurisprudencial, la Corte Suprema ha consolidado un estándar de control reforzado en materia ambiental, aplicando los principios de prevención, precaución y no regresión, y reconociendo la autonomía municipal para proteger humedales urbanos (Salas-Salazar, 2025). Este desarrollo judicial complementa los instrumentos administrativos, reforzando la obligación de los órganos del Estado de adoptar medidas eficaces de conservación incluso antes de la formalización de la declaratoria, en consonancia con el principio preventivo establecido en la Ley 19.300.

En conjunto, la evidencia científica y jurídica disponible muestra que la implementación de la Ley 21.202 ha generado avances significativos, aunque desiguales, en relación con sus disposiciones reglamentarias. Si bien los estudios sobre biodiversidad, contaminación emergente y gobernanza ofrecen una base sólida para aplicar los artículos 3, 6, 8, 15, 18, 21 y 22 del Reglamento, persisten vacíos en áreas como la delimitación técnica, evaluación de efectividad de instrumentos y estandarización de indicadores ambientales. Estas brechas no deben entenderse solo como limitaciones, sino como oportunidades para consolidar una agenda científica al servicio de la política pública, fortaleciendo el vínculo entre investigación aplicada, gestión territorial y protección efectiva de los humedales urbanos en Chile.

En este marco proponemos: 1) establecer la obligatoriedad de planes de monitoreo para humedales urbanos reconocidos, con un núcleo mínimo de variables (OD, nutrientes, turbidez, coliformes, clorofila-a/ficocianina) y bioindicadores bentónicos; 2) zonas de amortiguación ribereñas obligatorias con ancho mínimo definido y criterios de excepción

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

técnicamente fundados; 3) armonizar lineamientos del SEA para integrar bioindicadores y métricas funcionales en la evaluación de impacto, y 4) habilitar la integración de ciencia ciudadana validada a sistemas públicos de información ambiental, para trazabilidad y fiscalización local.

Por último, la reciente creación del Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas (SBAP), mediante la Ley 21.600 (Estado de Chile, 2023), amplía el marco institucional para la conservación de humedales. Este servicio podrá promover acciones de restauración ecológica, gestión de corredores ecológicos y programas de conservación fuera de áreas protegidas, incluyendo humedales degradados o en riesgo. Asimismo, sus instrumentos financieros y de coordinación interinstitucional ofrecen una oportunidad para fortalecer la implementación de la Ley 21.202, y articular la gestión científica y territorial de los humedales urbanos.

Recomendaciones para futuras investigaciones

Los vacíos identificados en esta revisión podrían orientar una agenda de investigación aplicada que contribuya a la implementación de la Ley 21.202 y su Reglamento (DS 15/2020), entendiendo que las prioridades variarán según el contexto local y la disponibilidad de capacidades.

En primer lugar, sería pertinente profundizar en la delimitación, caracterización y trazabilidad de humedales urbanos. Aunque existen aportes sobre hidroperiodos y riesgo de inundación (Soto *et al*., 2017; Link *et al*., 2019), la información sobre suelos hídricos y variabilidad hidrológica sigue siendo fragmentaria, lo que dificulta la delimitación técnica y gestión municipal (Galilea & Medel, 2024). Programas de monitoreo hidrológico y edáfico de largo plazo, con protocolos replicables

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

y de bajo costo, podrían fortalecer procesos de reconocimiento y disminuir controversias técnicas.

En calidad de agua, la evidencia de contaminantes emergentes, metales y bacterias patógenas (Bonnail *et al*., 2020; Inostroza *et al*., 2024; Opitz-Ríos *et al*., 2024) sugiere avanzar hacia metodologías comparables entre regiones. Aun cuando rigen normas de calidad primaria, secundaria y de emisión (DS 90/2000; DS 9/2015; DS 53/2014), podría ser útil armonizar parámetros y escalas, acordando un conjunto mínimo de variables (p. ej., fósforo total, nitrógeno total, oxígeno disuelto, turbidez y coliformes) que facilite la integración de datos y la priorización de medidas (MMA, 2020b; Rojas *et al*., 2024; Terre *et al*., 2025). De manera complementaria, la atribución de fuentes para N, P y metales —mediante huellas químicas/isotópicas y balances de masas— podría ayudar a diferenciar aportes domésticos, pluviales e industriales, en línea con los patrones de eutrofización y firmas geoquímicas reportadas (Almanza *et al*., 2016; Bonnail *et al*., 2020; Lacassie & Ruiz-del-Solar, 2021; Rocha *et al*., 2025). Asimismo, dado que los sedimentos urbanos actúan como sumideros de metales y contaminantes emergentes, y que no existen estándares nacionales específicos para este compartimento, resultaría prioritario avanzar hacia protocolos de monitoreo de sedimentos en humedales urbanos y marcos de evaluación de riesgo basados en valores guía internacionales (PEC, PNEC, HQ). Ello permitiría hacer comparables los diagnósticos entre cuencas, y priorizar intervenciones de remoción, confinamiento o control de fuentes en función del riesgo ecológico.

Desde el punto de vista biológico, ampliar el foco más allá de aves y flora —incorporando macroinvertebrados, micromamíferos, anfibios y microorganismos— podría mejorar la comprensión funcional. Inventarios

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

sistemáticos y monitoreos participativos basados en ciencia ciudadana tienen el potencial de aportar información útil (Núñez-Farías *et al*., 2019; Stamm *et al*., 2024; Rojas *et al*., 2024). Con ese fin, avanzar hacia una biblioteca nacional de *eDNA/metabarcoding* —con estándares de *primers*, controles y repositorios— permitiría vincular vigilancia sanitaria (patógenos y genes de resistencia: Opitz-Ríos *et al*., 2024), por ejemplo, con la detección de cianobacterias nocivas (Almanza *et al*., 2016; Rocha *et al*., 2025).

Metodológicamente, sería valioso pasar de relaciones solo descriptivas a la definición de umbrales de impacto específicos para contextos urbanos. Diseños BACI (antes-después/control-impacto) y experimentos en mesocosmos, enfocados en contaminación lumínica (Aguilera & González, 2023), escenarios de caudales bajos estacionales (Debels *et al*., 2005; Cooman *et al*., 2005) y presión de mascotas de libre tránsito (Bravo-Naranjo *et al*., 2019; Poblete, 2024), podrían ayudar a estimar efectos y proponer umbrales de manejo más reproducibles en ambientes urbanos.

En paralelo, definir condiciones de referencia urbanas por tipología (ribereño, palustre y costero) podría facilitar la interpretación de índices y la fijación de metas de restauración realistas, combinando teledetección y aprendizaje automático (Munizaga *et al*., 2022; Munizaga *et al*., 2024; Teutsch *et al*., 2024), bioindicadores bentónicos (Villagrán *et al*., 2006) y la respuesta de macrófitas ingenieras (Lagos *et al*., 2008; Jaramillo *et al*., 2019), en coherencia con los artículos 3 y 8 del DS 15/2020.

Respecto de la gestión territorial, sería recomendable evaluar la efectividad de declaratorias, ordenanzas y planes reguladores mediante diseños antes-después con sitios control, a la luz de la evidencia sobre pérdida de superficie y conflictos inmobiliarios (Carraro *et al*., 2021;

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

Marchant *et al*., 2023; Del-Fierro, 2024; Delooz *et al*., 2024; Aldana-Domínguez *et al*., 2024). Asimismo, comparar el costo-efectividad de soluciones basadas en la naturaleza específicas para ambientes urbanos —por ejemplo, franjas riparias/buffers, humedales de tratamiento hidráulicamente separados, control de fuentes difusas y gestión de accesos/iluminación— podría orientar decisiones de inversión, con verificación espacial y biótica, y métricas vinculadas con *One Health* (Munizaga *et al*., 2024; Rodríguez *et al*., 2024; Terre *et al*., 2025; Poblete, 2024). En particular, la identificación y zonificación fina de refugios de alimentación y reproducción de aves y de hábitats sensibles (macrófitas, epífitas) permitiría compatibilizar accesibilidad y conservación en humedales urbanos, por ejemplo, reduciendo o evitando labores de limpieza de canales en sectores donde anidan aves o habitan anfibios.

Persisten brechas territoriales: regiones como Tarapacá, Maule, Ñuble, Aysén y Magallanes siguen subrepresentadas (Rojas *et al*., 2013; Villagra-Islas & Dobbie, 2014). Promover proyectos regionales, incorporar humedales artificiales en la planificación y fortalecer la cooperación entre universidades, municipios y organizaciones locales podría contribuir a una implementación más equitativa de la Ley.

Finalmente, el fortalecimiento institucional y financiero (p. ej., pequeños fondos) sería clave para consolidar estas líneas. El Ministerio del Medio Ambiente, junto con gobiernos regionales y universidades, podría liderar programas permanentes de monitoreo y evaluación con continuidad y estandarización (MMA, 2020a). En este marco, una red nacional de monitoreo de humedales urbanos, apoyada en un repositorio abierto de datos (un observatorio nacional de humedales urbanos), facilitaría la comparación entre municipios, la evaluación de tendencias y

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

la retroalimentación de la política pública. En sintonía con el nuevo marco institucional, desarrollar un índice de desempeño municipal para la Ley 21.202 bajo coordinación del SBAP (Ley 21.600) podría ayudar a transparentar avances en declaratorias, ordenanzas, monitoreo mínimo, conectividad y participación, apoyándose en tutorías técnicas regionales para acortar brechas operativas (Martínez-Vicencio *et al*., 2023; Del-Fierro, 2024; Galilea & Medel, 2024). La articulación entre ciencia, política y comunidad podría favorecer la traducción del conocimiento en gestión pública (Arizaga & Moreno, 2024; Stamm *et al*., 2024) y una protección legal progresivamente sustentada en evidencia y participación. En este sentido, el codiseño de programas de monitoreo y planes de manejo entre municipios, organizaciones locales y equipos académicos —integrando prioridades comunitarias, objetivos sanitarios y metas de conservación— aparece como una vía concreta para aumentar la legitimidad de las medidas y su implementación efectiva.

Conclusiones

Este estudio —basado en una revisión sistemática de 173 artículos publicados entre 1998 y 2025— ofrece una visión actualizada de la investigación sobre humedales urbanos en Chile, que muestra un incremento sostenido de la producción científica en las dos últimas décadas. Un 47 % de los estudios se concentra en las regiones del Biobío y Los Ríos, lo que sugiere una centralización territorial del financiamiento y de las capacidades científicas; mientras que Tarapacá, Maule y Aysén continúan subrepresentadas.

Los humedales urbanos enfrentan presiones convergentes —degradación de la calidad del agua (34 estudios), pérdida de biodiversidad

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

(15 estudios), expansión inmobiliaria y débil integración en la planificación (31 estudios)—, a menudo con una implementación limitada de estrategias de manejo basadas en evidencia.

Por dimensiones temáticas, se observan avances significativos. El medio biótico (≈ 26 % de los estudios) documenta diversidad de aves, macroinvertebrados, peces, anfibios y flora acuática, aportando base para criterios de sustentabilidad; las propiedades físico-químicas (≈ 21 %) identifican contaminación, eutrofización y variabilidad hidroquímica que condicionan la funcionalidad del humedal; la dimensión humana (≈ 19 %) aporta evidencia sobre percepción, gobernanza y educación, y la dimensión ordenamiento territorial (≈ 30 %) sugiere que el desafío no radica en la ausencia de leyes, sino en la capacidad institucional para traducir los criterios ecológicos en decisiones de planificación concretas. El porcentaje restante de estudios se concentra en ingeniería, tecnología y enfoques integrados que complementan estas dimensiones.

Persisten brechas importantes: escasa integración interdisciplinaria, pocas series temporales y baja representación de grupos poco estudiados (p. ej., menos del 9 % aborda microbiota o hidrófitas). Solo alrededor del 18 % de los estudios abarcan dos o más años, lo que evidencia una escasez de seguimientos de largo plazo sobre humedales urbanos en Chile, a pesar de que muchos impactos (urbanización, cambio de uso de suelo, contaminación difusa) son procesos crónicamente acumulativos. Atender estas brechas podría fortalecer el entendimiento de la resiliencia y la funcionalidad ecológica, articulando ecología, hidrología, química ambiental y ciencias sociales.

Experiencias locales —Angachilla y Pichicuy— ilustran el potencial de la autoorganización comunitaria y la gobernanza colaborativa como complementos a los marcos institucionales. No obstante, la efectividad de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 104-215. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-03

la Ley 21.202 parece depender de capacidades institucionales y acompañamiento técnico, lo que reafirma la necesidad de coordinación entre municipios, academia y Estado.

Desde una perspectiva aplicada, estos hallazgos podrían orientar: 1) la actualización de ordenanzas locales; 2) la implementación de programas de monitoreo ecológico-social con variables e indicadores comparables, y 3) la integración de criterios ecológicos en los instrumentos de planificación territorial. En síntesis, la protección efectiva de los humedales urbanos se beneficiaría de redes de monitoreo sostenidas, una articulación más estrecha entre evidencia y política pública, y una planificación adaptativa que incorpore educación ambiental y seguimiento permanente como pilares.

En línea con los vacíos identificados, futuras investigaciones podrían priorizar la delimitación técnica e hidrología de humedales urbanos (incluyendo suelos hídricos y variabilidad estacional); la calidad de agua (con metodologías comparables y atribución de fuentes); la biodiversidad (ampliando microbiota e hidrófitas), y la resiliencia socioecológica (series de largo plazo). Asimismo, avanzar en lineamientos técnicos unificados que faciliten la aplicación práctica de la Ley 21.202/DS 15/2020 —con indicadores de seguimiento y mecanismos participativos— y en arreglos de gobernanza y educación ambiental que vinculen la evidencia científica con la gestión local, aparece como una tarea clave para los próximos años.

Agradecimientos

Los autores agradecen a Valoriza Aguirre y a Amerindia Jaramillo por la revisión crítica de las primeras versiones de este manuscrito. Asimismo,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

se agradece al programa de Magíster en Recursos Naturales de la Universidad Católica de Temuco por el apoyo académico e institucional brindado durante el desarrollo de este trabajo. Finalmente, agradecemos a la editora y a las personas revisoras anónimas de la revista por sus comentarios detallados y constructivos, que contribuyeron a mejorar de forma sustantiva este manuscrito.

Financiamiento

El trabajo se desarrolló con el apoyo académico y logístico del Laboratorio de Ecología de la Universidad de Los Lagos y del programa de Magíster en Recursos Naturales de la Universidad Católica de Temuco.

Declaración de conflictos de interés

Los autores declaran que no existen conflictos de interés relacionados con la investigación ni con la publicación de este artículo.

Declaración de uso de IA

Se utilizó ChatGPT como apoyo para revisar la redacción y la consistencia formal de citas y referencias, y su uso se circunscribió a estas tareas editoriales. Los autores verificaron los resultados generados por la herramienta y fueron responsables de su integración al artículo.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Referencias

Abarca, J., Ulloa, H. N., & Niño, Y. (2023). Basin-scale hydrodynamics and physical connectivity in a Great Patagonian lake. *Journal of Great Lakes Research*, *49*(1), 56-69. https://doi.org/10.1016/j.jglr.2022.12.008

Acuña, M. P., Vukasovic, M. A., Hernández, H. J., Acuña, T. A., & Estades, C. F. (2019). Effects of the surrounding landscape on waterbird populations in estuarine ecosystems of central Chile. *Wetlands Ecology and Management*, *27*(6), 933-948. https://doi.org/10.1007/s11273-019-09660-9

Aguilera, M., & González, B. (2023). Urban infrastructure expansion and artificial light pollution degrade coastal ecosystems, increasing natural-to-urban structural connectivity. *Landscape and Urban Planning*, *229*, 104609. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104609

Aguilera, M., Tapia, J., Gallardo, C., Núñez, P., & Varas, K. (2020). Loss of coastal ecosystem spatial connectivity and services by urbanization: Natural-to-urban integration for bay management. *Journal of Environmental Management*, *276*, 111297. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111297

Aldana-Domínguez, J., Rojas-Quezada, C., Munizaga, J., Moschella, P., Stamm, C., & Martínez, C. (2024). Urban wetland losses and land-use conservation challenges in three Latin American cities. In: Rojas-Quezada, C. (eds.). *Urban wetlands in Latin America* (pp. 3-18). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-69590-2_1

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Alikhani, S., Nummi, P., & Ojala, A. (2021). Urban wetlands: A review on ecological and cultural values. *Water*, *13*(22), 3301. https://doi.org/10.3390/w13223301

Allendes-Muñoz, C., & Miranda-Cavallieri, M. (2023). Caracterización y variabilidad temporal de la avifauna en el humedal Petrel, Región del Libertador Bernardo O'Higgins, Chile: Necesidades de conservación. *Gayana (Concepción)*, *87*(2), 145-156. https://doi.org/10.4067/S0717-65382023000200145

Almanza, V., Figueroa, R., Parra, O., Fernández, X., Baeza, C., Yáñez, J., & Urrutia, R. (2016). Bases limnológicas para la gestión de los lagos urbanos de Concepción, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, *44*(2), 309-324. https://doi.org/10.3856/vol44-issue2-fulltext-12

Alves, S., Aspinall, P., Ward-Thompson, C., Sugiyama, T., Brice, R., & Vickers, A. (2008). Preferences of older people for environmental attributes of local parks. *Facilities*, *26*(11/12), 433-453. https://doi.org/10.1108/02632770810895705

Araya, Á., Salas, S., & Campos, C. (2019). Percepción futura del humedal "El Culebrón", Coquimbo (Chile): una experiencia educativa interdisciplinaria. *Luna Azul*, *(49)*, 220-240. https://doi.org/10.17151/luaz.2019.49.13

Arizaga, X., & Moreno, O. (2024). Observing the wetlands of the Huasco River, Chile: Co-creation of a space for the dissemination of the environmental and cultural values of the landscape. In: Rojas-Quezada, C. (ed.). *Urban wetlands in Latin America* (pp. 207-220). https://doi.org/10.1007/978-3-031-69590-2_14

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Aspinall, P. A., Thompson, C. W., Alves, S., Sugiyama, T., Brice, R., & Vickers, A. (2010). Preference and relative importance for environmental attributes of neighbourhood open space in older people. *Environment and Planning B: Planning and Design*, *37*(6), 1022-1039. https://doi.org/10.1068/b36024

Báez-Montenegro, A., Muñoz, A., & Vásquez, F. (2022). Does an environmental disaster influence the tourists' willingness to pay for a wetland? The case of the Cruces River wetland in southern Chile. *Wetlands*, *42*, 95. https://doi.org/10.1007/s13157-022-01600-3

Basso-Báez, S., Mazzorana, B., Ulloa, H., Bahamondes, D., Ruiz-Villanueva, V., Sanhueza, D., & Picco, L. (2020). Unravelling the impacts to the built environment caused by floods in a river heavily perturbed by volcanic eruptions. *Journal of South American Earth Sciences*, *102*, 102655. https://doi.org/10.1016/j.jsames.2020.102655

Batty, M. (2008). The size, scale, and shape of cities. *Science*, *319*(5864), 769-771. https://doi.org/10.1126/science.1151419

BCN, Biblioteca del Congreso Nacional de Chile. (2020). *Historia de la Ley 21.202*. https://www.bcn.cl/historiadelaley/nc/historia-de-la-ley/7717

Berkes, F., Colding, J., & Folke, C. (eds.). (2000). *Linking social and ecological systems: Management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press.

Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, *29*(2), 293-301. https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00013-0

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Bonnail, E., Cruz-Hernández, P., Galleguillos, S., Izquierdo, T., & Abad, M. (2020). La contaminación metálica en la bahía de Chañaral (norte de Chile): retrospección, prospección y proyección. *Geogaceta*, *67*, 59-62. https://sge.usal.es/archivos/geogacetas/geo67/Geo67_p59_62.pdf

Bravo-Naranjo, V., Jiménez, R. R., Zuleta, C., Rau, J. R., Valladares, P., & Piñones, C. (2019). Selección de presas por perros callejeros en el humedal Estero Culebrón (Coquimbo, Chile). *Gayana (Concepción)*, *83*(2), 102-113. https://doi.org/10.4067/S0717-65382019000200102

Campos, M., Rilling, J. I., Acuña, J. J., Valenzuela, T., Larama, G., Peña-Cortés, F., & Jorquera, M. A. (2021). Spatiotemporal variations and relationships of phosphorus, phosphomonoesterases, and bacterial communities in sediments from two Chilean rivers. *Science of the Total Environment*, *776*, 145782. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145782

Carraro, V., Visconti, C., & Inzunza, S. (2021). Neoliberal urbanism and disaster vulnerability on the Chilean central coast. *Geoforum*, *121*, 83-92. https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2021.02.023

Castillo, S. (2009). 19th century urban Mapocho. *ARQ (Santiago)*, *73*, 42-47. https://doi.org/10.4067/S0717-69962009000200009

Castillo, C., & Del-Castillo, M. (2017). Construcción y organización de un espacio lacustre: la cuenca y el lago Llanquihue en el sur de Chile. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, (75), 1-27. https://doi.org/10.21138/bage.2415

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

CEPAL, Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2019). *Informe de avance cuatrienal sobre el progreso y los desafíos regionales de la Agenda 2030 para el desarrollo sostenible en América Latina y el Caribe*. Naciones Unidas. https://www.cepal.org/es/publicaciones/44551

Chávez-Villavicencio, P., Jara-Espinoza, J., Silva-García, C., & Díaz-Muñoz, C. (2019). Tsunami effects on Coquimbo Bay wetland water-bird species composition, associated with the 2015 Mw8.4 Illapel earthquake (northern Chile). *Latin American Journal of Aquatic Research*, *47*(5), 912-926. https://www.lajar.cl/index.php/rlajar/article/view/vol47-issue5-fulltext-14

Cirera, K. A., Lehner, D., Scheel, A. Z., & Sanhueza, P. M. (2019). Una metodología para evaluar los usos públicos y la percepción de los bordes fluviales: Valdivia como caso de estudio. *Urbano*, *22*(40), 28-45. https://doi.org/10.22320/07183607.2019.22.40.02

Coccia, C., Contreras-López, M., Farina, J. M., & Green, A. J. (2022). Comparison of taxonomic and size-based approaches to determine the effects of environment and disturbance on invertebrate communities in coastal Chile. *Ecological Indicators*, *142*, 109356. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109356

Contraloría General de la República. (2021, 19 de noviembre). *Dictamen Nº E157665/2021 sobre ingreso al SEIA de proyectos que afectan humedales ubicados dentro del límite urbano*. Contraloría General de la República. https://www.contraloria.cl/buscadorpdf/dictamenes/E157665N21/html

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Convención de Ramsar. (2006). *Manual de la Convención de Ramsar: Guía a la Convención sobre los Humedales (Ramsar, Irán, 1971)* (4ª ed.). Secretaría de la Convención de Ramsar.

Convención de Ramsar. (2008). *Humedales sanos, gente sana: estudio de las interacciones entre los humedales y la salud humana (Documento COP10 DOC. 28).* Secretaría de la Convención de Ramsar. https://www.ramsar.org/es/document/cop10-doc-28-humedales-sanos-gente-sana-estudio-de-las-interacciones-entre-los-humedales-y

Cooman, K., Debels, P., Gajardo, M., Urrutia, R., & Barra, R. (2005). Use of *Daphnia* spp. for the ecotoxicological assessment of water quality in an agricultural watershed in south-central Chile. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *48*(2), 191-200. https://doi.org/10.1007/s00244-004-0218-6

Correa, H., Blanco, G., Barrena, J., & Tacón, A. (2018). Self-organizing processes in urban green commons: The case of the Angachilla Wetland, Valdivia, Chile. *International Journal of the Commons*, *12*(1), 573-595. https://doi.org/10.18352/ijc.856

Correa-Araneda, F., Pérez, J., Tonin, A. M., Esse, C., Boyero, L., Díaz, M. E., Figueroa, R., Santander-Massa, R., Cornejo, A., Link, O., Jorquera, E., & Urbina, M. A. (2022). Microplastic concentration, distribution and dynamics along one of the largest Mediterranean-climate rivers: A whole watershed approach. *Environmental Research*, ***209***, 112808. https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.112808

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Cursach, J. A., Delgado, C., Espinosa, L., & Pfeifer, A. M. (2025). Abundancia del flamenco austral (*Phoenicopterus chilensis*) en el Santuario de la Naturaleza Humedales del río Maullín, sur de Chile. *El Hornero*, *40*(1), **81-87**. https://doi.org/10.56178/eh.v40i1.1506

Darrah, S. E., Shennan-Farpón, Y., Loh, J., Davidson, N. C., Finlayson, C. M., Gardner, R. C., & Walpole, M. J. (2019). Improvements to the Wetland Extent Trends (WET) index as a tool for monitoring natural and human-made wetlands. *Ecological Indicators*, *99*, 294-298. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.032

Debels, P., Figueroa, R., Urrutia, R., Barra, R., & Niell, X. (2005). Evaluation of water quality in the Chillán River (central Chile) using physicochemical parameters and a modified water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, *110*(1-3), 301-322. https://doi.org/10.1007/s10661-005-8064-1

Del-Fierro, M. F. (2024). Los principales desafíos que enfrenta la Ley 21.202, sobre protección de humedales urbanos. *Revista Chilena de la Administración del Estado*, *10*, **101-113**. https://doi.org/10.57211/revista.v10i10.174

Delgado, L. E., Tironi, A., Vila, I., Verardi, G., Ibáñez, C., Agüero, B., & Marín, V. H. (2014). El humedal del río Cruces, Valdivia, Chile: una síntesis ecosistémica. *Latin American Journal of Aquatic Research*, *42*(5), 937-949. https://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-1

Delooz, L., Figueroa, R., Valdés, D., Aguilera, M., & González, B. (2024). Comunalizar los humedales urbanos: una propuesta para una gobernanza local, democrática y eficiente del desarrollo sustentable. *Revista Brasileira de Políticas Públicas*, *14*(2), 231-250. https://doi.org/10.5102/rbpp.v14i2.9314

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Dhawan, P., Lara, M., & Mezoughi, S. (2018). The growing importance of shrinking wetlands: A tale of three cities. *Biodiversity*, *19*(3-4), 221-224. https://doi.org/10.1080/14888386.2018.1536562

Dodman, D., Hayward, B., Pelling, M., Castán-Broto, V., Chow, W., Chu, E., Dawson, R., Khirfan, L., McPhearson, T., Prakash, A., Zheng, Y., & Ziervogel, G. (2022). Cities, settlements and key infrastructure. In: Pörtner, H.-O., Roberts, D. C., Tignor, M., Poloczanska, E. S., Mintenbeck, K., Okem, A. *et al.* (eds.). *Climate change 2022: Impacts, adaptation, and vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 907-1040). Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/9781009325844.008

Dugan, P. (ed.). (1990). *Wetland conservation: A review of current issues and required action*. International Union for Conservation of Nature (IUCN).

Espejo, D., Vargas-Sandoval, V., Viveros-Muñoz, R., Labra, F. A., Huijse, P. A., & Poblete-Ramírez, V. (2024). Short-time acoustic indices for monitoring urban-natural environments using artificial neural networks. *Ecological Indicators*, *160,* 111775. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.111775

Estado de Chile. (1994). Ley Nº 19.300 sobre Bases Generales del Medio Ambiente. *Diario Oficial de la República de Chile*, 9 de marzo de 1994.

Estado de Chile. (2020). Ley Nº 21.202 que modifica diversos cuerpos legales con el objetivo de proteger los humedales urbanos. *Diario Oficial de la República de Chile*, 23 de enero de 2020.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Estado de Chile. (2023). Ley Nº 21.600 que crea el Servicio de Biodiversidad y Áreas Protegidas y el Sistema Nacional de Áreas Protegidas. *Diario Oficial de la República de Chile*, 26 de junio de 2023.

Ewel, K. C. (1997). Water quality improvement by wetlands. In: Daily, G. C. (ed.). *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems* (pp. 329-344). Island Press. https://doi.org/10.2307/jj.41003514.23

Figueroa, R., Palma, A., Ruiz, V. H., Niell, X., & Araya, E. (2007). Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en ríos mediterráneos del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, *80*(2), 225-242. https://doi.org/10.4067/S0716-078X2007000200008

Forman, R. T. T. (1995). *Land mosaics: The ecology of landscapes and regions.* Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/9781107050327

Franco, M., Guevara, G., Correa, L., & Soto-Gamboa, M. (2013). Trophic interactions of the endangered southern river otter (*Lontra provocax*) in a Chilean Ramsar wetland inferred from prey sampling, fecal analysis, and stable isotopes. *The Science of Nature (Naturwissenschaften)*, *100*, 299-310. https://doi.org/10.1007/s00114-013-1027-4

Galilea, I., & Medel, J. (2024). Aplicación de los criterios de la Ley Chilena de Humedales Urbanos a la ciudad de Coronel (Chile) revela coberturas superiores a las conocidas. *Revista Cartográfica*, *(109)*, 1-20. https://doi.org/10.35424/rcarto.i109.4908

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Giller, P. S., & Malmqvist, B. (1998). *The biology of streams and rivers.* Oxford University Press. https://doi.org/10.1093/oso/9780198549789.001.0001

Gómez, H., Cortés, H., Cárcamo, J., & Vega, N. (2014). Avifauna del humedal Tres Puentes, reserva natural urbana, Punta Arenas (53° S), Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)*, *42*(2), 51-64. https://doi.org/10.4067/S0718-686X2014000200010

Guerra-Schleef, F., & Lara-Sutulov, M. (2023). Geografías legales de los humedales en Chile: aproximaciones desde tres casos de estudio. *Revista de Geografía Norte Grande*, *(86)*, 01-23. https://doi.org/10.4067/S0718-34022023000300108

Gutiérrez, G. G., Perfetti-Bolaño, A., Meléndrez, M., Pozo, K., Corsi, I., Barra, R. O., & Urrutia, R. (2024). First evidence of anthropogenic TiO_2 nanoparticles occurrence in Chilean rivers. *Environmental Advances*, 16, 100536. https://doi.org/10.1016/j.envadv.2024.100536

Hartig, T., Mitchell, R., De-Vries, S., & Frumkin, H. (2014). Nature and health. *Annual Review of Public Health*, *35*, 207-228. https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-032013-182443

Henríquez, C., Azócar, G., & Aguayo, M. (2006). Cambio de uso del suelo y escorrentía superficial: Aplicación de un modelo de simulación espacial en Los Ángeles, VIII Región del Biobío, Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, *36*, 61-73. https://doi.org/10.4067/S0718-34022006000200004

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Herrera, L. (1976). *La concentración urbana y la dispersión de la población rural de América Latina: su incidencia en el deterioro del medio humano.* Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL).

Hidalgo, R., & Zunino, H. (2012). Negocio inmobiliario y migración por estilos de vida en la Araucanía lacustre: la transformación del espacio habitado en Villarrica y Pucón. *Revista AUS (Arquitectura/Urbanismo/Sustentabilidad)*, *11*, 10-13. https://doi.org/10.4206/aus.2012.n11-03

Hidalgo-Corrotea, C., Alaniz, A. J., Vergara, P. M., Moreira-Arce, D., Carvajal, M. A., Pacheco-Cancino, P., & Espinosa, A. (2023). High vulnerability of coastal wetlands in Chile at multiple scales derived from climate change, urbanization, and exotic forest plantations. *Science of the Total Environment*, *903*, 166130. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166130

INE, Instituto Nacional de Estadísticas. (2018). *Síntesis de resultados Censo 2017*. http://resultados.censo2017.cl/

INE, Instituto Nacional de Estadísticas. (2020). *Migración interna en Chile: Censo 2017*. https://www.ine.gob.cl/docs/default-source/demografia-y-migracion/publicaciones-y-anuarios/migraci%C3%B3n-interna/censo-2017/migraci%C3%B3n-interna-en-chile-censo-de-2017.pdf?sfvrsn=9581a906_4

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Inostroza, P. A., Elgueta, S., Krauss, M., Brack, W., & Backhaus, T. (2024). A multi-scenario risk assessment strategy applied to mixtures of chemicals of emerging concern in the River Aconcagua basin in central Chile. *Science of the Total Environment*, *921*, 171054. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171054

Iturriaga-del-Campo, S. (2024). Mapocho wetlands bioroutes: Itineraries proposal and participatory records. In: Rojas-Quezada, C. (ed.). *Urban wetlands in Latin America* (pp. 221-238). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-69590-2_15

Janoschka, M. (2016). Gentrificación, desplazamiento y desposesión: procesos urbanos claves en América Latina. *Revista INVI*, *31*(88), 27-71. https://doi.org/10.4067/S0718-83582016000300002

Jaque, E., Ojeda, C., & Almendra, D. (2020). Pressões para o uso de bens comuns urbanos nas áreas metropolitanas: Caso do Pantanal Boca Maule no Chile. *Ateliê Geográfico*, 14(**3**), 74-99. https://doi.org/10.5216/ag.v14i3.60518

Jaramillo, F., Desormeaux, A., Hedlund, J., Jawitz, J. W., Clerici, N., Piemontese, L., & Åhlén, I. (2019). Priorities and interactions of Sustainable Development Goals (SDGs) with focus on wetlands. *Water*, *11*(3), 619. https://doi.org/10.3390/w11030619

Jorquera, M. A., Acuña, J. J., Huerta, N., Bai, J., Zhang, L., Xiao, R., & Sadowsky, M. J. (2024). Multiple antibiotic resistance and herbicide catabolic profiles of bacteria isolated from Lake Villarrica surface sediments (Chile). *Environmental Pollution*, *358*, 124538. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2024.124538

Krippendorff, K. (2018). *Metodología de análisis de contenido: teoría y práctica* (4ª ed.). Paidós.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Kusch, A., Cárcamo, J., & Gómez, H. (2008). Aves acuáticas en el humedal urbano de Tres Puentes, Punta Arenas (53° S), Chile austral. *Anales del Instituto de la Patagonia (Chile)*, *36*(2), 45-51. https://doi.org/10.4067/S0718-686X2008000200005

Lacassie, J. P., & Ruiz-del-Solar, J. (2021). Integrated mineralogical and geochemical study of the Rapel fluvial system, central Chile: An application of multidimensional analysis to river sedimentation. *Journal of South American Earth Sciences*, *109*, 103289. https://doi.org/10.1016/j.jsames.2021.103289

Lagos, N., Parra, O., Figueroa, R., Urrutia, R., Battaglia, R., & Schlatter, S. (2008). Environmental processes, water quality degradation, and decline of waterbird populations in the Río Cruces wetland, Chile. *Wetlands*, *28*(3), 789-801. https://doi.org/10.1672/07-119.1

León, C., Villagrán, C., Figueroa, R., Pauchard, A., & Aguilera, M. (2023). Assessing the role of land-use planning in near future climate-driven scenarios in Chilean coastal cities. *Sustainability*, *15*(4), 3718. https://doi.org/10.3390/su15043718

Link, O., Brox, L., González, J., Aguayo, M., Torrejón, F., Montalva, G., & Eguíbar, M. (2019). A paleo-hydro-geomorphological perspective on urban flood risk assessment. *Hydrological Processes*, *33*(20), 2608-2624. https://doi.org/10.1002/hyp.13590

Lovengreen, C., Morrow, J., Jaramillo, E., Lagos, N. A., Contreras, H., & Duarte, C. (2008). Incident ultraviolet radiation and disappearance of the aquatic macrophyte *Egeria densa* in a Ramsar wetlands site. *Clean-Soil, Air, Water*, *36*(12), 1038-1044. https://doi.org/10.1002/clen.200800135

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Madrid, J., & Teillier, S. (2021). Flora y vegetación de las dunas de la Playa Grande de Cartagena, una playa urbana en Chile central. *Darwiniana*, *9*(2), e959. https://doi.org/10.14522/darwiniana.2021.92.959

Manzano-Castillo, M., Jaramillo, E., & Pino, M. (2020). Tidal flats of recent origin: Distribution and sedimentological characterization in the estuarine Cruces River wetland, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, *48*(4), 662-674. https://doi.org/10.3856/vol48-issue4-fulltext-2381

Marchant, C., Riesco, M., & Monje-Hernández, Y. (2023). Crecimiento y fragmentación del periurbano valdiviano: efectos del urbanismo neoliberal en una ciudad intermedia del sur de Chile. *EURE (Santiago)*, *49*(147), 215-234. https://doi.org/10.7764/eure.49.147.09

Margalef, R. (1983). *Limnología*. Editorial Omega.

Marín, V. H., Delgado, L. E., Vila, I., Tironi, A., Barrera, V., & Ibáñez, C. (2014). Regime shifts of Cruces River wetland ecosystem: Current conditions, future uncertainties. *Latin American Journal of Aquatic Research*, *42*(1), 161-174. https://doi.org/10.3856/vol42-issue1-fulltext-13

Martínez-Vicencio, K., Vallina-Rodríguez, A., & Gallardo-Vicencio, J. (2023). El desafío de la descentralización administrativa en materia de ordenación territorial hacia los gobiernos regionales en Chile. *Anales de Geografía de la Universidad Complutense*, *43*(2), 243-268. https://doi.org/10.5209/aguc.90580

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Martínez, C., Cienfuegos, R., Inzunza, S., Urrutia, A., & Guerrero, N. (2020). Worst-case tsunami scenario in Cartagena Bay, central Chile: Challenges for coastal risk management. *Ocean & Coastal Management*, *193*, 105060. https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.105060

McHarg, I. L. (1969). *Design with nature.* Natural History Press.

Méndez, A., Alejandro, N., & Arroyo, S. (2020). Complejo de humedales urbanos del distrito capital en la lista de humedales de importancia internacional Ramsar. *El Arrendajo Escarlata*, *8*, 4-13. https://www.minambiente.gov.co/wp-content/uploads/2022/09/Revista-El-Arrendajo-No.-8.pdf

Miranda-Cavallieri, M., Allendes-Muñoz, C., Matus-Olivares, C., & Lisón, F. (2023). Habitat preference and abundance of *Coscoroba coscoroba* and *Cygnus melancoryphus* in Petrel wetland (O'Higgins Region, Chile): Implications in the conservation. *Gayana (Concepción)*, *87*(1), 86-95. https://doi.org/10.4067/S0717-65382023000100086

Miranda-García, M. L., Muñoz-Pedreros, A., & Norambuena, H. (2021). Waterbird assemblages of inland wetlands in Chile: A meta-analysis. *Nature Conservation*, *45*, 87-106. https://doi.org/10.3897/natureconservation.45.74062

Mitsch, W. J., & Gosselink, J. G. (2000). *Wetlands* (3rd ed.). John Wiley & Sons.

Mitsch, W. J., Bernal, B., & Hernández, M. E. (2015). Ecosystem services of wetlands. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, *11*(1), 1-4. https://doi.org/10.1080/21513732.2015.1006250

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

MMA, Ministerio del Medio Ambiente. (2014). Decreto Supremo Nº 53/2014 que establece las normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas de la cuenca del río Maipo. *Diario Oficial de la República de Chile*, 16 de diciembre de 2014.

MMA, Ministerio del Medio Ambiente. (2015). Decreto Supremo Nº 9/2015 que establece las normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas de la cuenca del río Biobío. *Diario Oficial de la República de Chile*, 4 de marzo de 2015.

MMA, Ministerio del Medio Ambiente. (2017). *Guía técnica para la elaboración de normas secundarias de calidad ambiental para aguas continentales superficiales*. https://humedaleschile.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2023/10/Guia-NSCA-Agua.pdf

MMA, Ministerio del Medio Ambiente. (2020a). Decreto Supremo Nº 15/2020 que aprueba el Reglamento de la Ley Nº 21.202 sobre protección de humedales urbanos. *Diario Oficial de la República de Chile*, 31 de diciembre de 2020.

MMA, Ministerio del Medio Ambiente. (2020b). *Guía metodológica para la delimitación de humedales urbanos*. https://humedaleschile.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2022/03/GUIA_HUMEDALES_2022_BAJA.pdf

MMA, Ministerio del Medio Ambiente. (2021). *Plan nacional de restauración de paisajes 2021-2030*. https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2021/11/Plan-Nacional-de-Restauracion-de-Paisajes-2021-2030.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

MMA & PNUD, Ministerio del Medio Ambiente & Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2018-2023). *Proyecto GEF humedales costeros: protección de humedales costeros y su biodiversidad mediante la gestión ambiental local*. https://gefhumedales.mma.gob.cl

Möller, P., & Muñoz-Pedreros, A. (2014). Legal protection assessment of different inland wetlands in Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, *87*(1), 23. https://doi.org/10.1186/s40693-014-0023-1

Moreno, O. (2024). Urban wetlands as resilient landscape infrastructure: The case of Llanquihue Green Infrastructure Plan, Chile. In: Rojas-Quezada, C. (ed.). *Urban wetlands in Latin America* (pp. 105-117). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-69590-2_8

Moschella, P., Rojas-Quezada, C., Aldana-Dominguez, J., Stamm, C., Velásquez, C. J., & Capera, I. (2024). Regulation and protection of urban wetlands: A comparative analysis in Chile, Colombia, and Peru. In: Rojas-Quezada, C. (ed.). *Urban wetlands in Latin America* (pp. 19-31). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-69590-2_2

Mujica, C. (2025). Propuesta de corredores ecológicos en la cuenca del río Aconcagua, región de Valparaíso, Chile. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, *34*(2), 1-18. https://doi.org/10.15446/rcdg.v34n2.100709

Munizaga, J., García, M., Ureta, F., Novoa, V., & Rojas, O. (2022). Mapping coastal wetlands using satellite imagery and machine learning in a highly urbanized landscape. *Sustainability*, *14*(9), 5700. https://doi.org/10.3390/su14095700

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Munizaga, J., Rojas, O., Lagos, B., Rojas, C., Yépez, S., Hernández, E., Ureta, F., De-la-Barrera, F., & Jato-Espino, D. (2024). Spatiotemporal vegetation dynamics in a highly urbanized Chilean coastal wetland: Insights on long-term natural and anthropogenic influences. *Ecological Indicators*, *162*, 112919. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112919

Muñoz-Lobos, C., Vásquez, A., & Cortés-Donoso, E. (2020). El rol de los gobiernos locales en la gobernanza de protección de humedales: el caso del humedal de Pichicuy, Chile. *Urbano*, *23*(42), 80-93. https://doi.org/10.22320/07183607.2020.23.42.08

Muñoz-Pedreros, A., & Quintana, J. (2010). Evaluación de fauna silvestre para uso ecoturístico en humedales del río Cruces, sitio Ramsar de Chile. *Interciencia*, *35*(5), 345-351. https://www.redalyc.org/pdf/339/33915592004.pdf

Muñoz-Pedreros, A., Moncada-Herrera, J., & Gómez-Cea, L. A. (2012). Evaluación del paisaje visual en humedales del río Cruces, sitio Ramsar de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, *85*(1), 73-88. https://doi.org/10.4067/S0716-078X2012000100006

Nain-Leal, V. A., Pincheira-Ulbrich, J., & Shiappacasse-Poyanco, L. N. (2026). Saberes indígenas y planificación territorial: Desafíos para la incorporación del conocimiento mapuche en la evaluación ambiental de proyectos eólicos en la región de La Araucanía, Chile. *Revista Kawsaypacha: Sociedad y Medio Ambiente*, (17), A-008. https://doi.org/10.18800/kawsaypacha.202601.A008

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Navarro, N., Abad, M., Bonnail, E., & Izquierdo, T. (2021). The arid coastal wetlands of northern Chile: Towards an integrated management of highly threatened systems. *Journal of Marine Science and Engineering*, *9*(9), 948. https://doi.org/10.3390/jmse9090948

Norambuena, C., Jélvez, M., Mena, M., & Ratto, M. (2023). Seasonality in the feeding ecology of black-necked swans (*Cygnus melancoryphus*) in a temperate wetland of southern Chile. *Gayana (Concepción)*, *87*(1), 10-20. https://doi.org/10.4067/S0717-65382023000100010

Novoa, V., Rojas, O., Ahumada-Rudolph, R., Sáez, K., Fierro, P., & Rojas, C. (2020). Coastal wetlands: Ecosystems affected by urbanization? *Water*, *12*(3), 698. https://doi.org/10.3390/w12030698

Núñez-Farías, P., Velásquez-Contreras, S., Ríos-Carmona, V., Velásquez-Contreras, J., Velásquez-Contreras, A. E., Rojas-Rojas, J. L., & Riveros-Flores, B. (2019). "Citizen science among all": Participatory bird monitoring of the coastal wetland of the Limarí River, Chile. *Narrative Inquiry in Bioethics*, *9*(1), E3-E8. https://doi.org/10.1353/nib.2019.0023

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. (2015). *Frascati Manual 2015: Guidelines for collecting and reporting data on research and experimental development* (The Measurement of Scientific, Technological and Innovation Activities). OECD Publishing. https://doi.org/10.1787/9789264239012-en

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ojeda-Leal, C. G., & Bergamini-Ladrón-de-Guevara, K. (2022). Ciclos de estabilidad, cambios y variables lentas-rápidas en el paisaje del Área Metropolitana de Concepción a partir de estudios de sistemas socioecológicos: un análisis exploratorio. *Urbano*, *25*(46), 1-19. https://doi.org/10.22320/07183607.2022.25.46.04

Opitz-Ríos, C., Burgos-Pacheco, Á., Paredes-Cárcamo, F., Campanini-Salinas, J., & Medina, D. A. (2024). Metagenomics insight into veterinary and zoonotic pathogens identified in urban wetlands of Los Lagos, Chile. *Pathogens*, *13*(9), 788. https://doi.org/10.3390/pathogens13090788

Ortiz-Sandoval, J. J., Ortiz, N., Cifuentes, R., González, J., & Habit, E. (2009). Respuesta de la comunidad de peces al dragado de ríos costeros de la región del Biobío (Chile). *Gayana (Concepción)*, *73*(1), 61-70. https://doi.org/10.4067/S0717-65382009000100010

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., McGuinness, L. A., Stewart, L. A., Thomas, J., Tricco, A. C., Welch, V. A., Whiting, P., & Moher, D. (2021). The PRISMA 2020 statement: An updated guideline for reporting systematic reviews. *BMJ*, *372*, n71. https://doi.org/10.1136/bmj.n71

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Palma, Á. T., Schwarz, A., Henríquez, L. A., Álvarez, X., Fariña, J. M., & Lu, Q. (2013). Do subtoxic levels of chlorate influence the desiccation tolerance of *Egeria densa*? *Environmental Toxicology and Chemistry*, *32*(5), 1030-1036. https://doi.org/10.1002/etc.2072

Pauchard, A., Fuentes, E., Cavieres, L. C., Marticorena, Á., Aguayo, M., Villaseñor, M., & Marín, V. H. (2006). Multiple effects of urbanization on biodiversity and ecosystem processes in wetlands of south-central Chile. *Biological Conservation*, *127*(2), 272-281. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.05.015

Peña-Cortés, F., Pincheira-Ulbrich, J., Bertrán, C., Tapia, J., Hauenstein, E., Fernández, E., & Rozas, D. (2011). A study of the geographic distribution of swamp forest in the coastal zone of the Araucanía Region, Chile. *Applied Geography*, *31*(2), 545-555. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.11.008

Pincheira-Ulbrich, J., Andrade-Mansilla, E., Peña-Cortés, F., & Vergara-Fernández, C. (2021). Trees, shrubs and herbs of the coastal Myrtaceae swamp forest (Región de La Araucanía, Chile): A dataset. *Biodiversity Data Journal*, *9*, e63634. https://doi.org/10.3897/BDJ.9.e63634

Pincheira-Ulbrich, J., Hernández, C. E., & Saldaña, A. (2018). Consequences of swamp forest fragmentation on assemblages of vascular epiphytes and climbing plants: Evaluation of the metacommunity structure. *Ecology and Evolution*, *8*(18), 9329-9342. https://doi.org/10.1002/ece3.4635

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Pincheira-Ulbrich, J., Hernández, C. E., Saldaña, A., & Peña-Cortés, F. (2016). Assessing the completeness of inventories of vascular epiphytes and climbing plants in Chilean swamp forest remnants. *New Zealand Journal of Botany*, *54*(4), 481-497. https://doi.org/10.1080/0028825X.2016.1218899

Piñones, A. A., Castillo, S. C., & Castillo, C. C. (2019). Percepción futura del humedal "El Culebrón", Coquimbo (Chile): una experiencia educativa interdisciplinaria. *Luna Azul*, *49*, 220-240. https://doi.org/10.17151/luaz.2019.49.13

Pizarro-Araya, J., Alfaro, F. M., Gómez, F. A., & Villablanca, R. (2022). Arthropod fauna of the urban coastal wetland of Aguada La Chimba (Antofagasta Region, Chile): A wetland in an arid matrix. *Anthropocene Coasts*, *5*(1), 1-14. https://doi.org/10.1007/s44218-022-00009-z

Poblete, J. (2024). Perceptions of health and ecosystem risks from free-roaming domestic animals in Mediterranean wetlands: One Health perspective. *International Journal of One Health*, *10*(2), 21-30. https://doi.org/10.14202/IJOH.2024.183-195

Pozo-Solar, F., Henríquez, A., & Lagos, B. (2023). Physicochemical variability and anthropogenic pressures in coastal wetlands of central Chile. *Water*, *15*(6), 1251. https://doi.org/10.3390/w15061251

Quevedo, F., Rojas-Hernández, J., & Barra, R. O. (2022). Towards a Chilean water governance: A study on the Los Batros and Paicaví wetland reservoirs. *Water*, *14*(18), 2861. https://doi.org/10.3390/w14182861

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ramírez, C., Hauenstein, E., Figueroa, R., Contreras, M., Parra, M., Urrutia, J., & Oporto, R. (2018). The case of the Itata estuary (Biobío Region, Chile) plant formations: Anthropogenic interference or natural disturbance-induced diversity enrichment? *Mediterranean Botany*, *39*(1), 73-84. https://doi.org/10.5209/mbot.59427

Ramírez, C., San Martín, C., Fariña, J. M., Camaño, A., Álvarez, M., Pérez, Y., Solís, J. L., & Valdivia, O. (2014). Humedales costeros de la Región del Biobío (Chile): Un gradiente de vegetación y una nueva asociación vegetal de marisma. *Chilean Journal of Agricultural & Animal Sciences*, *30*(1), 23-33. https://revistas.udec.cl/index.php/chjaas/article/view/10566

Retamal, M., Andreoli, A., Arumi, J., Rojas, J., & Parra, O. (2013). Gobernanza del agua y cambio climático: Fortalezas y debilidades del actual sistema de gestión del agua en Chile. *Interciencia*, *38*(1), 8-16. https://www.interciencia.net/wp-content/uploads/2017/12/008-RETAMAL-9.pdf

Rivera, N., Encina, F., Palma, R., & Mejías, P. (2009). La calidad de las aguas en el curso superior y medio del río Traiguén, IX Región-Chile. *Información Tecnológica*, *20*(4), 73-82. https://doi.org/10.4067/S0718-07642009000400009

Rocco, M., & Rubio, M. A. (2010). Chemical behavior of chromium, iron, lead, molybdenum, manganese, and zinc in the surface water of two urban lagoons in Santiago, Chile. *Fresenius Environmental Bulletin*, *19(3)*, 438-446. https://www.prt-parlar.de/download_list/?tax%5Bwpdmcategory%5D=feb_2010#

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Rocha, J. D., Opitz, C., Cárdenas, V., Mella, C., & Medina, D. A. (2025). Identification of potentially harmful bacterial genera of veterinary relevance in the Llanquihue urban wetlands. *Austral Journal of Veterinary Science*, *56*, 47-54. https://doi.org/10.4206/ajvs.561.06

Rodríguez, C., Henríquez, P. A., Figueroa, C., Muñoz, M., Jaramillo, R., & Aguilera, M. (2024). Utilizing insects as bioindicators of ecological quality in urban and peri-urban wetlands of south-central Chile. *Insects*, *15*(11), 831. https://doi.org/10.3390/insects15110831

Rojas, C. (2019). Humedales urbanos en Chile: impacto en políticas públicas y el desarrollo sostenible. En: Mallega, M. (ed.). *Humedales urbanos: historia de una ley pionera y ciudadana de protección ambiental* (pp. 44-52). Ministerio del Medio Ambiente.

Rojas, C. A., & Jorquera, F. (2021). Urban fabrics to eco-friendly blue-green for urban wetland development. *Sustainability*, *13*(24), 13745. https://doi.org/10.3390/su132413745

Rojas, C., Aldana, J., Muñiz, P., Martínez, C., & Stamm, C. (2020). Urban wetland trends in three Latin American cities during the latest decades (2002-2019). *Wetland Science & Practice*, *37*(3), 240-252. https://growthzonesitesprod.azureedge.net/wp-content/uploads/sites/1889/2023/08/Oct2020_Urban-Wetland-Trends-in-Three-Latin-American-Cities.pdf

Rojas, C., Munizaga, J., Rojas, O., Martínez, C., & Pino, J. (2019). Urban development versus wetland loss in a coastal Latin American city: Lessons for sustainable land use planning. *Land Use Policy*, *80*, 47-56. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.036

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Rojas, C., Pino, J., & Jaque, E. (2013). Strategic environmental assessment in Latin America: A methodological proposal for urban planning in the Metropolitan Area of Concepción (Chile). *Land Use Policy*, *30*(1), 519-527. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.04.018

Rojas, C., Sepúlveda, E., Jorquera, F., Munizaga, J., & Pino, J. (2022a). Accessibility disturbances to the biodiversity of urban wetlands due to built environment. *City and Environment Interactions*, *13*, 100076. https://doi.org/10.1016/j.cacint.2021.100076

Rojas, O., Soto, E., Rojas, C., & López, J. J. (2022b). Assessment of the flood mitigation ecosystem service in a coastal wetland and potential impact of future urban development in Chile. *Habitat International*, *122*, 102554. https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2022.102554

Rojas, O., Mardones, M., Martínez, C., Flores, L., & Sáez, K. (2018). Flooding in central Chile: Implications of tides and sea level increase in the 21st century. *Sustainability*, *10*(12), 4335. https://doi.org/10.3390/su10124335

Rojas, O., Rojas-Quezada, C., Munizaga, J., Soto, E., Rueda, I., Mallea, G., Alvarez, L., & De-la-Barrera, F. (2024). Restoration of the Rocuant-Andalién coastal wetland (Metropolitan Concepción, Chile): A transdisciplinary proposal. In: Rojas-Quezada, C. (ed.). *Urban wetlands in Latin America* (pp. 119-139). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-69590-2_9

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Rojas-Quezada, C. (2024). Urban wetlands protection law in Chile: A successful tool for urban planning. In: Rojas-Quezada, C. (ed.). *Urban wetlands in Latin America* (pp. 49-56). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-69590-2_4

Rojas-Quezada, C. A., Villagra, P., & Jorquera-Guajardo, F. (2024). Percepción de valores biofílicos en el humedal Rocuant-Andalién, área metropolitana de Concepción, Chile. *Urbano*, *27*(50), 78-97. https://doi.org/10.22320/07183607.2024.27.50.06

Rojas-Quezada, C., Jorquera-Guajardo, F., & Steiniger, S. (2022). Acceder caminando a los humedales urbanos: una oportunidad de recreación y bienestar. *Urbano*, *25*(46), 79-97. https://doi.org/10.22320/07183607.2022.25.46.05

Roldán, G., & Ramírez, J. (1992). *Fundamentos de limnología neotropical*. Universidad de Antioquia.

Rueda-Seguel, I. A., Rojas, C., De-la-Fuente-Contreras, H. E., & Virano-Reyes, P. Z. (2018). Diseño colaborativo de una plataforma SIG web de humedales urbanos del área Metropolitana de Concepción (URBANCOST). *Urbano*, *21*(37), 54-67. https://doi.org/10.22320/07183607.2018.21.37.03

Salas-Salazar, C. (2025). El control judicial de la Corte Suprema en materia ambiental: el caso de los humedales urbanos en Chile. *Anuario Iberoamericano de Justicia Constitucional*, *29*(1), 205-223. https://doi.org/10.18042/cepc/aijc.29.07

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Salinas, C., Gironás, J., & Pinto, M. (2016). Water security as a challenge for the sustainability of the La Serena-Coquimbo conurbation in northern Chile: Global perspectives and adaptation. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, *21*(5), 687-701. https://doi.org/10.1007/s11027-015-9650-3

Sapiains, R., Villagra, P., Rojas-Quezada, C., Salazar, D., & Villalobos, C. (2024). Strengthening environmental conservation: The role of connectedness to nature and place attachment in intentions to protect urban wetlands in Punta Arenas, Chilean Patagonia. *Sustainability*, *17*(4), 1665. https://doi.org/10.3390/su17041665

Sauer, J., Grimm, N. B., Barbosa, O., Cook, E. M., Mustafa, A., Kunkel, K., McPhearson, T., & Ballinger, A. (2024). Estimating combined effects of climate change and land cover change on water regulation services of urban wetlands in Valdivia, Chile. *Earth's Future*, *12*(5), e2023EF003801. https://doi.org/10.1029/2023EF003801

Silva, C. P., García, C. E., Estay, S. A., & Barbosa, O. (2015). Bird richness and abundance in response to urban form in a Latin American city: Valdivia, Chile as a case study. *Plos One*, *10*(9), e0138120. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138120

Silva-Villarroel, G., Fernández-Covarrubias, A., & Villouta-Gutiérrez, D. (2024). Tipologías urbanas de relación entre humedal y espacio público: la dimensión social, espacial y ambiental en el Humedal Vasco Da Gama, Hualpén, Chile. *Revista De Urbanismo*, (51), 1-23. doi.org/10.5354/0717-5051.2024.75439

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Skewes, J. C., Rehbein, R., & Mancilla, C. (2012). Ciudadanía y sustentabilidad ambiental en la ciudad: la recuperación del humedal Angachilla y la organización local en la Villa Claro de Luna, Valdivia, Chile. *EURE (Santiago)*, *38*(113), 127-145. https://doi.org/10.4067/S0250-71612012000100006

Smith, P., & Romero, H. (2009). Efectos del crecimiento urbano del Área Metropolitana de Concepción sobre los humedales de Rocuant-Andalién, Los Batros y Lenga. *Revista de Geografía Norte Grande*, *43*, 81-93. https://doi.org/10.4067/S0718-34022009000200005

Soto, M. V., Sarricolea, P., Sepúlveda, S. A., Rodolfi, G., Cabello, M., & Maerker, M. (2017). Assessment of hydro-geomorphological hazard potentials in the Chilean semiarid coastal range and its impacts on La Serena city, Coquimbo Region. *Natural Hazards*, *88*(1), 431-452. https://doi.org/10.1007/s11069-017-2873-8

Stamm, C., Rojas-Quezada, C., Aldana-Domínguez, J., Moschella, P., & Sepúlveda, M. (2024). The role of citizenship in the protection of wetlands: Comparative analysis of three urban wetlands in Chile, Colombia, and Peru. In: Rojas-Quezada, C. (ed.). *Urban wetlands in Latin America* (pp. 197-206). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-031-69590-2_13

Tardone, R. A., Pincheira-Ulbrich, J. M., & Alarcón, X. X. (2024). Inventory of birds in two urban wetlands in Temuco (Chile): A basis for monitoring species. *Biota Neotropica*, *24*(2), e20231585. https://doi.org/10.1590/1676-0611-bn-2023-1585

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Teneb, E., Gómez, H., & Cárcamo, J. (2013). Cronotipos en aves del humedal de Tres Puentes, Punta Arenas, Magallanes, Chile. *Anales del Instituto de la Patagonia*, *41*(1), 61-69. https://doi.org/10.4067/S0718-686X2013000100005

Terre, F., León, C. A., & Leiva-González, J. (2025). Evaluación de la calidad del agua del humedal urbano Luis Ebel mediante monitoreo de parámetros fisicoquímicos. *Revista Geográfica de Chile Terra Australis*, *112*(5612), e612. https://doi.org/10.23854/07199562.2025612.terre

Teutsch, C., Scheuch, T., Fernández, A., Briceño, F., Vattuone, C., Domínguez, J. C., Riveros, A., Pichunleo, E., Moreno, O., & Gironás, J. (2024). Exploring the behavior of Llanquihue's urban wetlands: Lessons learnt and perspectives for water-sensitive urban design. In: Rojas-Quezada, C. (ed.). *Urban wetlands in Latin America* (pp. 73-88). Springer. 10.1007/978-3-031-69590-2_6

Torres-Gómez, M., Delgado, L., Marín, V., & Bustamante, R. (2009). Estructura del paisaje a lo largo de gradientes urbano-rurales en la cuenca del río Aisén (Región de Aisén, Chile). *Revista Chilena de Historia Natural*, *82*(1), 5-15. https://doi.org/10.4067/S0716-078X2009000100005

Tovar-Salvador, M. L., Pintado-Herrera, M. G., Lara-Martín, P. A., & Bonnail, E. (2023). Occurrence, sources and environmental risk assessment of organic micropollutants in coastal sediments from the Atacama Region (Chile). *Science of the Total Environment*, *865*, 165871. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165871

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ugarte, A. M., & Salgado, M. (2014). Sujetos en emergencia: acciones colectivas de resistencia y enfrentamiento. *Revista INVI*, *29*(80), 63-87. https://doi.org/10.4067/S0718-83582014000100006

Valdés-Pineda, R., García, P., Valdés, J., & Pizarro, R. (2020). The first drying lake in Chile: Causes and recovery options. *Water*, *12*(1), 290. https://doi.org/10.3390/w12010290

Venegas-Quiñones, H., Thomasson, M., & García, P. (2020). Water scarcity or drought? The cause and solution for the lack of water in Laguna de Aculeo. *Water Conservation & Management*, *4*(1), 42-50. https://doi.org/10.26480/wcm.01.2020.42.50

Villagra-Islas, P., & Dobbie, M. (2014). Design aspects of urban wetlands in an earthquake-prone environment. *Journal of Urban Design*, *19*(5), 660-681. https://doi.org/10.1080/13574809.2014.943707

Villagrán, R., Aguayo, M., Parra, L., & González, A. (2006). Relación entre características del hábitat y la estructura del ensamble de insectos en humedales palustres urbanos del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, *79*(2), 175-188. https://doi.org/10.4067/S0716-078X2006000200006

Villamar, C. A., Rivera, D., Neubauer, M. E., & Vidal, G. (2015). Nitrogen and phosphorus distribution in a constructed wetland fed with treated swine slurry from an anaerobic lagoon. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, *50*(13), 1314-1323. https://doi.org/10.1080/10934529.2015.964628

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems* (3rd ed.). Academic Press.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Yépez, S., Velásquez, G., Torres, D., Saavedra-Passache, R., Pincheira, M., Cid, H., Rodríguez-López, L., Contreras, Á., Frappart, F., & Cristóbal, J. (2024). Spatiotemporal variations in biophysical water quality parameters: An integrated in situ and remote sensing analysis of an urban lake in Chile. *Remote Sensing*, *16*(2), 427. https://doi.org/10.3390/rs16020427

Zhu, W.-X., & Ehrenfeld, J. G. (1999). Nitrogen mineralization and nitrification in suburban and undeveloped Atlantic white cedar wetlands. *Journal of Environmental Quality*, *28*(2), 523-529. https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800020017x

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

Artículos

Evaluación de riesgo de sequía en unidades educativas del municipio de Sucre, Bolivia

Drought risk assessment in educational units in the municipality of Sucre, Bolivia

Rosbeli Mendez[1], ORCID: https://orcid.org/0009-0001-0394-4168

Apolonia Rodriguez[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9416-9787

Carlos Gonzales[3], ORCID: https://orcid.org/0009-0005-3702-4510

Katja Radón[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-5271-3972

Maria Teresa Solís[5], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-4787-3688

[1]Universidad Mayor Real y Pontificia San Francisco Xavier de Chuquisaca, Sucre, Bolivia, mendezramosrosbelializol@gmail.com

[2]Universidad Mayor Real y Pontificia San Francisco Xavier de Chuquisaca, Sucre, Bolivia, rodriguez.apolonia@usfx.bo

[3]Universidad Mayor Real y Pontificia San Francisco Xavier de Chuquisaca, Sucre, Bolivia, carlos.fgonzalesortiz@gmail.com

[4]Ludwig Maximilian University Hospital-Institut für Arbeits-, Sozial- und Umweltmedizin-Center for International Health, Munich, Germany, katja.radon@med.uni-muenchen.de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[5]Centro de Competencia OH TARGET, Sucre, Bolivia. Universidad Mayor Real y Pontificia San Francisco Xavier de Chuquisaca, Sucre, Bolivia, maritesolissoto@gmail.com

Autora para correspondencia: Rosbeli Mendez, mendezramosrosbelializol@gmail.com

Resumen

En Bolivia, las irregularidades climáticas agravadas por el cambio climático se manifiestan en la mayor recurrencia de sequías y en la creciente demanda de agua potable. El objetivo del estudio fue desarrollar un diagnóstico de riesgo de sequía a nivel de unidades educativas rurales del municipio de Sucre, Bolivia, enmarcado en el proyecto ECOH-Water, que busca desarrollar capacidades para el acceso y uso del agua de lluvia en 65 centros educativos bolivianos para su consumo sostenible. Se utilizaron los sistemas de información geográfica (SIG) y la ecuación general de riesgo para evaluar su nivel de amenaza y vulnerabilidad. La amenaza de sequía se cuantificó mediante el cálculo del índice estandarizado de precipitación (SPI), que considera la intensidad de la sequía meteorológica o déficit de precipitación. La vulnerabilidad a la sequía, definida como la susceptibilidad a los efectos adversos, se evaluó utilizando parámetros como el uso actual de la tierra, densidad poblacional, distancia a los ríos, pendientes y orientación de las pendientes. Los indicadores de amenaza y vulnerabilidad se zonificaron mediante un análisis multicriterio estandarizado con herramientas SIG, generando un mapa de riesgo de sequía. Con base en el cálculo de la amenaza de sequía, se identificó el 63 % del área del municipio con sequía muy alta; el 17 %, alta; el 16 %, moderada, y el 4 % baja. Un total de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

22 escuelas, que representan el 42 % de todas las unidades educativas rurales, presentan un riesgo moderado o alto de sequía.

Palabras clave: índice estandarizado de precipitación, SPI, sequía, educación rural, educación ambiental, evaluación de riesgos, sistema de información geográfica, SIG, precipitación, lluvia, almacenamiento de agua, Bolivia.

Abstract

In Bolivia, climate irregularities exacerbated by climate change are manifested in the increasing recurrence of droughts and the growing demand for potable water. The objective of this study was to develop a drought risk diagnosis at the level of rural educational units in the municipality of Sucre, Bolivia, within the framework of the ECOH-Water project, which seeks to build capacities for the access and use of rainwater in 65 Bolivian schools to ensure sustainable consumption. Geographic Information Systems (GIS) and the general risk equation were applied to assess levels of hazard and vulnerability. Drought hazard was quantified using the Standardized Precipitation Index (SPI), which accounts for the intensity of meteorological drought or precipitation deficit. Vulnerability to drought, defined as susceptibility to adverse effects, was evaluated using parameters including current land use, population density, distance to rivers, slope gradient, and slope orientation. Hazard and vulnerability indicators were spatially zoned using a standardized multicriteria analysis in GIS, resulting in a drought risk map. Based on the hazard assessment, 63 % of the municipal area was classified as experiencing very high drought, 17 % as high, 16 % as moderate, and 4 % as low. A total of 22

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

schools—representing 42 % of all rural educational units—were identified as being at moderate to high drought risk.

Keywords: standardized drought index, SPI, drought, rural education, environmental education, risk assessment, geographical information systems, GIS, precipitation, rain, water storage, Bolivia.

Recibido: 06/02/2024

Aceptado: 09/12/2025

Publicado *ahead of print*: 28/01/2026

Versión final: 01/09/2026

Introducción

La variabilidad y el cambio climático afectan tanto a los sistemas naturales como a los humanos, y alteran la productividad, diversidad, y funciones de diversos ecosistemas y medios de vida en todo el mundo (Montenegro & Pitti, 2020). Uno de los efectos del cambio climático es la sequía, definida como un periodo prolongado de escasez de precipitaciones en una región específica, en relación con los promedios a largo plazo. Las sequías generalmente resultan de una combinación de factores naturales que pueden verse potenciados por influencias antrópicas. La causa principal de cualquier sequía es una deficiencia en la precipitación y, en particular, el momento, la distribución y la intensidad de esta deficiencia en relación con el almacenamiento, la demanda y el uso de agua existente (Karavitis et al., 2011). No obstante, la caracterización, el seguimiento y la predicción de la sequía es una tarea desafiante, dada su naturaleza complicada y no lineal (Mansour, 2024). El Estado Plurinacional de Bolivia

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

ha reportado grandes problemas a causa de la sequía, la falta de lluvias y el intenso calor, que han provocado pérdidas de cultivos en siete departamentos del país, con excepción de Beni y Pando (Ibañez 2022). Trece municipios del departamento de Chuquisaca, incluido Sucre, han sido declarados zona de desastre a causa de los efectos de la sequía, lo que supuso en 2022 la pérdida de 12 620 hectáreas de cultivos y la muerte de ganado (Castro, 2022).

Para determinar los niveles de sequía, es necesario construir escenarios de riesgo, considerando la amenaza y vulnerabilidad de cada territorio. En este contexto, se define el término "amenaza" como la probabilidad de que ocurra un evento de sequía en un espacio y tiempo determinados con suficiente intensidad como para provocar daños. El término "vulnerabilidad ante la sequía" se entiende como el grado en que un sistema es susceptible e incapaz de hacer frente a los daños causados por este fenómeno natural. La combinación de estos dos factores determina el riesgo de sequía, es decir, la probabilidad de que se produzca un daño en los ecosistemas originado por un fenómeno (Ortega-Gaucín *et al*., 2018). Los sistemas de información geográfica SIG pueden responder con oportunidad para identificar y reconocer eventos de sequía en grandes áreas a través de datos satelitales y valores medidos de estaciones meteorológicas. Asimismo, facilitan la estimación de la vulnerabilidad y la evaluación de la amenaza. Estos sistemas requieren información espacial sistematizada en periodos definidos, ya sean mensuales o anuales, lo que permite una caracterización más robusta y dinámica de los fenómenos climáticos (Tsatsaris *et al*., 2021).

Este estudio forma parte del proyecto ECOH-WATER, que buscó implementar estrategias de adaptación al cambio climático con la instalación de sistemas de cosecha de agua de lluvia y tratamiento de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 216-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

agua para el consumo humano en centros educativos del municipio de Sucre, Bolivia. En este artículo se reportan los resultados de la fase diagnóstica, donde se identificaron unidades educativas en zonas rurales con mayor riesgo de sequía para su posterior intervención.

Materiales y métodos

Zona de estudio

El municipio de Sucre, perteneciente al departamento de Chuquisaca, se encuentra en la región sur del Estado Plurinacional de Bolivia; administrativamente está dividido en ocho distritos, de los cuales cinco son urbanos y tres rurales, cuya superficie alcanza los 1 780 km². En cuanto a las unidades educativas, el municipio cuenta con 145 establecimientos urbanos y 52 rurales, los cuales están distribuidos en los distritos 6, 7 y 8, como se muestra en la Figura 1 (Gobierno Autónomo Municipal de Sucre, 2009).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 216-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

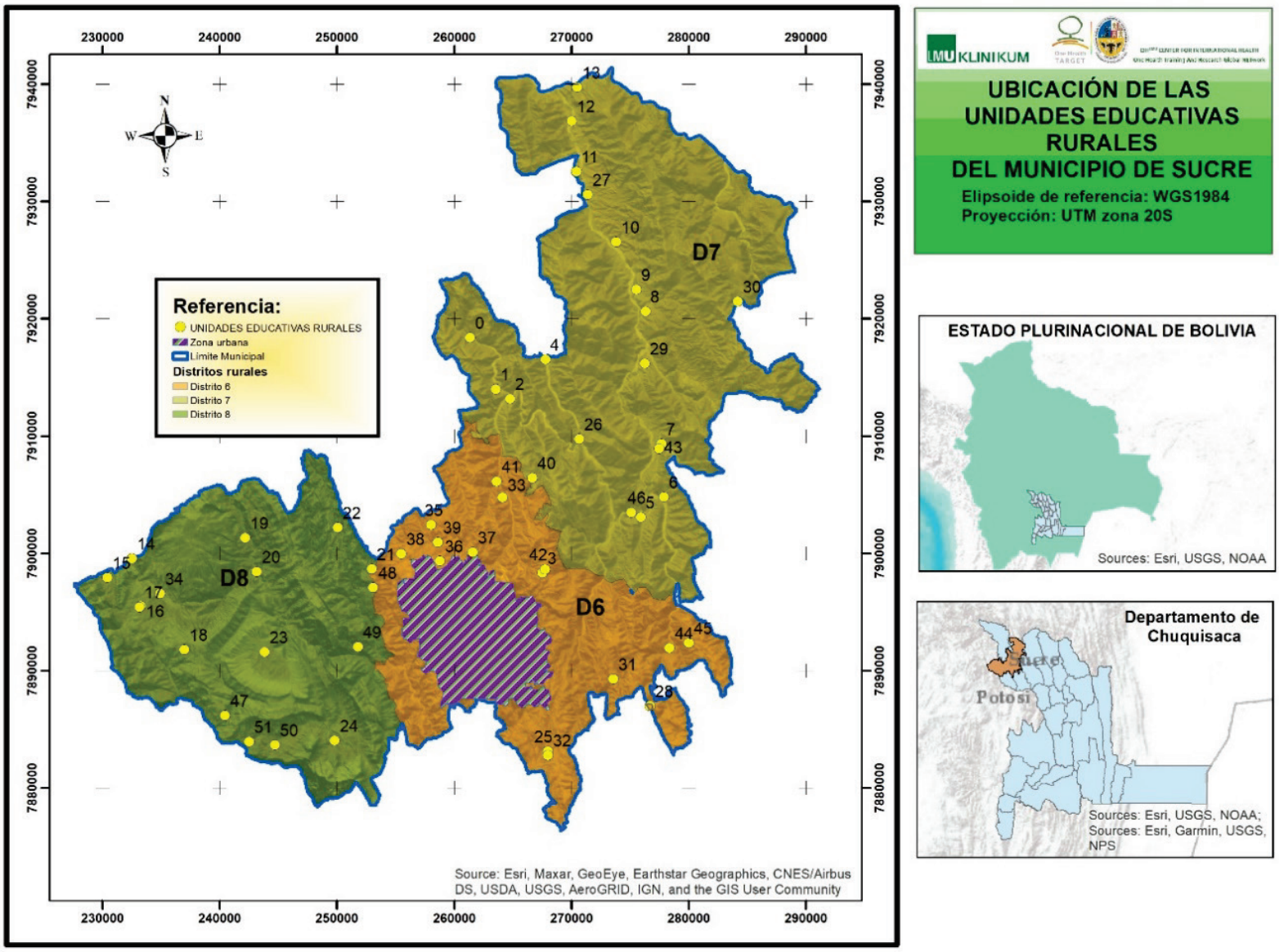


Figura 1. Ubicación de las unidades de educativas rurales.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 216-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

Ecuación de riesgo

Para determinar el nivel de riesgo de sequía en las unidades educativas, se aplicó la ecuación de riesgo planteada en la guía metodológica descrita por Morales *et al*. (2018), la cual fue adaptada específicamente para centros educativos rurales, considerando su ubicación dispersa, a fin de optimizar recursos y tiempo de estudio. El proceso consta de tres etapas (Figura 2):

a) Análisis de amenaza por sequía. En este paso inicial se evaluó la amenaza por sequía a escala municipal con base en los registros históricos de precipitación.

b) Índices de vulnerabilidad por sequía. Estos índices se calcularon considerando aspectos geomorfológicos, uso del suelo, densidad poblacional y cercanía a ríos en el municipio de Sucre.

c) Niveles de riesgo por sequía. Finalmente, se determinaron los niveles de riesgo por sequía multiplicando los índices de amenaza y vulnerabilidad.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 216-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

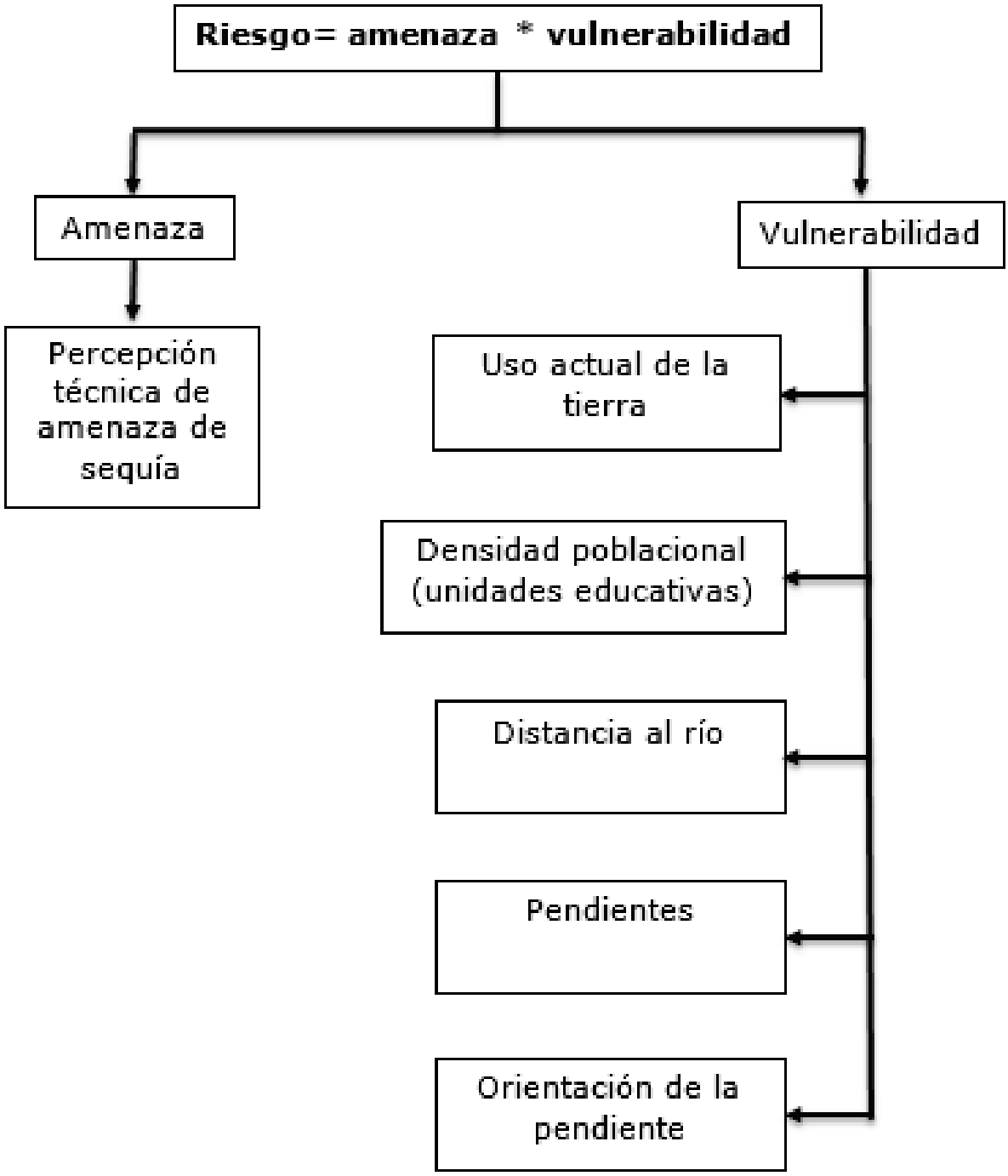


Figura 2. Esquema de los componentes de la ecuación de riesgo de sequía (Morales *et al*., 2018).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 216-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

Amenaza de sequía

La amenaza de la sequía meteorológica se estima, por lo general, en función de los índices de sequía, los cuales varían en complejidad y van desde los que utilizan una sola variable climática, como el índice de precipitación estandarizado (SPI), hasta los que desarrollan un balance hídrico-edafológico, como el índice de gravedad de la sequía de Palmer (PDSI) (Campos-Aranda, 2018). Debido a la limitada información de datos climáticos en las estaciones consideradas, se decidió calcular el SPI, para lo cual se cuantificó la intensidad del déficit de precipitación con la siguiente ecuación (Rana & Suryanarayana, 2020):

$$SPI = \frac{X - X_o}{std} \quad (1)$$

Donde:

X = lluvia en cada año en particular.

X_o = precipitación media en cada año en particular.

std = desviación estándar de la precipitación en cada año en particular.

Para este cálculo, se analizó el registro de las precipitaciones anuales considerando los años 2013 al 2022. La selección de este intervalo de 10 años se fundamenta en la necesidad de capturar la variabilidad del régimen pluviométrico, un periodo consistente con las directrices de estudios de riesgo climático (Montenegro & Pitti, 2020). Se tomó en cuenta la información de 12 estaciones dependientes del Servicio

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 216-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI), considerando las más cercanas y las que están dentro del municipio de Sucre: Ravelo, Chuqui Chuqui, Punilla, La Barranca, Sucre Aeropuerto, El Reloj, Sucre Senamhi, Potolo, Talula, Tako Tako, Cachimayu y Ñucchu. Posteriormente, se realizó una interpolación espacial con la herramienta *Kriging* del *software ArcGis 10.8*.

Vulnerabilidad a la sequía

Este indicador comprende los factores sociales, como la población y sus actividades, así como las características ambientales susceptibles a las condiciones adversas de la sequía (Velasco *et al*., 2005). Para definir los aspectos de vulnerabilidad, se consideraron los siguientes criterios: uso actual del suelo, densidad poblacional, pendientes, distancia a los cursos de los ríos y orientación de las pendientes considerando para cada variable, valores estandarizados reportados previamente como se muestra en la Tabla 1.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 216-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

Tabla 1. Estandarización de variables de vulnerabilidad a la sequía.

Variables de vulnerabilidad a la sequía	Valor estandarizado
Uso actual de la tierra	
Afloramiento rocoso sin uso	0
Área poblada	0.65
Área urbana	0.65
Bofedal sin uso	0.55
Lecho del río sin uso	0
Plantación forestal exótica	0.4
Uso agrícola extensivo limitado	0.8
Uso agrícola intensivo	1
Uso agrícola intensivo limitado	0.9
Uso forestal múltiple	0.3
Uso ganadero extensivo	0.5
Uso ganadero extensivo (afloramiento rocoso)	0.2
Densidad poblacional de unidades educativas	
Muy alta	1
Alta	0.56
Moderada	0.34
Baja	0.2
Muy baja	0
Distancia al río	
Muy lejos	1
Lejos	0.56
Moderadamente lejos	0.34
Cerca	0.2
Muy cerca	0.09

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 216-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

Variables de vulnerabilidad a la sequía	Valor estandarizado
Pendiente (%)	
0 a 10 (plano)	0.09
10 a 20 (moderadamente inclinado)	0.2
20 a 30 (inclinado)	0.34
30 a 45 (moderadamente empinado)	0.56
Más de 45 (fuertemente empinado)	1
Orientación	
Plano	0.25
Norte	0.56
Este	1
Sur	0.15
Oeste	0.35

Fuente: Morales *et al*. (2018).

Para zonificar el uso actual de la tierra, se realizó una clasificación supervisada de imágenes satelitales Landsat 8 con una resolución espacial de 15 metros y una escala de trabajo de 1:30 000 con la ayuda de herramientas SIG, como ya se señaló (Ramos & Hernández, 2018). Una vez identificados los usos (zona urbana, pastos de cima, lecho del río, plantaciones forestales, matorral y pastos, uso agrícola intensivo limitado, uso ganadero extensivo y uso ganadero extensivo con afloramiento rocoso), se asignaron valores estandarizados, como se indica en la Tabla 1.

La densidad poblacional se generó a partir de poblaciones simbolizadas por puntos que representan las unidades educativas. Después se realizó la interpolación espacial tomando en cuenta la cantidad de estudiantes matriculados en cada centro educativo con la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 216-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

herramienta *Spatial Analyst/Interpolation/Kriging* del *software ArcGis 10.8*. Después, se clasificó y se asignaron valores estandarizados (Tabla 1).

En el caso de las pendientes, se generó a partir de una información referente a alturas y modelos de elevación digital (DEM) de 12.5 metros de resolución espacial, utilizando las imágenes proporcionadas por *ALOS PALSAR*, que es uno de los múltiples recursos cartográficos disponibles en los productos del satélite ALOS de la Agencia Japonesa de Exploración Aeroespacial (JAXA) (Chirinos-Escobar *et al*., 2023), el proceso se hizo con la herramienta *SpatialAnalyst/Surface/Slope* del *software ArcGis 10.8*. El resultado es una capa ráster de pendientes en porcentaje con valores continuos, que luego se reclasificó y estandarizó.

La distancia a los ríos se analizó considerando que la población de las unidades educativas utiliza el agua de los ríos como uso complementario. El indicador se elaboró con base en la red de drenaje, en información proporcionada por la unidad de riesgos del Gobierno Autónomo Municipal de Sucre y en el mapa de pendientes, cuyo proceso ya se explicó. Se establecieron cinco categorías: muy cerca (0-3 800 m), cerca (3 800-7 600 m), moderadamente lejos (7 600-11 400 m), lejos (11 400-15 200 m) y muy lejos (15 200-19 090 m). Se determinó con el programa *ArcGis 10.8* en su extensión *SpatialAnalyst/Distance/CostDistance*.

La orientación de la pendiente representa la dirección de las laderas. Al igual que el mapa de pendientes, se generó a partir de modelos de elevación digital (DEM) con una resolución espacial de 12.5 m. La herramienta utilizada se encuentra en la extensión *Spatial Analyst/Surface Analysis/Aspect* del programa *ArcGis 10.8*.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 216-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

Riesgo de sequía

El proceso se ejecutó en el programa **ArcGis 10.8**. Para ello, se realizó la intersección de todos los criterios de amenaza y vulnerabilidad con la herramienta *Spatial Analyst Tools/Map Algebra/Raster Calculator* del *ArcToolBox* (Morales *et al*., 2018).

Resultados

Mapeo amenaza de sequía

Considerando el cálculo de amenazas de sequía, los resultados muestran que el 63 % del área del municipio tiene un índice de sequía muy alto; el 17 %, alto; el 16 %, moderado, y el 4 % bajo (Figura 3).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 216-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

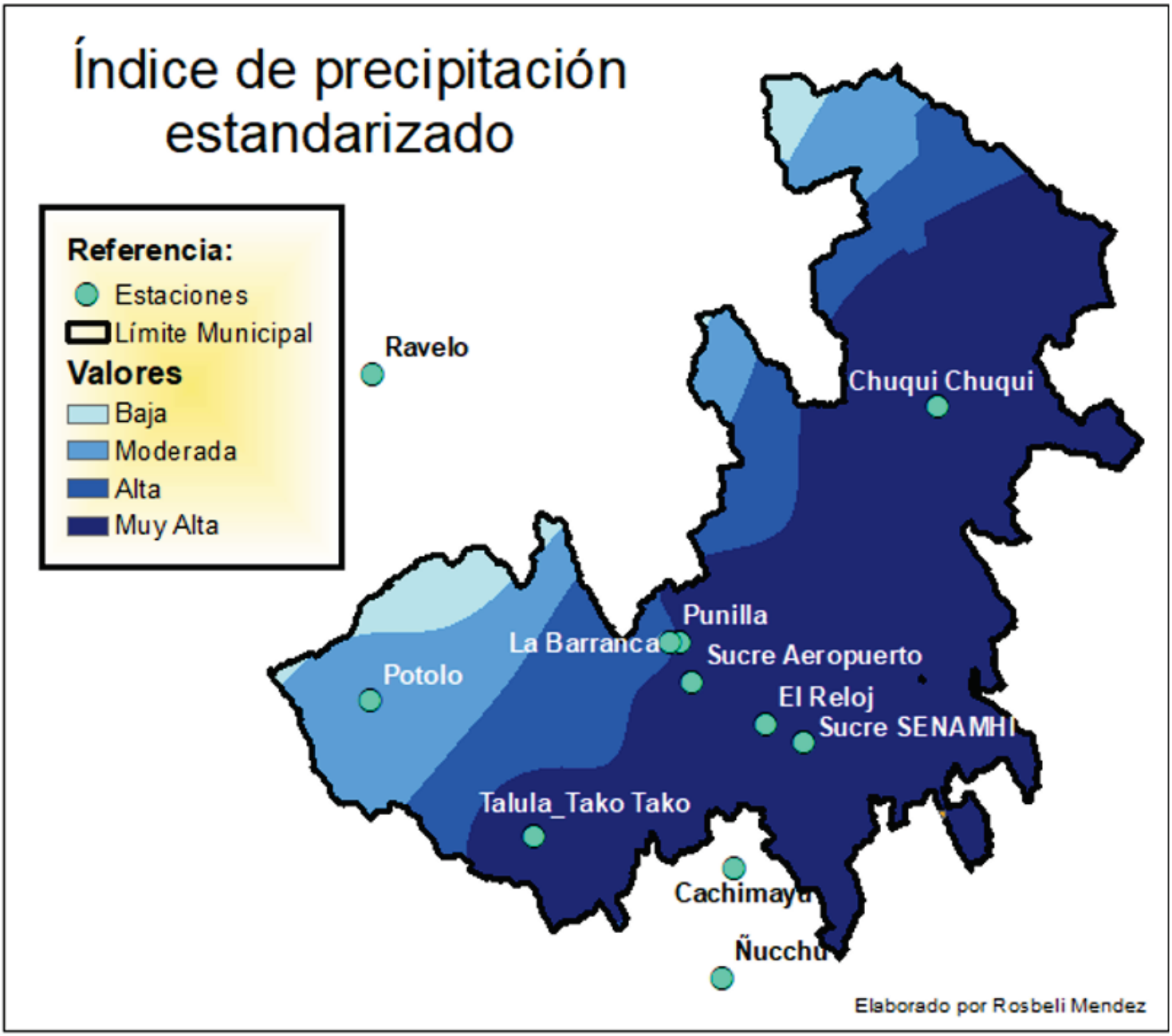


Figura 3. Mapa del índice de precipitación estandarizado.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 216-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

Mapeo de vulnerabilidad a sequía

Como se muestra en el mapa de uso actual del suelo, la clasificación supervisada realizada en las imágenes satelitales del municipio de Sucre destaca los matorrales y pastos en un 45 %, con mayor presencia en los distritos 6 y 8. El uso ganadero extensivo con afloramientos rocosos representa el 30 % y predomina en el distrito 7, así como el uso agrícola intensivo limitado a las orillas del río Chico (Figura 4A).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 216-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

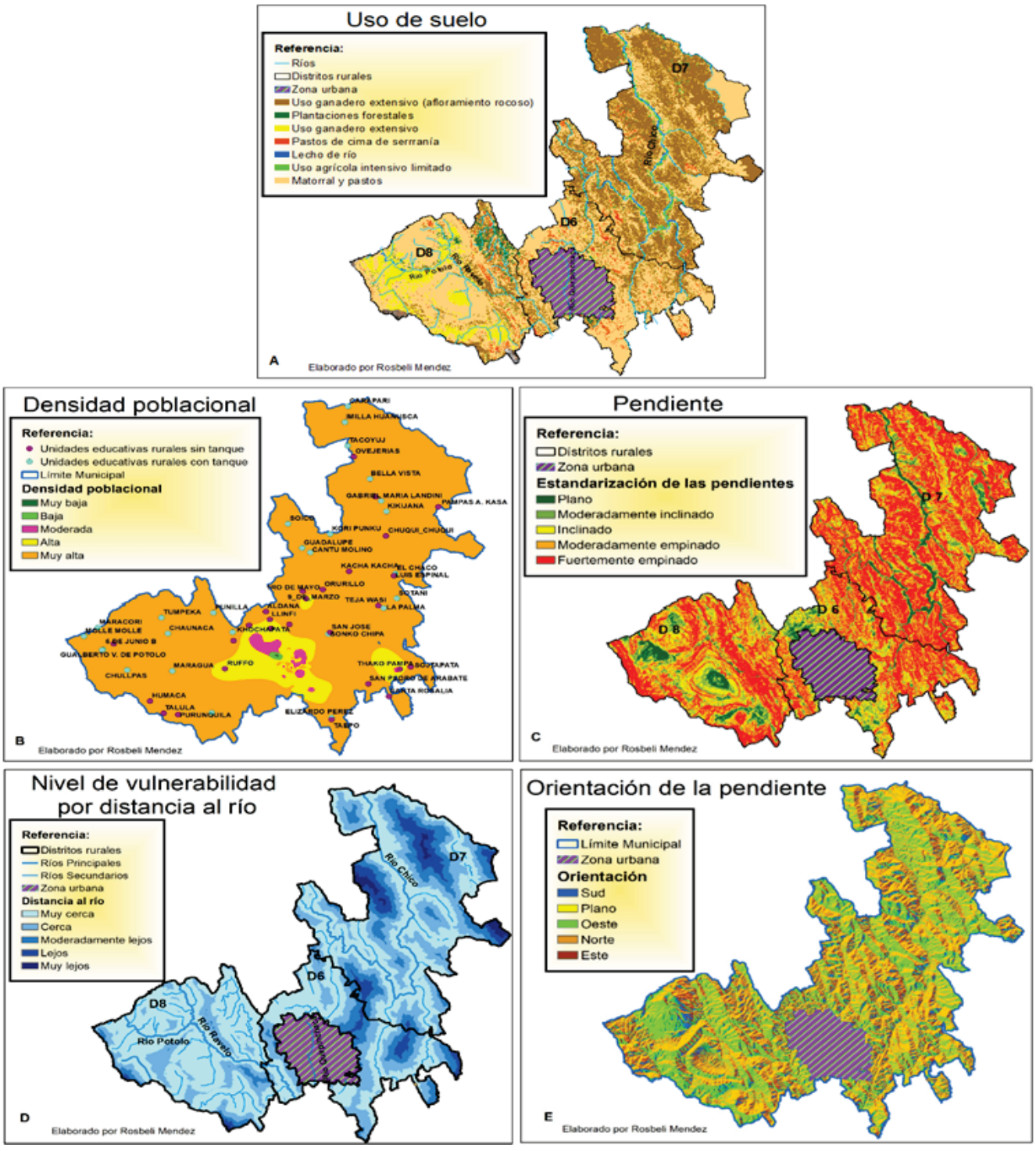


Figura 4. Mapeo sobre la vulnerabilidad a sequía: A) uso de suelo, B) densidad poblacional, C) pendiente, D) vulnerabilidad por distancia al río, E) orientación de la pendiente.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

En el mapa de densidad poblacional se puede evidenciar que las unidades educativas rurales tienen una alta vulnerabilidad respecto a las urbanas. El promedio de estudiantes en centros educativos de los distritos rurales que tienen nivel inicial y de primaria es de 21 estudiantes (Figura 4B).

En relación con las pendientes, las que predominan son de moderadas a fuertemente empinadas en un 66 % y están presentes en mayor medida en los distritos 6 y 7; un 29 % representa las pendientes inclinadas, y un 5 % las zonas planas. Esta situación se debe a la morfología del municipio, a la presencia de cadenas montañosas, serranías, cerros y piedemontes, con valles escarpados, pocas áreas planas o semiplanas (Figura 4C).

En el caso del mapeo de la distancia a los ríos, los distritos 6 y 7 concentran las mayores distancias a los ríos, con un 52 % de los casos con distancias de moderadas a muy lejos. Esto no ocurre en el distrito 8, pues presenta menores distancias; incluso el 75 % del área de este distrito se encuentra en la categoría de cerca a muy cerca, lo que hace que el distrito 8 sea menos vulnerable en relación con la distancia a los ríos (Figura 4D).

Para la zonificación de orientación de la pendiente, las laderas al noreste resaltan con un 64 %; un 26 % de las pendientes se orienta al oeste y el 10 % al sur. Considerando que las zonas expuestas al este, por mayor exposición al sol, son más vulnerables a las sequías que las zonas con laderas orientadas hacia el sur (Figura 4E).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 216-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

Mapa de riesgo de sequía

Como resultado final del estudio, se obtuvo el mapa de riesgo de sequía, cuya zonificación tiene en cuenta la amenaza y la vulnerabilidad (Figura 5). Las zonas con mayor riesgo de sequías se muestran en color rojo y están localizadas principalmente en los distritos 6 y 7. Por otro lado, las zonas con bajo riesgo de sequías se distribuyen principalmente en el distrito 8. En relación con las 52 unidades educativas rurales, 1 presenta un riesgo muy alto, 6 riesgo alto, 19 riesgo moderado, 25 riesgo bajo y 1 riesgo muy bajo (Figura 5).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 216-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

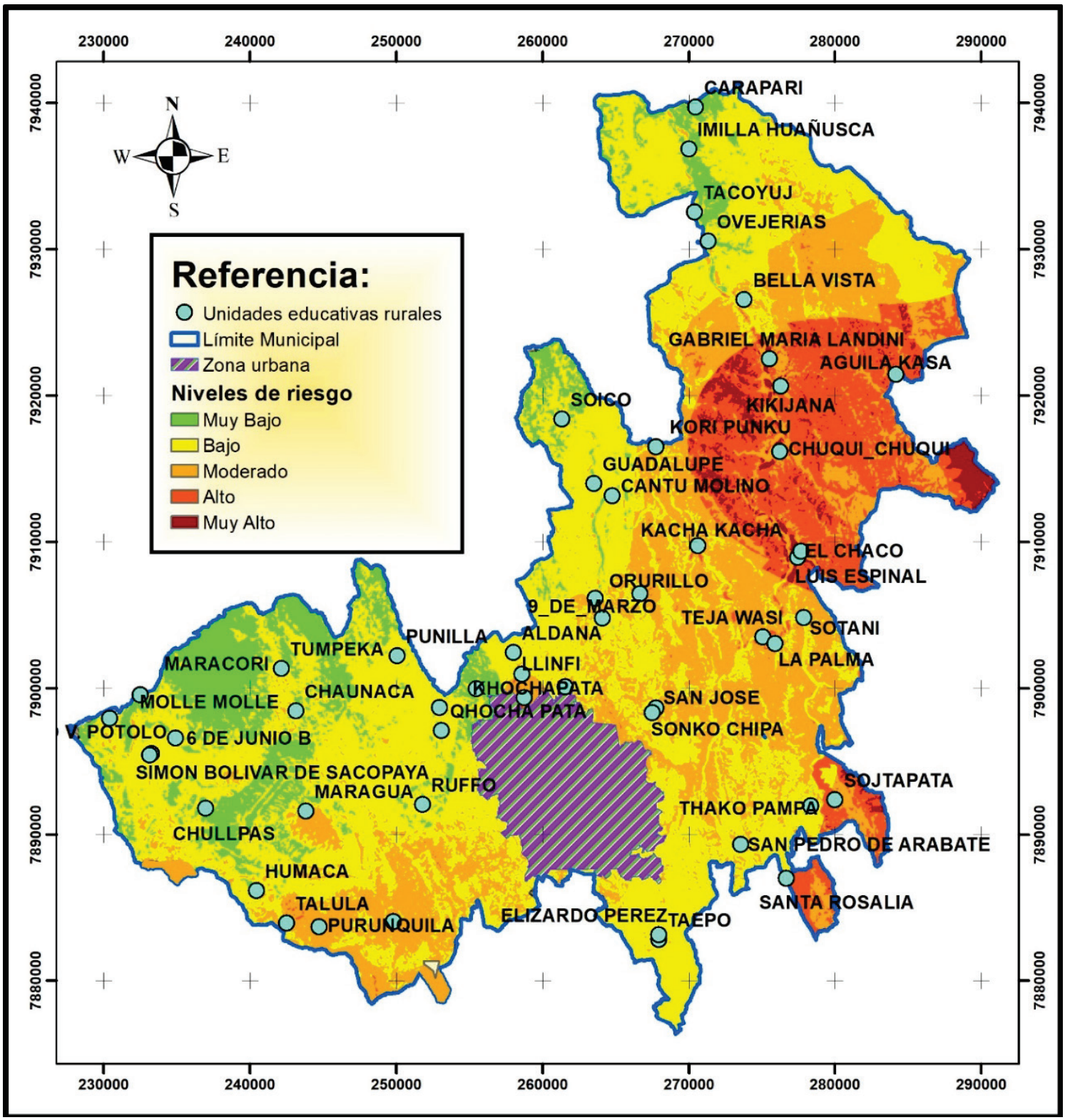


Figura 5. Mapa de niveles de riesgo de sequía en unidades educativas.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 216-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

Discusión

El estudio identificó las unidades educativas rurales con mayor riesgo de sequía, considerando diversas variables de amenaza y vulnerabilidad. Se encontró que un total de 22 escuelas, que representan el 42 % del total de unidades educativas, se encuentran en riesgo moderado o alto. La amenaza de sequía se evaluó sobre todo mediante el índice de precipitación estandarizado (SPI), una fórmula estandarizada para medir los déficits de precipitación. Sin embargo, para comprender de manera más integral la amenaza de sequía, es fundamental considerar también el aumento de la temperatura, que conlleva una disminución de la humedad. Este fenómeno, conocido como déficit de presión de vapor (DPV), es un factor clave en el impulso de las tendencias de sequía atmosférica y los eventos de sequía local, en particular en el contexto del cambio climático (Fernández-Duque *et al*., 2023). Dicha información no se pudo incluir en el cálculo debido a la falta de datos climáticos de las estaciones meteorológicas en el periodo de retorno considerado. Al calcular la amenaza de sequía en un periodo de retorno de 10 años, se pudo mostrar que el 63 % del área del municipio de Sucre tiene un índice de sequía muy alto. Nuestros resultados parecen ser consistentes con otros estudios que reportaron disminución de las precipitaciones. El "Estudio Regional de Economía del Cambio Climático en Sudamérica", que utilizó el modelo climático regional *PRECIS* (*Providing Regional Climates for Impacts Studies*) sugiere una disminución del 37 % en la precipitación en el escenario A2 (el más pesimista, que contempla una población creciente y un desarrollo económico regionalizado) y del 23 % en el B2 (más optimista, que contempla un menor crecimiento poblacional y un

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 216-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

desarrollo económico moderado), lo que implica que el cambio climático exacerbará los problemas de escasez de manera importante (Andersen & Paco, 2009).

Uno de los inconvenientes que se puede plantear en este tipo de estudio es la escasa coordinación y disponibilidad de información geoespacial por parte de las instituciones gubernamentales. Una de las limitaciones de nuestro estudio fue el poco acceso a la información geoespacial coordinada de las unidades educativas por parte de las autoridades locales.

Por otra parte, cabe continuar trabajando en la mejora del método a través de la verificación de calidad de los modelos de interpolación, los cuales pueden validarse mediante análisis de correlación y regresión, usando técnicas de validación cruzada (Consorcio Tecnalia e IH Cantabria, 2020); esto, para obtener resultados más precisos respecto a la cantidad de área expuesta a los distintos niveles de sequía.

Otro aspecto a considerar en la vulnerabilidad es la evaluación de la capacidad de adaptación a la sequía de cada unidad educativa, que está en función de las condiciones sociales, económicas, percepciones institucionales y políticas de la sociedad (Arreguín-Cortés *et al*., 2016). Este aspecto no se pudo evaluar en todas las unidades educativas rurales, porque no se logró visitar la totalidad de las escuelas por temas logísticos y de accesibilidad.

Una vez identificadas las unidades educativas de alto riesgo de sequía, se realizó una verificación mediante una visita de campo, donde se corroboraron los resultados obtenidos con el modelo de riesgo empleado. El uso de herramientas SIG permitió optimizar el uso de los

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 216-243. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-04

recursos, además, que esta metodología nos permite monitorear la eficiencia de medidas de adaptación al cambio climático.

Conclusiones

Se identificó que un alto porcentaje de escuelas rurales se encontraron con un riesgo moderado o alto de sequía con base en indicadores de amenaza y vulnerabilidad, lo que hace necesario implementar de manera urgente estrategias de adaptación al cambio climático, focalizando acciones en las zonas con mayor riesgo. Esto nos permitirá disminuir el impacto del fenómeno, especialmente en zonas rurales y más vulnerables. Nuestro estudio muestra el potencial de los SIG como herramientas útiles para el monitoreo del impacto del cambio climático, así como para la evaluación de las estrategias implementadas a nivel local.

Agradecimientos

Se agradece a los técnicos de la Dirección Integral Municipal de Gestión de Riesgos (DIMGER) del Gobierno Autónomo Municipal de Sucre por la colaboración en el trabajo en terreno.

Financiamiento

Esta investigación fue financiada por los CIHLMU One Health Network Funds 2023/2024 y apoyada por OH-TARGET (One Health Training and Research Global Network), que forma parte del programa Exceed-Higher Education Excellence in Development Cooperation, financiado por el

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ministerio Federal de Cooperación Económica y Desarrollo de Alemania (BMZ) y el Servicio Alemán de Intercambio Académico (DAAD).

Declaración de conflictos de interés

Los autores declaran no tener conflictos de interés.

Declaración de uso de IA

Durante la elaboración de este artículo, los autores utilizaron las siguientes herramientas de traducción, parafraseo, resumen, generación de texto, generación de ideas y control de calidad para garantizar un enfoque multiperspectivo: Microsoft Copilot (Microsoft Corporation), Perplexity AI (Perplexity AI, Inc.), DeepL Write. Tras emplear estas herramientas y servicios, los autores revisaron y corrigieron el contenido según fue necesario y asumen toda la responsabilidad por el contenido final de la publicación.

Referencias

Andersen, L. E., & Paco, R. M. (2009). *Cambio climático en Bolivia hasta 2100: síntesis de costos y oportunidades*. https://www.researchgate.net/publication/242477920_Cambio_Climatico_en_Bolivia_hasta_2100_Sintesis_de_Costos_y_Oportunidades

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Arreguín-Cortés, F. I., López-Pérez, M., Ortega-Gaucín, D., & Ibáñez-Hernández, Ó. (2016). La política pública contra la sequía en México: Avances, necesidades y perspectivas. *Tecnología y ciencias del agua*, *7*(5), 63-76. https://www.revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/1271

Castro, T. (2022, 22 de noviembre). Atribuyen larga sequía a cambio climático y fenómeno de La Niña. *Publiagro*. https://publiagro.com.bo/2022/11/sequia-cambio-climatico-fenomeno/

Campos-Aranda, D. F. (2018). Contraste por ETP del RDI en tres localidades climáticas de San Luis Potosí, México. *Tecnología y ciencias del agua*, *9*(4), 147-183. https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-04-07

Consorcio Tecnalia e IH Cantabria. (2020). *Guía para el análisis detallado de riesgo climático: Tomo 1*. CAF. https://scioteca.caf.com/handle/123456789/1631

Chirinos-Escobar, M. J., Ruiz-Álvarez, M. A., & Cardona, A. J. (2023). Modelo estadístico para predicción de deslizamientos generados por precipitación en la zona occidental de Honduras. *Revista Universidad y Sociedad*, *15*(2), 246-255. http://scielo.sld.cu/pdf/rus/v15n2/2218-3620-rus-15-02-246.pdf

Fernández-Duque, B., Vicente-Serrano, S. M., Maillard, O., Domínguez-Castro, F., Peña-Angulo, D., Noguera, I., Azorin-Molina, C., & El Kenawy, A. (2023). Long-term observed changes of air temperature, relative humidity and vapour pressure deficit in Bolivia, 1950–2019. *International Journal of Climatology*, *43*(14), 6484-6504. https://doi.org/10.1002/joc.8226

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Gobierno Autónomo Municipal de Sucre. (2009). Capítulo IV: La estructura territorial del municipio en el actual modelo. En: *Plan Municipal de Ordenamiento Territorial 2009-2018* (pp. 261-328). Unidad de Riesgos-GAMS.

Ibañez, E. (2022, 15 de noviembre). Sequía provoca pérdidas de cultivos en 7 departamentos. *La Razón*. https://hemeroteca.larazon.bo/sociedad/2022/11/15/sequia-provoca-perdidas-de-cultivos-en-7-departamentos/

Karavitis, C. A., Alexandris, S., Tsesmelis, D. E., & Athanasopoulos, G. (2011). Application of the Standardized Precipitation Index (SPI) in Greece. *Water*, *3*(3), 787-805. https://doi.org/10.3390/w3030787

Mansour, S. (2024). Geospatial modelling of drought patterns in Oman: GIS-based and machine learning approach. *Modeling Earth Systems and Environment*, *10*(3), 3411–3431. https://doi.org/10.1007/s40808-024-01958-9

Montenegro, E., & Pitti, J. (2020). Análisis de riesgos climáticos en el sistema alimentario indígena de El Teribe, Panamá. *Acta Nova*, *9*(5 y 6), 713-736. http://www.scielo.org.bo/pdf/ran/v9n5-6/v9n5-6_a05.pdf

Morales, H. D., Ovando, C., & Rodriguez, W. (2018). *Ecuación general del riesgo: una experiencia para construir mapas de riesgos*. GIZ. https://www.bivica.org/files/mapas-riesgos.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ortega-Gaucín, D., De-la-Cruz-Bartolón, J., & Castellano-Bahena, H. V. (2018). Peligro, vulnerabilidad y riesgo por sequía en el contexto del cambio climático en México. En: Lobato, R., & Pérez, A. A. (eds.). *Agua y cambio climático* (pp. 78-103). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. http://repositorio.imta.mx/handle/20.500.12013/2192

Ramos, M. B. L., & Hernández, L. D. P. (2018). Remote sensing and geographic information system in the decision making process for land management. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, *27*(1), 54-65. https://www.researchgate.net/publication/331012790_Remote_Sensing_and_Geographic_Information_System_in_the_Decision_Making_Process_for_Land_Management

Rana, V. K., & Suryanarayana, T. M. V. (2020). GIS-based multi criteria decision making method to identify potential runoff storage zones within watershed. *Annals of GIS*, *26*(2), 149-168. https://doi.org/10.1080/19475683.2020.1733083

Tsatsaris, A., Kalogeropoulos, K., Stathopoulos, N., Louka, P., Tsanakas, K., Tsesmelis, D. E., Krassanakis, V., Petropoulos, G. P., Pappas, V., & Chalkias, C. (2021). Geoinformation technologies in support of environmental hazards monitoring under climate change: An extensive review. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, *10*(2), 94. https://doi.org/10.3390/ijgi10020094

Velasco, I., Ochoa, L., & Gutiérrez, C. (2005). Sequía, un problema de perspectiva y gestión. *Región y Sociedad*, *17*(34), 35-71. https://doi.org/10.22198/rys.2005.34.a615

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

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

Artículos

Modelos regionales para el dimensionamiento de tanques para almacenar agua de lluvia en Oaxaca, México

Regional models for sizing rainwater storage tanks in Oaxaca, Mexico

Gabriela Álvarez-Olguín[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-7144-2426

José del Carmen Jiménez-Hernández[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-7864-1778

René Morales-Luis[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0210-9814

[1]Universidad Tecnológica de la Mixteca-Instituto de Hidrología, Huajuapan de León, Oaxaca, México, galvarez@mixteco.utm.mx

[2]Universidad Tecnológica de la Mixteca-Centro de Modelación Matemática, Vinculación y Consultoría, Huajuapan de León, Oaxaca, México, jcjim@mixteco.utm.mx

[3]Universidad Tecnológica de la Mixteca-Instituto de Hidrología, Huajuapan de León, Oaxaca, México, rmluis@mixteco.utm.mx

Autora para correspondencia: Gabriela Álvarez-Olguín, galvarez@mixteco.utm.mx

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Resumen

La óptima operación de un sistema de captación de agua de lluvia depende en gran medida de la selección adecuada del volumen del tanque de almacenamiento. No obstante, podría ser una tarea difícil debido a las diversas variables que intervienen en el funcionamiento del sistema. El objetivo de este trabajo fue generar modelos regionales para el estado de Oaxaca, que ayuden en la estimación de la capacidad adecuada de tanques de recolección de agua de lluvia en función de variables de fácil cuantificación. A partir de la lluvia diaria registrada en 60 estaciones climatológicas, se realizaron simulaciones del funcionamiento de tanques mediante la ecuación de balance de agua, en la cual se consideraron distintas capacidades de almacenamiento, áreas de recolección y dotaciones de agua. Los datos obtenidos de dichas simulaciones se analizaron con regresión lineal múltiple para generar 11 ecuaciones regionales que permiten la estimación del volumen activo de tanques de almacenamiento de agua de lluvia. Los coeficientes de determinación obtenidos fueron mayores a 0.9, por lo que 90 % de la variación es explicada por el modelo. El resultado obtenido será una herramienta que facilite la toma de decisiones durante el diseño de sistemas de captación de agua de lluvia a nivel domiciliario en el estado de Oaxaca.

Palabras clave: lluvia, almacenamiento de agua, equilibrio hídrico, análisis de regresión, modelo matemático, abastecimiento de agua, consumo de agua, Oaxaca, México.

Abstract

The optimal operation of a rainwater harvesting system depends mainly on correctly selecting the storage tank volume. However, due to the

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

various variables involved in the functioning of the system, this could be a difficult task. The objective of this research was to generate regional equations for the State of Oaxaca to estimate the adequate volume of rainwater collection tanks based on easily quantifiable variables. Based on the daily rainfall recorded in 60 weather stations, water tank simulations were carried out using the water balance equation, considering different values of storage volume, catchment area, and water demand. The data obtained were analyzed with multiple linear regressions to generate 11 regional equations to estimate the adequate volume of rainwater collection tanks. The determination coefficients obtained were higher than 0.9, so 90 % of the variation is explained by the model. The results will be a tool that helps make decisions during the design of Rainwater Harvesting Systems in households in the State of Oaxaca.

Keywords: rain, water storage, water balance, regression analysis, mathematical models, water supply, water consumption, Oaxaca, Mexico.

Recibido: 02/06/2025

Aceptado: 09/12/2025

Publicado *ahead of print*: 30/01/2026

Versión final: 01/09/2026

Introducción

La captación de agua de lluvia, la reutilización de aguas grises y la desalinización son prácticas no convenciones que pueden ayudar a reducir la presión sobre el agua a nivel mundial (Imteaz *et al*., 2011). Con

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

respecto al agua de lluvia, para su aprovechamiento es necesario contar con estructuras para captarla, derivarla, conducirla, almacenarla y distribuirla, que en conjunto conforman un SCALL (sistema de captación de agua de lluvia). El agua de estos sistemas se puede utilizar para diversos usos que no requieren tratamiento para su potabilización, entre los que están descargas en inodoros y riego de jardines; mientras que después de su tratamiento se puede utilizar como agua potable (Londra *et al*., 2015). Los SCALL permiten aumentar la disponibilidad de agua, al igual que otros beneficios ambientales y sociales, como la disminución del uso de agua superficial y subterránea (Abdulla, 2019). Por lo tanto, ayudan a frenar la sobreexplotación de ríos y acuíferos, así como la reducción del volumen de escurrimientos pluviales en áreas urbanas de rápido crecimiento (Guo & Baetz, 2007; Kim *et al*., 2012; Sample & Liu, 2014). De esta manera, se contribuye a la mitigación de inundaciones.

En viviendas y edificios, el agua de lluvia se puede captar en techos (Abdulla, 2019; Fonseca *et al*., 2017; Sample & Liu, 2014), para lo cual es necesario contar con una superficie de recolección, canaletas y tuberías de conducción, un dispositivo para remover las primeras lluvias y un tanque de almacenamiento (Sample & Liu, 2014; Vieritz *et al*., 2015). La decisión más significativa para el diseño del sistema es la selección correcta de las dimensiones del tanque de almacenamiento (Campisano & Modica, 2012); la forma más usual para establecer la capacidad del mismo es mediante la aplicación de la ecuación de balance de agua (Campisano & Modica, 2012; Fewkes & Butler, 2000; Ghisi & Ferreira, 2007; Londra *et al*., 2015; Villarreal & Dixon, 2005; Álvarez-Olguín *et al*., 2022). Con esta ecuación se simula el volumen de agua en el tanque a través de un periodo de tiempo en función de las entradas y salidas de agua estimadas a partir de datos lluvia y de una determinada demanda,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

respectivamente (Basinger *et al*., 2010). Sin embargo, tal simulación podría ser relativamente difícil para alguien que carezca de conocimientos básicos en hidrología debido a la cuantificación, procesamiento y análisis de las múltiples variables que intervienen en el proceso.

En el estado de Oaxaca, México, existen 3 063 localidades con cobertura de agua potable menor al promedio nacional (90 %). Para estas localidades, la captación de agua de lluvia es una alternativa que puede contribuir a aumentar la disponibilidad de agua para uso humano. Sin embargo, usualmente quienes promueven el empleo de esta fuente de agua son miembros de organizaciones civiles que en ocasiones tienen dificultades para seleccionar la capacidad adecuada de los tanques de almacenamiento debido a que hay diversos factores que influyen en tal decisión, como la variación espacial y temporal de la lluvia, el área disponible de la superficie de recolección de agua pluvial, la cantidad de agua requerida para cubrir la demanda y el número de usuarios. Con base en lo anterior, el objetivo de esta investigación fue generar modelos regionales para el estado de Oaxaca que permitan estimar el volumen adecuado de tanques de recolección de agua de lluvia, en función de variables fácilmente cuantificables. Se pretende que tales modelos sean una herramienta que facilite la toma de decisiones sobre el diseño de los SCALL para quienes promueven el aprovechamiento de agua de lluvia con fines de uso doméstico.

Materiales y métodos

De la página del Sistema de Información Hidrológica a cargo de la Comisión Nacional del Agua (Conagua) se descargaron los registros diarios de las estaciones climatológicas convencionales ubicadas en el

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

estado de Oaxaca y en los límites de los estados vecinos (Puebla, Guerrero, Veracruz y Chiapas). Los datos diarios de lluvia se ordenaron y analizaron para obtener las series mensuales y anuales de lluvia acumulada. Se asumió que los años con buena cantidad de información son los que tienen más del 90 % de registros diarios completos (al menos 328 registros). Para los análisis posteriores, se seleccionaron las estaciones con buena cantidad de información con al menos 10 años de registros entre 2000 y 2017.

A las series anuales obtenidas se les aplicó la prueba de Grubbs-Shapiro (Grubbs & Beck, 1972; Shapiro & Wilk, 1965) para identificar datos atípicos, que se compararon con los datos de estaciones circundantes para verificar si correspondían a eventos extraordinarios de lluvia que se manifestaron simultáneamente en varias estaciones. Los casos donde se tuvieron valores altos de lluvia tanto en la estación de análisis como en las circundantes se descartaron como datos atípicos y se consideraron como valores extremos.

Debido a que la mayoría de las estaciones tiene registros incompletos en el periodo de análisis, los datos diarios faltantes se estimaron con el método de la distancia inversa ponderada (Shepard, 1968). En este método se utilizaron las ecuaciones (1) y (2), que incluyeron dos estaciones vecinas y un exponente de la distancia igual a dos:

$$\hat{x}_e = \hat{w}_1 . x_1 + \hat{w}_2 . x_2 \quad (1)$$

Donde:

$\hat{x}_e$ = valor estimado de la variable *x* en la estación de interés.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

x_i = dato registrado en la estación vecina *i*, *i* = 1, 2.

$$\hat{w}_i = \frac{\frac{1}{d_i^2}}{\frac{1}{d_1^2}+\frac{1}{d_2^2}} \quad (2)$$

Donde:

$\hat{w}_i$ = estimador del peso correspondiente a la estación vecina *i*

d_i = distancia entre la estación de interés y la estación vecina *i*

El volumen de un tanque de almacenamiento se establece con base en diversos factores, como la variación espacial y temporal de la lluvia, el área de la superficie de recolección de agua pluvial, el coeficiente de escorrentía y la demanda de agua (Palla *et al*., 2012). La forma más usual para estimar el volumen adecuado es a partir de la ecuación de balance de agua (Campisano & Modica, 2012; Londra *et al*., 2015; Álvarez-Olguín *et al*., 2022). Con esta ecuación se simula el volumen de agua disponible en el tanque durante un determinado periodo de tiempo. El volumen de agua que entra al tanque se estima a partir de datos de lluvia, mientras que el volumen de agua que sale del mismo depende de la demanda de agua determinada (Basinger *et al*., 2010).

De acuerdo con la metodología expuesta por Álvarez-Olguín *et al*. (2022), con los datos diarios de lluvia de las estaciones seleccionadas se llevaron a cabo simulaciones del funcionamiento del volumen del agua disponible en tanques de diferentes capacidades a partir del modelo de balance de agua definido por la Ecuación (3):

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

$$V_t = V_{t-1} + I_t - S_t - E_t \quad (3)$$

Donde:

V_t = cantidad de agua en el tanque al final del día *t* (m^3).

V_{t-1} = cantidad de agua en el tanque al inicio del día *t* (m^3).

S_t = cantidad de agua que sale por derrame (m^3).

E_t = cantidad de agua extraída para uso doméstico (m^3).

I_t = cantidad de agua de lluvia que ingresa al tanque (m^3), la cual se estimó a partir de la Ecuación (4):

$$I_t = CAP_t \quad (4)$$

Donde:

I_t = cantidad de agua de lluvia captada del techo (m^3) en el día bajo análisis.

C = coeficiente de escurrimiento.

A = superficie de captación (m^2).

P_t = lluvia efectiva ocurrida en el día *t* (m).

La lluvia efectiva se asumió como la lluvia diaria menos la primera descarga equivalente a 0.33 (Londra *et al*., 2015). Por otro lado, las pérdidas por evaporación y fugas se consideraron despreciables, dado que el tanque por lo común está completamente cerrado para evitar la contaminación del agua y la aparición de algas por la incidencia de rayos solares.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

Para resolver la Ecuación (3) se utilizó el algoritmo expuesto en las ecuaciones (5) a (7), donde se consideró que las salidas por derrame se presentan antes de la extracción (Vieritz *et al*., 2015):

$$E_t = min[D_t, V_{t-1}] \quad (5)$$

$$V_t = min[V_{tan} - E_t, V_{t-1} + I_t - E_t] \quad (6)$$

$$S_t = max[(V_{t-1} + I_t) - V_{tan}, 0] \quad (7)$$

Donde:

D_t = demanda (m^3) en el día bajo análisis, obtenida con la Ecuación (8).

V_{tan} = volumen activo (m^3) que no incluye al volumen muerto.

$$D_t = U.D \quad (8)$$

Donde:

U = número de usuarios que serán abastecidos por el sistema.

D = dotación o cantidad de agua establecida por persona al día.

Se asumió que el volumen promedio al año de agua pluvial captada es equivalente a la demanda promedio anual (Tsihrintzis & Baltas, 2013); entonces, el área mínima necesaria de captación de agua de lluvia, A_{min}, para cubrir la demanda de agua se estimó como:

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

$$A_{min} = \frac{365.U.D}{CP} \quad (9)$$

Donde:

P = lluvia promedio anual en (m).

En las simulaciones de la operación de los tanques se establecieron diferentes valores de volumen activo (V_{tan}) y se consideró que el tanque se encontraba sin agua el primer día del periodo de la simulación. Además, se incluyeron distintas superficies de captación, números de usuarios y dotaciones de agua. Se propuso un coeficiente de escurrimiento (C) de 0.8, con el cual se asume que entra al tanque 80 % del total de la lluvia que cae sobre la superficie de captación. El volumen activo del tanque (V), se consideró igual al volumen mínimo, con el cual no se tendrán días con tanque vacío durante el periodo de simulación.

Se aplicaron de manera individual regresiones potenciales a los datos obtenidos de las simulaciones de cada estación. La forma estándar de las curvas ajustadas se indica en la Ecuación (10), en la cual se incluyeron los coeficientes $\frac{V}{A}$ y $\frac{UD}{A}$ adaptados de los números adimensionales utilizados por Khastagir y Jayasurita (2010):

$$\frac{V}{A} = a\left(\frac{UD}{A}\right)^{b} \quad (10)$$

Donde:

a y b =constantes.

Posteriormente, se identificaron las curvas ajustadas con formas similares con las cuales se formaron regiones de estaciones cercanas. La

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

zona de influencia de cada estación se determinó mediante el método de polígonos de Thiessen (Campos, 1984).

Para cada región, con los datos obtenidos de las simulaciones de los tanques, se realizaron regresiones lineales múltiples, definidas como se indica en la Ecuación (11). A partir de tales regresiones, se obtuvieron los modelos regionales de la forma mostrada en la Ecuación (12):

$$ln\ln V = ln\ln(a) + b_1\, ln\ln(U) + b_2\, ln\ln(D) + b_3\, ln\ln(A) + b_4\, ln\ln(P) \quad (11)$$

$$V = a\frac{U^{b_1}D^{b_2}}{A^{b_3}P^{b_4}} \quad (12)$$

Donde:

a, b_1, b_2, b_3 y b_4 = constantes.

V = volumen activo del tanque en m^3.

U = número de usuarios.

D = dotación de agua por persona al día en l.

A = área de la superficie de captación en m^2.

P = precipitación media anual en m.

Resultados y discusión

Con base en el número de observaciones disponibles por año, se determinó que el periodo más reciente con mejor cantidad de información es de 2000 a 2017. El número de estaciones que tienen al menos 328 registros diarios por año (90 % de datos) en este periodo fue de 139, a

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

partir de las cuales se construyeron la Figura 1 y Figura 2. El mapa que se presenta en la Figura 1 muestra el promedio anual de las precipitaciones para las 139 estaciones climatológicas bajo estudio; se observa que los valores más altos de este promedio anual se presentan al noreste del estado, donde se tienen más de 3 000 mm de lluvia al año, mientras que los más bajos corresponden al noroeste con menos de 400 mm de lluvia. En cuanto a la variación temporal de la lluvia durante el periodo analizado (Figura 2), se encontró que en 2007 se tuvo el valor más bajo de lluvia media y el más alto se presentó en 2010; además, no se observó una variación marcada durante el periodo de estudio.

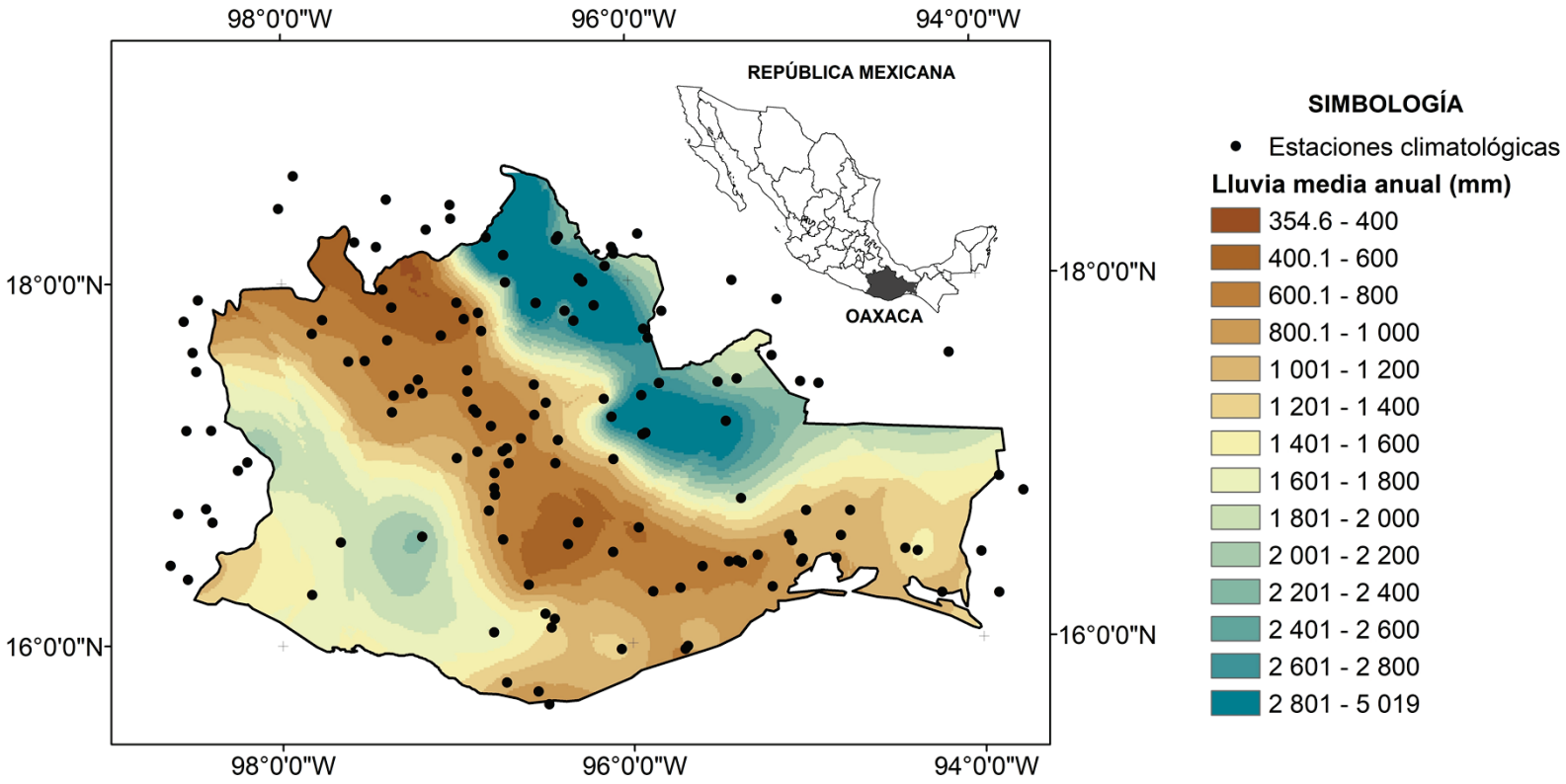


Figura 1. Variación espacial de lluvia media anual en el estado de Oaxaca, México (2000-2017).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

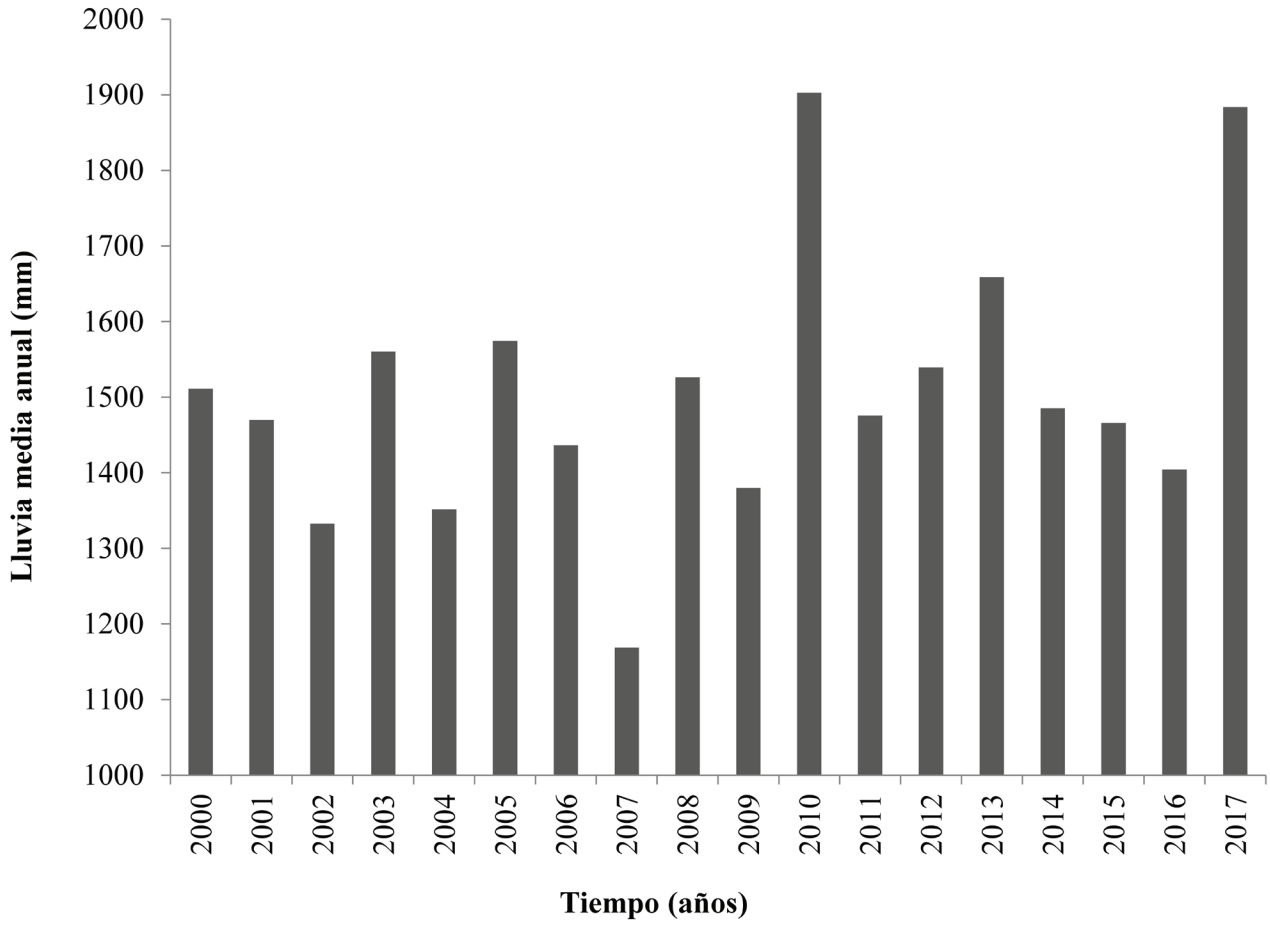


Figura 2. Variación temporal de la lluvia media anual en el estado de Oaxaca, México.

A partir de las pruebas de Grubbs-Shapiro realizadas a los datos de las 139 estaciones seleccionadas, se determinó que la mayor cantidad de estaciones con datos atípicos corresponden a 2010 y 2017, para los cuales también se tienen valores mayores a 1 700 mm de lluvia anual. Esto indica que la mayoría de los datos atípicos corresponde a eventos extremos de lluvia que se presentaron de manera generalizada en toda la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

entidad. Esto se pudo corroborar al comparar cada dato atípico con los registros de las estaciones circundantes. Cuando los datos atípicos discrepaban, se asumieron como errores de medición o captura, y en consecuencia las estaciones se descartaron.

Del total de estaciones, en 60 se dedujeron datos faltantes para homogeneizar la longitud de las series. Con los registros diarios de estas, se aplicó el modelo de balance de agua para obtener los volúmenes requeridos de tanques relacionados con diferentes valores de áreas de recolección, demandas y usuarios. Como ejemplo de los resultados obtenidos se muestra en la Figura 3 la simulación realizada para la estación 20079 de Oaxaca de Juárez, Oaxaca. Para dicha localidad se determinó que para suministrar 10 litros de agua por persona al día a una vivienda de seis habitantes (60 litros al día), con una superficie de captación de 40 m^2, el volumen óptimo del tanque es de 14.6 m^3. Este es el volumen mínimo con el cual no se tuvieron días con tanque vacío durante el periodo 2000-2017. Además, en la Figura 3 se observa que en 2005 hubo un periodo crítico en abril, cuando se tuvo el volumen almacenado más bajo (aproximadamente 10 litros); no obstante, el nivel en el tanque se pudo recuperar debido al inicio de la época de lluvias.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

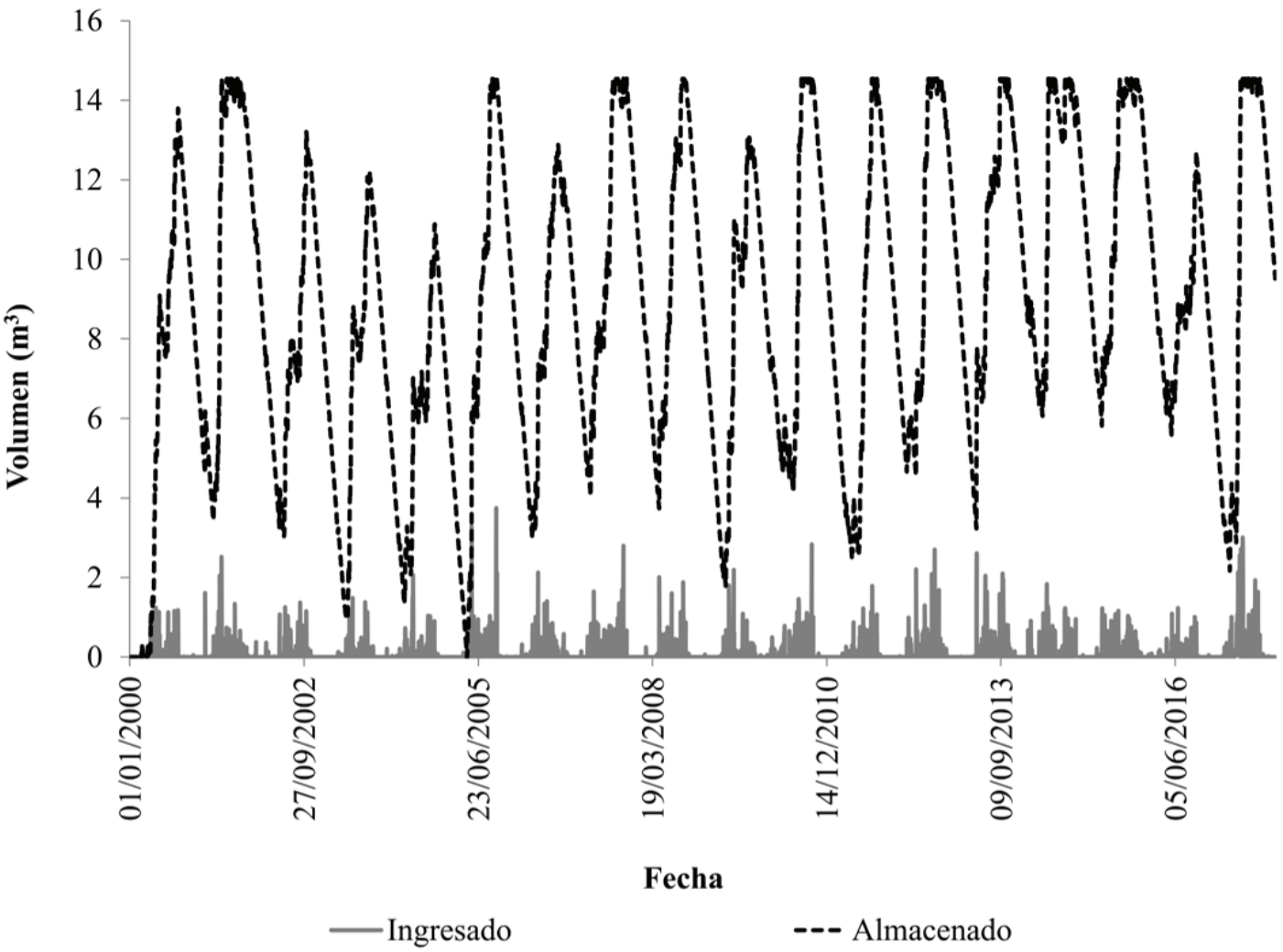


Figura 3. Simulación de balance de agua para la estación 20079 de Oaxaca de Juárez, Oaxaca, México, bajo las siguientes condiciones: V_{opt} = 14.6 m^3, A = 40 m^2, U =6 habitantes, D = 10 litros por persona al día.

Los resultados de las estimaciones de los parámetros de las regresiones potenciales realizadas a cada estación, así como el correspondiente coeficiente de determinación estimado, se muestran en

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

la Tabla 1. Debido a que los coeficientes de determinación son mayores a 0.9, se consideró que los ajustes son adecuados.

Tabla 1. Estimación de los parámetros *a* y *b* de funciones potenciales de la forma $\frac{V}{A} = a\left(\frac{UD}{A}\right)^b$ y coeficiente de determinación R^2.

Clave de la estación	*a*	*b*	R^2
27	0.381	2.5057	0.9938
37	0.0987	3.4702	0.9749
41	0.1243	3.1012	0.9951
75	0.1858	2.2008	0.9978
7182	0.0175	3.5116	0.9917
7376	0.0242	3.7748	0.9921
12061	0.1305	1.8727	0.9987
12226	0.1016	2.502	0.9983
20004	0.0235	5.2564	0.9993
20007	0.0686	2.7827	0.994
20014	0.0854	1.4408	0.9994
20017	0.0329	2.5523	0.9973
20020	0.132	2.3897	0.9978
20025	0.4944	2.1587	0.9931
20027	0.0762	3.5093	0.9954
20029	0.0418	1.7115	0.9993
20032	0.3551	2.7472	0.9991
20034	0.2045	3.5978	0.9942
20039	0.077	3.9371	0.9951

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

Clave de la estación	*a*	*b*	R^2
20040	0.1583	2.3495	0.9969
20041	0.0635	3.2936	0.9732
20042	0.0714	1.6069	0.9839
20043	0.247	2.7663	0.9981
20044	0.0632	4.2263	0.9758
20048	0.0468	1.483	0.9984
20070	0.1336	5.5173	0.9885
20073	0.1953	3.7884	0.9776
20079	0.0676	4.1822	0.9943
20082	0.1141	2.5575	0.9899
20084	0.1334	1.4303	0.9641
20096	0.4604	3.1929	0.9949
20117	0.1575	2.379	0.9988
20120	0.0102	4.5805	0.9701
20151	0.048	5.6034	0.9595
20152	0.1473	1.2556	0.9991
20153	0.0058	3.5252	0.9634
20162	0.333	2.422	0.9955
20174	0.0698	1.5044	0.9991
20189	0.0543	1.7665	0.9981
20209	0.1499	2.9328	0.9958
20256	0.0887	2.4524	0.9973
20277	0.4155	2.1836	0.9988
20292	0.0762	2.6345	0.991
20294	0.132	1.3557	0.9878

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Clave de la estación	*a*	*b*	R^2
20303	0.1787	2.0998	0.9971
20308	0.0296	3.6156	0.9918
20319	0.0768	3.1881	0.9913
20326	0.0818	2.7469	0.9943
20350	0.0551	2.7715	0.9981
20354	0.1883	2.144	0.9982
20367	0.0607	4.425	0.9798
20374	0.108	1.3382	0.9986
20379	0.108	3.3796	0.9966
20382	0.2479	2.9257	0.997
20387	0.0468	1.76	0.9979
20506	0.1097	1.4014	0.9989
30025	0.0179	2.9855	0.9702
30081	0.122	1.396	0.9961
30131	0.0888	1.5638	0.9977
30224	0.0934	1.5459	0.9982

A partir de los polígonos de Thiessen obtenidos para las estaciones que se muestran en la Tabla 1, se delimitaron 11 regiones pluviométricas homogéneas que incluyen las estaciones cuyas curvas potenciales ajustadas son similares, como se aprecia en la Figura 4. El número de estaciones por región oscila entre 3 y 9 (Figura 5). Las regiones 3, 4 y 6 son las que tienen menor cantidad de estaciones; mientras que la región 10 tiene la mayor cantidad.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

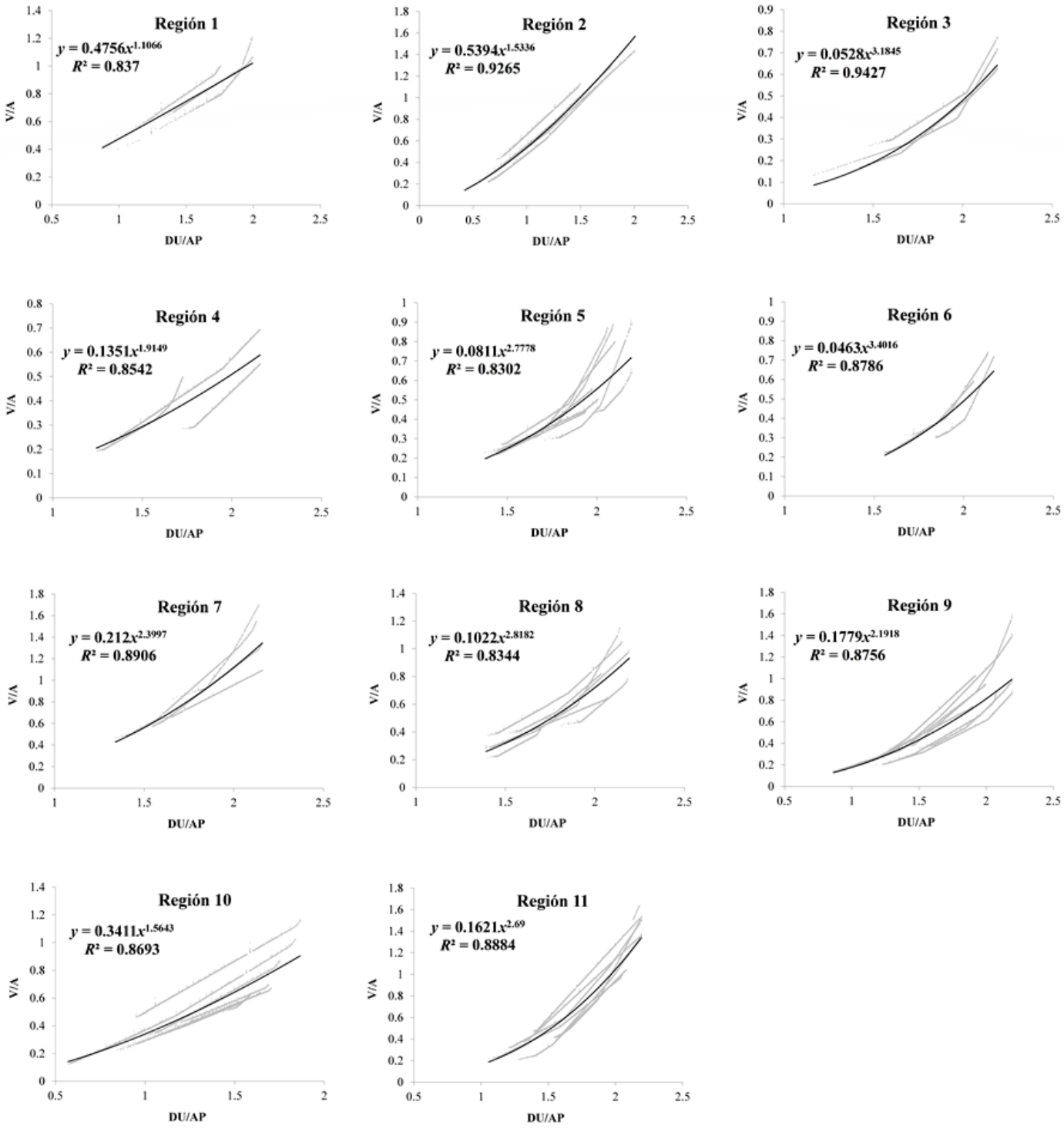


Figura 4. Curvas de las funciones potenciales ajustadas clasificadas por región de acuerdo con su forma.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

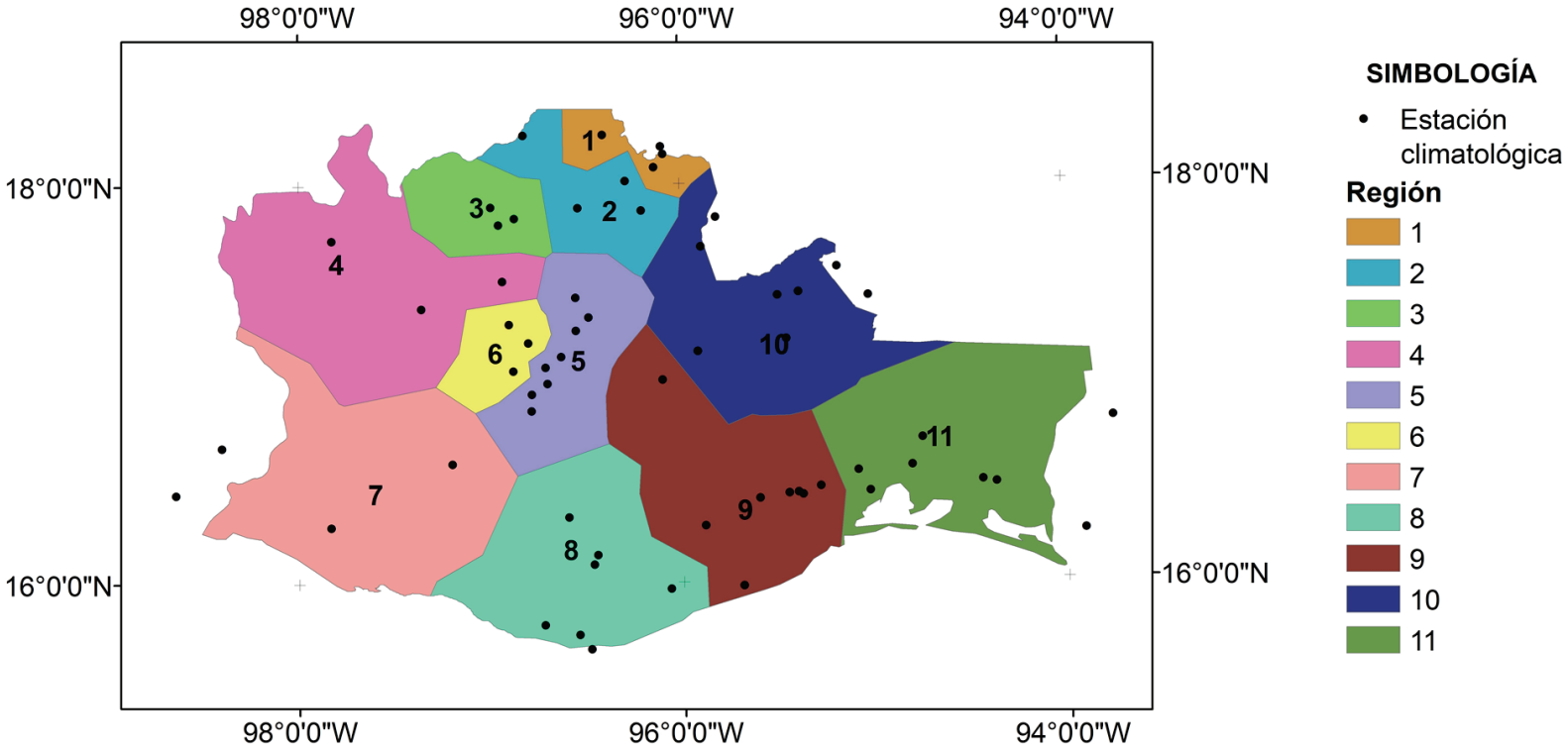


Figura 5. Distribución espacial de las regiones pluviométricas homogéneas.

En hidrología es común utilizar la técnica de regresión lineal múltiple para construir ecuaciones empíricas que permitan estimar variables en función de predictores que pueden ser directamente cuantificados. Por ejemplo, Campos-Aranda (2016) obtuvo ecuaciones empíricas para estimar el gasto máximo medio anual en función de parámetros geomorfológicos de cuencas y Fernandes *et al*. (2024) calibraron ecuaciones para estimar la precipitación media anual a partir de variables geoespaciales.

En esta investigación, con la técnica de regresión lineal múltiple se generaron ecuaciones regionales para estimar la capacidad de tanques de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

almacenamiento agua de lluvia en función de la precipitación media anual, la demanda de agua y el área de captación. Los datos obtenidos de las simulaciones, junto con la precipitación media anual de las estaciones, fueron utilizados en las regresiones. Como variable dependiente se consideró al volumen activo (V) y como variables predictoras a la precipitación media anual (P), el área de captación (A), el número de usuarios (U) y la dotación de agua (D). La Tabla 2 contiene las estimaciones de los parámetros de las ecuaciones regionales, así como el correspondiente coeficiente de determinación para cada región. Se observa que el área y la precipitación son inversamente proporcionales al volumen activo, lo cual implica que, a mayores superficies de captación y precipitación media, el volumen será menor. Lo anterior es consistente con los resultados obtenidos por otros investigadores como Shadeed y Alawna (2021), quienes encontraron que el tamaño del tanque requerido para almacenar agua de lluvia para uso doméstico en Palestina es inversamente proporcional a la superficie de los techos; mientras que Londra *et al*. (2022) determinaron que los volúmenes de tanques más pequeños para satisfacer las necesidades de riego de cultivos de tomate en Grecia se tienen en zonas con alta precipitación anual y un periodo seco moderado. Por otro lado, los coeficientes de determinación obtenidos son mayores a 0.9, esto significa que 90 % de la variación de los datos se puede explicar por las variables predictoras, por lo que se consideró que los ajustes de las ecuaciones regionales son adecuados.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

Tabla 2. Resumen de las regresiones lineales múltiples.

Región	R^2	a	b_1	b_2	b_3	b_4	Ecuación regional estimada
1	0.996	0.257	1.299	1.299	0.304	0.653	$V = 0.2571 \frac{(UD)^{1.299}}{A^{0.304} P^{0.653}}$
2	0.962	0.487	1.722	1.719	0.741	1.583	$V = 0.4874 \frac{U^{1.722} D^{1.719}}{A^{0.741} P^{1.583}}$
3	0.994	0.070	3.139	3.134	2.151	2.862	$V = 0.0698 \frac{U^{3.139} D^{3.134}}{A^{2.151} P^{2.862}}$
4	0.985	0.196	1.888	1.888	0.890	0.375	$V = 0.1957 \frac{(UD)^{1.888}}{A^{0.890} P^{0.375}}$
5	0.978	0.097	2.756	2.755	1.758	1.916	$V = 0.0966 \frac{U^{2.756} D^{2.755}}{A^{1.758} P^{1.916}}$
6	0.976	0.046	3.416	3.415	2.419	3.448	$V = 0.0462 \frac{U^{3.416} D^{3.415}}{A^{2.419} P^{3.448}}$
7	0.988	0.192	2.367	2.366	1.368	2.064	$V = 0.1924 \frac{U^{2.367} D^{2.366}}{A^{1.368} P^{2.064}}$
8	0.978	0.124	2.484	2.484	1.483	1.885	$V = 0.1238 \frac{(UD)^{2.484}}{A^{1.483} P^{1.885}}$
9	0.939	0.204	2.121	2.121	1.122	1.737	$V = 0.2042 \frac{(UD)^{2.121}}{A^{1.122} P^{1.737}}$
10	0.986	0.162	1.782	1.779	0.790	1.004	$V = 0.1622 \frac{U^{1.782} D^{1.779}}{A^{0.790} P^{1.004}}$
11	0.956	0.157	2.675	2.675	1.675	2.362	$V = 0.1570 \frac{(UD)^{2.675}}{A^{1.675} P^{2.362}}$

Es importante resaltar que la ubicación de las regiones pluviométricas delimitadas está directamente relacionada con la distribución espacial de la lluvia, de tal manera que las regiones 1, 2 y 10, ubicadas al noreste del estado, pertenecen a la zona donde los valores de lluvia media anual oscilan entre 2 000 y 3 000 mm. Mientras que las regiones 3, 4, 5, 6 y 9, ubicadas al oeste y centro del estado,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

corresponden a zonas con menos de 800 mm de lluvia. De igual manera, las regiones 7 y 8 tienen casi la misma extensión que la zona suroeste, donde la lluvia media anual varía entre 1 600 y 2 200 mm. Por tal razón, es de esperarse que al estimar el volumen de un tanque en una localidad ubicada en la región 2, donde llueve más, este sea menor al estimado para una localidad ubicada en la región 5. Por ejemplo, para viviendas ubicadas en el municipio de San Lucas Ojitlán (región 2), se estimó que la capacidad del tanque requerida para suministrar 60 litros de agua al día (D = 10 l y U = 6 personas) con al menos una superficie de 20 m^2 es de 8 m^3; mientras que para el municipio de Oaxaca de Juárez (región 5), para la misma demanda y con superficie de captación de 40 m^2, la capacidad necesaria del tanque es de 15.2 m^3 (obtenida con la ecuación de la Tabla 2). A pesar de que esta última superficie de captación es el doble de la primera, el volumen del tanque fue notablemente superior para Oaxaca de Juárez. Lo anterior permite mostrar que la magnitud de la lluvia influye en gran medida en la capacidad del tanque de almacenamiento y que no es posible estandarizar las características de los SCALL. Cada sistema se debe diseñar de acuerdo con las características propias de la vivienda y la demanda de agua que se pretende suministrar.

Conclusiones

Mediante la técnica de regresión lineal múltiple se obtuvieron 11 ecuaciones regionales que permiten estimar la capacidad de tanques para almacenar agua de lluvia en función de variables fácilmente cuantificables. Los coeficientes de correlación obtenidos son mayores a 0.9, lo cual indica que los modelos se ajustaron bien a los datos. La

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

ubicación de las regiones delimitadas está directamente relacionada con la distribución espacial de la lluvia, de tal manera que para las regiones donde llueve más, el volumen de los tanques destinados a almacenar agua de lluvia será menor en comparación con los tanques de localidades ubicadas dentro de las regiones donde llueve menos. Lo anterior permite mostrar que la magnitud de la lluvia influye de forma considerable en la capacidad de los tanques de almacenamiento; no obstante, para el adecuado dimensionamiento es necesario considerar también la demanda de agua y la superficie de captación de los techos. Estas ecuaciones serán una herramienta que facilite la toma de decisiones durante el diseño de un sistema de captación de agua de lluvia, sobre todo para las personas que no cuentan con conocimientos especializados en hidrología.

Financiamiento

La investigación procede de un proyecto de investigación interno financiado por la Universidad Tecnológica de la Mixteca.

Declaración de conflicto de interés

Lo autores declaran que no existe conflicto de interés.

Declaración de uso de IA

No se utilizaron herramientas de IA.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 244-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-05

Referencias

Abdulla, F. (2019). Rainwater harvesting in Jordan: Potential water saving, optimal tank sizing and economic analysis. *Urban Water Journal*, *17*(5), 446-456. https://doi.org/10.1080/1573062X.2019.1648530

Álvarez-Olguín, G., Cisneros-Cisneros, C., Sustaita-Rivera, F., Morales-Luis, R., & Herrera-Arellano, I. (2022). Dimensionamiento óptimo de tanques de sistemas de captación de agua de lluvia para uso doméstico. *Tecnología y ciencias del agua*, *13*(6), 166-208. https://doi.org/10.24850/j-tyca-13-06-04

Basinger, M., Montalto, F., & Lall, U. (2010). A rainwater harvesting system reliability model based on nonparametric stochastic rainfall generator. *Journal of Hydrology*, *392*(3-4), 105-118. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.039

Campisano, A., & Modica, C. (2012). Optimal sizing of storage tanks for domestic rainwater harvesting in Sicily. *Resources, Conservation and Recycling*, *63*, 9-16. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.03.007

Campos, A. D. (1984). *Procesos del ciclo hidrológico*. Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

Campos-Aranda, D. F. (2016). Una aplicación hidrológica de la regresión lineal múltiple ponderada. *Tecnología y ciencias del agua*, *7*(4), 161-173. https://revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/1266

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Fernandes, A., de Alcântara, H., de Farias, C., & Filho, S. (2024). Estimation of average annual precipitation considering spatio-temporal variability through the use of multiple linear regression in the state of Paraíba. *Revista de Gestão Social e Ambiental*, *18*(4), 1-11. https://doi.org/10.24857/rgsa.v18n4-011

Fewkes, A., & Butler, D. (2000). Simulating the performance of rainwater collection and reuse systems using behavioural models. *Building Services Engineering Research & Technology*, *21*(2), 99-106. https://doi.org/10.1177/014362440002100204

Fonseca, C. R., Hidalgo, V., Díaz-Delgado, C., Vilchis-Francés, A., & Gallego, I. (2017). Design of optimal tank size for rainwater harvesting systems through use of a web application and geo-referenced rainfall patterns. *Journal of Cleaner Production*, *145*, 323-335. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.057

Ghisi, E., & Ferreira, D. (2007). Potential for potable water savings by using rainwater and greywater in a multi-storey residential building in southern Brazil. *Building and Environment*, *42*(7), 2512-2522. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.07.019

Grubbs, F., & Beck, G. (1972). Extension of sample sizes and percentage points for significance tests of outlying observations. *Technometrics*, *14*(4), 847-854. https://doi.org/10.2307/1267134

Guo, Y., & Baetz, B. (2007). Sizing of rainwater storage units for green building applications. *Journal of Hydrologic Engineering*, *12*(2), 197-205. https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(2007)12:2(197)

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Imteaz, M. A., Shanableh, A., Rahman, A., & Ahsan, A. (2011). Optimisation of rainwater tank design from large roofs: A case study in Melbourne, Australia. *Resources, Conservation and Recycling*, *55*(11), 1022-1029. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.05.013

Khastagir, A., & Jayasuriya, N. (2010). Optimal sizing of rain water tanks for domestic water conservation. *Journal of Hydrology*, *381*(3-4), 181-188. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.11.040

Kim, H., Han, M., & Lee, J. Y. (2012). The application of an analytical probabilistic model for estimating the rainfall–runoff reductions achieved using a rainwater harvesting system. *Science of the Total Environment*, *424*, 213-218. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.021

Londra, P., Gkolfinopoulou, P., Mponou, A., & Theocharis, A. (2022). Effect of rainfall regime on rainwater harvesting tank sizing. *Hydrology*, *9*(7), 122. https://doi.org/10.3390/hydrology9070122

Londra, P., Theocharis, A., Baltas, E., & Tsihrintzis, V. (2015). Optimal sizing of rainwater harvesting tanks for domestic use in Greece. *Water Resources Management*, *29*(12), 4357-4377. https://doi.org/10.1007/s11269-015-1064-1

Palla, A., Gnecco, I., Lanza, L., & La Barbera, P. (2012). Performance analysis of domestic rainwater harvesting systems under various European climate zones. *Resources, Conservation and Recycling*, *62*, 71-80. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.02.006

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Sample, D. J., & Liu, J. (2014). Optimizing rainwater harvesting systems for the dual purposes of water supply and runoff capture. *Journal of Cleaner Production*, *75*, 174-194. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.075

Shadeed, S., & Alawna, S. (2021). Optimal sizing of rooftop rainwater harvesting tanks for sustainable domestic water use in the West Bank, Palestine. *Water*, *13*(4), 573. https://doi.org/10.3390/w13040573

Shapiro, S., & Wilk, M. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, *52*(3/4), 591-611. https://doi.org/10.2307/2333709

Shepard, D. (1968). A two-dimensional interpolation function for irregularly-spaced data. *ACM '68: Proceedings of the 1968 23rd ACM National Conference* (pp. 517-524). https://doi.org/10.1145/800186.8106

Tsihrintzis, V., & Baltas, E. (2013). *Sizing of rainwater harvesting tank for in-house water supply*. 13th International Conference on Environmental Science and Technology, Athens, Greece (pp. 5-7).

Vieritz, A., Neumann, L., & Cook, S. (2015). Rainwater tank modelling. In: Sharma, A., Begbie, D., & Gardner, T. *Rainwater tank systems for urban water supply* (pp. 19-46). IWA Publishing. https://doi.org/10.2166/9781780405360

Villarreal, E., & Dixon, A. (2005). Analysis of a rainwater collection system for domestic water supply in Ringdansen, Norrköping, Sweden. *Building and Environment*, *40*(9), 1174-1184. https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2004.10.018

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

Articles

Methodological projection of droughts in Bravo-Conchos, Mexico, using combined techniques

Proyección metodológica de sequías en Bravo-Conchos, México, con técnicas combinadas

Yaridalia Ramírez-Abundis[1], ORCID: https://orcid.org/0009-0009-0021-5929

Maritza Liliana Arganis-Juárez[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-1429-1243

Ramón Domínguez-Mora[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-2321-6408

[1]Universidad Nacional Autónoma de México-School of Engineering-College of Engineering, Mexico City, Mexico, yaridalia@gmail.com

[2]Universidad Nacional Autónoma de México-School of Engineering-College of Engineering, Mexico City, Mexico, marganisJ@iingen.unam.mx

[3]Universidad Nacional Autónoma de México-School of Engineering-College of Engineering, Mexico City, Mexico, rdominguezm@iingen.unam.mx

Corresponding author: Yaridalia Ramírez-Abundis, yaridalia@gmail.com

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Abstract

Water scarcity is a critical issue exacerbated by population growth, climate change, and increasing water demand. The Bravo-Conchos hydrological region, located along the U.S.-Mexico border, faces severe drought conditions that threaten water availability and economic stability. This research applied a hybrid approach, combining the Svanidze method for synthetic data generation with traditional drought analysis to project future drought scenarios. The methodology includes assessing water stress using the Falkenmark Index, analyzing climate projections with CMIP5 models, and characterizing multiyear droughts. Results indicate a projected decrease in precipitation and rising temperatures, intensifying drought frequency and severity. The region should adapt to an average precipitation of approximately 243.35 mm, which is 78.82 % of the historical mean precipitation, considering future droughts and climate fluctuations. Findings highlight the urgent need for adaptive water management policies, cross-border cooperation, and infrastructure improvements to mitigate climate change impacts. This research also provides accessible and cost-effective tools for decision-making, supporting public policies and sustainable water resource management in data-scarce regions.

Keywords: drought, arid zones, water resources management, water balance, Svanidze method, Falkenmark index, CMIP5 models, water supply, river basins, mathematical models, climate change, bilateral relations, transboundary waters, Mexico.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Resumen

La escasez de agua es un problema crítico, agravado por el crecimiento poblacional, el cambio climático y la creciente demanda de agua. La región hidrológica Bravo-Conchos, ubicada a lo largo de la frontera entre EUA y México, enfrenta severas condiciones de sequía que amenazan la disponibilidad de agua y la estabilidad económica. En esta investigación se aplicó un enfoque híbrido, que combinó el método Svanidze para la generación de datos sintéticos y el análisis tradicional de sequías para proyectar escenarios futuros de esta situación meteorológica. La metodología incluye la evaluación del estrés hídrico mediante el índice Falkenmark, el análisis de proyecciones climáticas con modelos CMIP5 y la caracterización de sequías plurianuales. Los resultados indican una disminución proyectada de la precipitación y un aumento de las temperaturas, lo que intensifica la frecuencia y severidad de las sequías. Se encontró que la región debe adaptarse a una precipitación promedio de aproximadamente 243.35 mm, lo que representa el 78.82 % de la precipitación media histórica, considerando futuras sequías y fluctuaciones climáticas. Los hallazgos resaltan la urgente necesidad de políticas adaptativas de gestión del agua, cooperación transfronteriza y mejoras de infraestructura para mitigar los impactos del cambio climático. Esta investigación también proporciona herramientas de fácil acceso para la toma de decisiones, apoyando las políticas públicas y la gestión sostenible de los recursos hídricos en regiones con escasez de datos.

Palabras clave: sequía, zona árida, gestión de los recursos hídricos, equilibrio hídrico, método Svanidze, índice de Falkenmark, modelos CMIP5, abastecimiento de agua, cuenca fluvial, modelo matemático, cambio climático, relaciones bilaterales, aguas transfronterizas, México.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Received: 21/04/2025

Accepted: 09/12/2025

Available ahead of print: 03/02/2026

Version of record: 01/09/2026

Introduction

Owing to population growth and the expansion of the agricultural, energy, and industrial sectors, water demand has increased tenfold, leading to water shortages in many parts of the world almost every year. Other factors; such as climate change and water supply pollution, further exacerbated water scarcity (Mishra & Singh, 2010). The environmental impact of droughts is evident, however, but their surprisingly high economic costs are often overlooked. Between 1980 and 2003, droughts (and associated heatwaves) accounted for 10 out of 58 climate-related disasters in the United States, each costing over a billion dollars (Cook *et al*., 2007).

Recent droughts have been influenced by the tropical Atlantic Sea surface temperatures and Asian monsoons. Additionally, recent warming has increased atmospheric moisture demand and likely altered atmospheric circulation patterns, both of which contribute to drought conditions. Climate models project increasing aridity in the 21st century across most of Africa, the southern Europe, the Middle East, the Americas, Australia, and Southeast Asia. While the United States has avoided prolonged droughts over the past 50 years due to natural climate variations, persistent droughts could emerge in the next 20 to 50 years.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Future drought predictions will depend on the ability of climate models to accurately forecast sea surface temperatures (Dai, 2011).

Following the Paris Agreement, countries committed to "keeping the global average temperature increase well below 2 °C above pre-industrial levels and pursuing efforts to limit the increase to 1.5 °C", recognizing that this would significantly reduce climate change risks and impacts. The assessment of 1.5 and 2 °C warming should not rely solely on direct model outputs but also on the scientific understanding of physically plausible climate responses to anthropogenic warming. Existing research suggests that rising global temperatures are likely to be associated with changes in circulation systems, nonlinear mechanisms, and possible disruptions in the climate system, which could lead to complex local changes. Therefore, more local research is needed to analyze climate change mechanisms in different regions (James *et al*., 2017).

Since droughts have been identified as a consequence of climate change, monitoring and predicting them is crucial for assessing risks and making timely decisions to mitigate their negative effects. Early drought warnings, including information on intensity, duration, and spatial extent, are essential for developing proactive strategies to manage drought impacts. Given the increasing frequency, intensity, and duration of dry periods worldwide, it is important to develop forecasting tools to anticipate future hydrological conditions (Villazón-Bustillos *et al*., 2015).

Droughts with similar characteristics (e.g., magnitude and duration) can spread differently across regions depending on basin characteristics, leading to varying socioeconomic impacts. Improving our understanding of drought propagation mechanisms and their climatic, hydrological, and social controls can help water resource managers design more effective

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

drought mitigation strategies for their respective regions (Apurv *et al*., 2017).

Recent studies have used advanced deep learning models, such as convolutional neural networks and transformers, to integrate temporal and spatial climate data, improving short-term drought prediction accuracy (up to 12 months) (Marusov *et al*., 2024). However, these studies are limited to short-term forecasts and do not provide a comprehensive outlook on future drought evolution, particularly when considering climate change projections.

The generation of synthetic time series is crucial in hydrology for extending historical records and enhancing the accuracy of models predicting extreme events such as floods and droughts.

Autoregressive Moving Average (ARMA) and Autoregressive Integrated Moving Average (ARIMA) models are widely used in hydrology for generating synthetic time series that extend beyond historical records. These models are particularly valued for their ability to capture the autocorrelation structure of hydrological data, making them suitable for modeling and forecasting various hydrological processes. The primary advantage of ARMA and ARIMA models lies in their simplicity and effectiveness in handling stationary time series, where the mean and variance are constant over time (Ledolter, 1976). ARIMA models are adept at transforming non-stationary series into stationary ones by differencing, thus enabling more accurate predictions (Wang *et al*., 2014). However, these models also have notable limitations. They require a large amount of historical data to build reliable models, and their performance can degrade with increasing forecast horizons due to the accumulation of prediction errors (Liu *et al*., 2024). Additionally, ARIMA models may struggle with capturing complex nonlinear relationships and multiple

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

seasonalities present in hydrological data, which can limit their applicability in certain contexts (Chetverikov *et al*., 2021). Despite these challenges, ARMA and ARIMA models remain valuable tools in hydrological modeling, particularly for short-term forecasts and scenarios where computational simplicity is desired.

Among the more advanced methods for generating synthetic time series are GANs and long memory models. Dodig *et al*. (2024) propose a framework for predicting water quality time series using synthetic data generated by GANs and deep learning models, improving prediction accuracy. This approach captures nonlinear dynamics and complex interdependencies in hydrological data, offering greater precision in forecasts.

Nguyen and Chen (2022) developed a stochastic rainfall generator to create continuous rainfall time series with high temporal resolution, using Monte Carlo simulation and modified Huff curves, applied in the Yilan River basin in Taiwan. This method generates synthetic data that preserve the statistical characteristics of observed time series, essential for accurate hydrological modeling.

Karimanzira (2024) utilizes GANs to generate synthetic extreme flood events, enhancing the accuracy of probabilistic forecasting models by incorporating hydrological principles into the GAN model. This approach allows for better representation of extreme events, crucial for risk management and mitigation planning.

The Svanidze method, also known as the fragment method, is highly valued for its simplicity and effectiveness. This method allows for the creation of synthetic records of periodic time series that are longer than the historical record, preserving essential statistical characteristics such

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

as mean, standard deviation, and skewness (Svanidze, 1980). One of the main advantages of the Svanidze method is its ability to maintain the correlation structure and higher-order properties of the original series, which is crucial for hydrological applications such as modeling extreme flood and drought events (Svanidze, 1980). Additionally, its implementation is relatively straightforward compared to more complex methods such as Generative Adversarial Networks (GANs) or long memory models, facilitating its use in preliminary studies or situations with limited computational resources (Dodig *et al*., 2024).

However, a notable disadvantage of the Svanidze method is its potential inability to adequately capture the nonlinear dynamics present in hydrological time series, which could limit its accuracy in certain contexts (Svanidze, 1980) In comparison, methods such as GANs offer greater capacity to model these complexities, albeit at the cost of increased complexity and computational requirements (Dodig *et al*., 2024). In summary, the Svanidze method is a valuable tool for its balance between simplicity and accuracy, making it particularly useful in studies requiring rapid and efficient generation of synthetic series.

The objective of this study is to assess the impacts of climate change on the frequency, duration, and intensity of droughts in the Bravo-Conchos Hydrological Region, Mexico. To achieve this, a hybrid approach is applied that combines the generation of synthetic precipitation series using the Svanidze method with traditional drought analysis techniques. The study integrates climate projections under RCP 4.5 and RCP 8.5 scenarios, along with water stress estimation via the Falkenmark Index, to produce technical information that supports the design of adaptive public policies and water management strategies. This methodology aims to provide accessible, cost-effective, and reliable tools to support

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

decision-making in water resource management and public policy design, ensuring preparedness for current and future climate challenges.

In regions like northern Mexico, characterized by mountainous terrain and limited meteorological infrastructure, the lack of historical data prevents the application of sophisticated methods like deep neural networks. In this context, the Svanidze method (Svanidze, 1980; Arganis *et al*, 2023) has been chosen for its simplicity, low computational cost, and ability to produce interpretable results. These features make it a valuable tool in data-scarce environments.

For this study, the Svanidze method is particularly suitable as it generates synthetic time series based on historical patterns, which are then used in meteorological drought analysis to project future events. This approach is not only effective and cost-efficient but also facilitates decision-making in public policy implementation without requiring complex computational systems. The proposed hybrid approach combines synthetic data generation via the Svanidze method with traditional meteorological drought analysis methods, yielding more robust and reliable projections.

This methodology lays the foundation for developing predictive systems that support water resource management in vulnerable regions. Furthermore, this approach is accessible, fast, and useful for generating future climate information without relying on advanced technological tools. It is recommended to extend this method to incorporate additional climate variables, such as temperature and humidity, and to explore its application in different regions worldwide, also evaluating climate change impacts on extreme drought recurrence.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

The structure of this study is organized as follows: first, the introduction is presented. This is followed by the methodology section, where the equations and methods utilized are described in detail. Subsequently, the results section is outlined, leading into the discussion, which includes brief suggestions. Finally, the study concludes with a synthesis of the principal findings.

Methodology

This study followed a structured methodology. First, water availability across Mexico was assessed. The analysis was conducted based on hydrological regions, as these provide multiple societal benefits derived from a wide range of ecosystem goods and services. Additionally, working at the regional level recognizes the importance of proper water management in any social development process, considering a region as a set of basins and a management unit integrating environmental, economic, and social aspects (Conagua, 2013a).

The Bravo-Conchos hydrological region (Figure 1) has a diverse economy, with agriculture as a key sector. Crops rely on water from the Conchos River for irrigation. In 2017, Chihuahua accounted for 64.7 % of the region's agricultural production, followed by Tamaulipas, Coahuila, and Nuevo León. Livestock farming is also a significant activity (Hernández-Romero & Patiño-Gómez, 2017).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

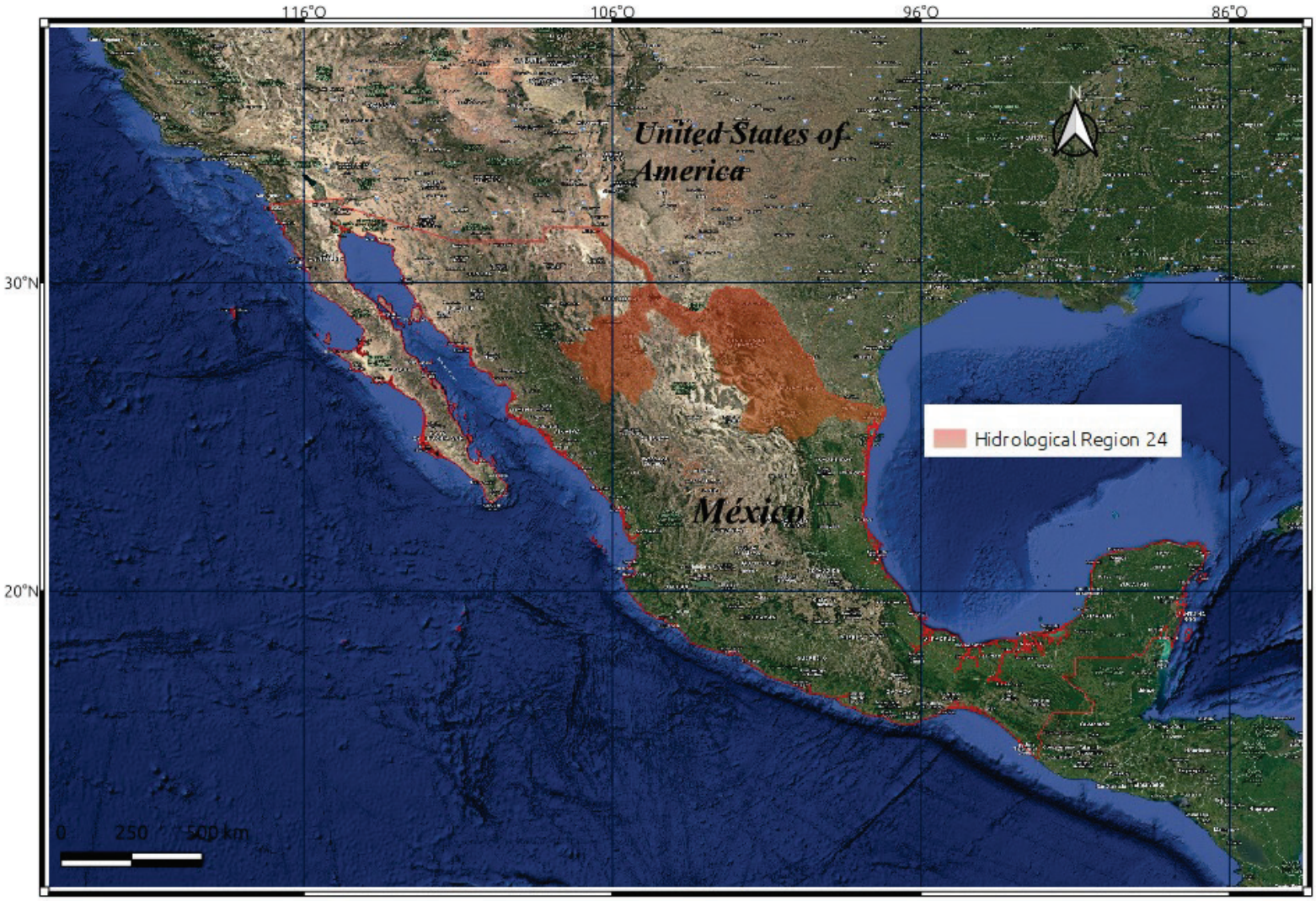


Figure 1. Location of Hydrological Region 24 "Bravo-Conchos".

Additionally, the region has a strong industrial base, particularly in the manufacturing of machinery, transportation equipment, and electronics, with major industrial hubs in Monterrey and Chihuahua. The automotive and steel industries are also prominent in Nuevo León and Coahuila.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

However, water scarcity —exacerbated by climate change and high-water demand under the 1944 U.S.-Mexico Water Treaty— has led to more frequent and intense droughts, impacting water availability for agriculture, industry, and human consumption. This situation threatens regional economic stability, particularly in irrigation-dependent areas (Semarnat, 2021).

Assessment of water availability

Water availability was evaluated using the Falkenmark Index (Equation (1)), also known as the Water Stress Indicator, one of the most common tools for assessing regional water availability. Developed by Swedish hydrologist Malin Falkenmark, this index calculates the amount of renewable freshwater available per person per year in a specific region:

$$Falkenmark\ Index = \frac{Annual\ Renewable\ Water\ Resources\left[\frac{m^3}{year}\right]}{Population\ (people)} \quad (1)$$

For the calculation of the key input "Annual Renewable Water Resources" (ARWR), the annual volume of natural runoff in the Bravo-Conchos Hydrological Region was obtained from official records of the National Water Commission of Mexico (Conagua, 2013b). This value corresponds to the multi-year average of natural runoff, derived from hydrometric station data. The ARWR was then divided by the total population of the region, according to official demographic data from the National Institute of Statistics and Geography (INEGI, 2020), to obtain per capita renewable water availability. This approach ensures that the

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

index reflects both hydrological supply and demographic demand, in line with the methodology proposed by Falkenmark.

This index classifies water availability into the following categories:

- **Water abundance**: More than 1 700 m³/person/year.
- **Water stress**: Between 1 000 and 1 700 m³/person/year. In this range, difficulties in meeting water demand begin to appear, especially during dry periods.
- **Water scarcity**: Less than 1 000 m³/person/year. In this range, available water is insufficient to meet population needs, potentially leading to conflicts and water crises.
- **Extreme water scarcity**: Less than 500 m³/person/year. This critical level is often associated with severe social, economic, and environmental problems.

Once it was determined that the Bravo-Conchos hydrological region (Region 24) is experiencing water stress—covering parts of Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, and Tamaulipas and bordering the United States—the second step was to analyze climate change trends in the region.

Climate change analysis

The climate change study was conducted in 2020 using data from CMIP-5 (Coupled Model Intercomparison Project Phase 5), which can be updated using CMIP-6 to assess possible future climate variations in the region. This was since this work began early in the pandemic.

Projections for temperature and precipitation were obtained for the future periods 2039, 2045-2069, and 2075-2099, using the CNRMCM5, GFDL-CM3, HADGEM2-ES, and MPI-ESM-LR climate models. These

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

models were analyzed under Representative Concentration Pathways (RCPs) 4.5 and 8.5. They were selected based on their strong performance in representing observed regional climate patterns and are commonly used for impact studies in Mexico (Conde & López, 2016).

The projected climate data were compared with the historical average annual rainfall recorded in the region, derived from a study of 150 meteorological stations with 60 years of records. Additionally, population projections for 2050 were incorporated.

To facilitate future public policy planning, the climate change study was conducted using open-access tools, such as QGIS and WorldClim, which provide future climate projections and models in raster format, enabling numerical analysis.

Multi-year drought characterization

The third step involved characterizing multi-year droughts, following approaches used by Escalante-Sandoval and Nuñez-Garcia (2017), by analyzing and describing drought events over several years using the following sequence:

1. **Drought-threshold**: The annual average precipitation at the studied weather station.
2. **Anomaly**: The difference between each year's recorded precipitation and the drought-threshold.
3. **Periodicity**: The number of years between the start of one drought and the next.
4. **Duration**: The consecutive years with negative anomalies.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

5. **Severity**: The sum of all anomalies within a drought period, representing the total rainfall deficit.

6. **Intensity**: The severity divided by the drought duration.

7. **Intensity percentage**: The ratio of intensity to the drought -threshold.

8. **Rainfall available**: The sum of intensity and the drought -threshold.

9. **Exceedance probability and return period**: Calculated using the fitting function for the rainfall series.

The goal of this analysis was to provide interpretable data to facilitate decision-making in critical drought situations.

Synthetic data generation using the Svanidze method

The fourth step involved generating synthetic annual rainfall data up to 2050 using the Svanidze method (Svanidze, 1980). This technique generates synthetic time series, extending historical records of water flow, precipitation volumes, and other hydrological parameters, enabling a more robust analysis of extreme events and climate patterns.

The method preserves the statistical properties of the original series (Arganis *et al*., 2023), such as mean, standard deviation, and cross-correlations, ensuring accuracy in hydrological analysis (Domínguez-Mora *et al*., 2005).

The methodology consists of the following steps:

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

1. **Data selection**: A historical hydrological time series (e.g., river flows or precipitation volumes) is chosen, ideally spanning at least 30 years to capture seasonal variations and extreme events.

2. **Statistical analysis**: Basic statistics such as mean, standard deviation, and autocorrelation are computed to ensure synthetic samples retain the original data's properties.

3. **White noise generation**: A random number generator produces a white noise series with a mean of zero and a standard deviation of one, introducing variability.

4. **White noise filtering**: A low-pass filter is applied to replicate the original series' characteristics, adjusting autocorrelation properties.

5. **Statistical parameter adjustment**: The filtered series is scaled and shifted to match the mean and standard deviation of the original dataset.

6. **Model validation**: The synthetic series is compared with the original series to ensure similarity. If significant discrepancies exist, model parameters are adjusted and reprocessed.

7. **Synthetic sample generation**: Once validated, multiple synthetic samples are generated for further analysis, such as extreme event evaluation or hydraulic infrastructure design.

This methodology enables the generation of synthetic data that faithfully replicates the characteristics of the original time series, making it a valuable tool for hydrological studies and water resource management. By applying the multi-year drought analysis described in the third section to these synthetic series, it is possible to assess the potential impacts of future drought scenarios. Once synthetic drought

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

events are generated using the Svanidze method, their results are compared with historical records to validate their accuracy.

To strengthen the analysis of extreme drought events within the synthetic series, the inverse Gumbel distribution was applied (Equation (2)). This statistical approach enables the estimation of precipitation values associated with specific cumulative probabilities:

$$x = \left[\frac{1}{a}\right] * \left[-\ln\left(\ln\left(\frac{1}{F(x)}\right)\right)\right] + \beta \qquad (2)$$

Where:

x = Estimated precipitation value.

$F(x)$ = Cumulative probability of occurrence.

α = Scale parameter.

β = Location parameter.

This formulation was integrated with the synthetic series generated using the Svanidze method to simulate drought scenarios projected for the year 2050 in the Bravo-Conchos hydrological region. By combining both methods, the study enhances its ability to assess future water scarcity risks under changing climate conditions, supporting long-term planning and resource management strategies.

This study analyzes the increasing frequency and severity of droughts and their impacts on agriculture due to declining water availability. Understanding these trends is crucial for developing mitigation strategies through effective water management policies.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

Groundwater recharge plays a key role in water resource resilience. As a prolonged process dependent on natural recharge conditions, it can significantly extend the recovery time of water resources in regions affected by severe droughts (Soto, 2024). However, the adoption of sustainable water management practices and ecosystem restoration policies can enhance recharge rates, thereby accelerating the recovery of affected communities and ecosystems (FAO, 2025).

Results

The analysis began with the identification of climatological stations in Hydrological Region 24 (Bravo–Conchos). Of the 150 registered stations (CLICOM, 2020), most had fragmented or incomplete data, with short continuous records and long gaps of up to 20 years. Due to these limitations, only 10 stations were selected for detailed analysis based on two criteria: relative data continuity and the presence of non-stationary trends, which may reflect climate variability and change. Missing values were reconstructed using the Inverse Distance Weighting (IDW) method (Shepard, 1968), a common geostatistical technique. Descriptive statistics—mean, standard deviation, maximum, minimum, and range—were calculated for each station (Table 1). These results form the empirical foundation for the drought analysis, which incorporates the Falkenmark Index to assess water stress based on population distribution and regional water availability.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

Table 1. Statistical characteristics of the analyzed precipitation series.

Station	Mean	Standard Deviation	Maximum	Minimum	Range
5003	218.95	144.31	471.00	6.00	465.00
5005	315.86	186.92	889.50	5.50	884.00
5013	225.50	95.01	441.10	62.90	378.20
5016	331.50	139.58	601.00	22.50	578.50
5022	361.39	270.61	1303.80	19.50	1284.30
5030	309.77	146.68	675.40	6.00	669.40
8081	316.85	114.03	526.66	65.50	461.16
8185	335.39	190.63	899.10	66.84	832.26
8254	227.16	113.39	495.50	38.00	457.50
8270	285.30	132.97	552.20	16.30	535.90

The average annual precipitation calculated from 10 stations was 292.77 mm. To verify the official value of mean natural runoff (Annual Renewable Water Resources, ARWR) of 5 590 hm³/year reported by (Conagua, 2021) for Hydrological Region 24, the annual precipitation volume was estimated by multiplying this average by the regional area (229 740 km²), resulting in 67.26 billion m³/year. Applying a runoff coefficient of 0.0831 yielded a runoff volume of 5.59 billion m³/year, which matches the official value and validates its hydrological representativeness. According to the Falkenmark Index, with a population of 14.7 million in 2020, per capita water availability is 380 m³/year, indicating extreme scarcity (<500 m³/person/year). The region is 99.7 % urban, with projected population growth from 10.98 million in 2010 to 19.56 million by 2030, concentrated in metropolitan areas (84 %). In

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

2011, total water demand was 11 881 hm³, with 60 % allocated to consumptive use. Table 2 summarizes the values used and distinguishes between precipitation volume (P×A) as an upper bound and ARWR as the basis for index calculation.

Table 2. ARWR and precipitation volume in Falkenmark Index Evaluation for Water-Stressed Regions.

HR	Area (km²)	Population per HR	Hp (mm/year)	P×A (m³/person/year)	FI (ARWR/person/year)	FI Category (ARWR)
7	6 911	442 304	71.43	1 116	1 116	Stress (1 000–1 700)
20	39 936	2 555 904	81.32	1 271	1 271	Stress (1 000–1 700)
24	229 740	14 700 000	35.6	556	380	Extreme (< 500)

Notes:

P×A = Precipitation (m) × area (m²) ÷ population; represents a theoretical upper bound, not ARWR.

FI (ARWR/person/year) uses official ARWR values: HR 24 = 5 590 000 000 m³/year; for HR 7 and HR 20, reported values match P×A from the source dataset.

FI thresholds: > 1 700 (abundance); 1 000–1 700 (stress); 500-1 000 (scarcity); < 500 (extreme scarcity).

A climate change analysis for the Bravo-Conchos hydrological region, conducted in the present study, revealed significant changes projected for the next 30 years. The baseline climate, calculated from the 1950–2000 period using historical climate records, showed an annual monthly average precipitation of 36 mm, a maximum temperature of 27 °C, and a minimum temperature of 14 °C (Ramírez-Abundis, 2024).

Comparing Representative Concentration Pathways (RCP) 4.5 and 8.5, climate projections for the year 2050 were obtained from four climate models: GFDL-CM3, CNRM-CM5, HADGEM2-ES, and MPI-ESM-LR.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

The GFDL-CM3 model projected the most unfavorable scenario in terms of precipitation. Under RCP 4.5, rainfall is expected to decrease by 6 % compared to the baseline, while under RCP 8.5, the decline is projected to reach 22 %, posing a significant threat to the region's water resources (Table 3).

Table 3. Projected climate variables for 2050 to Bravo-Conchos (Region 24).

Model	RCP 4.5 Rainfall (mm)	RCP 8.5 Rainfall (mm)	RCP 4.5 Tmax (°C)	RCP 8.5 Tmax (°C)	RCP 4.5 Tmin (°C)	RCP 8.5 Tmin (°C)
CNRMCM5	34.99	32.17	29.08	29.78	14.00	14.59
GFDL-CM3	33.53	27.90	30.81	31.88	14.58	15.43
HADGEM2-ES	31.58	34.26	30.27	30.96	14.73	15.57
MPI-ESM-LR	33.24	29.86	29.01	29.98	14.14	15.10

This decrease in precipitation is concerning, especially considering that Mexico must deliver a portion of water to the United States every five years (Conagua, 2021). It is urgent that the government, public and private industry, and the general population recognize the evidence of climate change and act to implement appropriate water management policies and urban planning.

Additionally, an increase in average temperature is projected for the region: a rise of 14 % under RCP 4.5 and an increase of 18 % under RCP 8.5, which would negatively affect evapotranspiration and hinder aquifer recharge, endangering water availability in the region. The minimum temperature would also experience an increase under these scenarios,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

further exacerbating the situation. It is important to highlight that GFDL-CM3 is particularly detailed in its interaction between atmosphere and oceans, which could explain the projected reduction in future rains. In comparison, the CNRM-CM5 model has a stronger focus on the water cycle and aerosols, while the HadGEM2-ES model focuses on large-scale climate dynamics. The MPI-ESM-LR model stands out for its resolution and simulation of complex climatic processes, but with a different focus on the carbon cycle and global temperature changes.

The results for characterizing multi-year droughts, after studying ten climatological stations with rainfall records from 1974 to 2013 and strategically located in hydrological region 24 Bravo-Conchos, show that drought occurs on average every 4.63 years with an average duration of 2.33 years and severity of -155.65 mm, equivalent to an intensity of -68.69 mm/year, amounting to -23.46 % less than its threshold, and whose available deficit sheet would be 224.07 mm with an exceedance probability of 0.55 and a return period of 3.71 years (Figure 2). The obtained values have dispersion compared to expected values, so considering the standard deviation (Escalante-Sandoval & Reyes-Chávez, 2013), the values characterizing drought in the most unfavorable environment in hydrological region 24 Bravo-Conchos would be those where drought occurs on average every 6.31 years with an average duration of 4.07 years and severity of -275.05 mm, equivalent to an intensity of -105.74 mm/year, amounting to -36.12 % less than its drought-threshold, and whose available deficit sheet would be 187.02 mm with an exceedance probability of 0.16 and a return period of 6.07 years, as shown in Table 4.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

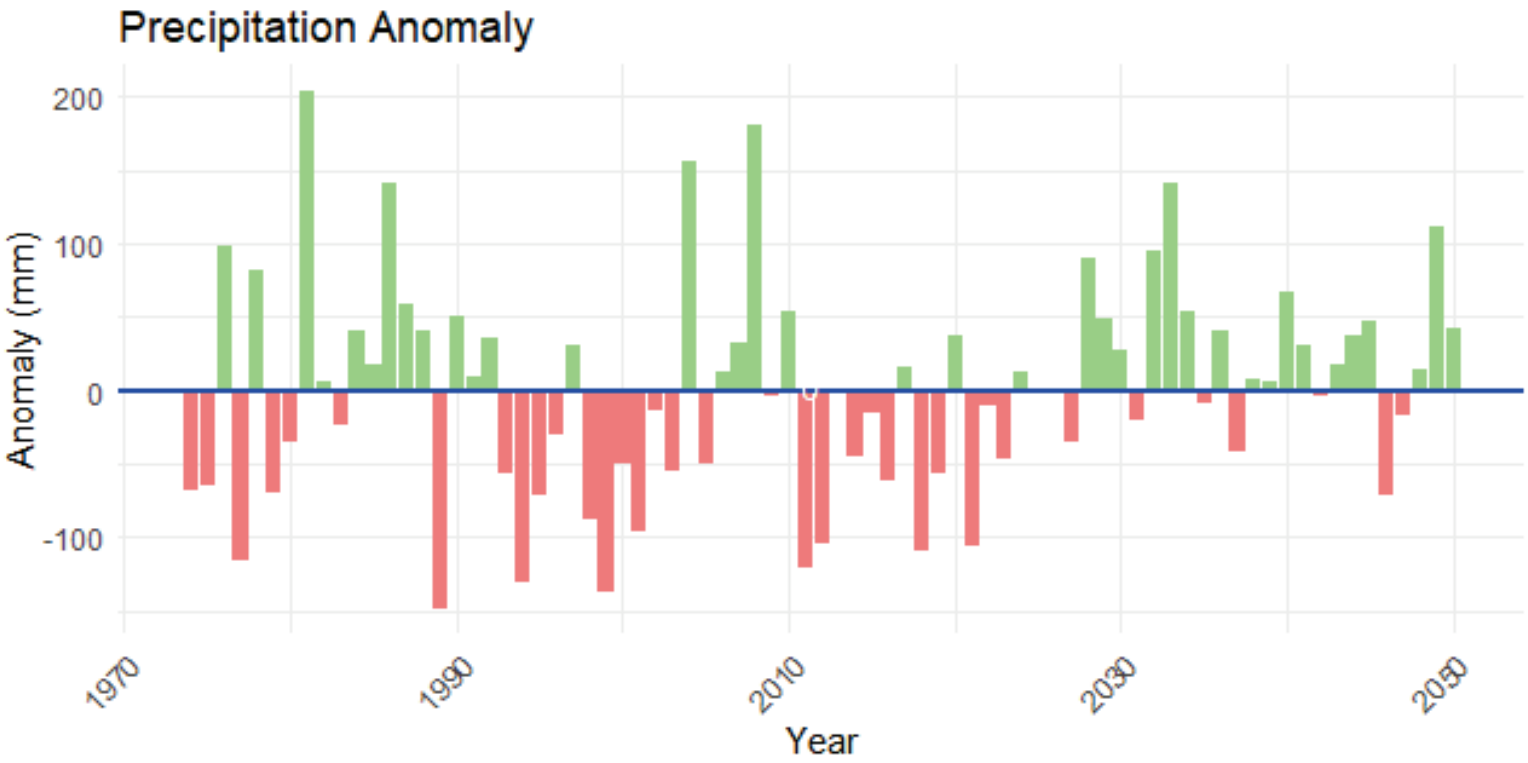


Figure 2. Annual accumulated rainfall of the original series and the synthetic series projected to 2050, showing duration, severity, and possible drought period.

Table 4. Drought frequency and severity estimates for the Bravo-Conchos (Region-24).

Statistic	Mean	Worst-case Scenario
Drought recurrence	5 years	6 years
Average duration	2 years	4 years
Severity (mm)	-155.65	-275.05
Intensity (mm/year)	-68.69	-105.74
Rainfall deficit (%)	-23.46 %	-36.12 %
Available rainfall (mm)	224.07	187.02
Exceedance probability	0.55	0.16
Return period (years)	4	6

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

Based on these findings, it is recommended that regional water management plans consider an adjusted annual rainfall estimate of 187.02 mm rather than the current average of 292.77 mm—equivalent to 63.87 % of the mean annual precipitation.

Using the Svanidze method, synthetic rainfall projections for the Bravo-Conchos Hydrological Region, as shown in Table 5, indicate an expected annual accumulated rainfall of 308.72 mm over the next 25 years — a 5 % increase compared to the historical average. The trend is to remain the same, as shown in Figure 3.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

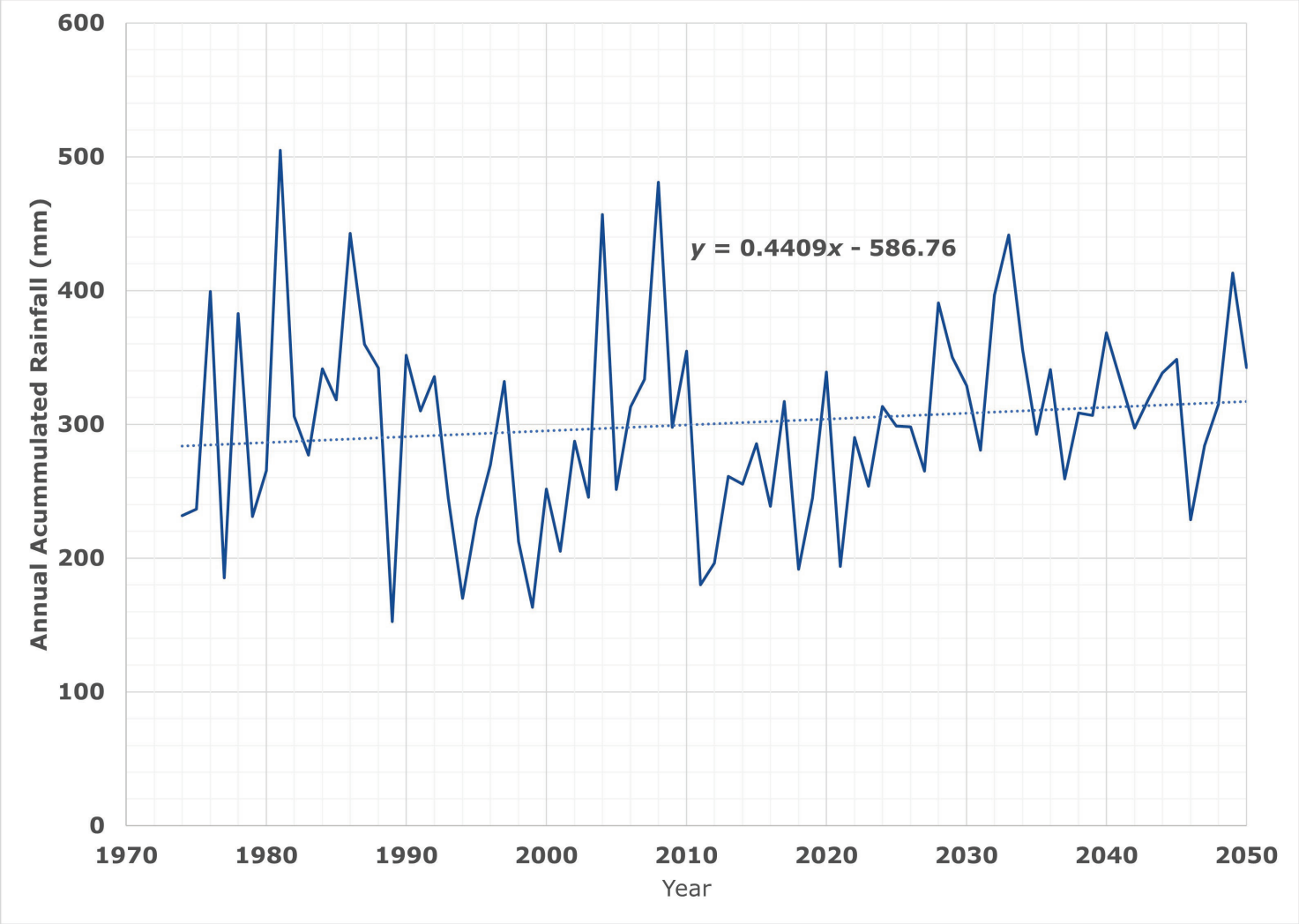


Figure 3. Trend of recorded annual accumulated rainfall with annual accumulated rainfall predicted using the Svanidze method.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

Table 5. Projected synthetic annual rainfall using the Svanidze method (2014-2050).

Year	Rainfall (mm)
2014	255.35
2015	285.43
2016	238.82
2017	316.91
2018	191.72
2019	244.84
2020	338.90
2021	193.90
2022	290.13
2023	253.73
2024	313.37
2025	298.68
2026	297.9
2027	264.95
2028	390.78
2029	349.92
2030	328.84
2031	280.75
2032	396.53
2033	441.48
2034	355.47
2035	292.63
2036	340.99

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

Year	Rainfall (mm)
2037	259.10
2038	308.32
2039	306.55
2040	368.35
2041	331.88
2042	297.15
2043	318.94
2044	338.38
2045	348.62
2046	228.60
2047	284.10
2048	314.79
2049	413.02
2050	342.52

By applying the study of droughts to the synthetic series, it was found that on average, in the hydrological region 24 Bravo-Conchos, a drought would occur every 3.67 years with an average duration of 2.11 years and a severity of -88.1 mm, equivalent to an intensity of -38.77 mm/year. This amount represents -12.56 % less than its threshold, and the available deficit sheet would be 269.95 mm, with an exceedance probability of 0.55 and a return period of 3.55 years.

The obtained values have dispersion compared to expected values, so considering the standard deviation (Escalante-Sandoval & Reyes-Chávez, 2013), the values characterizing drought in the most unfavorable

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

environment in the hydrological region 24 Bravo-Conchos for the coming years would be those where drought occurs on average every 4.78 years with an average duration of 3.04 years and a severity of -157.79 mm, equivalent to an intensity of -65.37 mm/year. This amount represents -21.17 % less than its threshold, and the available deficit sheet would be 243.35 mm, with an exceedance probability of 0.22 and a return period of 4.55 years as shown in Table 6.

Table 6. Projected drought characteristics using synthetic data.

Statistic	Mean	Worst-case scenario
Drought recurrence	4 years	5 years
Average duration	2 years	3 years
Severity (mm)	-88.1	-157.79
Intensity (mm/year)	-38.77	-65.37
Rainfall deficit (%)	-12.56 %	-21.17 %
Available rainfall (mm)	269.95	243.35
Exceedance probability	0.55	0.22
Return period (years)	4 years	5 years

For regional planning purposes, it is recommended that projections based on synthetic data using the modified Svanidze method assume an adjusted annual rainfall of 243.35 mm instead of 308.72 mm, which equates to 78.82 % of the historical mean precipitation.

This study highlights the need for urgent adaptation measures to mitigate the effects of increasing drought frequency and severity due to climate change. Water management strategies and ecosystem restoration

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

policies should be prioritized to ensure the region's long-term water security.

Discussion

The Bravo-Conchos Hydrological Region (Region 24) faces critical water scarcity, with per capita availability at merely 380 m³/year, classifying it as extremely scarce under the Falkenmark Index (Liu *et al*., 2017; Conagua, 2013b). Despite an annual runoff of 5 590 hm³, the region's low precipitation (36 mm/year) and pronounced aridity render it highly vulnerable to hydrological stress, exacerbated by rapid urban population growth and climate change (López-García *et al*., 2017). International obligations under the 1944 U.S.-Mexico Water Treaty further strain resources, requiring Mexico to deliver 432 million m³/year to the United States (IBWC, 2022), intensifying pressure on agricultural and urban sectors. Strategic binational cooperation, including aquifer recharge, irrigation efficiency, and adaptive allocation, is essential to balance treaty compliance with regional water security.

Climate projections indicate a 22 % reduction in precipitation and up to 18% temperature increase by 2050 under RCP 8.5 (Estrada *et al*., n.d.), threatening aquifer recharge and increasing evapotranspiration. Multi-year drought analysis reveals recurrence every 4.63 years, with an average duration of 2.33 years and a severity deficit of 24 % (Ortiz-Gómez *et al*., 2018). Synthetic series via the Svanidze method suggest stable mean precipitation but heightened drought frequency and intensity. These findings align with Escalante-Sandoval and Reyes-Chávez (2013), confirming drought as a principal threat to water security in northern Mexico.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

Interannual climate variability, particularly ENSO, significantly modulates regional precipitation. El Niño events reduce rainfall via weakened thermal gradients and intensified Caribbean jets, while La Niña may enhance precipitation (Dobler-Morales & Bocco, 2021). Incorporating ENSO dynamics into hydrological models is vital for improving predictive capacity and designing adaptive water management strategies. Planning should consider an adjusted average precipitation of 243.35 mm, representing 78.82 % of the historical mean, necessitating enhanced water use efficiency, storage, and climate-resilient infrastructure.

Comparative analyses with urban regions such as Cape Town and Chennai (Enqvist & Ziervogel, 2019; Jain *et al*., 2021) underscore the compounded impact of demographic pressure and limited renewable water resources, even in non-arid climates. These parallels reinforce the urgency of integrating population dynamics into hydrological planning. The convergence of reduced rainfall, rising temperatures, and international commitments demands comprehensive, multi-scale water governance to ensure long-term sustainability in the Bravo-Conchos region.

Implications of the results

The findings of this study on water availability and climate change in the Bravo-Conchos Hydrological Region suggest that the region will face significant challenges in water management soon. The projected reduction in precipitation and increase in temperatures could further exacerbate water stress in an already water-deficient region.

The precipitation decline under RCP 8.5 could pose a serious threat to surface water resources, affecting urban populations, agriculture, and

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

key economic sectors. This highlights the urgent need for adaptation policies, including water management strategies and climate-resilient infrastructure, considering long-term climate projections.

Study limitations

Implications and limitations

The projected decline in precipitation and rise in temperature under RCP 8.5 scenarios pose a substantial threat to water availability in the Bravo-Conchos Hydrological Region, intensifying existing stress on urban, agricultural, and ecological systems. These findings underscore the urgency of implementing adaptive water management policies and climate-resilient infrastructure. However, limitations persist due to the use of CMIP5 models lacking CMIP6 updates, low spatial resolution of global climate models, uncertainties in long-term socioeconomic projections, and limited historical climate data, which collectively constrain the precision of regional assessments.

Future research directions

Future studies should integrate CMIP6 datasets to enhance climate projection accuracy and employ high-resolution models to better capture local variability. Establishing transboundary monitoring systems will be essential for coordinated water governance, particularly under treaty obligations. Additionally, comparative analyses of drought adaptation strategies in regions such as Texas may offer valuable insights for policy development in northern Mexico.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

Model evaluation considerations

Due to manuscript length constraints, explicit calibration and validation metrics such as NSE or RMSE were not included. However, the study does not aim to assess the predictive performance of the Svanidze method, but rather to characterize evolving climatic patterns in the Bravo-Conchos region through a triangulated approach. This includes non-homogeneity and trend tests on meteorological stations, climate projections using CMIP5 models under RCP 4.5 and 8.5 scenarios, and synthetic drought modeling via the Svanidze method. Together, these components provide a robust framework for understanding future drought and water stress scenarios, even in data-scarce environments. Future research will incorporate precision metrics like NSE to evaluate the performance of stochastic models. This will enhance the reliability of projections and support more informed decision-making in the face of climate change.

Conclusions

This study reveals a concerning outlook for the Bravo-Conchos Hydrological Region, as climate change threatens to worsen water scarcity in an already water-stressed region.

The projected decline in precipitation and rise in temperatures require urgent adaptation measures, including efficient water management and urban planning strategies. Future research should integrate CMIP6 climate models to enhance projection accuracy. Finally, cross-border collaboration with the United States, particularly with Texas, is crucial for joint water resource management and addressing climate change challenges effectively.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 272-310. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-06

Acknowledgements

I would like to express my gratitude to the National Autonomous University of Mexico (UNAM) for its support in conducting this research. I also acknowledge the financial assistance provided by SECIHTI during my research stay. Furthermore, I am deeply grateful to Dr. Lelys Bravo de Guenis for her support in facilitating my scholar research at the University of Illinois at Urbana-Champaign.

Funding

This research was conducted as part of the doctoral program in engineering at the National Autonomous University of Mexico (UNAM). The work was supported by a national graduate fellowship awarded by the then-National Council for Science and Technology (Conacyt) during the lead author's doctoral studies.

Conflict of interest statement

The authors declare that there are no conflicts of interest related to the research, authorship, or publication of this article.

Statement on the use of Artificial Intelligence (AI)

No artificial intelligence tools were used in the preparation, analysis, interpretation of results, or writing of this article.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

References

Apurv, T., Sivapalan, M., & Cai, X. (2017). Understanding the role of climate characteristics in drought propagation. *Water Resources Research*, *53*(9), 9304-9329. https://doi.org/10.1002/2017WR021445

Arganis, M., Domínguez, R., Mendoza, A., Osnaya, J., Carrizosa Elizondo, E., Macario, I., Valencia-Esteban, R., & Juan-Diego, E. (2023). Método de Svanidze modificado aplicado a volúmenes de ingreso a hidroeléctricas en cascada. En: *Memorias de las VII Jornadas de Ingeniería del Agua* (18-19 de octubre). Cartagena, España. https://repositorio.upct.es/server/api/core/bitstreams/6aeeb09f-a2d9-4300-8106-98a7a342019d/content

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2021). *Estadísticas del agua en México 2021*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. https://files.conagua.gob.mx/conagua/publicaciones/Publicaciones/EAM%202021.pdf

Conde, A., & López, J. (2016). *Variabilidad y cambio climático: impactos, vulnerabilidad y adaptación*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2013/CD002498.pdf

Cook, E. R., Seager, R., Cane, M. A., & Stahle, D. W. (2007). North American drought: Reconstructions, causes, and consequences. *Earth-Science Reviews*, *81*(1-2), 93-134. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2006.12.002

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Chetverikov, D., Liao, Z., & Chernozhukov, V. (2021). On cross-validated Lasso in high dimensions. *The Annals of Statistics*, *49*(3), 1300-1317. https://doi.org/10.1214/20-AOS2000

Dai, A. (2011). Drought under global warming: A review. *WIREs Climate Change*, *2*(1), 45-65. https://doi.org/10.1002/wcc.81

Dobler-Morales, C., & Bocco, G. (2021). Social and environmental dimensions of drought in Mexico: An integrative review. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, *55*, 102067. https://doi.org/10.1016/j.ijdrr.2021.102067

Dodig, A., Stankovic, V., Stankovic, L., & Stojkovic, M. (2024). Enhancement of hydrological time series prediction with real-world time series generative adversarial network-based synthetic data and deep learning models. *SSRN*. https://doi.org/10.2139/ssrn.5022039

Domínguez-Mora, R., Valencia, C., & Arganis-Juárez, M. L. (2005). Importancia de la generación de muestras sintéticas en el análisis del comportamiento de políticas de operación de presas. *Ingeniería del Agua*, *12*(1), 1-14https://doi.org/10.4995/ia.2005.2548

Enqvist, J. P., & Ziervogel, G. (2019). Water governance and justice in Cape Town: An overview. *WIREs Water*, *6*(4), e1354. https://doi.org/10.1002/wat2.1354

Escalante-Sandoval, C., & Reyes-Chávez, L. (2013). Meteorological drought analysis in northern Mexico. In: *Proceedings of the 2013 IAHR World Congress* (pp. 1-12). https://www.iahr.org/library/infor?pid=14746

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Escalante-Sandoval, C., & Núñez-García, P. (2017). Meteorological drought features in northern and northwestern parts of Mexico under different climate change scenarios. *Journal of Arid Land*, *9*(1), 65-75. https://doi.org/10.1007/s40333-016-0022-y

Estrada, F., Calderón-Bustamante, Ó., Raga, G., Torres, V., & Zavala-Hidalgo, J. (n.d.). *Análisis del cambio climático observado y proyectado para México*. Universidad Nacional Autónoma de México, Programa de Investigación en Cambio Climático (PINCC). https://datapincc.unam.mx/datapincc/

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2025). *Water scarcity means less water for agriculture production, which in turn means less food available, threatening food security and nutrition*. https://www.fao.org/newsroom/detail/water-scarcity-means-less-water-for-agriculture-production-which-in-turn-means-less-food-available-threatening-food-security-and-nutrition/es

Hernández-Romero, P., & Patiño-Gómez, C. (2017). Perspectiva actual y futura de los recursos hídricos de la cuenca del río Bravo. *Entorno UDLAP*, *5*, 42-51. https://entorno.udlap.mx/perspectiva-actual-y-futura-de-los-recursos-hidricos-en-la-cuenca-del-rio-bravo/

IBWC, International Boundary and Water Commission. (2022). *Treaty between the United States and Mexico relating to the utilization of waters of the Colorado and Tijuana Rivers and of the Rio Grande*. https://www.ibwc.gov/wp-content/uploads/2022/11/1944Treaty.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Censo de población y vivienda 2020*. https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/

Jain, M., Singh, V., & Kumar, P. (2021). Water management challenges in Chennai: A case of a rapidly urbanizing city. *Urban Water Journal*, *18*(4), 313-323. https://doi.org/10.1080/1573062X.2020.1862622

James, R., Washington, R., Schleussner, C., Rogelj, J., & Conway, D. (2017). Characterizing half-a-degree difference: A review of methods for identifying regional climate responses to global warming targets. *WIREs Climate Change*, *8*(2), e457. https://doi.org/10.1002/wcc.457

Karimanzira, D. (2024). Mass conservative time-series GAN for synthetic extreme flood-event generation: Impact on probabilistic forecasting models. *Stats*, *7*(3), 808-826. https://doi.org/10.3390/stats7030049

Ledolter, J. (1976). *ARIMA models and their use in modelling hydrologic sequences*. Institute for Applied Systems Analysis. https://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/615/1/RM-76-069.pdf

Liu, Z., Cui, Y., Ding, C., Gan, Y., Luo, J., Luo, X., & Wang, Y. (2024). The characteristics of ARMA (ARIMA) model and some key points to be noted in application: A case study of Changtan Reservoir, Zhejiang Province, China. *Sustainability*, *16*(18), 7955. https://doi.org/10.3390/su16187955

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Liu, J., Yang, H., Gosling, S. N., Kummu, M., Flörke, M., Pfister, S., Hanasaki, N., Wada, Y., Zhang, X., Zheng, C., Alcamo, J., & Oki, T. (2017). Water scarcity assessments in the past, present, and future. *Earth's Future*, *5*(6), 545-559. https://doi.org/10.1002/2016EF000518

López-García, T., Manzano, M., & Ramírez, A. I. (2017). Disponibilidad hídrica bajo escenarios de cambio climático en el Valle de Galeana, Nuevo León, México. *Tecnología y ciencias del agua*, *8*(1), 105-114. https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-01-08

Marusov, A., Grabar, V., Maximov, Y., Sotiriadi, N., Bulkin, A., & Zaytsev, A. (2024). Long-term drought prediction using deep neural networks based on geospatial weather data. *Environmental Modelling & Software*, *179*, 106127. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2024.106127

Mishra, A. K., & Singh, V. P. (2010). A review of drought concepts. *Journal of Hydrology*, *391*(1-2), 202-216. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.012

Nguyen, D. T., & Chen, S. T. (2022). Generating continuous rainfall time series with high temporal resolution by using a stochastic rainfall generator with a copula and modified Huff rainfall curves. *Water*, *14*(13), 2123. https://doi.org/10.3390/w14132123

Ortiz-Gómez, R., Cardona-Díaz, J. C., Ortiz-Robles, F. A., & Alvarado-Medellín, P. (2018). Characterization of droughts by comparing three multiscale indices in Zacatecas, Mexico. *Tecnología y Ciencias del Agua, 9*(3), 47-91. https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-03-03

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ramírez-Abundis, Y. (2024). *Sequía e inundaciones: dos caras ante el cambio climático en México* [tesis doctoral inédita]. Universidad Nacional Autónoma de México.

Shepard, D. (1968). A two-dimensional interpolation function for irregularly spaced data. In: *Proceedings of the 1968 ACM National Conference* (pp. 517-524). https://doi.org/10.1145/800186.810616

Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2021). *Programa hídrico regional 2021–2024*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. https://files.conagua.gob.mx/conagua/generico/PNH/PHR_2021-2024_RHA_VI_R_o_Bravo_.pdf

Soto, P. (2024). Impacto de la sequía en las aguas subterráneas. *Revista IC Colegio de Ingenieros Civiles de México*, *652*, 12-16. https://www.researchgate.net/publication/381923026

Svanidze, G. G. (1980). *Mathematical modeling of hydrologic series*. Water Resources Publications.

Villazón-Bustillos, D., Rubio-Arias, H., & Ortega-Gutiérrez, J. A. (2015). Análisis en series de tiempo para el pronóstico de sequía en la región noroeste del estado de Chihuahua. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, *3*(9), 307-315. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-90282016000300307

Wang, H. R., Wang, C., Lin, X., & Kang, J. (2014). An improved ARIMA model for hydrological simulations. *Nonlinear Processes in Geophysics Discussions*, *1*(2), 841-876. https://doi.org/10.5194/npgd-1-841-2014

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

Artículos

Simulación estocástica de la operación del reservorio Gallito Ciego, región Cajamarca, Perú

Stochastic simulation of the Gallito Ciego reservoir operation, Cajamarca region, Peru

Pedro Gálvez[1], ORCID: https://orcid.org/0009-0006-2182-2312

Eduardo Chávarri-Velarde[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-8445-8996

[1]Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM)-Escuela de Posgrado-Programa de Maestría en Recursos Hídricos, Lima, Perú, 20141558@lamolina.edu.pe

[2]Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM)-Escuela de Posgrado-Programa de Maestría en Recursos Hídricos, Lima, Perú, echavarri@lamolina.edu.pe

Autor para correspondencia: Pedro Gálvez, 20141558@lamolina.edu.pe

Resumen

Se construyó la represa Gallito Ciego en la zona norte del Perú que sirve de almacenamiento de agua para generar energía hidroeléctrica, abastecer de riego a los valles Jequetepeque-Zaña y controlar las

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

inundaciones mediante regulaciones. Por esto, se propuso reglas de operación para mejora de la gestión de entrega de agua a la "Junta de Usuarios del Sector Hidráulico Menor Jequetepeque Clase A" para satisfacer la demanda agrícola, poblacional y primaria, mediante evaluación del comportamiento del embalse por medio de múltiples escenarios simulados. Se evaluó y utilizó un modelo estocástico del tipo SARIMA para aproximación a los caudales de ingreso más un modelo del tipo IGARCH, siguiendo la metodología Box-Jenkins para identificar, estimar, validar y pronosticar la serie simulada. Directivas de operación fueron obtenidas a través de ocho escenarios simulados mediante el *software Hec-ResSim* para saciar demandas máximas y mínimas, y controlar la operación del sistema para evitar descargas innecesarias y preservar la infraestructura de la presa.

Palabras clave: presa, riego, central hidroeléctrica, plan de lucha contra las inundaciones, gestión de los recursos hídricos, modelo matemático, SARIMA, IGARCH, Box-Jenkins, *Hec-ResSim*, análisis estadístico, Perú.

Abstract

The Gallito Ciego dam was built in the northern part of Peru, which serves as water storage to generate hydroelectric energy, supply irrigation to the Jequetepeque – Zaña valleys, and control floods through regulations. For this reason, operating rules were proposed to improve water delivery management to the "Jequetepeque Class A Minor Hydraulic Sector User Board" to satisfy agricultural, population and primary demand, by evaluating the behavior of the reservoir through multiple simulated scenarios. A stochastic model of the SARIMA type was evaluated and used to approximate the inflow flows plus an IGARCH type model, following the

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Box-Jenkins methodology to identify, estimate, validate and forecast the simulated series. Operation directives through eight simulated scenarios using the Hec-ResSim software to satisfy maximum and minimum demands, and control operation of the system to avoid unnecessary discharges and preserve the dam´s infrastructure.

Keywords: dams, irrigation, hydroelectric power stations, flood control, water resources management, mathematical models, SARIMA, IGARCH, Box-Jenkins, Hec-ResSim, statistical analysis, Peru.

Recibido: 05/06/2025

Aceptado: 09/12/2025

Publicado *ahead of print*: 09/02/2026

Versión final: 01/09/2026

Introducción

La represa Gallito Ciego es uno de los más importantes embalses ubicados al norte del Perú. Su función principal es el abastecer hídrico para el sector agrícola. Beneficia a las regiones de Cajamarca, La Libertad y Lambayeque. Por su volumen (434 hm^3), guía el suministro apropiado de agua de manera regulada según los requerimientos de los valles Jequetepeque y Zaña. En ese punto, el impulso es generar en tiempo real el control y manejo de volúmenes frente a distintos escenarios de operación en su gestión para evitar el consumo absurdo de agua regulada en riego, población y primario, y avalar la seguridad y firmeza de la presa Gallito Ciego con todos sus accesorios.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Como antecedente de la investigación, se tiene a Sialer-Díaz (2014), quien elaboró un plan de optimización del caudal mediante modelos estocásticos utilizando el *software SPSS* para la ampliación hidroenergética del reservorio Gallito Ciego. Posteriormente, Janampa-Vallejo y Quispe-Palomino (2021) realizaron una evaluación del desempeño y las políticas de operación del reservorio Gallito Ciego. Para esto se usó el *software Hec-ResSim*, y se consideró información de entrada y salida al embalse a escala diaria; su evaluación fue solo con base en un intervalo de tiempo histórico dado, donde se clasificó en años para diferentes condiciones (húmedos, normales y secos). Luego, para satisfacer las demandas de agua de los diferentes usuarios, se evaluó utilizando indicadores de confiabilidad.

Ndiritu *et al*. (2017) describen una evaluación del comportamiento histórico de la presa Hluhluwe y el desarrollo de sus condiciones operativas en la que se consideraron múltiples niveles de confiabilidad para satisfacer las demandas municipales y de riego, y la variabilidad interanual e interdecenal del clima y afluencias a la presa en el sur del África, teniendo como objetivo a través de dicha evaluación desarrollar reglas integrales de operación para la presa.

En esta investigación se aproximó un modelo SARIMA-IGARCH con presencia de heterocedasticidad condicional en su varianza residual a los caudales diarios de entrada al reservorio, utilizando *EViews 14 University Edition* (IHS Global Inc.). Su objetivo fue —mediante la respuesta de este— evaluar el comportamiento del embalse proponiendo reglas de operación para el mejor abastecimiento de las distintas demandas de agua y, obtener la máxima descarga simulada por vertedero y válvulas

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

utilizando *HEC-ResSim Version 3.3* (U.S. Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center, 2021).

Sitio de estudio

Se propusieron órdenes de operación con información del reservorio Gallito Ciego, ubicado en la región de Cajamarca y cuyas aguas desembocan en la costa norte de Perú. El proyecto, ubicado geográficamente en la cuenca del río Jequetepeque, posee una superficie de 3 956 km^2, que desemboca al Pacífico (Minagri, 2015). Limita por el norte con la cuenca de los ríos Chancay y Zaña-Lambayeque; por el este, con la cuenca de los ríos Llaucano y Cajamarca; por el sur, con la cuenca del río Chicama, y por el oeste con el océano Pacífico (Figura 1) (Jiménez-Motta, 2019).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

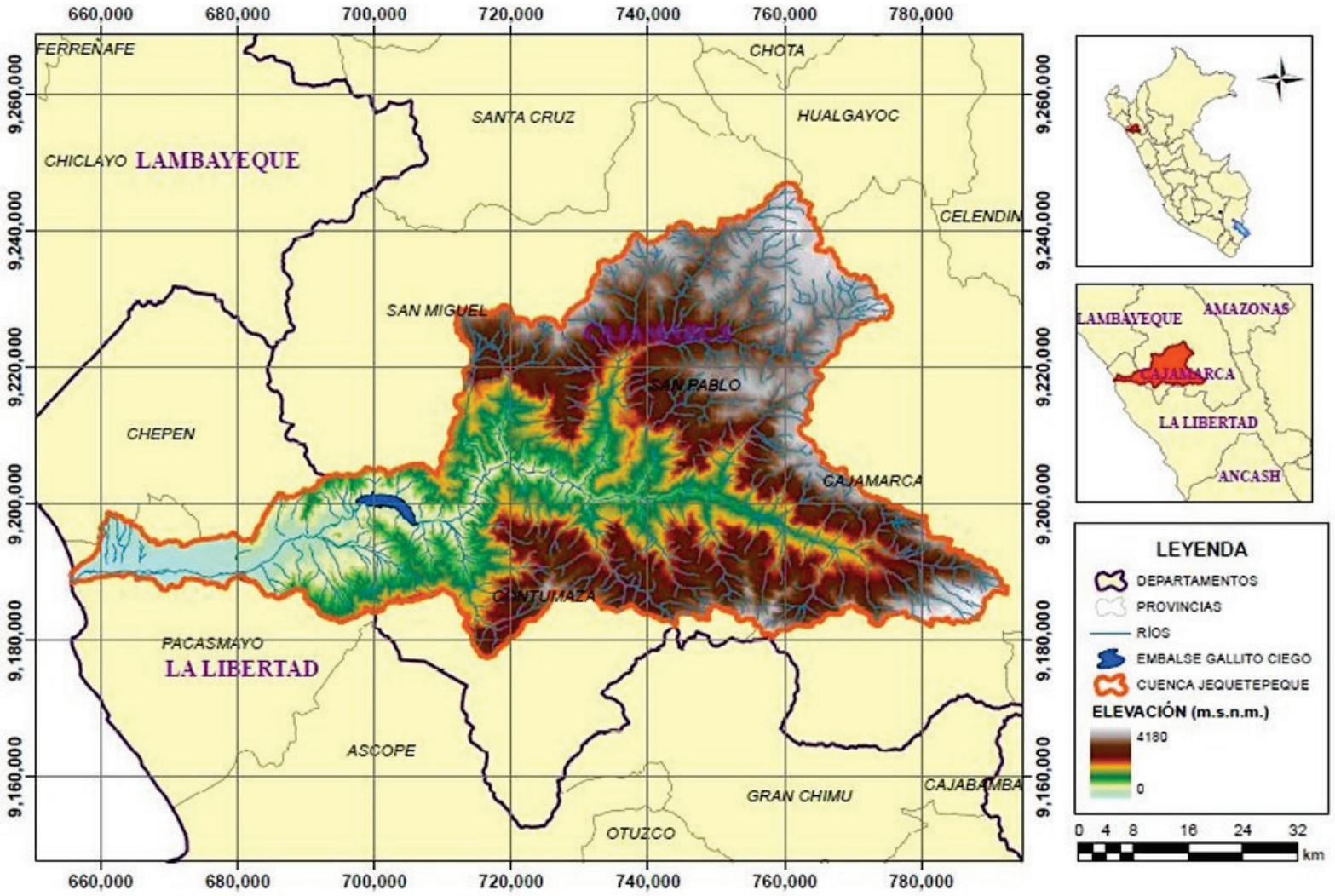


Figura 1. Cuenca del río Jequetepeque, ubicación política y geográfica. Fuente: Jiménez-Motta (2019).

La altura de la presa es de 105 m y almacena un volumen a un nivel máximo óptimo (NAMO: 404 m.s.n.m.) en más de 434 hm^3. Tiene un volumen útil de 366 hm^3 y un volumen muerto de 68 hm^3 al nivel altitud mínimo óptimo (NAMINO: 361 m.s.n.m.) (Aponte-Rosales, 2018). Con una curva gasto del aliviadero de demasías al nivel de altitud máximo

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

equivalente (NAME: 410.3 m.s.n.m.) descarga 1 531 m^3s-1 (Jiménez-Motta, 2019) y, finalmente el nivel de corona es de 413 m.s.n.m. Tiene dos descargas, la primera está a 315 m.s.n.m., con una sección de 1.2 m x 1.2 m (obstruida por sedimento), la segunda tiene sección de 4.2 m x 5.8 m a 336.7 m.s.n.m. Mediante esta, se conecta a un túnel de aducción, que es una extensión para la central hidroeléctrica comprendida por dos turbinas tipo Francis. La capacidad máxima turbinada es de 20 m^3s-1 por cada una. También posee válvulas Howell-Bunger, con capacidad máxima de 70 m^3s-1 cada una (140 m^3s-1) (Aponte-Rosales, 2018).

Las operaciones contemplan la regulación de los recursos hídricos del río Jequetepeque para el suministro de agua a los usuarios y que se utilice volumen hasta un nivel de altitud mínimo de 350 m.s.n.m. (NAMIN) (Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego [MIDAGRI] & Proyecto Especial Jequetepeque-Zaña [PEJEZA], 2023). La prioridad es el abastecer agrícola que recibe del río Jequetepeque para más de 42 000 ha (Sialer-Díaz, 2014); su función secundaria es proveer energía eléctrica mediante las turbinas para el Sistema Eléctrico Interconectado Nacional (Statkraft Perú, S. A., 2016). Sialer-Díaz (2014) señaló que la central hidroeléctrica tiene capacidad máxima energética de 34 MW, y Rodríguez y Marciano (2022) señalaron que el embalse Gallito Ciego cuenta con una minicentral hidroeléctrica al pie de esta, que maneja una turbina del tipo Michell Banki que brinda energía al campamento del personal con una potencia nominal de 220 KW.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

Materiales y métodos

Se aproximó un modelo a los caudales de ingreso al embalse con el propósito de generar diversos escenarios posibles de manera estocástica. Scheidereiter y Faure (2022: 34) exponen que:

> "… para establecer un modelo, que explique la estructura del proceso estocástico del cual proviene una serie temporal, es necesario explicar el valor que toma una variable aleatoria que muestra dependencia temporal en un momento *t*. Para ello, es preciso examinar el comportamiento del pasado de la variable y explorar los patrones de regularidad a lo largo de su evolución".

Amaris *et al*. (2017: 90) expresan que:

> "… se destaca el modelo ARIMA por su simplicidad y practicidad en la modelación y pronóstico. Este modelo es considerado el enfoque más implementado en hidrología y estudios relacionados con variabilidad climática debido a que considera registros de datos no estacionarios (con tendencia). El modelo ARIMA consiste en la combinación de un término autorregresivo (AR) y un término de promedio móvil (MA) con un elemento diferenciador dado por la letra I".

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

Patrones para emular considerados como regulares son la tendencia y la estacionalidad de la variable, que en el caso hidrológico se presentan por lo general en escalas mensuales y/o diarias. Por otra parte, la heterocedasticidad condicional se trata en variables econométricas, en donde investiga la volatilidad de las series temporales. En la hidrología también se presenta este problema conforme se va atomizando la escala de la variable. De Arce (1998: 3) dice:

> "… la clave de estos modelos (familia ARCH) está en considerar la información pasada de la variable y su volatilidad observada como un factor altamente explicativo de su comportamiento presente y, por extensión lógica, de su futuro predecible".

La simulación del embalse de Gallito Ciego usó el *software Hec-ResSim*. Janampa-Vallejo y Quispe-Palomino (2021: 42) señalan que:

> "… este *software* es un modelo de simulación en el cual representa el comportamiento del sistema de embalse a través de cálculos hidráulicos gracias a las estructuras de control que se posee y del aporte hidrológico de la cuenca a través del cauce del río. Este *software* se enfoca en modelar la operación de reservorios, simula operaciones de embalses para manejos de inundaciones, aumento de caudal y suministro de agua para estudios de planificación y soporte de decisiones en tiempo real".

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

Se analizaron dos estaciones hidrométricas: "Yonán" y "Canal de descargas E-02". La primera tiene información de ingreso de caudales al embalse y se usó para la aproximación al modelo estocástico; la segunda tiene caudales de salida del embalse y se utilizó para la validación del comportamiento hidráulico dicha estructura. Se contó con información de demanda (agrícola, población y primaria) para el abastecimiento de los 15 subsectores hidráulicos, que comprende desde el 1° de septiembre de 2018 hasta el 31 de julio de 2021. Se incluyó también información de evaporación total mensual de la estación meteorológica "Montegrande". Finalmente, se evaluó el embalse con batimetría correspondiente al año 2017. Toda la información fue llevada a cabo por PEJEZA (Proyecto Especial Jequetepeque y Zaña).

La serie temporal de caudales de ingreso son de alta frecuencia por tener las siguientes características: no hay media constante a lo largo del tiempo considerado, muestra un componente estacional (intervalos de 365 días) y un componente aleatorio que se alinea al componente estacional (Figura 2).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

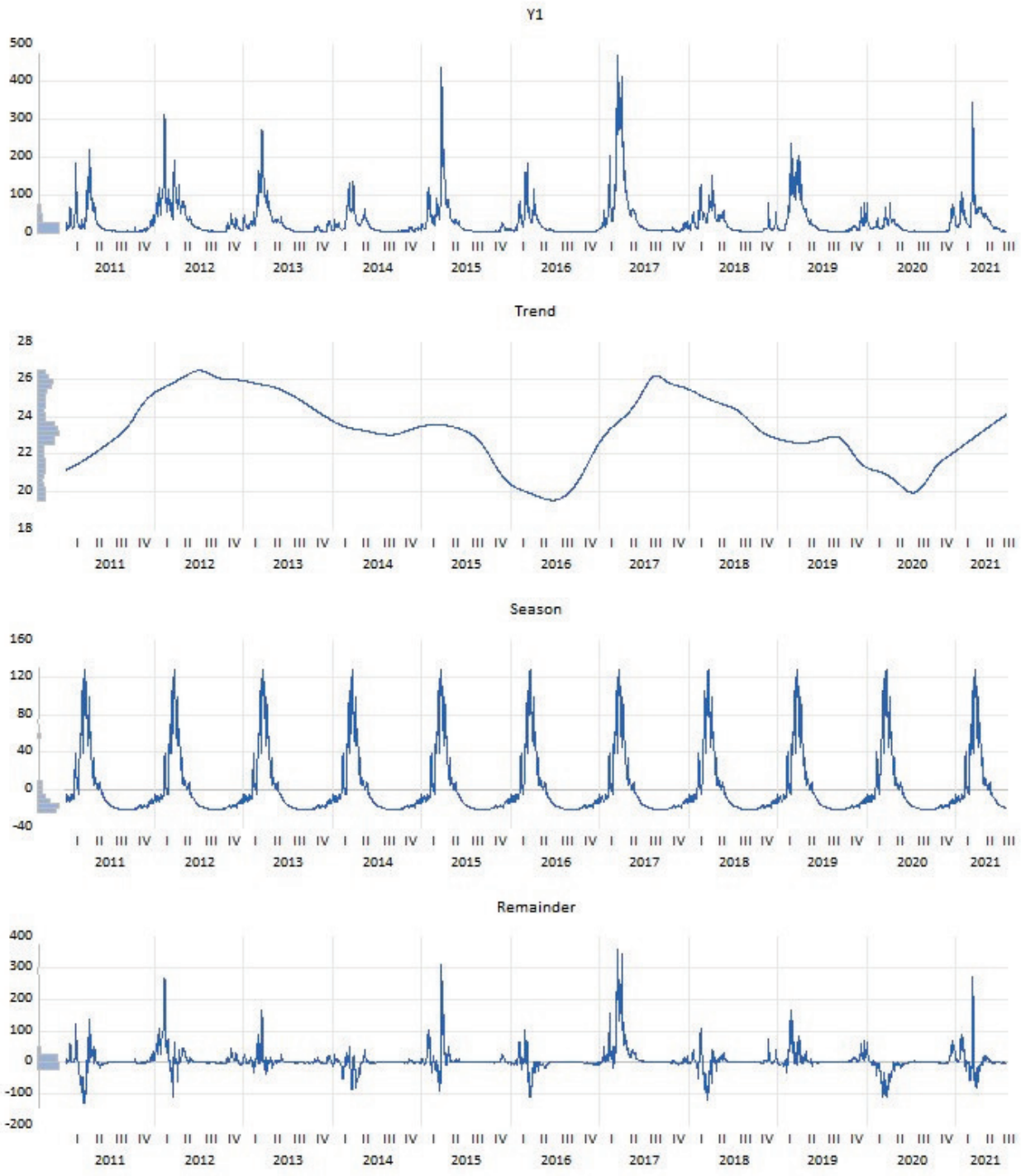


Figura 2. Caudales de la estación Yonán, disgregados en sus componentes: tendencia, estacionalidad y elemento aleatorio. Elaboración propia en *EViews 14 University Edition*.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

El modelo estocástico que se aproximó a la variable se seleccionó a través del método de Box y Jenkins (Figura 3), y consistió en seguir una serie de pasos que se les aplica a los modelos autorregresivos de media móvil. Dentro de esta metodología no se considera el efecto por heterocedasticidad condicional residual, pero se incluyó esta característica dentro del método durante el desarrollo.

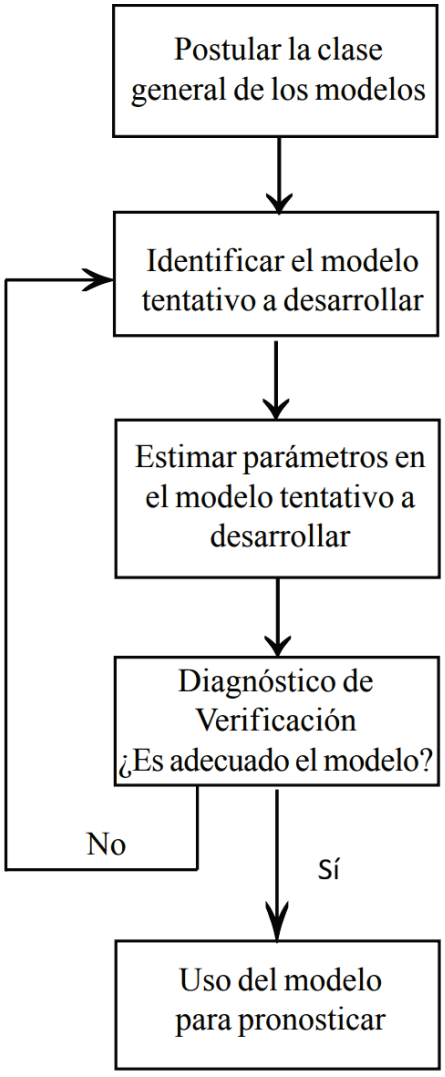


Figura 3. Flujo de la Metodología de Box-Jenkins. Fuente: Ceballos-Pérez y Pire (2015).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

El objetivo de modelar series de tiempo es recoger y estudiar las observaciones pasadas para obtener un adecuado modelo para detallar la estructura de la serie y producir pronósticos (Raicharoen *et al*., 2003, citados en Roque-Rojas, 2022). Adhikari y Agrawal (2013), en Roque-Rojas (2022: 6), definen:

> "…los modelos de predicción pueden ser de muchas formas y tener procesos estocásticos. Hay dos modelos muy usados: el modelo autorregresivo (AR) y el promedio móvil (MA); combinándolos se tienen los modelos autorregresivos de media móvil (ARMA) y el integrado (ARIMA)".

> "El modelo autorregresivo y media móvil integrado (ARIMA) es usado para predecir series de tiempo con un comportamiento no estacional" (Hamzaçebi, 2008, citado en Roque-Rojas, 2022).

> "…su formulación matemática es ARIMA (p, d, q)" (Hipel & McLeod, 1994, citado en Roque-Rojas, 2022: 6):

> "…por lo general d es 1, pero cuando es 0, el modelo se reduce a ARMA (p, q)" (Roque-Rojas, 2022: 6).

Box y Jenkins (1970), citados en Roque-Rojas (2022: 6):

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

> "…generalizaron el modelo ARIMA para tratar la estacionalidad y propusieron el modelo estacional (SARIMA)".

Por lo que Roque-Rojas (2022: 6) afirma que:

> "…el modelo aplica una diferencia que consiste en la observación del año anterior y se calcula como $z_t = Y_t - Y_{t-s}$; la s es el número de periodos en un año, por ejemplo, si la serie es diaria $s = 365$, si la serie es mensual $s = 12$ y se expresa como: $SARIMA(p,d,q) \times (P,D,Q)^S$. Donde p es el parámetro asociado con la parte autorregresiva del modelo; d, el parámetro del orden de diferenciación mínima para que la serie sea estacionaria, y q está relacionado al promedio móvil del modelo".

Casas y Cepeda (2008) resaltan que:

> "… la volatilidad es una característica inherente a las series de tiempo financieras. En general, no es constante y en consecuencia los modelos de series de tiempo tradicionales que suponen varianza homocedástica no son adecuados para modelar series de tiempo financieras".

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

Esto no descarta a las series temporales hidrológicas, ya que por la escala usada mostró esta misma característica (Engle, 1982) y presenta la siguiente expresión:

$$h_t = \alpha_0 + \alpha_1 \varepsilon_{t-1}^2$$

Donde:

h_t = varianza condicional.

α_0 = término constante.

α_1 = coeficiente de regresión.

ε_{t-1}^2 = residual elevado al cuadrado.

Este modelo es conocido como ARCH (modelos autorregresivos con condición heterocedástica). Engle y Bollerslev (1986) generalizaron los modelos ARCH y proponen los modelos GARCH (modelos autorregresivos generalizados con condición heterocedástica) con la siguiente forma:

$$h_t = \alpha_0 + \alpha_1 \sum_{1}^{q} \varepsilon_{t-1}^2 + \alpha_2 \sum_{1}^{p} h_{t-1}$$

Donde:

h_t = varianza condicional.

α_0 = término constante.

α_1 y α_2 = parámetros que estiman la influencia de los residuos y varianzas pasadas en la volatilidad reciente.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

h_{t-1} = varianza condicional en un rezago anterior.

ε_{t-1}^2 = residual elevado al cuadrado.

En el caso de tener $\alpha_1 + \alpha_2 = 1$, Engle y Bollerslev (1986), citados en Akgül y Sayyan (2008: 465), introdujeron el modelo generalizado autorregresivo con condicional heterocedástico integrado (IGARCH).

Etapas de Box-Jenkins

La identificación, según Dickey Fuller (1979) (citado en Mamani *et al*., 2022: 30), se realiza mediante:

> "…el análisis de estacionariedad (ruido blanco) de la variable y, para ello, se recurre a pruebas gráficas (correlogramas FAC y FACP) o a través de la prueba estadística de raíces unitarias ADF".

También Hipel y McLeod (1994), citados en Roque-Rojas (2022: 6) afirman que:

> "…Función de Autocorrelación (ACF) y Función Parcial de Autocorrelación (PACF) para verificar que la media y la varianza sean constantes siendo efectivas en los datos de entrenamiento y deben coincidir con los valores teóricos o reales".

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

Por lo que Reddy *et al*. (2017), citados en Roque-Rojas (2022: 6), continúan:

> "…esto es considerado luego de los pedidos estacionales apropiados para los modelos ARIMA y SARIMA para restringir la importancia a los retrasos estacionarios".

La estimación de parámetros, según Roque-Rojas (2022: 6), busca:

> "…la selección del modelo ARIMA o SARIMA a partir del análisis de estacionalidad de la serie de tiempo que se está analizando, para luego estimar parámetros usando el FAC y FACP para definir el *p* y *q* a partir de los valores altos que se repiten cada retardo o *lag* representados gráficamente. Luego se realiza un diagnóstico a partir de la partición de la serie original (entramiento y prueba) para seleccionar el mejor modelo; se pueden usar las autocorrelaciones de los residuos del FAC y FACP de datos de prueba".

Desde otra perspectiva, Cueva (2024: 17-18) narra que:

> "…identificar la presencia de efectos ARCH/GARCH en las series temporales financieras es crucial modelar correctamente la volatilidad y hacer predicciones precisas. Estos efectos de volatilidad agrupada, característicos de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

estos modelos se manifiestan como autocorrelación en los retornos al cuadrado".

Finalmente, también los modelos se seleccionan usando los criterios de información de Akaike (1974) y Schwarz (1978), eligiendo el de menor valor (Mamani *et al*., 2022).

La validación del modelo consideró que los residuos se comporten como un ruido blanco; con autocorrelación nula, media cero, varianza constante y la normalidad de los residuos (Scheidereiter & Faure, 2022). Entre todas las mencionadas, para la verificación de la autocorrelación nula, se aplicaron las pruebas de Portmanteau propuestas por Box y Pierce (1970), y Ljung y Box (1978) (citados en Mamani et al., 2022).

La predicción del modelo, según Camones-Gonzales (2002: 29), es:

"…para el periodo histórico puede realizarse dos tipos de predicción: la estática (paso a paso) y la dinámica (en cadena). La simulación estática y dinámica coinciden solo para el primer periodo; pero a partir del segundo periodo, la predicción dinámica utiliza el valor estimado y no el valor real del periodo precedente. La simulación estática nos informa, pues, de los errores que hubiéramos cometido de utilizar el modelo para predecir solo un periodo por delante. La simulación dinámica deja al modelo que vaya realimentando sus propias predicciones".

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

Después de obtener la serie simulada, se aplicó el Método Monte Carlo, que consiste en controlar parámetros para llevar a cabo las simulaciones probabilísticas, como el número de escenarios y la forma de llevar a cabo el muestreo de variables estocásticas (GoldSim Technology Group LLC, 2026):

> "En una simulación probabilística, se basa en el ingreso de uno o más parámetros que son representados como una distribución de probabilidad (algunos procesos son representados como estocásticos) y la simulación se realiza por corridas del modelo varias veces" (GoldSim Technology Group LLC, 2026: 503).

> "GoldSim provee dos maneras que puedes controlar para desarrollar el muestreo de elementos estocásticos Monte Carlo: i) implementando el Muestreo Latino Hipercubo y ii) repetir secuencias de muestreo. El método estadístico (MLH) provoca distribuciones de probabilidad (es decir, elementos estocásticos) para dividirse en varios "estratos" igualmente probables. Esto tiene el efecto de asegurar que el espacio de probabilidad del parámetro sea abarcado uniformemente" (GoldSim Technology Group LLC, 2026: 504).

A través del *HEC-ResSim Version 3.3* (USACE-HEC, 2021) se generaron simulaciones en el reservorio Gallito Ciego que muestra según el manual de sistemas de embalses en tres módulos: configuración de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

cuenca (1), red de reservorios (2) y simulación (3). En el primero se georreferencian la cuenca (GIS), la red hídrica y el tramo en donde está localizada la represa (un nudo de ingreso y un nudo de salida). En el segundo, se configura la evaporación de embalse (mm) de la estación Montegrande a escala total media mensual; finalmente, se consideró el volumen no controlado de descarga a través del vertedero (niveles vs. caudales). También se contó con el volumen controlado a descargar por la presa de acuerdo con el número de aberturas de las válvulas Howell-Bunger vs. el nivel de agua del embalse. Se ingresó la gráfica de elevación vs. almacenamiento y elevación vs. área al año 2017. Por último, en la simulación se ingresó en distintos escenarios a escala diaria la variable de ingreso a través del *software HEC-DSSVue* (USACE-HEC, 2023), fijándose las condiciones de frontera (nivel de agua en embalse, caudal no controlado y caudal controlado), considerando previamente el porcentaje de abertura de válvula(s) (%).

En la Figura 4(b), el sistema de descarga idealizado para el *software Hec-ResSim* difirió del real (Figura4(a)). La captación es emulada por una válvula del tipo Howell-Bunger, que descarga al mismo tiempo un valor de hasta un valor de 180 m^3s-1 (considera los 40 m^3s-1 por turbinas y 140 m^3s-1 de válvulas H-B). Si el volumen de agua excede este valor, el vertedero considera descarga. Se realizó una validación entre sistemas a partir de los niveles del embalse históricos y las descargas tomadas en el punto de control de la estación hidrométrica "canal de descarga E-02" en un determinado tiempo, donde mediante estadísticos resultó con una muy buena aproximación.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

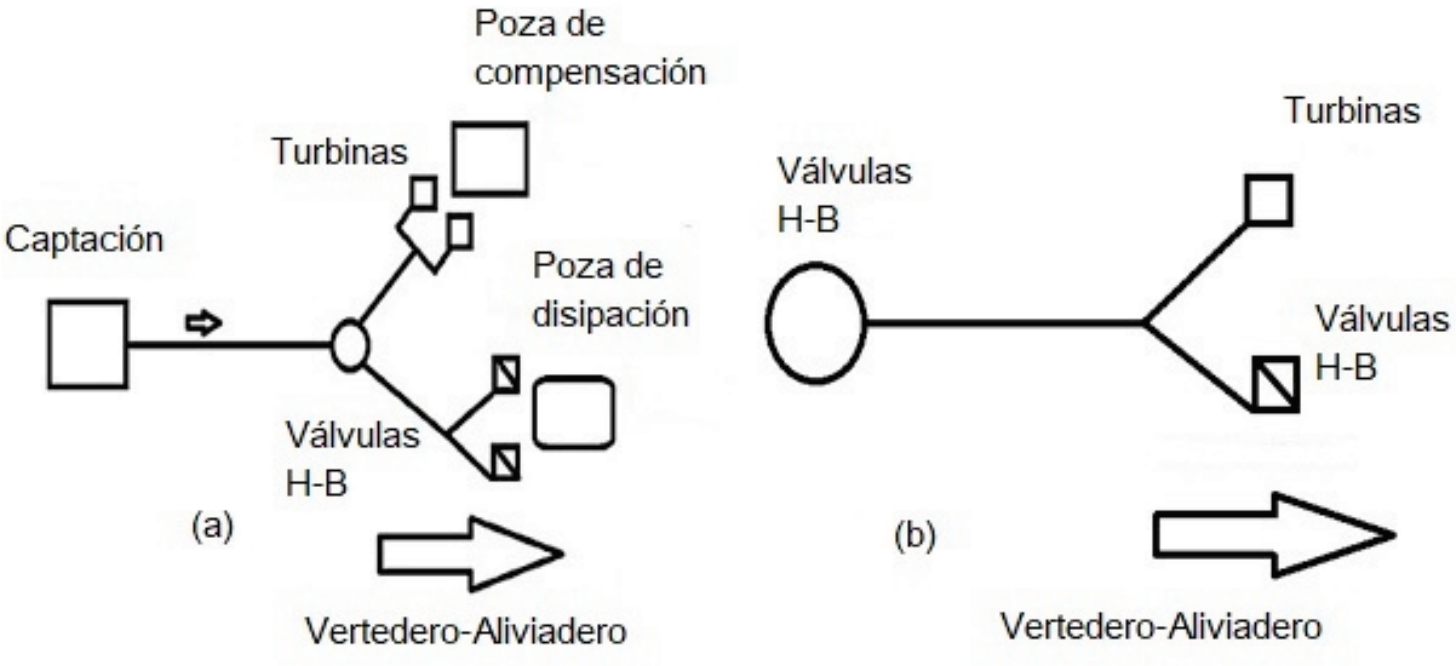


Figura 4. Esquema real/idealizado de descarga de la represa Gallito Ciego.

Esto se validó con los estadísticos PBIAS (tendencia media de los datos simulados a ser más grande o pequeña de los datos históricos), RSR (razón de la desviación estándar media de la raíz) y NSE (es la eficiencia de Nash-Sutcliffe, que hace una comparación entre la serie de datos simulados con los históricos) (Tabla 1).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

Tabla 1. Relación de valores estadísticos.

Relación del comportamiento	RSR	NSE	PBIAS (%)
			CAUDAL
Muy buena	0.00 ≤ RSR ≤ 0.50	0.75 ≤ NSE ≤ 1.00	PBIAS < ± 10
Buena	0.50 ≤ RSR ≤ 0.60	0.65 ≤ NSE ≤ 0.75	±10 ≤ PBIAS ≤ ± 15
Satisfactoria	0.60 ≤ RSR ≤ 0.70	0.50 ≤ NSE ≤ 0.65	±15 ≤ PBIAS ≤ ± 25
No satisfactoria	RSR > 0.70	NSE ≤ 0.50	PBIAS ≥ ± 25

Validación para simulación estática

Fuente: Moriasi *et al*. (2007).

Los escenarios estuvieron sometidos a incertidumbre para cubrir con la demanda total (primaria, agrícola y poblacional) en condición máxima; por lo tanto, se recurrió al uso de índices para poder evaluar su abastecer máximo. Índice basado en el tiempo para el abastecer (It), que tomó en cuenta los días simulados y la sumatoria de los días sin abastecer (Peralta-Gálvez & Tapia-Monsalve, 2019):

$$I_t = \left(\frac{\sum días\ simulados - \sum días\ no\ abastecidos}{\sum días\ simulados} \right) \times 100$$

El índice basado en el volumen (Iv), que tomó en cuenta el volumen total de la demanda y el volumen sin abastecer:

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

$$I_v = \left(\frac{\sum volumen\ demanda - \sum volumen\ sin\ abastecer}{\sum volumen\ demanda} \right) \times 100$$

Finalmente, se estableció el déficit volumétrico (%) dado:

$$D_v = 100 - I_v$$

Donde:

D_v = déficit volumétrico (%).

I_v = índice basado en el volumen necesario para el abastecimiento (%).

Resultados

Se tomó como entrada la serie temporal de caudales medios diarios de la estación "Yonán" desde el 1° de enero de 2011 hasta el 31 de julio de 2021 (Figura 5).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

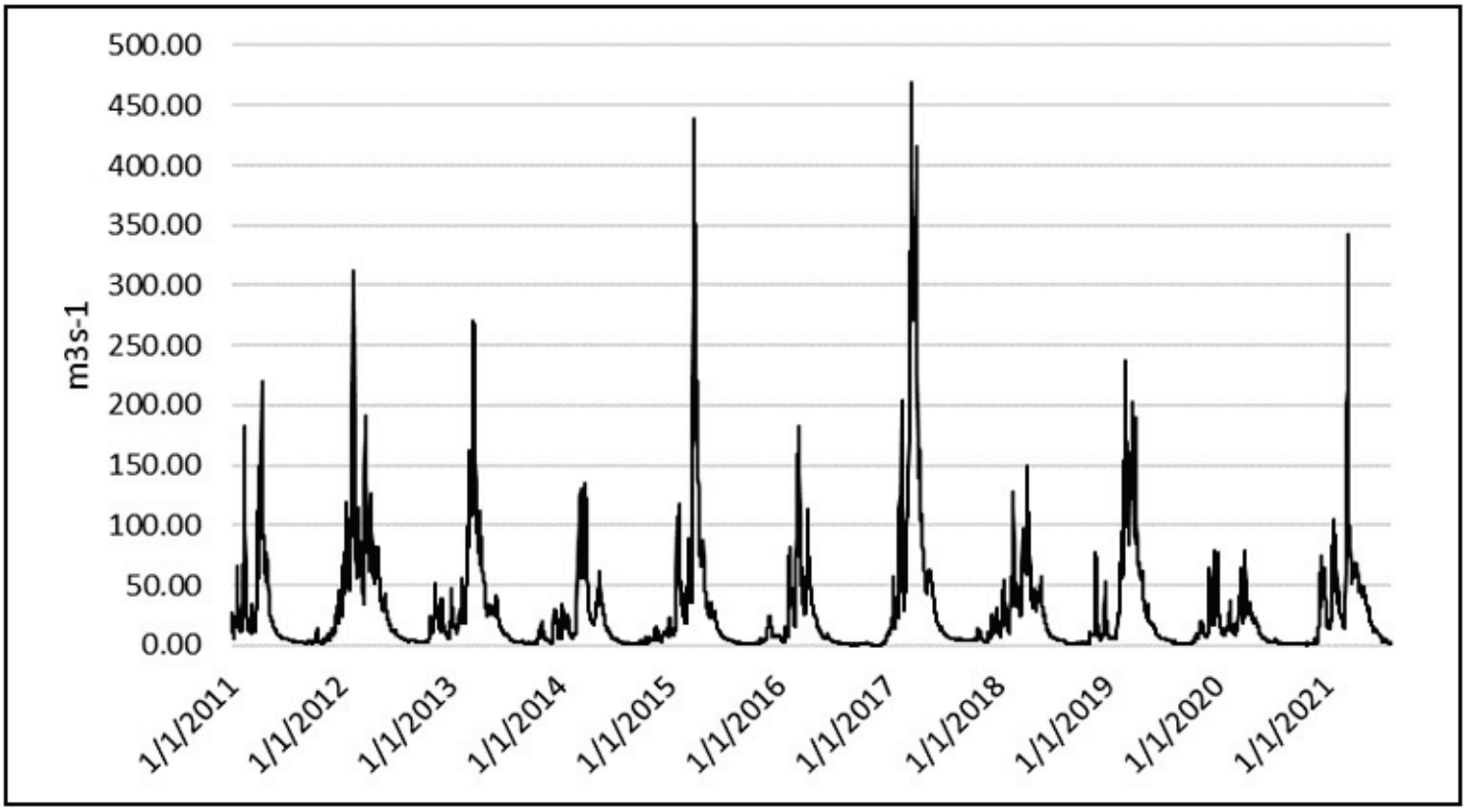


Figura 5. Caudales diarios, estación Yonán, del 1° de enero de 2011 al 31 de julio de 2021.

Se tomó como variable de entrada original la información histórica de caudales ya mencionada y como variable de entrada tratada a la información reducida de la variable original, producto de diferencias regulares, aplicación de logaritmos y diferencia estacional.

Se realizaron los correlogramas (función de autocorrelación y función de autocorrelación parcial) de la variable de entrada original (Figura 6, lado izquierdo) y de la variable de entrada tratada (Figura 6, lado derecho). La variable original muestra una notoria longitud de onda estacional a cada 365 rezagos (FAC). La variable tratada muestra ese

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

mismo comportamiento de otra forma, representado en barras que sobresalen marcando el rezago estacional, más persistente en el FACP.

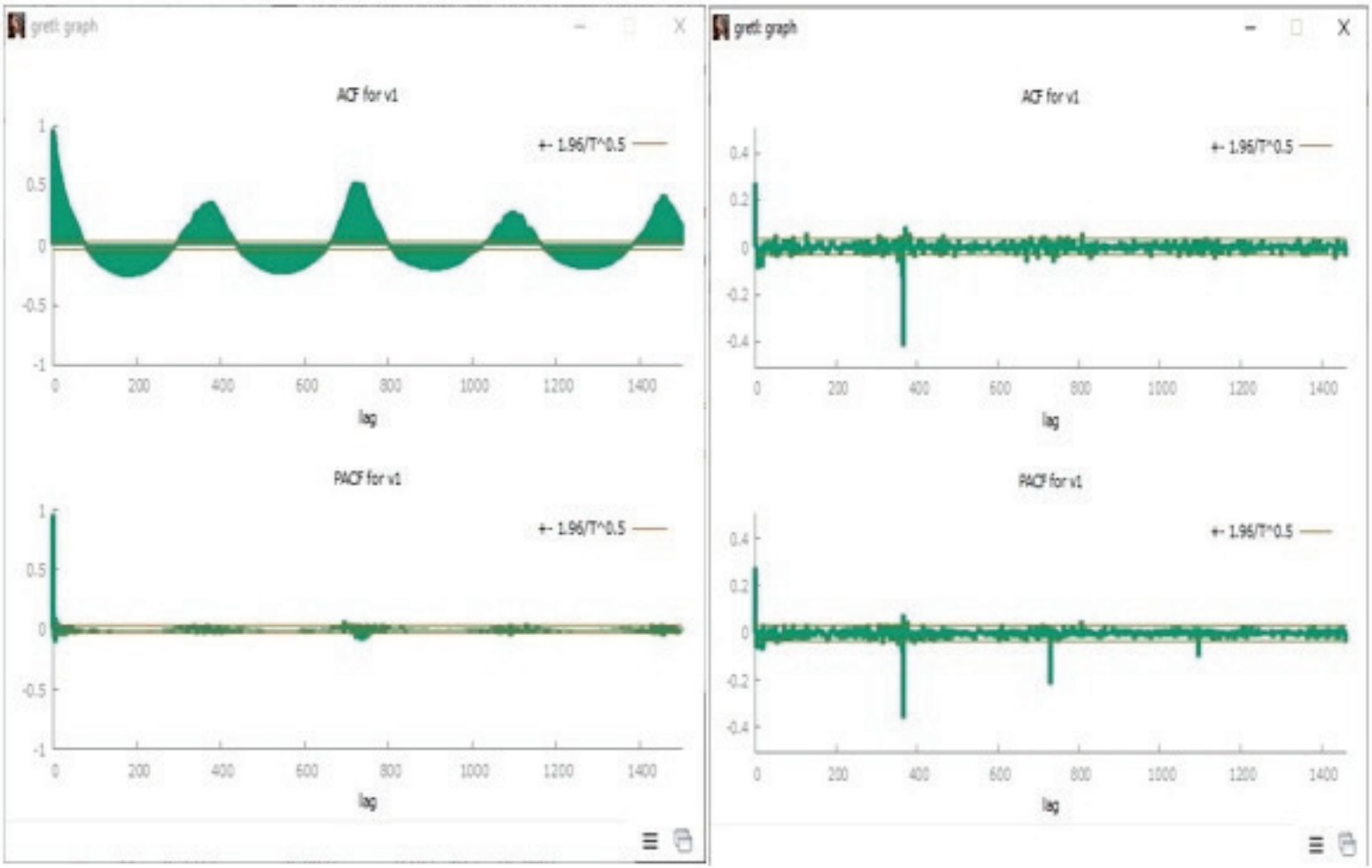


Figura 6. Correlogramas a 1500 rezagos para la serie temporal de caudales Yonán del 01/01/2011 al 31/07/2021 Se utilizó la interfaz GUI del *software gretl 2023a* para los correlogramas.

Mediante la prueba aumentada de Dickey-Fuller se evaluó la estacionariedad de la variable tratada, en donde la hipótesis nula afirma

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

la presencia de una raíz unitaria (no estacionariedad) (citado en Mamani *et al*., 2022), mediante *EViews 14 University Edition* (IHS Global Inc.); se obtuvo para el máximo rezago tanto en su parte regular como estacional (Tabla 2).

Tabla 2. Resultados de la prueba Dick-Fuller aumentada.

Rezago	t_{tab}	t_{cal}	*p*-valor	Observación
17	-2.86	-17.81	< 0.05	Rechaza H_0
730	-2.86	-3.50	< 0.05	Rechaza H_0

Estimaciones realizadas en *EViews 14 University Edition*.

Con base en FAC y FACP, los parámetros designados para AR(p) en su parte regular son 1, 5, 8, 10 y 11. MA(q) son 2 y 17. Aplicó diferenciación en su parte regular una sola vez, por lo que el valor de *d* es 1. En su parte estacional AR(P), los valores de *P* son iguales a 365 y 730, y el valor de *D* es igual a 1.

Mediante el modelo IGARCH que modeliza la varianza de los residuos que SARIMA (media y estacionalidad) produce con la variable tratada (serie logarítmica de los caudales con diferencia regular y estacional) aplicada a los rezagos ya mencionados; en la Tabla 3 se muestran resultados preliminares. La primera columna es el modelo SARIMA implementado al rezago. La segunda contiene los coeficientes usando el modelo de varianza residual IGARCH de los parámetros asociados con el modelo de la columna primera; la tercera contiene errores estándar de los estimadores IGARCH al modelo SARIMA de la columna primera; la cuarta es el *z*-estadístico que contiene los

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

coeficientes entre la estimación IGARCH de la columna primera y el error estándar del estimador IGARCH correspondiente; la última columna son los niveles de significancia marginal (*p*-valor) (Mauricio, 2005), que se basa en el contraste que es estadísticamente significativo si *p*-valor ≤ Alpha (Alpha = 0.05) (Ocaña- Peinado (s.f.).

Tabla 3. Significancia de los rezagos en los modelos en la parte regular y estacional.

Variable	Coeficiente	Desviación estándar del error	*Z*-estadístico	Probabilidad
C	-0.001316	0.000688	-1.911672	0.0559
AR(1)	0.317206	0.015884	19.97022	0.0000
AR(5)	-0.027359	0.015254	-1.793596	0.0729
AR(8)	-0.032930	0.015089	-2.182407	0.0291
AR(10)	-0.029922	0.015897	-1.882203	0.0598
AR(11)	-0.020575	0.015726	-1.308328	0.1908
SAR(365)	-0.643883	0.010408	-61.86586	0.0000
SAR(730)	-0.328093	0.010266	-31.95831	0.0000
MA(2)	-0.088813	0.017674	-5.024975	0.0000
MA(17)	-0.030979	0.014690	-2.108846	0.0350

Estimaciones realizadas en *EViews 14 University Edition*.

La Figura 7 muestra el comportamiento de los residuos del modelo, por lo que evaluó la prueba de multiplicador de LaGrange (LM) para efectos ARCH (Engle, 1982, citado en Cueva, 2024), dando valores por encima del 5 % (chi-cuadrado, *p*-valor = 0.5049), utilizando el modelo

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

IGARCH (varianza residual), lo que no rechaza la hipótesis nula de no presencia de heterocedasticidad (Sjölander, 2011).

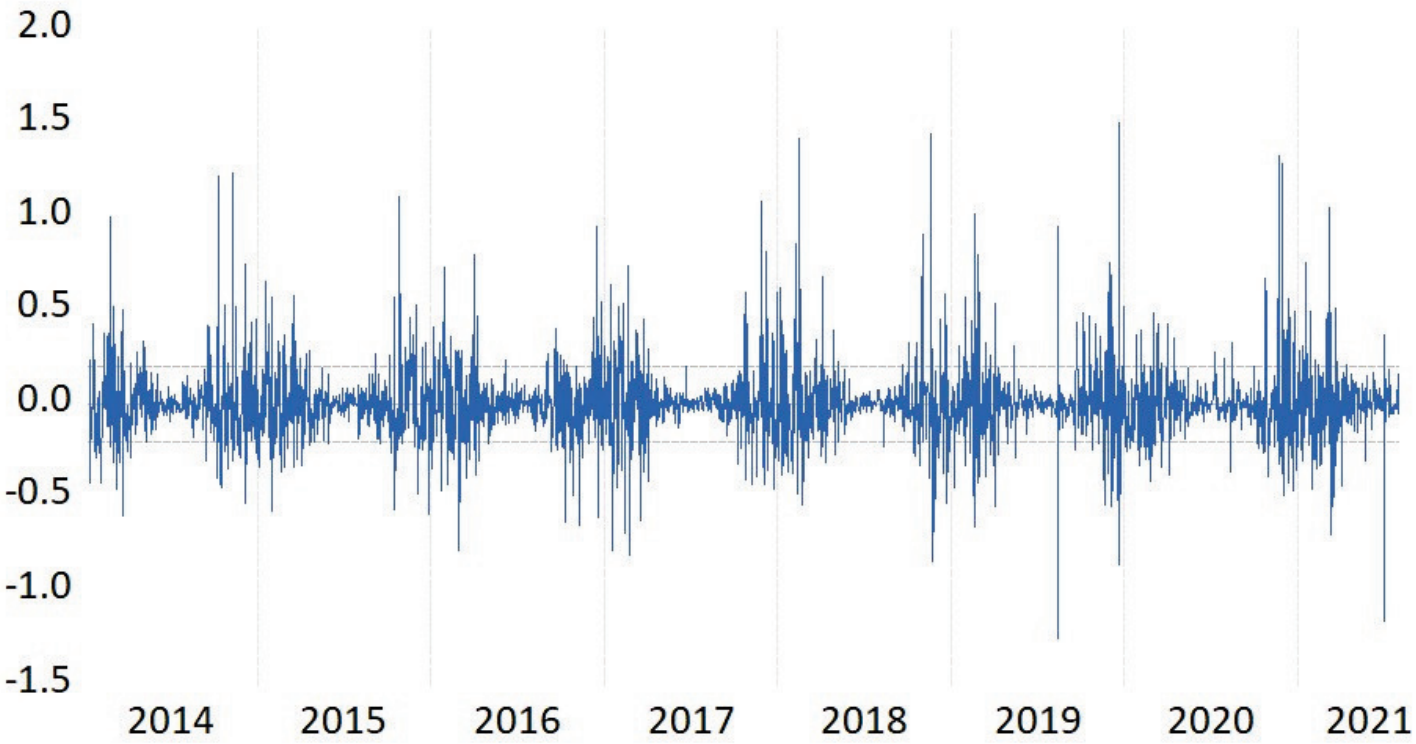


Figura 7. Elaboración propia en *EViews 14 University Edition*.

La Tabla 4 muestra la suma de los coeficientes igual a 1 ($\alpha_1 + \alpha_2$), por lo que se define como un proceso IGARCH (Engle & Bollerslev, 1986, citados en Akgül & Sayyan, 2008). El valor del primer coeficiente no es pequeño y el valor del segundo no es relativamente grande (Corvi, 2017), lo cual indica que la variable tiene una considerable volatilidad condicional. La columna de probabilidad de dichos coeficientes (Tabla 4) indica que el contraste es estadísticamente significativo si p-valor ≤ Alpha

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

(Alpha = 0.05) (Ocaña-Peinado (s.f.), que muestra que el modelo IGARCH usado es aceptado. Cabe resaltar que la varianza residual del modelo SARIMA seleccionado (Tabla 3), se modeló con un GARCH(1,1), pero la suma de ($\alpha_1 + \alpha_2$) dio 1.0, lo que apremió a usar un modelo IGARCH(1,1) en su lugar.

Tabla 4. Parámetros del modelo de varianza.

Variable	Coeficiente	Desviación estándar del error	*Z*-estadístico	Probabilidad
RESID(-1)^2	0.105055	0.006469	16.23930	0.0000
GARCH(-1)	0.894945	0.006469	138.3399	0.0000

Estimaciones realizadas en *EViews 14 University Edition*.

La serie temporal de entrada de la estación "Yonán" no tuvo amplia variedad de modelos, por lo que mediante el modelo IGARCH simuló la varianza condicional de los residuos generados por el modelo SARIMA seleccionado. En la Tabla 5, los parámetros considerados son el valor de Akaike (AIC), una señal de precisión, y el valor de Schwarz (BIC), una señal de simplicidad del modelo. Estos son presentados como resultado por distintos modelos de varianza para los residuos (la segunda columna es para modelos con varianza constante).

Tabla 5. Parámetros para diferentes modelos de varianza

Valores	NLS-ARMA	ARCH(1)	GARCH(1,1)	IGARCH(1,1)
AIC	-0.323899	-0.917155	-1.106559	-1.085717
BIC	-0.304533	-0.889240	-1.076497	-1.062097

Estimaciones realizadas en *EViews 14 University Edition*.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

La validación del modelo, siguiendo el método Box-Jenkins mediante *EViews 14 University Edition* (IHS Global Inc.) arrojó para la prueba de normalidad una $p < 0.05$ rechazando la hipótesis nula de que los residuos siguen una distribución normal por el contraste de Jarque-Bera (Romero *et al*., 2018) (Tabla 6). La media de los residuos es aproximadamente 0 (0.03). La prueba ARCH-LM obtuvo un $p > 0.05$, lo cual indica que la hipótesis nula fue aceptada (Sjölander, 2011), eso quiere decir que el modelo IGARCH para la varianza residual es aceptado. Finalmente, se aplicó la prueba de Ljung-Box (Figura 8) para evaluar la presencia de autocorrelación en los residuos del modelo. Al obtener un *p*-valor superior a 0.05 en más de 200 rezagos, se aceptó la hipótesis nula (H_0). Esto demuestra la ausencia de autocorrelación serial y confirma que los residuos se comportan como ruido blanco. Cabe precisar que esta prueba de Portmanteau, propuesta originalmente por Box-Pierce y perfeccionada por Ljung-Box, valida de manera conjunta el correcto ajuste del modelo estimado (Ljung & Box, 1978, citados en Mamani *et al*., 2022).

Tabla 6. Validación del modelo.

Pruebas de validación	**Normalidad**	**Heterocedasticidad**	**Aleatoriedad e independencia**
Jarque-Bera	$p < 0.05$	X	X
Prueba-LM-ARCH	X	$p > 0.05$	X
Prueba Ljung-Box	X	X	$p > 0.05$

Estimaciones realizadas en *EViews 14 University Edition*.

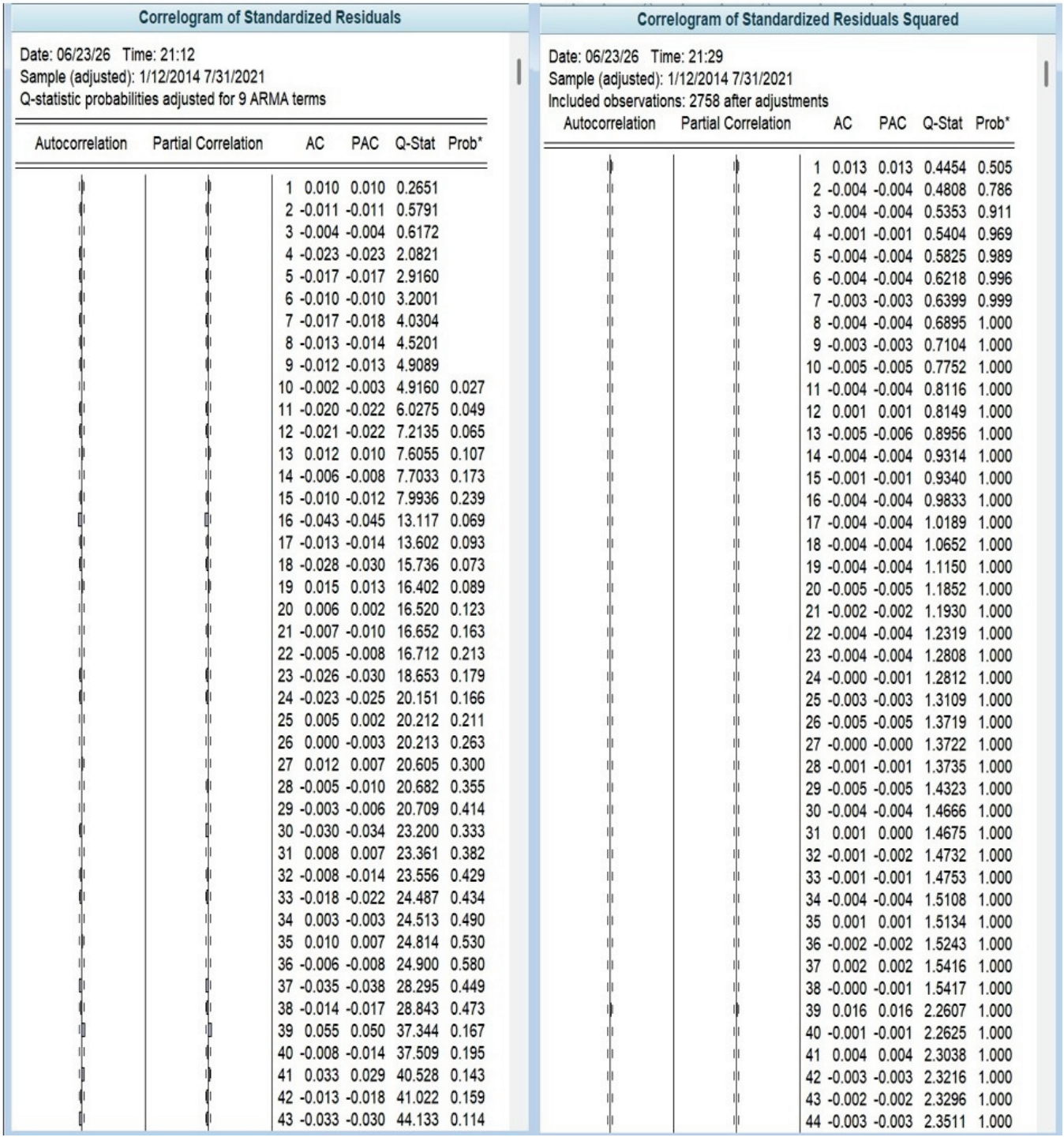
2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates



Correlogram of Standardized Residuals

Date: 06/23/26 Time: 21:12
Sample (adjusted): 1/12/2014 7/31/2021
Q-statistic probabilities adjusted for 9 ARMA terms

Autocorrelation	Partial Correlation		AC	PAC	Q-Stat	Prob*
		1	0.010	0.010	0.2651	
		2	-0.011	-0.011	0.5791	
		3	-0.004	-0.004	0.6172	
		4	-0.023	-0.023	2.0821	
		5	-0.017	-0.017	2.9160	
		6	-0.010	-0.010	3.2001	
		7	-0.017	-0.018	4.0304	
		8	-0.013	-0.014	4.5201	
		9	-0.012	-0.013	4.9089	
		10	-0.002	-0.003	4.9160	0.027
		11	-0.020	-0.022	6.0275	0.049
		12	-0.021	-0.022	7.2135	0.065
		13	0.012	0.010	7.6055	0.107
		14	-0.006	-0.008	7.7033	0.173
		15	-0.010	-0.012	7.9936	0.239
		16	-0.043	-0.045	13.117	0.069
		17	-0.013	-0.014	13.602	0.093
		18	-0.028	-0.030	15.736	0.073
		19	0.015	0.013	16.402	0.089
		20	0.006	0.002	16.520	0.123
		21	-0.007	-0.010	16.652	0.163
		22	-0.005	-0.008	16.712	0.213
		23	-0.026	-0.030	18.653	0.179
		24	-0.023	-0.025	20.151	0.166
		25	0.005	0.002	20.212	0.211
		26	0.000	-0.003	20.213	0.263
		27	0.012	0.007	20.605	0.300
		28	-0.005	-0.010	20.682	0.355
		29	-0.003	-0.006	20.709	0.414
		30	-0.030	-0.034	23.200	0.333
		31	0.008	0.007	23.361	0.382
		32	-0.008	-0.014	23.556	0.429
		33	-0.018	-0.022	24.487	0.434
		34	0.003	-0.003	24.513	0.490
		35	0.010	0.007	24.814	0.530
		36	-0.006	-0.008	24.900	0.580
		37	-0.035	-0.038	28.295	0.449
		38	-0.014	-0.017	28.843	0.473
		39	0.055	0.050	37.344	0.167
		40	-0.008	-0.014	37.509	0.195
		41	0.033	0.029	40.528	0.143
		42	-0.013	-0.018	41.022	0.159
		43	-0.033	-0.030	44.133	0.114

Correlogram of Standardized Residuals Squared

Date: 06/23/26 Time: 21:29
Sample (adjusted): 1/12/2014 7/31/2021
Included observations: 2758 after adjustments

Autocorrelation	Partial Correlation		AC	PAC	Q-Stat	Prob*
		1	0.013	0.013	0.4454	0.505
		2	-0.004	-0.004	0.4808	0.786
		3	-0.004	-0.004	0.5353	0.911
		4	-0.001	-0.001	0.5404	0.969
		5	-0.004	-0.004	0.5825	0.989
		6	-0.004	-0.004	0.6218	0.996
		7	-0.003	-0.003	0.6399	0.999
		8	-0.004	-0.004	0.6895	1.000
		9	-0.003	-0.003	0.7104	1.000
		10	-0.005	-0.005	0.7752	1.000
		11	-0.004	-0.004	0.8116	1.000
		12	0.001	0.001	0.8149	1.000
		13	-0.005	-0.006	0.8956	1.000
		14	-0.004	-0.004	0.9314	1.000
		15	-0.001	-0.001	0.9340	1.000
		16	-0.004	-0.004	0.9833	1.000
		17	-0.004	-0.004	1.0189	1.000
		18	-0.004	-0.004	1.0652	1.000
		19	-0.004	-0.004	1.1150	1.000
		20	-0.005	-0.005	1.1852	1.000
		21	-0.002	-0.002	1.1930	1.000
		22	-0.004	-0.004	1.2319	1.000
		23	-0.004	-0.004	1.2808	1.000
		24	-0.000	-0.001	1.2812	1.000
		25	-0.003	-0.003	1.3109	1.000
		26	-0.005	-0.005	1.3719	1.000
		27	-0.000	-0.000	1.3722	1.000
		28	-0.001	-0.001	1.3735	1.000
		29	-0.005	-0.005	1.4323	1.000
		30	-0.004	-0.004	1.4666	1.000
		31	0.001	0.000	1.4675	1.000
		32	-0.001	-0.002	1.4732	1.000
		33	-0.001	-0.001	1.4753	1.000
		34	-0.004	-0.004	1.5108	1.000
		35	0.001	0.001	1.5134	1.000
		36	-0.002	-0.002	1.5243	1.000
		37	0.002	0.002	1.5416	1.000
		38	-0.000	-0.001	1.5417	1.000
		39	0.016	0.016	2.2607	1.000
		40	-0.001	-0.001	2.2625	1.000
		41	0.004	0.004	2.3038	1.000
		42	-0.003	-0.003	2.3216	1.000
		43	-0.002	-0.002	2.3296	1.000
		44	-0.003	-0.003	2.3511	1.000

Figura 8. Elaboración propia en *EViews 14 University Edition* de la prueba Ljung-Box para residuos simples y cuadráticos estandarizados.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Para evaluar el desempeño de la simulación de datos, se usó la prueba de sensibilidad de Monte Carlo. A través del *software* GoldSim Technology Group LLC (2026), la respuesta se presenta en la Figura 9.

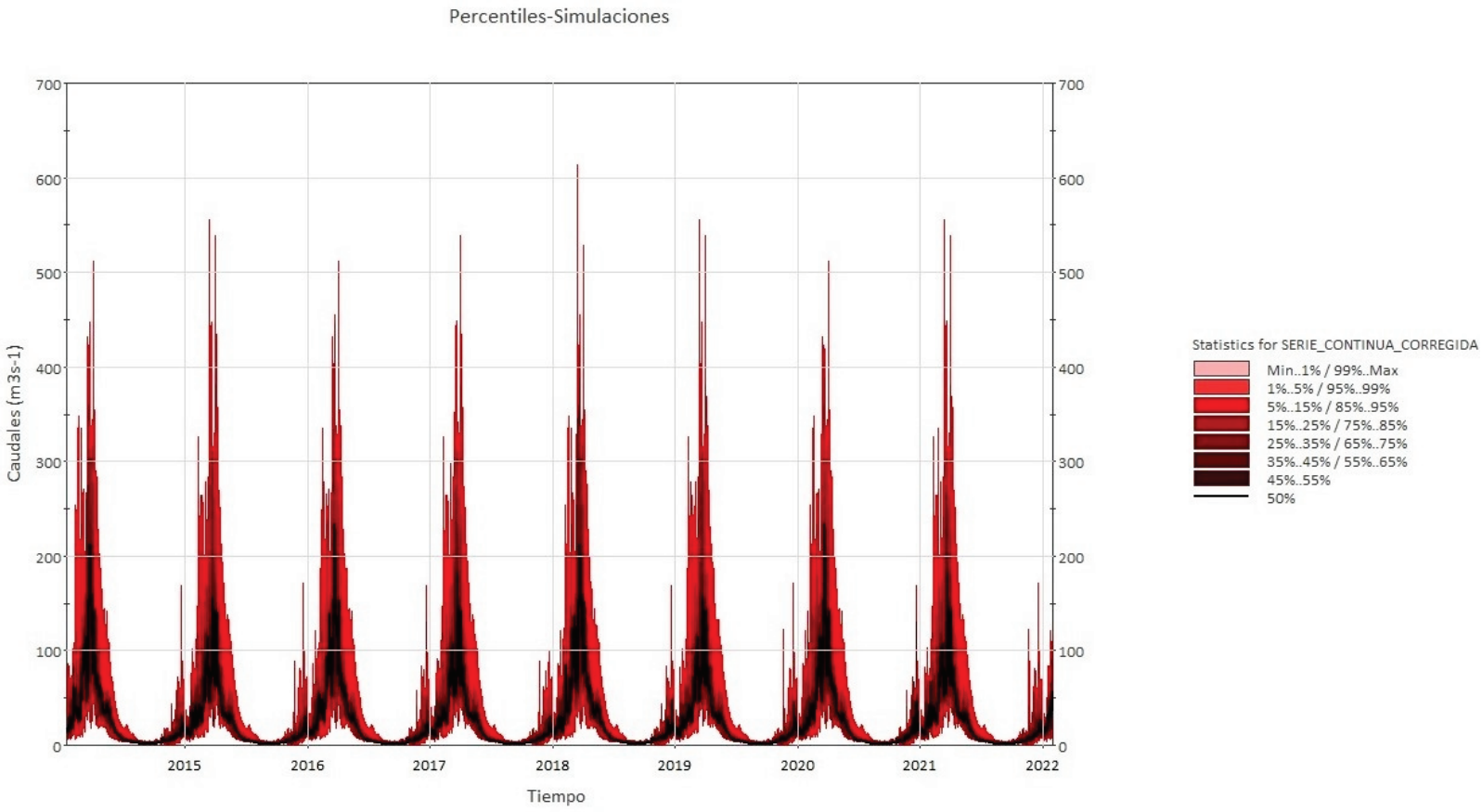


Figura 9. Variabilidad de caudales simulados. Elaboración propia con *GoldSim 15 R2 Limited Edition (Trial)*.

Para la simulación con el *HEC-ResSim Version 3.3* (U.S. Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center, 2021) se consideraron ocho escenarios para los últimos 365 días (Figura 10).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

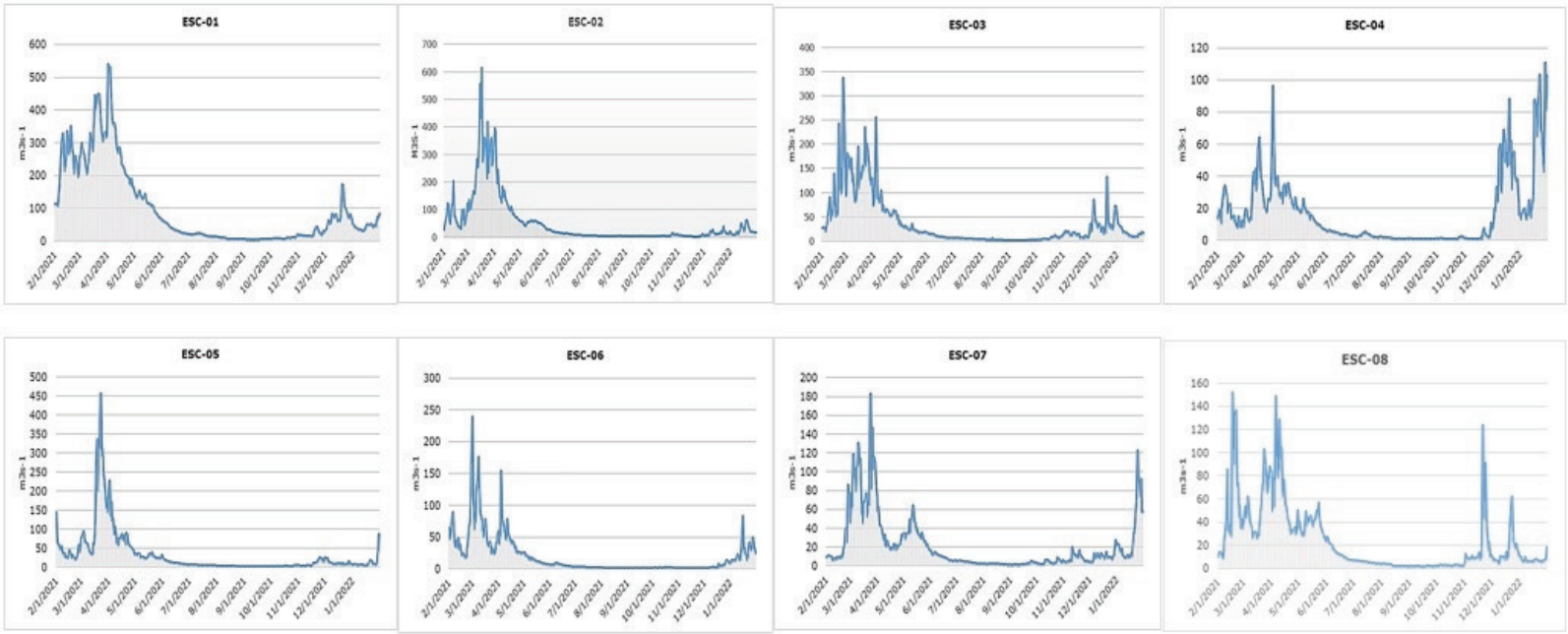


Figura 10. Escenarios simulados del modelo SARIMA+IGARCH.

El comportamiento hidráulico del reservorio fue validado con base en información de niveles históricos de la presa Gallito Ciego y de información de descarga a través de la estación "Canal de descarga E-02". El intervalo de tiempo tomado comprendió del 1° de septiembre de 2018 al 31 de julio de 2021 a escala diaria. Se generaron valores de aproximación estadísticos (Tabla 7) y se compararon con valores tomados en la Tabla 1.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

Tabla 7. Comparación valores estadísticos.

Serie temporal	RSR	NSE	PBIAS	R^2	Observación
Niveles de agua (m.s.n.m.)	0.05	1.00	0.00	0.99	Muy buena
Descargas históricas (m^3s-1)	0.45	0.80	1.50	0.80	Muy buena

Obtenido del código *r HydroGoF*.

La Figura 11 muestra los escenarios simulados de un año de duración para abastecer la demanda máxima (poblacional, primaria y agrícola) mediante índices de operación. El índice del abastecer por tiempo son las barras con relleno blanco; el índice del abastecer volumétrico son las de relleno negro, y el déficit por volumen son las barras en líneas discontinuas; todo estos representados en porcentaje (%). En la gráfica superior izquierda (396 msnm), los escenarios 4, 6 y 7 no abastecen a la demanda máxima; para la gráfica superior derecha (388 msnm), se suma el escenario 8 al desabastecer y, por último, en la gráfica inferior (361 m.s.n.m.) se agrega el escenario 5 al desabastecimiento. Solo abastecen tres escenarios (1, 2 y 3) las demandas máximas hasta llegar al nivel mínimo óptimo (NAMINO = 361 m.s.n.m.). Entre los escenarios que no abastecen a la demanda, el más desfavorable es el escenario 4, que a un nivel de "arranque" de 361 m.s.n.m. llega a tener un déficit volumétrico de 87.4 %. Este escenario tampoco llega a abastecer las mínimas demandas (361 m.s.n.m.), por lo que recién dichas demandas las cubre con un nivel de "arranque" de simulación en 364 m.s.n.m.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

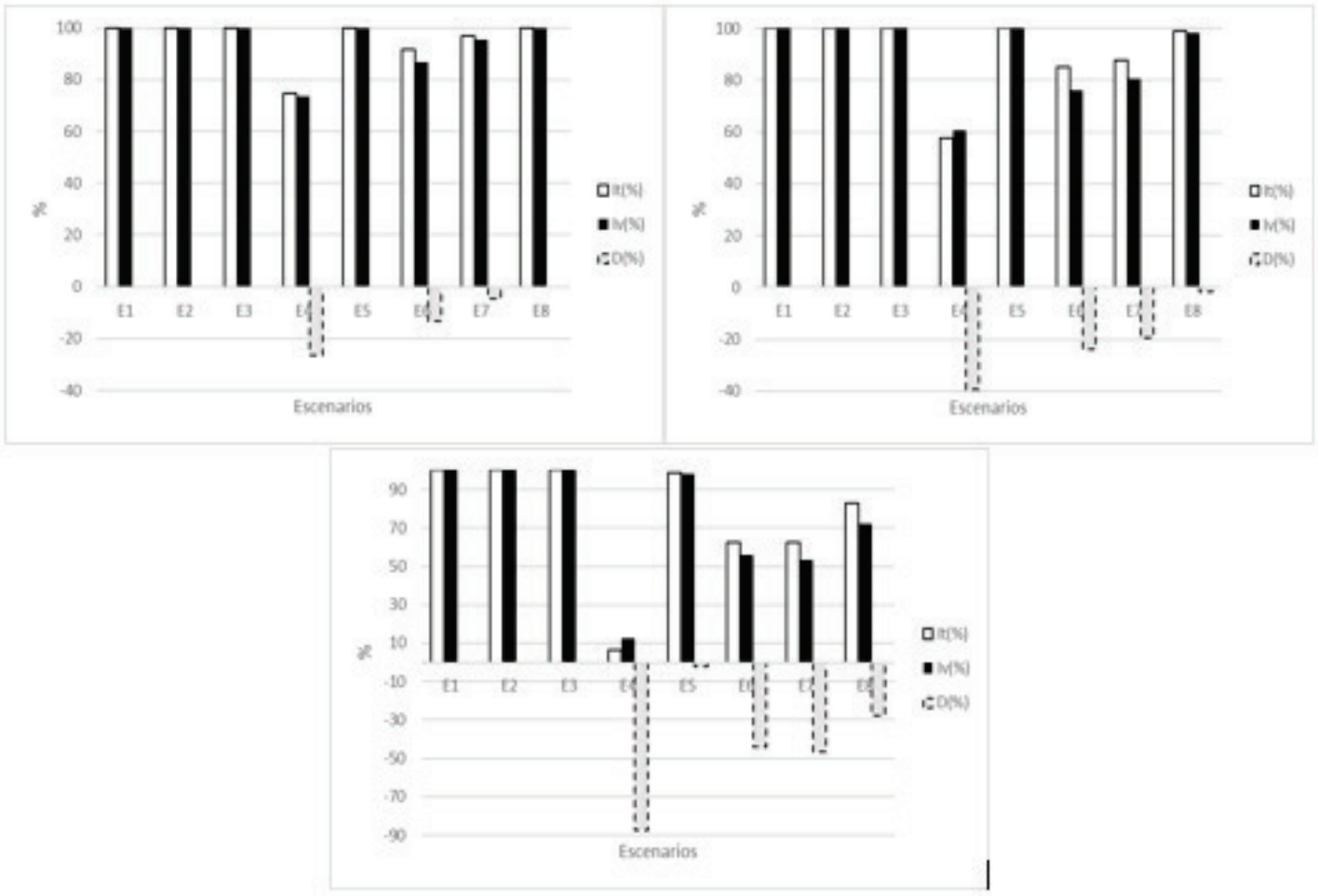


Figura 11. Índices de abastecimiento para máximas demandas en diferentes niveles de "arranque" de simulación.

La Figura 12 muestra el comportamiento del reservorio para el escenario 4 abasteciendo la demanda mínima (agrícola, poblacional y primaria), con una simulación de un año en un nivel de "arranque" de 364 m.s.n.m. mediante el *software HEC-ResSim Version 3.3* (USACE, 2021).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

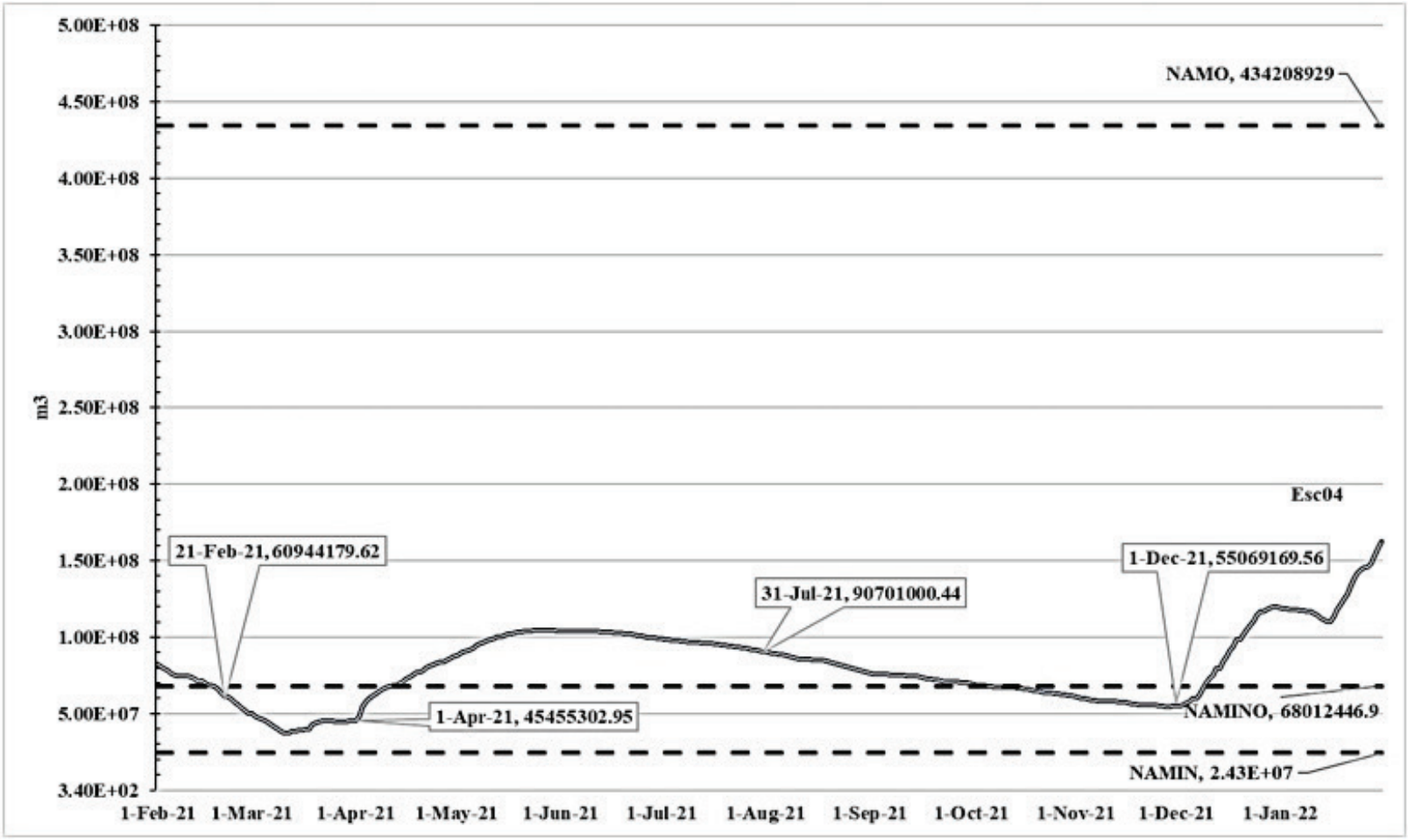


Figura 12. Comportamiento del reservorio en el escenario 4 en un nivel de "arranque" de simulación de 364 m.s.n.m. (82.44 hm^3), escenario más desfavorable.

En la Figura 13 se mostraron perfiles de simulación del reservorio para los escenarios 1, 3 y 5 en diferentes niveles de "arranque".

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

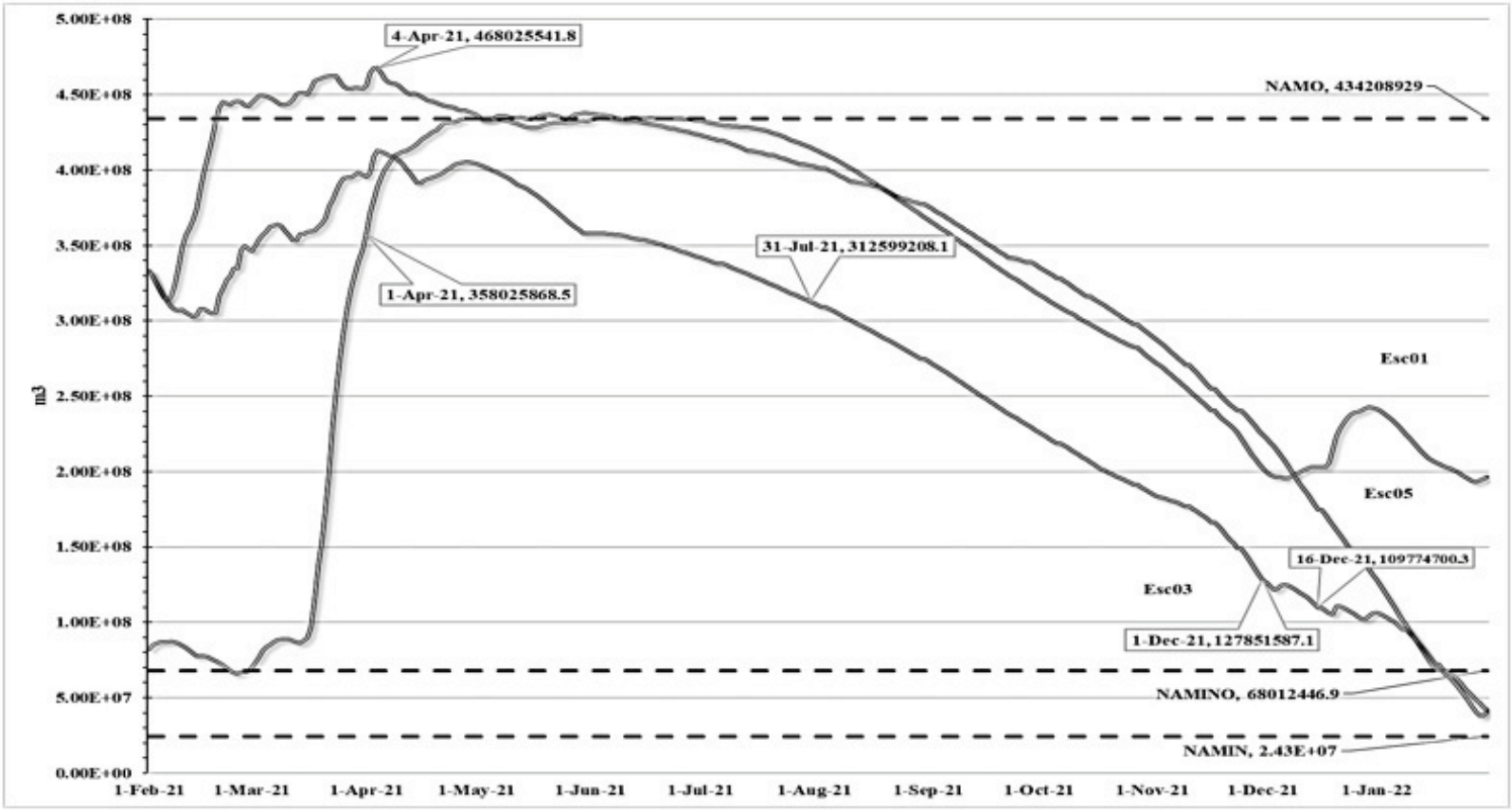


Figura 13. Perfil volumétrico que cumple con las demandas máximas.

Se consideró inicio de temporadas de lluvias el 1° de diciembre e inicio de temporadas de estiaje el 1° de abril. La Tabla 8 muestra los niveles del reservorio utilizando batimetría 2017.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

Tabla 8. Niveles y volúmenes, embalse Gallito Ciego.

Batimetría	Nivel (m. s. n. m.)	Volumen (hm^3)
CORONA	413.0	-
Nivel de aguas máximas extraordinarias (NAME)	410.3	-
Nivel de aguas máximas ordinarias (NAMO)	404.0	434.21
Nivel de aguas mínimas ordinarias (NAMINO)	361.0	68.01
Nivel de aguas mínimas (NAMIN)	350.0	24.30
SEGURIDAD (01FEB)	396.3	332.99

Batimetría 2017.

Reglas de operación y descarga para demandas máximas (volumen/nivel) presentadas en la Tabla 9.

Tabla 9. Reglas de operación demandas y descargas máximas.

Directiva	Volumen mínimo	Nivel de agua	
Reglas de operación para demandas máximas			
Inicio de temporada de estiaje	358.03 hm^3	398.31 m.s.n.m.	
Durante la temporada de estiaje (31 de julio)	312.59 hm^3	394.59 m.s.n.m.	
Inicio de temporada de avenida	127.90 hm^3	372.54 m.s.n.m.	
Reglas de operación para descargas			
Descarga por vertedero	33.82 hm^3/355.59 m^3s-1	406.38 m.s.n.m.	
Descarga variable válvulas H-B	**Máximo descargado**	**Máxima duración**	
	139.47 m^3s-1	204 días	
Descarga máxima de las turbinas	40 m^3s-1	**Máxima duración**	**Mínima duración**
		204 días	152 días

Elaboración propia utilizando *HEC-ResSim 3.3*.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

Reglas de operación y descarga para demandas mínimas (volumen/nivel) presentadas en la Tabla 10.

Tabla 10. Reglas de operación demandas y descargas mínimas.

Directiva	**Volumen mínimo**	**Nivel de agua**
Reglas de operación para demandas mínimas		
Inicio de temporada de estiaje	45.50 hm^3	355.79 m.s.n.m.
Durante la temporada de estiaje (31 de julio)	90.70 hm^3	365.65 m.s.n.m.
Inicio de temporada de avenida	55.07 hm^3	358.10 m.s.n.m.
Reglas de operación para descargas		
Descarga por vertedero	No trabaja	
Descarga variable válvulas H-B	No trabaja	
Descarga máxima de las turbinas	**Máxima descarga**	**Mínima descarga**
	39.06 m^3s-1	0.50 m^3s-1

Elaboración propia utilizando *HEC-ResSim 3.3*.

Discusión

El ACF de los caudales diarios (Figura 6, lado izquierdo) muestra la autocorrelación total de los valores (efectos directos e indirectos), y como respuesta muestra en este correlograma un comportamiento oscilatorio que se interpreta como estacionalidad en la variable, que la hace ser no estacionaria por estacionalidad. Esta fue transformada mediante diferenciaciones (regular y estacional) para así obtener el correlograma de esta variable (Figura 6, lado derecho) y que cumpla con el requisito de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

estacionariedad (prueba Dick-Fuller aumentada, Tabla 2). Se aplicaron modelos AR (autorregresivo) y MA (media móvil) en diferentes rezagos que están fuera de la zona de confianza (± 1.96/N^0.5) y se les aplicó el modelo tipo IGARCH a los residuos del modelo SARIMA (Tabla 3). En la Figura 7 se mostró el comportamiento heterocedástico condicional residual entre el modelo y la variable. Para validar el modelo y así generar pronósticos (Figura 10), a través del método Box-Jenkins y el *software EViews 14 University Edition* (IHS Global Inc.), la normalidad, aunque haya rechazado la hipótesis nula (Tabla 6) de que la serie sigue una distribución normal; esto es irrelevante, ya que el teorema central del límite dice que si una muestra es lo bastante grande ($N \geq 30$), sea cual sea la distribución de la media muestral, seguirá aproximadamente una distribución normal (Díaz, 2006: 119). A partir de la prueba ARCH-LM, acepta la hipótesis nula (no presenta problemas de heterocedasticidad), lo cual indica que el modelo usado es válido (familia ARCH). Por último, la prueba de Ljung-Box presenta valores mayores al 5% de probabilidad, lo que acepta la Ho que los residuos cumplen con la definición de ruido blanco (Figura 8); esto cumple con lo afirmado por Ljung y Box (1978) (citados en Mamani *et al*., 2022: 33).

Para el análisis de sensibilidad mediante el método de Monte Carlo, no fue necesario un número elevado de escenarios, por lo que solo se generaron 100, ya que el sistema es sencillo (Avilés-Añazco *et al*., 2016). Se produjeron ocho escenarios de 2 942 días de duración en "estratos" igualmente probables mediante el método estadístico MLH (muestreo latino hipercubo) para asegurar que el espacio de probabilidad del parámetro sea abarcado uniformemente (GoldSim Technology Group LLC, 2026: 504). El análisis de sensibilidad comprende la capacidad de generar varias simulaciones del modelo a través del método de Monte Carlo y está

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

relacionado, a su vez, con la incertidumbre, lo cual implica el empleo del método estadístico MLH que genera una función de distribución acumulativa (FDA). Esta incertidumbre se evaluó mediante la cuantificación de la variabilidad de estas simulaciones a través de porcentajes. En la simulación del embalse a través del *software Hec-ResSim* se consideró el mínimo nivel de abastecimiento de 350 m.s.n.m. (nivel de altitud mínimo) con base en el manual de operaciones de la represa Gallito Ciego (Midagri & Pejeza, 2023).

Así como las simulaciones se consideran desde el 1° de febrero hasta el 31 de enero del año siguiente último (u año), por cada simulación se consideró para el *software HEC-ResSim Version 3.3* (USACE, 2021) un nivel de embalse de "arranque" (396, 388 y 361 m.s.n.m.). En la Figura 13, el escenario 1 resalta porque es el hidrograma más vasto del resto, lo que indica el valor mayor simulado que descarga el vertedero, considerando máxima salida por turbinas (40 m^3s-1) y por válvulas H-B (140 m^3s-1). Los escenarios 3 y 5 son aquellos que abastecen por poco a la demanda máxima. El escenario 5 limita hasta el 10 abril y el escenario 3 hasta 31 enero; o sea, los niveles de reservorio que estén por debajo de estas curvas muestran que el sistema no asegura abastecimiento de las demandas máximas a partir de los escenarios simulados.

Conclusiones

En general, mediante la simulación de información hidrológica a través de un modelo estocástico y utilizando un método para el análisis de sensibilidad —que permitió generar diversos escenarios que relacionados con una incertidumbre para cada uno de estos— se cuantificó su variabilidad mediante percentiles y a través de índices de capacidad para

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 311-361. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-07

abastecer a la demanda en los valles Jequetepeque y Zaña, dando una evaluación adecuada del comportamiento del sistema; esto determinó finalmente una serie de reglas de operación ya señaladas. Por otro lado, el modelo SARIMA no solo pronostica el comportamiento típico de la variable hidrológica usada (tendencia en la media y estacionalidad anual), sino que mediante el modelo IGARCH, genera pronóstico de la varianza residual heterocedástica condicional a escala diaria, semejándose al comportamiento de las variables econométricas.

El modelo estocástico seleccionado se aproximó a los caudales diarios de la estación Yonán desde el 1° de enero de 2011 hasta el 31 de julio de 2021 y mediante un análisis de sensibilidad generó ocho escenarios simulados. Los escenarios 3 y 5 definieron la frontera mínima volumétrica para abastecer las demandas máximas (agrícola, poblacional y primaria); el escenario 1 delimitó y cuantificó el volumen de salida por vertedero; el escenario 4 fue la simulación del embalse en su condición mínima de funcionamiento para poder abastecer la demanda (Figura 12).

Se recomienda evaluar el impacto del material de arrastre, pues la batimetría con que se simuló el sistema pertenece en este documento al año 2017; evaluar el mantenimiento para canales de distribución y también sus otras estructuras de derivación (bocatomas, compuertas, etc.) desde el punto de vista de limpieza como estructural; evaluar la calidad de la poza de compensación y la poza disipadora, y dar mantenimiento a todos los accesorios de la represa Gallito Ciego.

Agradecimientos

Un agradecimiento en especial al Proyecto Especial Jequetepeque-Zaña (PEJEZA) por el apoyo brindado y por toda la información alcanzada para

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

el presente artículo (Resolución Jefatural N° 045-2017-ANA de fecha 28.02.2017).

Financiamiento

No se contó con financiamiento para esta investigación.

Declaración de conflictos de interés

Los autores declaran no tener ningún conflicto de interés.

Declaración de uso de IA

Se utilizó ChatGPT solo para mejorar la redacción del párrafo: "(...) Al obtener un *p*-valor superior a 0.05 en más de 200 rezagos, se aceptó la hipótesis nula (H0). Esto demuestra la ausencia de autocorrelación serial y confirma que los residuos se comportan como ruido blanco. Cabe precisar que esta prueba de Portmanteau, propuesta originalmente por Box-Pierce y perfeccionada por Ljung-Box, valida de manera conjunta el correcto ajuste del modelo estimado".

Cabe aclarar que todos los resultados técnicos son producto del uso de los autores a través de los *softwares*:

IHS Global Inc. (2024). EViews 14 University Edition (Versión 14) [Software de computadora].

Cottrell, A., & Lucchetti, R. (2023). *gretl: Gnu regression, econometrics and time-series library (Version 2023a)* [*Software* de computadora]. Free Software Foundation (código libre).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

U.S. Army Corps of Engineers. (2021). *HEC-ResSim (Version 3.3) [Software de computadora]* (código libre).

GoldSim Technology Group LLC. (2026). *GoldSim 15 R2 Limited Edition* (Trial) *[Software de computadora].*

U.S. Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center. (2023). *HEC-DSSVue (Version 3.3.29) [Software].* (código libre).

Referencias

Adhikari, R., & Agrawal, R. K. (2013). *An introductory study on time series modeling and forecasting (Preprint)*. arXiv. https://doi.org/10.48550/arXiv.1302.6613

Akaike, H. (1974). A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, *19*(6), 716-723. https://doi.org/10.1109/TAC.1974.1100705

Akgül, I., & Sayyan, H. (2008). Modelling and forecasting long memory in exchange rate volatility vs. stable and integrated GARCH models. *Applied Financial Economics*, *18*(6), 463-483. https://doi.org/10.1080/09603100600959860

Amaris, G., Ávila, H., & Guerrero, T. (2017). Aplicación de modelo ARIMA para el análisis de series de volúmenes anuales en el río Magdalena. *Tecnura*, *21*(52), 88-101. https://doi.org/10.14483/10.14483/udistrital.jour.tecnura.2017.2.a07

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Aponte-Rosales, C. (2018). *Factibilidad de aplicar la metodología de descolmatación UDEP en el embalse Gallito Ciego* (tesis de ingeniería). Universidad de Piura. https://pirhua.udep.edu.pe/backend/api/core/bitstreams/39d280a3-9a5c-4207-b9c8-2c46683bb34e/content

Avilés-Añazco, A., Solera-Solera, A., & Paredes-Arquiola, J. (2016). Análisis del rendimiento de sistemas hídricos en desarrollo mediante el acople de modelos estocásticos hidrológicos y optimización de redes de flujo. *Ingenius. Revista de Ciencia y Tecnología*, (15), 48-57. https://doi.org/10.17163/ings.n15.2016.05

Box, G. E. P., & Pierce, D. A. (1970). Distribution of residual autocorrelations in autoregressive-integrated moving average time series models. *Journal of the American Statistical Association, 65*(332), 1509-1526. https://doi.org/10.1080/01621459.1970.10481180

Camones-Gonzales, F. C. (2002). *Control de calidad en los procesos estadísticos: una aproximación basada en los modelos ARIMA* (Vol. 2). Instituto Nacional de Estadística e Informática, Perú (INEI). Centro de Investigación y Desarrollo (CIDE). https://books.google.com.pe/books/about/Control_de_calidad_en_los_procesos_estad.html?id=JqqHrgEACAAJ&redir_esc=y

Casas, M., & Cepeda, E. (2008). ARCH, GARCH and EGARCH models: Applications to financial series. *Cuadernos de Economía*, *27*(48), 287-319. https://papers.ssrn.com/sol3/papers.cfm?abstract_id=1259248

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ceballos Pérez, S. G., & Pire, R. (2015). Estimación del precio internacional del arroz (Oryza sativa L.) bajo el modelo ARIMA. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 6(Especial 11), 2083-2089. https://doi.org/10.29312/remexca.v0i11.776

Corvi, D. (2017). Evidencia de volatilidad agrupada en el mercado accionario ecuatoriano: aplicación de un modelo Igarch para el índice Ecuindex. *Revista Economía y Política*, *(25)*, 87-99. https://doi.org/10.25097/rep.n25.2017.05

Cueva, V. E. R. (2024). *Series temporales avanzadas: modelos heterocedásticos ARCH y GARCH* (tesis para máster). Universidad de Granada. https://www.researchgate.net/publication/389624812_Series_Temporales_Avanzadas_Modelos_Heterocedasticos_ARCH_y_GARCH

De Arce, R. (1998). *Introducción a los modelos autorregresivos con heterocedasticidad condicional (ARCH)* (documento de trabajo). https://www.researchgate.net/publication/266498360_INTRODUCCION_A_LOS_MODELOS_AUTORREGRESIVOS_CON_HETEROCEDASTICIDAD_CONDICIONAL_ARCH

Dickey, D. A., & Fuller, W. A. (1979). Distribution of the estimators for autoregressive time series with a unit root. *Journal of the American Statistical Association*, *74*(366a), 427-431. https://doi.org/10.1080/01621459.1979.10482531

Díaz, N. C. (2006). Distribuciones de probabilidad. El teorema central del límite. En: *Métodos estadísticos para enfermería nefrológica* (pp. 107-120). https://gc.scalahed.com/recursos/files/r161r/w24710w/8-CAP%208.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Engle, R. F. (1982). Autoregressive conditional heteroscedasticity with estimates of the variance of United Kingdom inflation. *Econometrica*, *50*(4), 987-1007. https://doi.org/10.2307/1912773

Engle, R. F., & Bollerslev, T. (1986). Modelling the persistence of conditional variances. *Econometric Reviews*, *5*(1), 1-50. https://doi.org/10.1080/07474938608800095

GoldSim Technology Group LLC. (2026). *GoldSim software manual* (Versión 15, Rev. 2). https://media.goldsim.com/Documents/Manuals/Version15/GoldSim.pdf

Hamzaçebi, C. (2008). Improving artificial neural networks' performance in seasonal time series forecasting. *Information Sciences*, *178*(23), 4550-4559. https://doi.org/10.1016/j.ins.2008.07.024

Hipel, K. W., & McLeod, A. I. (1994). *Time series modelling of water resources and environmental systems* (Vol. 45). Elsevier. https://books.google.com.pe/books?id=t1zG8OUbgdgC

Janampa-Vallejo, M., & Quispe-Palomino, E. Y. (2021). *Modelamiento de la operación del reservorio Gallito Ciego para mejorar la gestión de los recursos hídricos* (tesis para Ingeniero Civil). Universidad Peruana de Ciencias Aplicadas, Lima, Perú. https://repositorioacademico.upc.edu.pe/handle/10757/656779

Jiménez-Motta, J. V. (2019). *Evaluación del funcionamiento hidráulico del aliviadero de la presa Gallito Ciego mediante modelación numérica tridimensional* (tesis de maestría). Universidad Nacional Agraria La Molina. https://repositorio.lamolina.edu.pe/items/4ae75508-b5c7-4191-b904-3593fe6821d3

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Ljung, G. M., & Box, G. E. (1978). On a measure of lack of fit in time series models. *Biometrika*, *65*(2), 297-303. https://doi.org/10.1093/biomet/65.2.297

Mamani, J. W. T., Melo, G. A., & Cahui, E. C. (2022). Impacto del COVID-19 en la demanda de turismo internacional del Perú: una aplicación de la metodología Box-Jenkins. *Revista Investigaciones Altoandinas*, *24*(1), 27-36. https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=8686683

Mauricio, J. A. (2005). *Econometría I - Introducción al uso de EViews 3.1 (Apunte de cátedra)*. Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales, Universidad Complutense de Madrid. https://www.ucm.es/data/cont/docs/518-2013-11-13-Ectr1-JAM-IntroEViews.pdf

Minagri, Ministerio de Agricultura y Riego, Autoridad Nacional del Agua, Autoridad Administrativa del Agua Jequetepeque-Zarumilla, & Dirección de Conservación y Planeamiento de Recursos Hídricos. (2015). *Evaluación de recursos hídricos en la cuenca del río Jequetepeque*. https://www.ana.gob.pe/sites/default/files/normatividad/files/erh-jequetepeque_2015_superficiales.pdf

Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego, & Proyecto Especial Jequetepeque-Zaña. (2023, agosto 17). *Operación de embalses durante eventos extremos: Caso práctico Gallito Ciego* [Diapositivas de PowerPoint]. Recuperado de https://es.scribd.com/document/680754042/Operacion-Gallito-Ciego

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, *50*(3), 885-900. https://doi.org/10.13031/2013.23153

Ndiritu, J., Odiyo, J., Makungo, R., Mwaka, B., Mthethwa, N., Ntuli, C., & Andanje, A. (2017). Development of probabilistic operating rules for Hluhluwe Dam, South Africa. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, *100*, 343-352. https://doi.org/10.1016/j.pce.2016.10.017

Ocaña-Peinado, F. M. (s.f.). *Análisis de variables relacionadas con la docencia e investigación en la Facultad de Farmacia: estimación y contraste de hipótesis*. Universidad de Granada. https://www.ugr.es/~fmocan/MATERIALES%20CURSO/ESTIMACION%20Y%20CONTRASTES.pdf

Peralta-Gálvez, & Tapia-Monsalve, L. D. (2019). *Determinación de la capacidad de embalse de la represa Ite - Provincia de Jorge Basadre Tacna-Perú mediante el uso del software WEAP* (tesis de ingeniería). Universidad Peruana de Ciencias Aplicadas, Lima, Perú. https://doi.org/10.19083/tesis/626090

USACE, U.S. Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center. (2021). *HEC-ResSim: Reservoir System Simulation User's Manual* (Version 3.3). Hydrologic Engineering Center. https://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ressim/documentation/HEC-ResSim_33_UsersManual.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Raicharoen, T., Lursinsap, C., & Sanguanbhokai, P. (2003, May). Application of critical support vector machine to time series prediction. In: *Proceedings of the 2003 International Symposium on Circuits and Systems (ISCAS'03)* (Vol. 5, pp. V-V). IEEE. https://doi.org/10.1109/ISCAS.2003.1206419

Reddy, J. R., Ganesh, T., Venkateswaran, M., & Reddy, P. (2017). Forecasting of monthly mean rainfall in Coastal Andhra. *International Journal of Statistics and Applications*, *7*(4), 197-204. https://www.researchgate.net/publication/319135842_Forecasting_of_Monthly_Mean_Rainfall_in_Coastal_Andhra

Rodríguez, A., & Marciano, L. (2022). *Influencia del ángulo de ataque del álabe directriz sobre la potencia generada en una turbina Michell-Banki mini central hidroeléctrica Gallito Ciego* (tesis de ingeniería). Universidad César Vallejo. https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/103492

Romero, B. A., Bosque, M. I. A., & Martín, I. V. (2018). *Estudio del comportamiento de los contrastes de normalidad Jarque Bera y Lilliefors a través de experimentos de Monte Carlo*. https://zaguan.unizar.es/record/86937/files/TAZ-TFG-2019-3805.pdf?version=1

Roque-Rojas, E. (2022). *Predicción de la demanda de pasajeros a clústeres de estaciones del Metropolitano usando métodos de data mining, la metodología Box-Jenkins y SARIMA* (tesis de ingeniería). Universidad de Lima. https://repositorio.ulima.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12724/16675/Tesis.pdf?sequence=1

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Scheidereiter, G. D., & Faure, O. R. (2022). *Aplicación de los modelos autorregresivos integrados de media móvil (ARIMA) a las series de precipitaciones de lluvia* (tesis de licenciatura). Universidad Nacional de La Matanza. https://repositoriocyt.unlam.edu.ar/handle/123456789/1000

Schwarz, G. (1978). Estimating the dimension of a model. *The Annals of Statistics*, *6*(2), 461-464. https://www.jstor.org/stable/2958889

Sialer-Díaz, C. D. (2014). *Optimización del caudal mediante modelos estocásticos ARIMA para la aplicación hidroenergética de la infraestructura hidráulica Jequetepeque-Zaña* (tesis de maestría). Lambayeque, Perú. https://es.scribd.com/document/605596609/02

Sjölander, P. (2011). A stationary unbiased finite sample ARCH-LM test procedure. *Applied Economics,* 43(8), 1019-1033. https://doi.org/10.1080/00036840802600046

Statkraft Perú, S. A. (2016). *Memoria anual 2015*. https://www.statkraft.com/globalassets/0/.pe/comunicaciones/publicaciones/statkraft-peru--memoria-anual-2015.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Artículos

Variabilidad climática en distritos de temporal tecnificado del norte, sureste y sur de México

Climate variability in technified temporary districts in Northern, Southeastern, and Southern Mexico

Benigno Duran[1], ORCID: https://orcid.org/0009-0004-6083-6106

Ramón Arteaga[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9459-3588

Alejandro Monterroso[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-4348-8918

Mario Vázquez[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0003-2084-7420

[1]Universidad Autónoma Chapingo, Estado de México, México, al21130375@chapingo.mx

[2]Universidad Autónoma Chapingo, Estado de México, México, rarteagar@chapingo.mx

[3]Universidad Autónoma Chapingo, Estado de México, México, amonterrosor@chapingo.mx

[4]Universidad Autónoma Chapingo, Estado de México, México, mvazquezp@chapingo.mx

Autor para correspondencia: Benigno Duran, al21130375@chapingo.mx

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Resumen

Se analizó la variabilidad climática en distritos de temporal tecnificado (DTT) de Chiapas, Tamaulipas y Yucatán, México, evaluando tendencias de precipitación mensual acumulada y temperaturas medias mensuales de máximas y mínimas. La selección de estas regiones se debe a la diversidad climática del país, lo que permite contar con escenarios representativos. Se aplicaron la prueba de Mann-Kendall y el estimador de pendiente de Sen sobre datos de 44 estaciones climáticas: 17 del Servicio Meteorológico Nacional (SMN), y 27 del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INIFAP), considerando 36 años (1980-2015) para las estaciones del SMN y 41 años (1980-2020) para las del INIFAP. Los resultados muestran variaciones significativas en el clima de los DTT del norte, sureste y sur de México. Se identificó un aumento generalizado en las temperaturas máximas y mínimas, con tasas más altas de junio a septiembre, un patrón consistente con tendencias de cambio climático documentadas. Estas tendencias sugieren posibles alteraciones en los ciclos de crecimiento de los cultivos, asociadas con mayor demanda hídrica y estrés térmico, lo que podría afectar la productividad agrícola. El análisis de la precipitación acumulada mensual sugiere la posibilidad de una variabilidad interanual significativa. En meses clave para la siembra, como mayo, se detecta una tendencia a menores precipitaciones en varias estaciones, mientras que en octubre se registran incrementos. Estos cambios podrían influir en la disponibilidad de agua para los cultivos de temporal y con ello en su productividad.

Palabras clave: climatología, cambio climático, meteorología, análisis estadístico, recursos hídricos, agricultura, cultivos, México.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Abstract

Climatic variability was analyzed in technified rainfed districts (distritos de temporal tecnificado, DTT) located in Chiapas, Tamaulipas, and Yucatán, Mexico, by evaluating trends in monthly accumulated precipitation and monthly mean maximum and minimum temperatures. These regions were selected due to Mexico's climatic diversity, which allows the inclusion of representative climatic scenarios. The Mann–Kendall test and Sen's slope estimator were applied to data from 44 climate stations, including 17 stations from the National Meteorological Service (SMN) and 27 stations from National Institute of Statistics and Geography (INIFAP), considering 36 years (1980-2015) for SMN stations and 41 years (1980-2020) for INIFAP stations. The results show significant climatic variations across the DTTs located in northern, southeastern, and southern Mexico. A generalized increase in both maximum and minimum temperatures was identified, with higher rates observed from June to September, a pattern consistent with climate change trends reported in the literature. These trends suggest potential alterations in crop growth cycles, associated with increased water demand and thermal stress, which could affect agricultural productivity. The analysis of monthly accumulated precipitation indicates the presence of significant interannual variability. During key planting months, such as May, a tendency toward decreasing precipitation was detected at several stations, whereas increases were observed in October. These changes could influence water availability for rainfed crops and, consequently, their productivity.

Keywords: climatology, climate change, meteorology, statistical analysis, water resources, agriculture, crops, Mexico.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Recibido: 30/06/2025

Aceptado: 09/12/2025

Publicado *ahead of print*: 04/02/2026

Versión final: 01/09/2026

Introducción

Las acciones humanas, especialmente las que liberan gases de efecto invernadero, han sido la causa clara del calentamiento global, elevando la temperatura promedio de la superficie del planeta a 1.1 °C por encima de lo que era entre 1850 y 1900, al periodo de 2011-2020 (IPCC, 2023). Al estudiar el cambio climático, el objetivo principal es identificar, describir y comprender los cambios a largo plazo en diferentes variables climáticas tanto en términos de su tendencia central como de su variabilidad (Estrada *et al*., 2023).

El estudio de los patrones climáticos y su impacto es fundamental por diversas razones, que abarcan tanto la seguridad alimentaria como la sostenibilidad ambiental y la adaptación al cambio climático. Según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), garantizar la producción agrícola frente a las variaciones climáticas es vital para combatir el hambre y la malnutrición (FAO, 2024). De acuerdo con el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), es esencial que las decisiones políticas se basen en evidencia científica para abordar los desafíos del cambio climático (IPCC, 2023).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Cruz-Hernández (2021) documenta cómo la irregularidad en la distribución de lluvias incrementa el riesgo de estrés hídrico, mientras que Estrada *et al*. (2023) destacan la necesidad de estrategias de adaptación frente a escenarios de cambio climático que afectan la eficiencia de la producción agrícola. Asimismo, Mendoza-Ponce *et al*. (2023) subrayan que la combinación de temperaturas elevadas y variaciones pluviométricas puede alterar la fenología de los cultivos y disminuir los rendimientos, y enfatizan la importancia de un manejo integrado que considere la variabilidad climática a escala regional y temporal.

La investigación analiza la variabilidad climática durante la temporada primavera-verano (abril-noviembre). En atención a la diversidad climática de México, se seleccionaron tres regiones representativas, correspondientes a distritos de temporal tecnificado en Chiapas, Tamaulipas y Yucatán, con el objetivo de analizar la variabilidad climática mediante la precipitación mensual acumulada y las temperaturas medias mensuales máximas y mínimas en dichas zonas.

Materiales y métodos

Descripción de la zona de estudio

Los distritos de temporal tecnificado (DTT) de estudio para Chiapas son los siguientes (Figura 1 a)): DTT 06 Acapetahua, DTT 17 Tapachula, DTT 18 Huixtla, DTT 19 Jesús Diego y DTT 20 Margaritas Pijijiapan, los cuales se ubican en la región del Istmo-Costa y Soconusco. Estos DTT comprenden los municipios de Tonalá, Pijijiapan, Mapastepec, Acapetahua, Acacoyagua, Escuintla, Villa Comaltitlán, Huixtla, Huehuetán, Tuzantán, Mazatán, Tapachula, Tuxtla Chico, Metapa,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Frontera Hidalgo y Suchiate. Desde el punto de vista climático, se presentan los grupos cálidos y semicálidos, predominando el cálido subhúmedo con lluvias de junio a agosto, seguido por el clima cálido húmedo con lluvias abundantes de junio a agosto y cuya precipitación anual fluctúa entre 1 200 y 3 000 mm (SHC, 2012).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

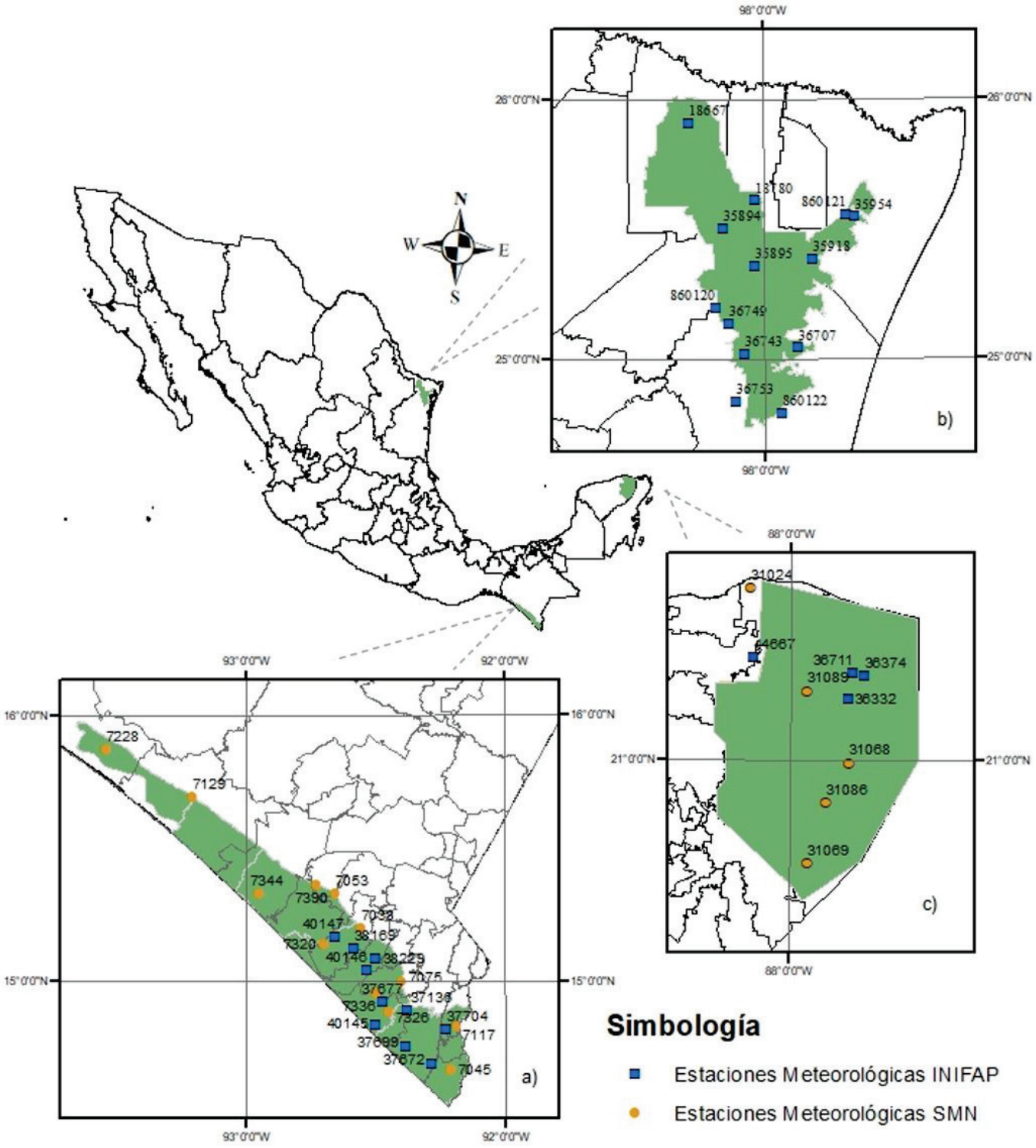


Figura 1. Ubicación geográfica de los distritos de temporal tecnificado de estudio: a) Chiapas, b) Tamaulipas y c) Yucatán.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

El Distrito de Temporal Tecnificado 010 San Fernando se localiza en el estado de Tamaulipas, México (Figura 1b)). Comprende parte del municipio de San Fernando y otras áreas circundantes, situándose en una región del noreste del país que se caracteriza por una importante actividad agrícola, enfocada en particular en cultivos de temporal. Climáticamente, esta zona presenta un clima semiárido a subhúmedo, con lluvias concentradas de junio a agosto. Esta variabilidad climática puede generar desafíos para la producción agrícola debido a la presencia de sequías y fluctuaciones de temperatura que afectan los ciclos de cultivo (INEGI, 2020).

El Distrito de Temporal Tecnificado 008 Oriente de Yucatán se encuentra en el estado de Yucatán, México, abarcando parte de la región oriental del estado (Figura 1 c)). Se caracteriza por su dedicación a cultivos de temporal que han sido esenciales para la economía y la subsistencia local. El clima de esta región es principalmente subhúmedo, con lluvias de junio a agosto, presentando una marcada estacionalidad en las precipitaciones. La precipitación anual puede ser considerable, aunque su distribución no siempre es uniforme, lo que genera periodos de sequía ocasionales. Las temperaturas suelen ser de cálidas a calurosas durante todo el año, con ligeras variaciones estacionales. Dicha variabilidad climática representa un reto para la producción agrícola de temporal por la dependencia de la precipitación y las posibles fluctuaciones en temperatura que afectan el crecimiento de los cultivos (INEGI, 2020).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Recopilación de datos climáticos

Se emplearon datos de 44 estaciones meteorológicas distribuidas en las áreas de estudio, de las cuales 17 pertenecen al Servicio Meteorológico Nacional (SMN) de la Comisión Nacional del Agua (Conagua) (Conagua, 2024) y 27 del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) (INIFAP, 2024). El periodo de estudio comprende 36 años para las estaciones del SMN y 41 años para las estaciones del INIFAP; se recopilaron datos climáticos diarios de precipitación en mm, temperaturas máximas y mínimas en °C (Tabla 1, Tabla 2 y Tabla 3).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Tabla 1. Estaciones meteorológicas en los cinco DTT de Chiapas.

Número	Clave	Estación meteorológica	Fuente	Longitud	Latitud	Altitud
1	37136	Buena Vista	INIFAP	-92.3797	14.8940	44
2	37672	Yunnuen (Rancho Alegre)	INIFAP	-92.2875	14.6910	13
3	37677	Carolina	INIFAP	-92.4743	14.9245	19
4	37699	La Norteña	INIFAP	-92.3863	14.7599	16
5	37704	Umoa 2 sección	INIFAP	-92.2313	14.8235	84
6	38169	Rancho San José	INIFAP	-92.5844	15.1291	24
7	38229	Ingenio Huixtla	INIFAP	-92.5039	15.0883	35
8	40145	Argelia	INIFAP	-92.5037	14.8397	8
9	40146	5 de Marzo	INIFAP	-92.5333	15.0447	13
10	40147	Teziutlán	INIFAP	-92.6608	15.1695	13
11	7038	Despoblado	SMN	-92.5581	15.2025	63
12	7045	El Dorado	SMN	-92.2128	14.6728	35
13	7053	Escuintla	SMN	-92.6558	15.3308	92
14	7075	Huehuetán	SMN	-92.4003	15.0022	65
15	7117	Metapa de Domínguez	SMN	-92.1917	14.8311	98
16	7129	Pijijiapan	SMN	-93.2114	15.6978	57
17	7228	Tres Picos	SMN	-93.5458	15.8750	20
18	7320	Salvación	SMN	-92.7014	15.1439	8
19	7326	Mazatán	SMN	-92.4539	14.8864	15
20	7336	Plan de Iguala	SMN	-92.5042	14.9589	18
21	7344	Ejido Ibarra	SMN	-92.9522	15.3339	9
22	7390	Cacaluta	SMN	-92.7311	15.3650	80

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Tabla 2. Estaciones meteorológicas ubicadas en el DTT 010 San Fernando en Tamaulipas.

Número	Clave	Estación meteorológica	Fuente	Longitud	Latitud	Altitud
1	18667	Galeana	INIFAP	-98.3211	25.9131	75
2	18780	El Avión	INIFAP	-98.0408	25.6144	53
3	35894	Martín Rocha	INIFAP	-98.1767	25.5056	65
4	35895	San Lorenzo	INIFAP	-98.0411	25.3592	23
5	35918	Los Ébanos	INIFAP	-97.7964	25.3853	6
6	35954	5 de Mayo	INIFAP	-97.6172	25.5500	4
7	36707	Ejido Pastores	INIFAP	-97.8571	25.0454	2
8	36743	Francisco Villa	INIFAP	-98.0866	25.0204	23
9	36749	Ejido 20 de Noviembre	INIFAP	-98.1528	25.1386	47
10	36753	San Fernando	INIFAP	-98.1218	24.8376	59
11	860120	La Peñita	INIFAP	-98.2074	25.1999	84
12	860121	Las Margaritas	INIFAP	-97.6540	25.5578	7
13	860122	Rancho Rospman	INIFAP	-97.9309	24.7934	16

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Tabla 3. Estaciones meteorológicas ubicadas en los cinco DTT en Yucatán.

Número	Clave	Estación meteorológica	Fuente	Longitud	Latitud	Altitud
1	36332	Los Laureles	INIFAP	-87.7886	21.2117	15
2	36374	Sitio Experimental Tizimín	INIFAP	-87.7267	21.2903	18
3	36711	Rancho Alegre	INIFAP	-87.7698	21.3030	12
4	44667	Santa Martha	INIFAP	-88.1344	21.3554	19
5	31024	Río Lagartos	SMN	-88.1475	21.5897	4
6	31068	Chan Cenote	SMN	-87.7839	20.9908	30
7	31069	Chemax	SMN	-87.9350	20.6486	26
8	31086	Kuxeb	SMN	-87.8703	20.8550	21
9	31089	Dzonot Ake	SMN	-87.9369	21.2367	16

Para elegir las estaciones meteorológicas se consideraron las recomendaciones de la Organización Meteorológica Mundial (OMM), donde menciona que las estaciones seleccionadas deben tener un mínimo del 80 % de datos disponibles en el periodo analizado y que no presente una falta de información por más de tres años seguidos (OMM, 2013). De igual manera, se consideró el criterio del Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC), que recomienda el uso de registros climáticos que cubran al menos tres décadas para capturar adecuadamente las variaciones naturales y los cambios inducidos por el ser humano (IPCC, 2021).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Homogenización y control de calidad de datos climáticos

La homogenización y el análisis de calidad de los datos climáticos es un proceso esencial para asegurar la fiabilidad y validez de los estudios sobre clima, meteorología y cambio climático. La precisión y consistencia de los datos recopilados por estaciones meteorológicas se ven afectadas por fallos en los instrumentos de medición, cambios en las ubicaciones de las estaciones o fallos humanos en la recolección de datos. Estos problemas pueden introducir errores sistemáticos o aleatorios que distorsionan las conclusiones sobre las tendencias y variaciones climáticas, por lo que el análisis de homogeneidad y calidad es indispensable antes de realizar estudios basados en estos datos (OMM, 2013).

Por tal razón, se empleó el paquete *CLIMATOL* en *R*, el cual es una herramienta diseñada para el análisis y la homogeneización de datos climatológicos; permite realizar una variedad de tareas relacionadas con la manipulación, el análisis, relleno de datos faltantes y visualización de datos climáticos, siendo especialmente útil para investigadores y meteorólogos que trabajan con series temporales de datos (Guijarro, 2024).

Para el análisis de los datos climáticos en *CLIMATOL*, se emplearon registros diarios de los parámetros climáticos de interés, correspondientes al periodo abril-noviembre, que abarca el ciclo agrícola de temporal primavera-verano.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Prueba de Mann-Kendall

La prueba de tendencia de Mann-Kendall (MK) es un método estadístico no paramétrico utilizado para detectar tendencias en series temporales de datos; esta prueba es especialmente útil en el análisis de datos ambientales y climáticos, ya que permite identificar si hay una tendencia monotónica ascendente o descendente en los datos sin asumir una distribución normal; la hipótesis nula de la prueba establece que no existe una tendencia, mientras que la hipótesis alternativa sugiere la presencia de una tendencia monotónica; una de las ventajas del prueba de Mann-Kendall es su robustez frente a valores atípicos y cambios abruptos en los datos, lo que la convierte en una herramienta valiosa para el análisis de series temporales en campos como la hidrología y meteorología (Hirsch *et al*., 1982).

Los valores de los datos se evalúan como una serie temporal ordenada, y todos los valores de datos posteriores se comparan con cada uno de los valores de datos iniciales.

La serie temporal $x_1, x_2, x_3, \ldots, x_n$ representa n puntos de datos.

La estadística de la prueba de Mann-Kendall (S) se calcula de la siguiente manera:

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^{n} sign(x_j - x_i) \qquad (1)$$

Donde:

$sign$ = función signo, que devuelve 1, -1 o 0 dependiendo de si el argumento es positivo, negativo o cero, respectivamente.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Un valor positivo de S indica una tendencia ascendente en la serie temporal, mientras que un valor negativo sugiere una tendencia descendente. Un valor cercano a cero indica que no hay una tendencia clara.

La media de S es $E[S] = 0$, y la varianza (σ^2) de S se da por la siguiente fórmula:

$$\sigma^2 = \frac{1}{18}\left\{n(n-1)(2n+5) - \sum_{j=1}^{p} t_j(t_j-1)(2t_j+5)\right\} \quad (2)$$

Donde:

n = número de puntos de datos en la serie temporal.

p = número de grupos de datos empatados en el conjunto de datos.

t_j = número de puntos de datos en el $j-ésimo$ grupo empatado.

La estadística S se distribuye aproximadamente de manera normal, siempre que se emplee la siguiente transformación Z:

$$Z = \begin{cases} \frac{S-1}{\sqrt{\sigma^2}} & S > 0 \\ 0 & S = 0 \\ \frac{S+1}{\sqrt{\sigma^2}} & S > 0 \end{cases} \quad (3)$$

Una vez que se tiene el valor de Z, se utiliza la distribución normal estándar para obtener el $p-value$ correspondiente para una prueba de dos colas (donde se analizan tanto tendencias ascendentes como descendentes), el $p-value$ se calcula así:

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

$$p - value = 2 * P(Z > |Z|) \quad (4)$$

Donde:

$P(Z > |Z|)$ = probabilidad de que la estadística Z tome un valor mayor en una distribución normal estándar.

Si el $p - value$ es menor que el nivel de significancia, se puede concluir que existe una tendencia significativa en los datos.

Para la prueba de Mann Kendall se eligió el valor del nivel de significancia de 0.05 $(\alpha = 0.05)$ debido a que investigaciones como la de Sheng y Paul (2004) determinan que el uso de este valor ayuda a garantizar que las conclusiones sobre la existencia de tendencias climáticas sean estadísticamente robustas y no se deban a fluctuaciones aleatorias. Además, facilita la comparación y replicación de estudios a nivel internacional.

Mientras que el valor de Z indica la dirección de la tendencia, la interpretación es la siguiente:

- $Z > 0$ indica que la variable tiene una tendencia creciente
- $Z < 0$ indica una tendencia decreciente
- $Z \approx 0$ indica que no hay tendencia significativa en los datos

Estimador de pendiente de Sen

El estimador de pendiente de Sen es un método no paramétrico utilizado para identificar una tendencia en una serie temporal, además de mostrar la magnitud de dicha tendencia. El estimador de la pendiente de Sen

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

requiere al menos 10 valores en una serie temporal. Esta prueba calcula tanto la pendiente (es decir, la tasa de cambio lineal) como los interceptos de acuerdo con el método de Sen (Sen, 1968). A partir de lo señalado por Helsel y Hirsch (2002), el modelo lineal puede calcularse de la siguiente manera:

$$Y = Q * X + B \quad (5)$$

Donde:

Y = valor estimado de la variable dependiente.

Q = pendiente de Sen (la tasa de cambio).

X = variable independiente (p. ej., el tiempo).

B = intercepto.

Este modelo lineal describe cómo cambia una variable en función del tiempo o de otro parámetro de interés, lo que proporciona una manera simple y robusta de analizar tendencias lineales en datos no paramétricos.

Resultados

A continuación, se presentan las figuras correspondientes a la prueba de Mann-Kendall y a la pendiente de Sen para la precipitación acumulada mensual, así como para las temperaturas máximas y mínimas medias mensuales en las tres zonas de estudio (Figura 2, Figura 3, Figura 4, Figura 5, Figura 6, Figura 8, Figura 8, Figura 9). La simbología utilizada para identificar la significancia de las tendencias es la siguiente: las tendencias significativas se representan mediante un triángulo de color

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

rojo con un punto negro en el centro, mientras que las tendencias no significativas se indican solo con un punto negro.

Pruebas de tendencia de Mann-Kendall y pendientes de Sen aplicadas a la precipitación acumulada mensual

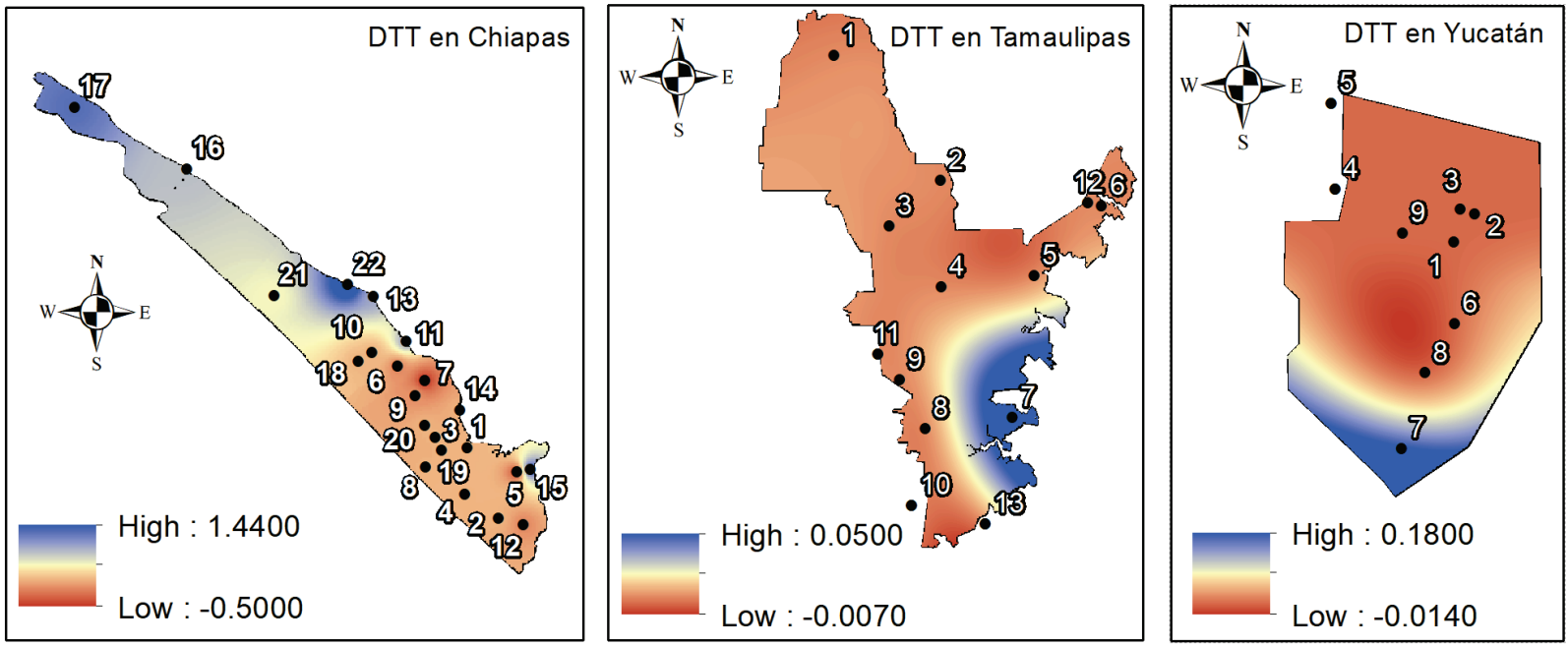


Figura 2. Tendencias en la precipitación acumulada mensual de abril.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

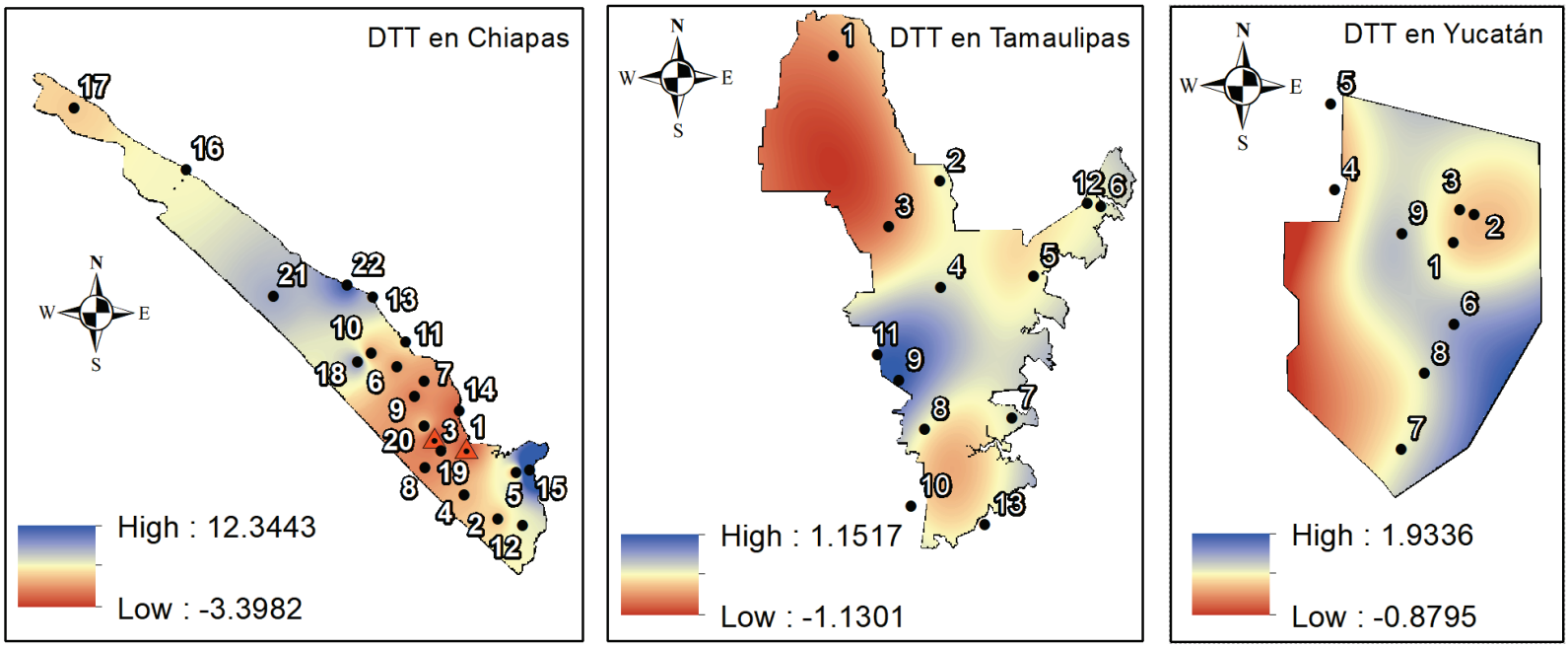


Figura 3. Tendencias en la precipitación acumulada mensual de mayo.

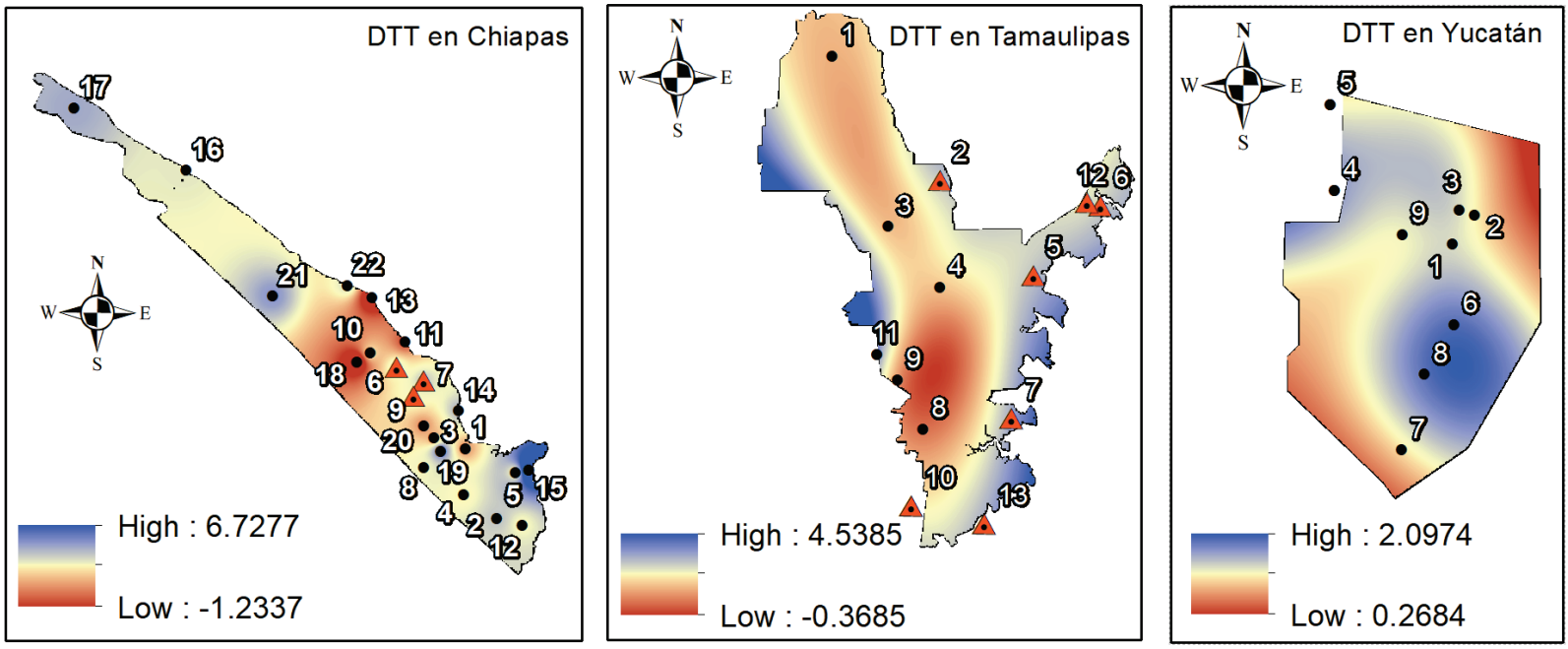


Figura 4. Tendencias en la precipitación acumulada mensual de junio.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

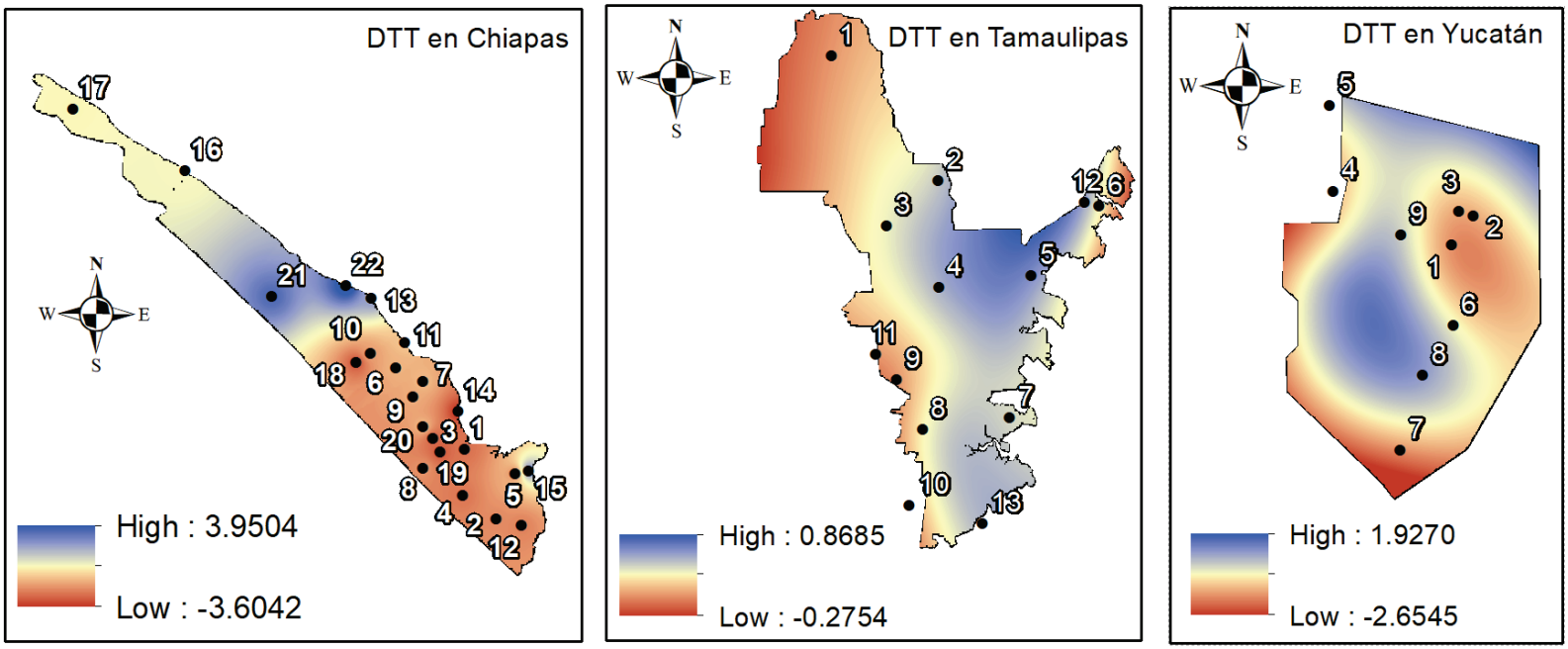


Figura 5. Tendencias en la precipitación acumulada mensual de julio.

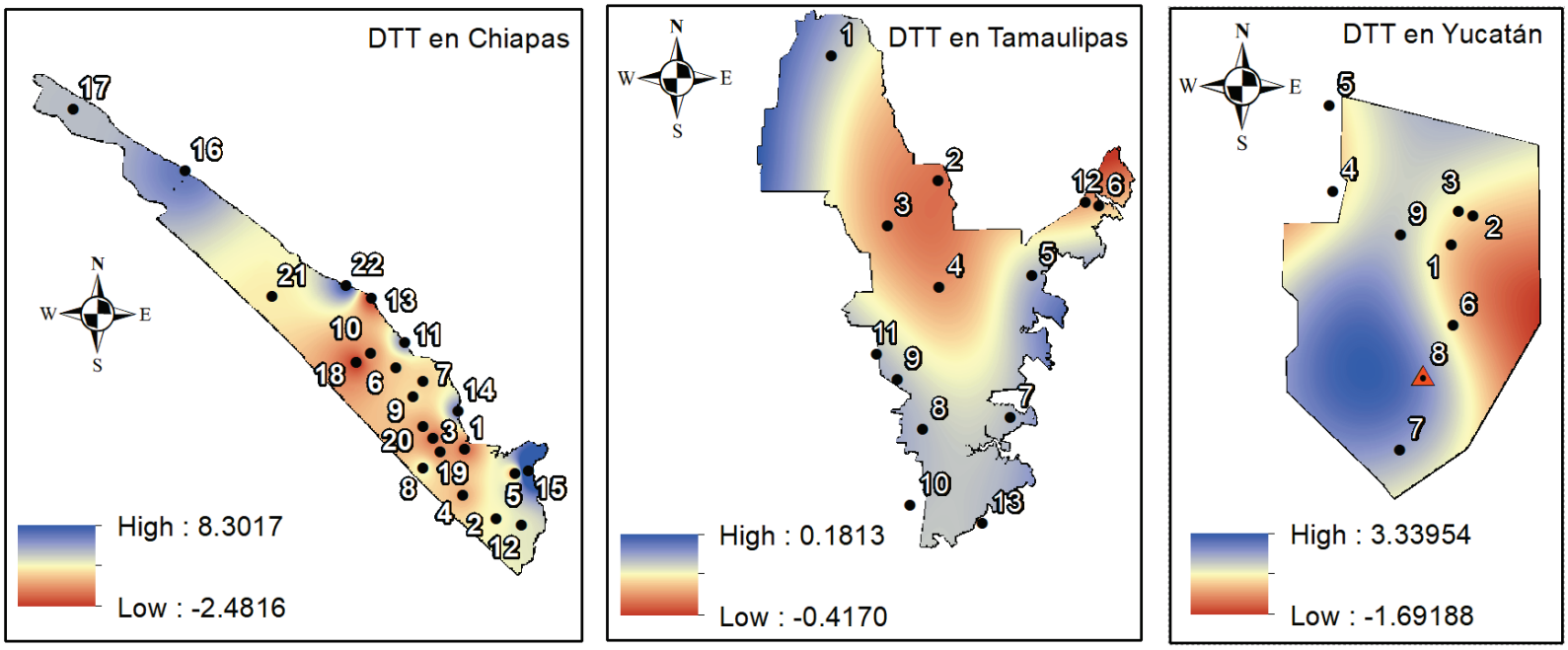


Figura 6. Tendencias en la precipitación acumulada mensual de agosto.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

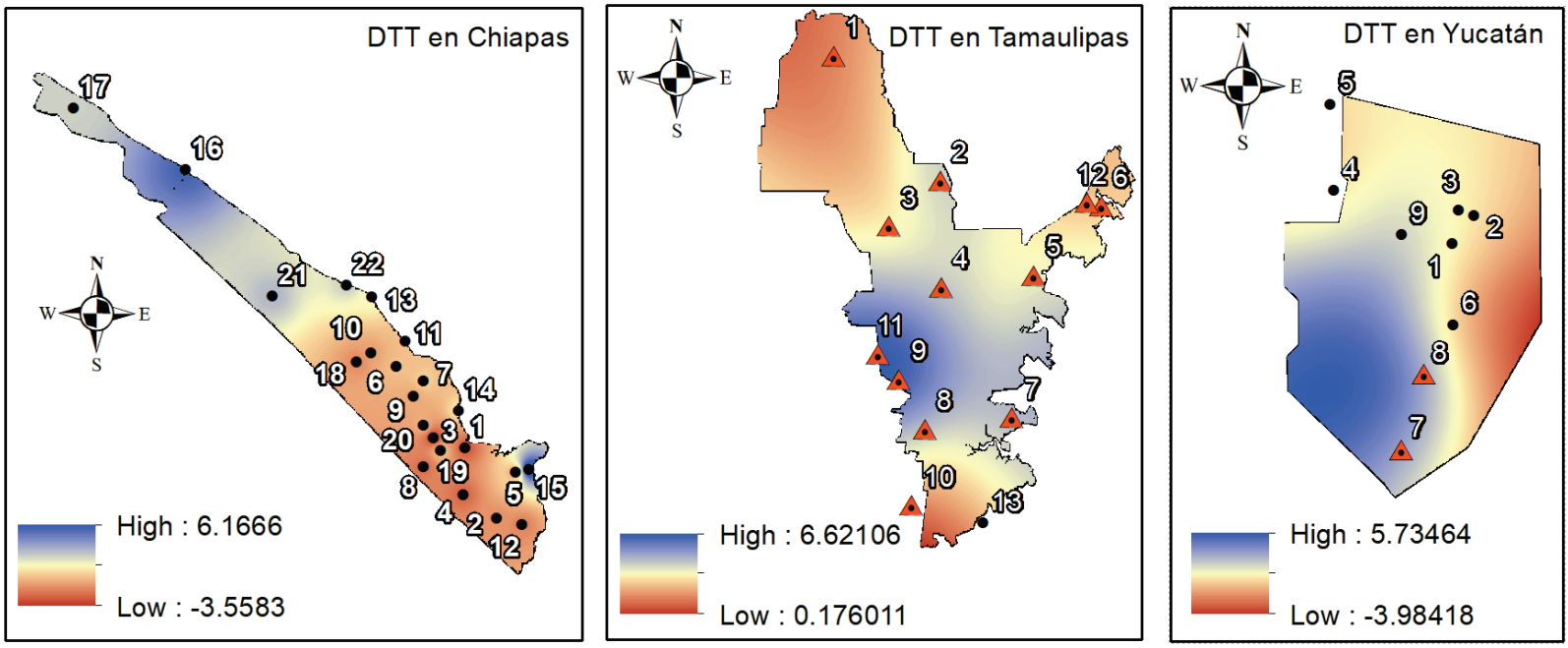


Figura 7. Tendencias en precipitación acumulada mensual de septiembre.

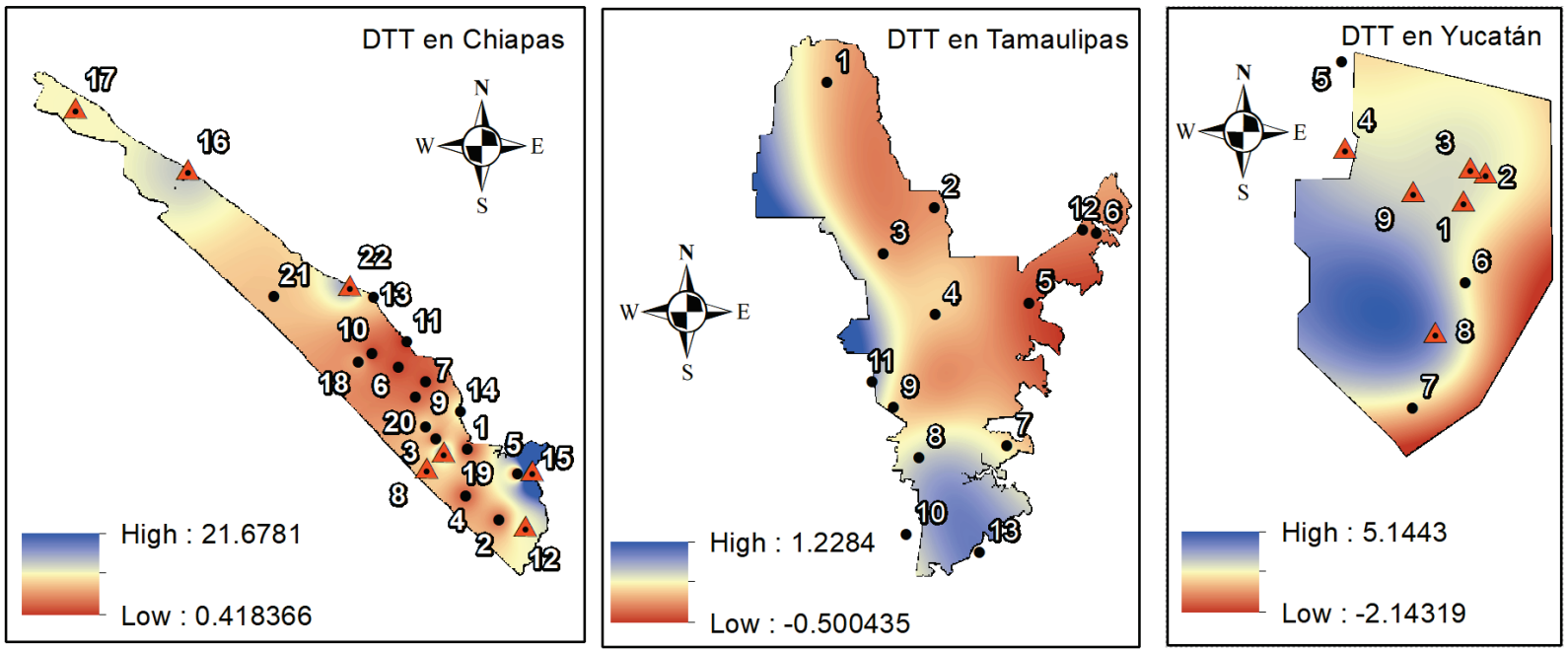


Figura 8. Tendencias en la precipitación acumulada mensual de octubre.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

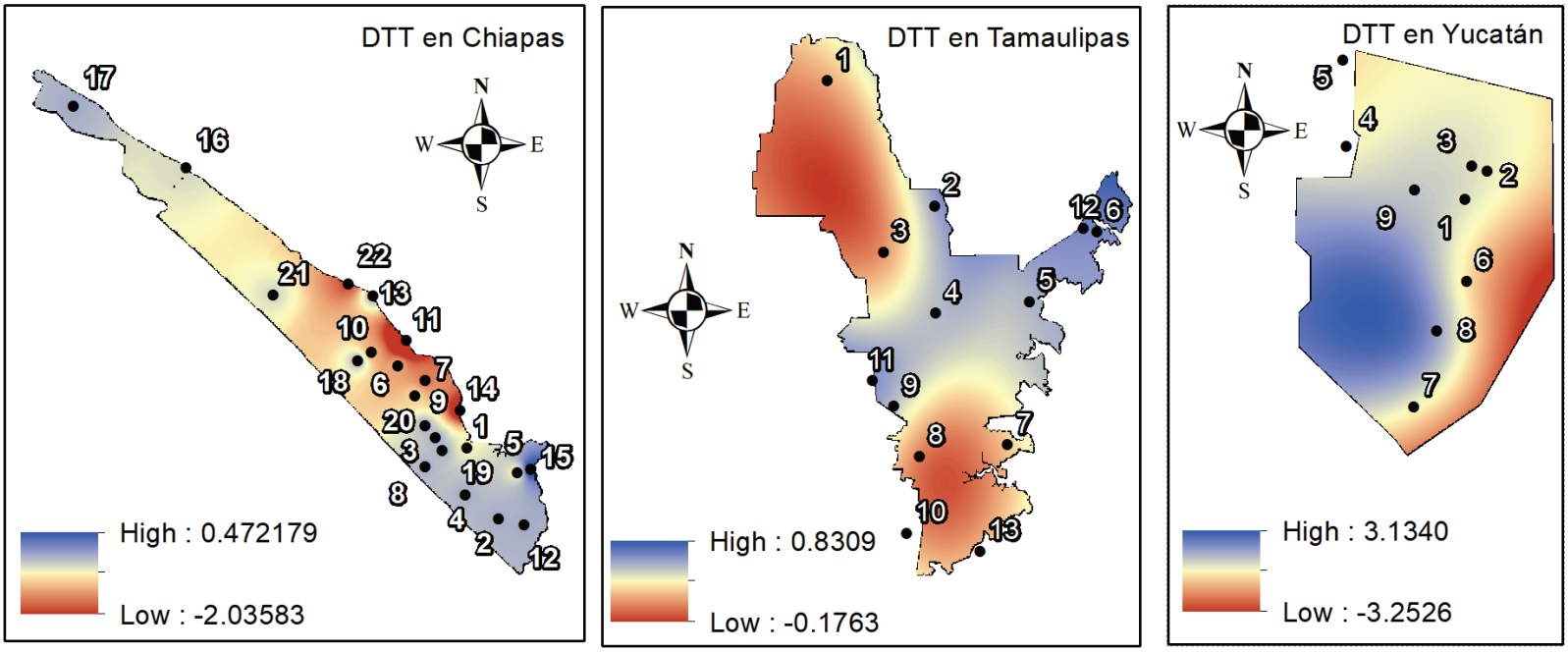


Figura 9. Tendencias en la precipitación acumulada mensual de noviembre.

La pendiente de Sen se representa mediante un rango de colores escalonado, tomando el valor cero como punto medio de referencia.

Es importante señalar que la numeración utilizada de las figuras 2 a 25 corresponde directamente a las tablas de información de las estaciones meteorológicas (Tabla 1, Tabla 2 y Tabla 3).

En los DTT de Chiapas se observaron tendencias significativas en meses como mayo, junio y octubre. En mayo, estaciones como Buena Vista (1) y Carolina (3) mostraron disminuciones en la precipitación (pendientes de -2.90 y -3.40). Junio presentó tendencias positivas en estaciones como Rancho San José (6) e Ingenio Huixtla (7) (pendientes hasta 2.50). Octubre destacó con aumentos importantes, como en Metapa

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

de Domínguez (15) (pendiente de 21.80). Sin embargo, la mayoría de las estaciones no mostró tendencias significativas, lo cual indica estabilidad.

En el DTT 010 San Fernando, Tamaulipas, predominó la ausencia de tendencias como en abril, donde Galeana (1) y El Avión (2) registraron pendientes de cero. No obstante, junio y septiembre mostraron incrementos en estaciones como El Avión (2) y Galeana (1), con pendientes de hasta 4.1, lo que podría reflejar efectos climáticos regionales.

En el DTT 08 Oriente de Yucatán, abril no presentó tendencias; en mayo y junio hubo ligeros aumentos no significativos, mientras que julio mostró disminuciones leves. Agosto registró un aumento significativo en Kuxeb (8) (pendiente de 2.4), y septiembre y octubre en estaciones como Chemax (7) y Rancho Alegre (3) (hasta 4.0 en octubre). Noviembre no presentó cambios relevantes.

Pruebas de tendencia de Mann-Kendall y pendientes de Sen aplicadas a la temperatura máxima media mensual

Revisar la Figura 10, Figura 11, Figura 12, Figura 13, Figura 15, Figura 15, Figura 16, Figura 17.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

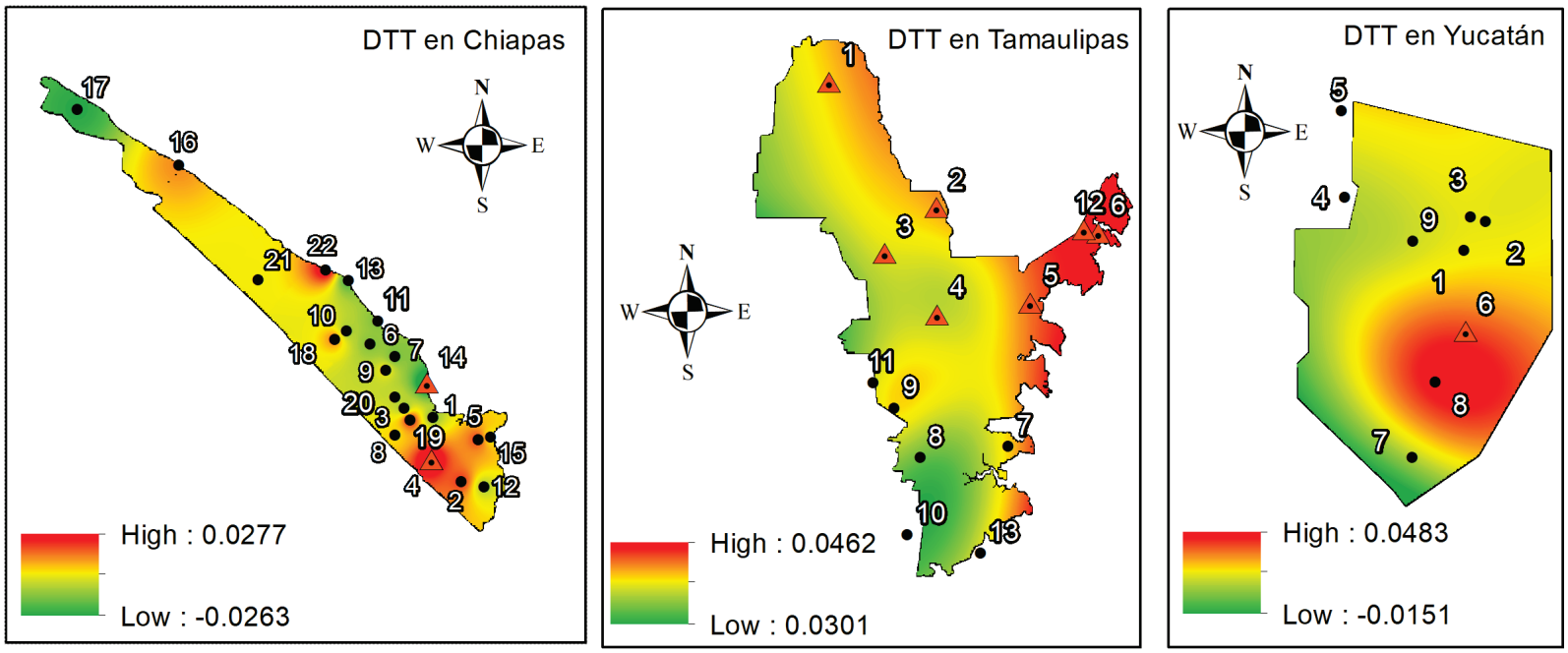


Figura 10. Tendencias en temperatura máxima media mensual de abril.

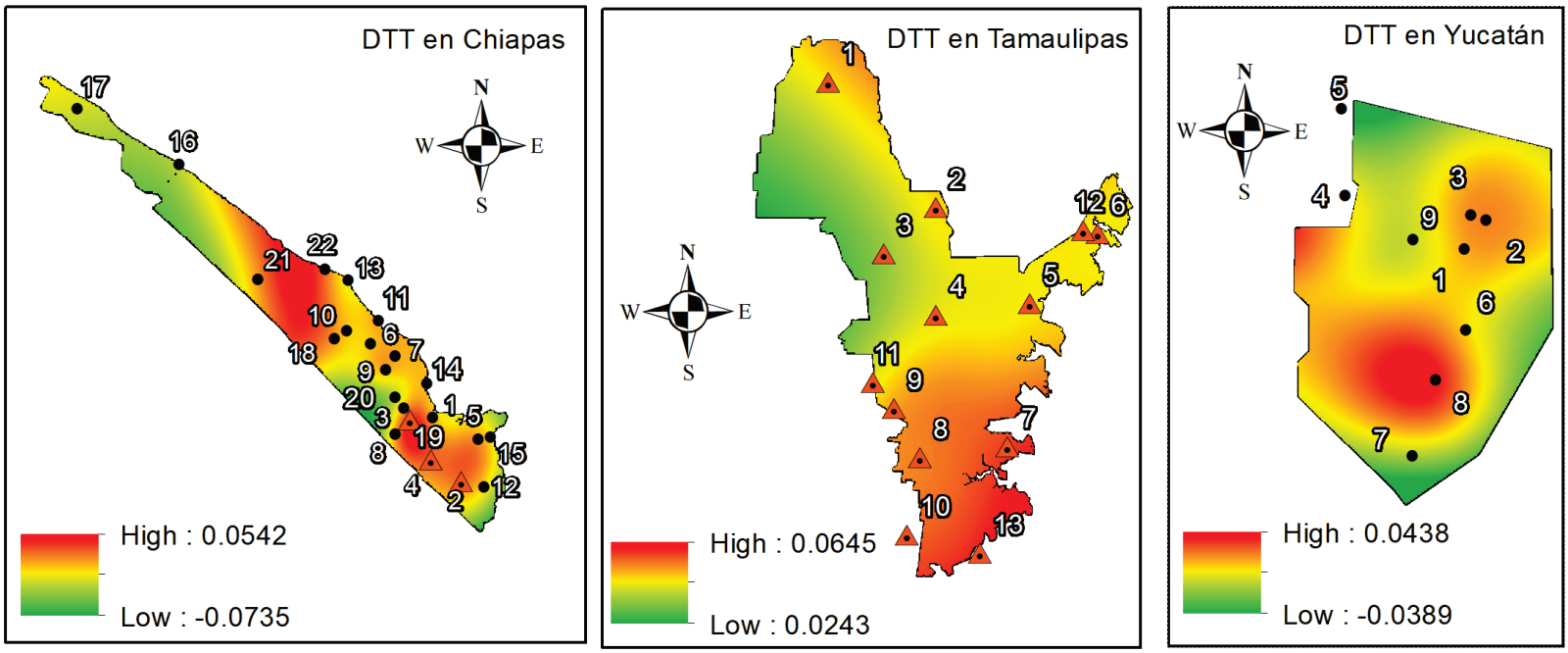


Figura 11. Tendencias en temperatura máxima media mensual de mayo.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

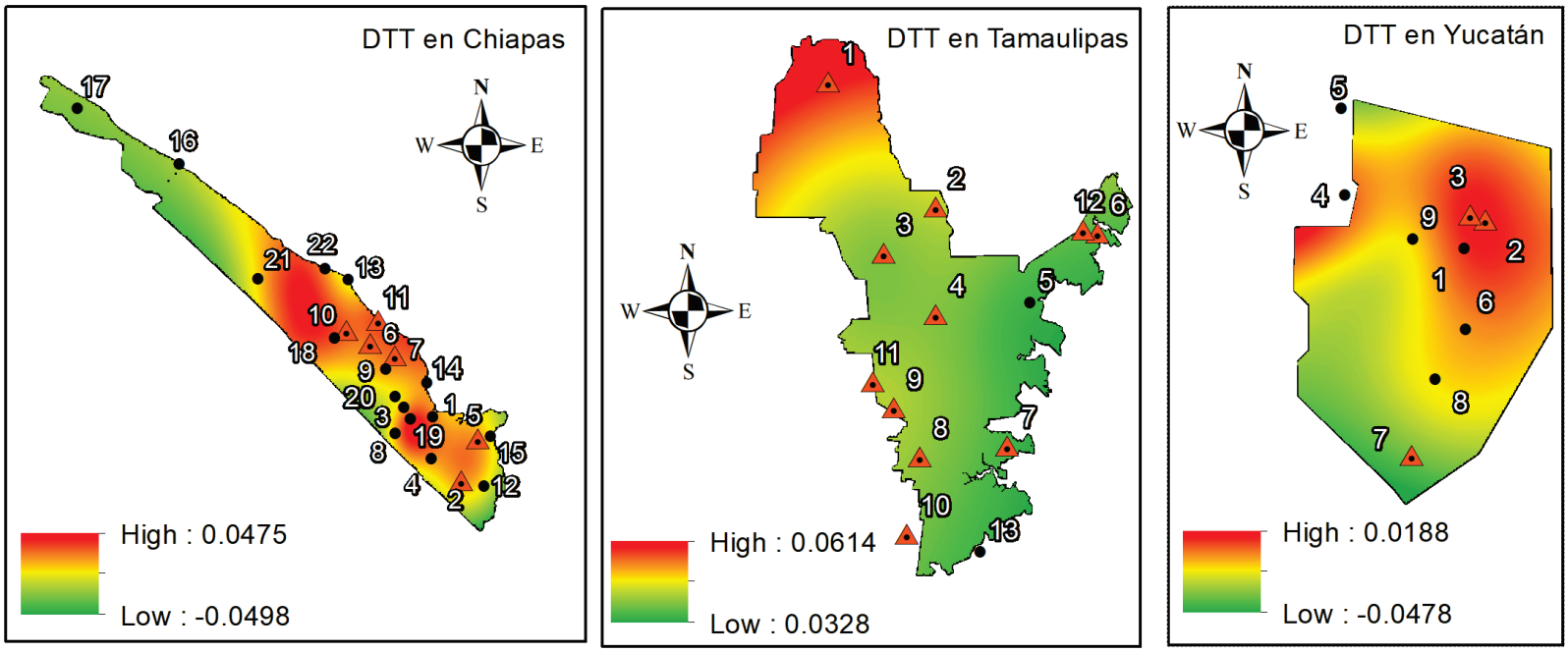


Figura 12. Tendencias en temperatura máxima media mensual de junio.

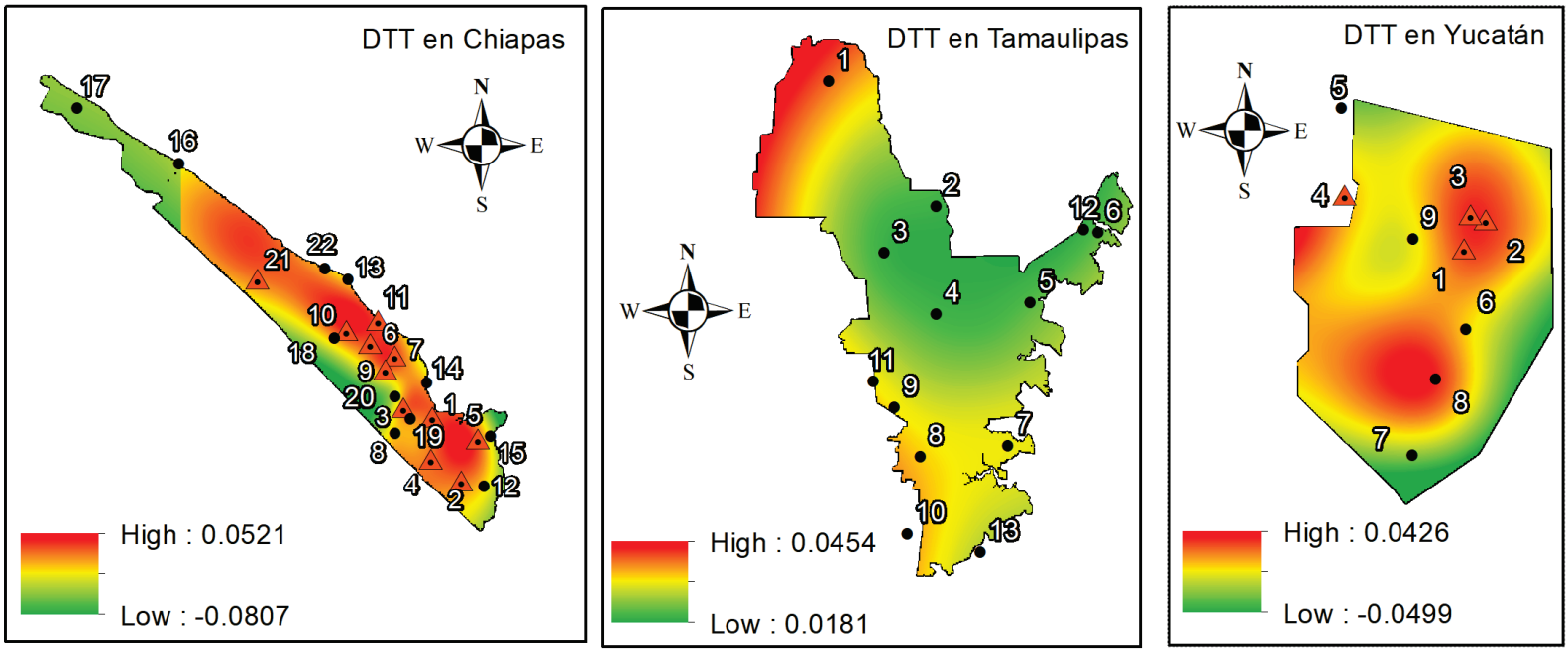


Figura 13. Tendencias en temperatura máxima media mensual de julio.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

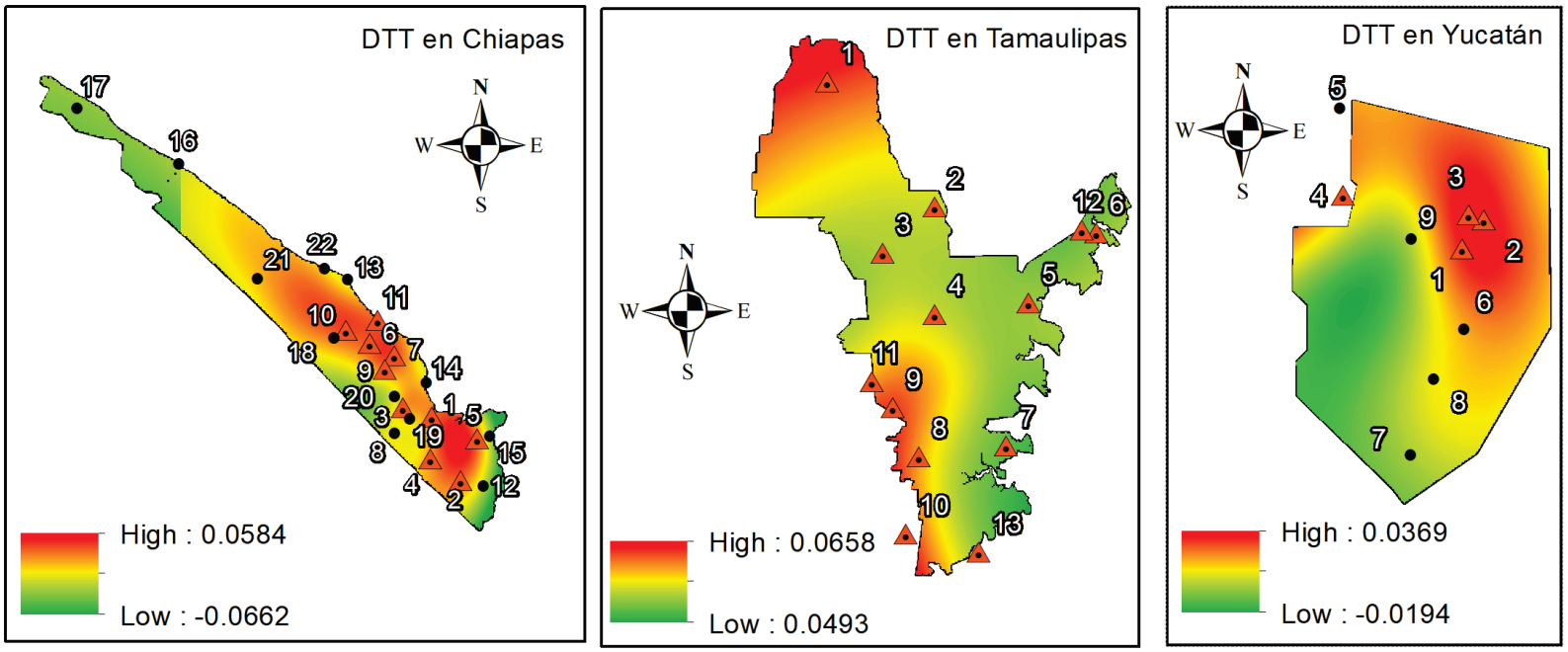


Figura 14. Tendencias en temperatura máxima media mensual de agosto.

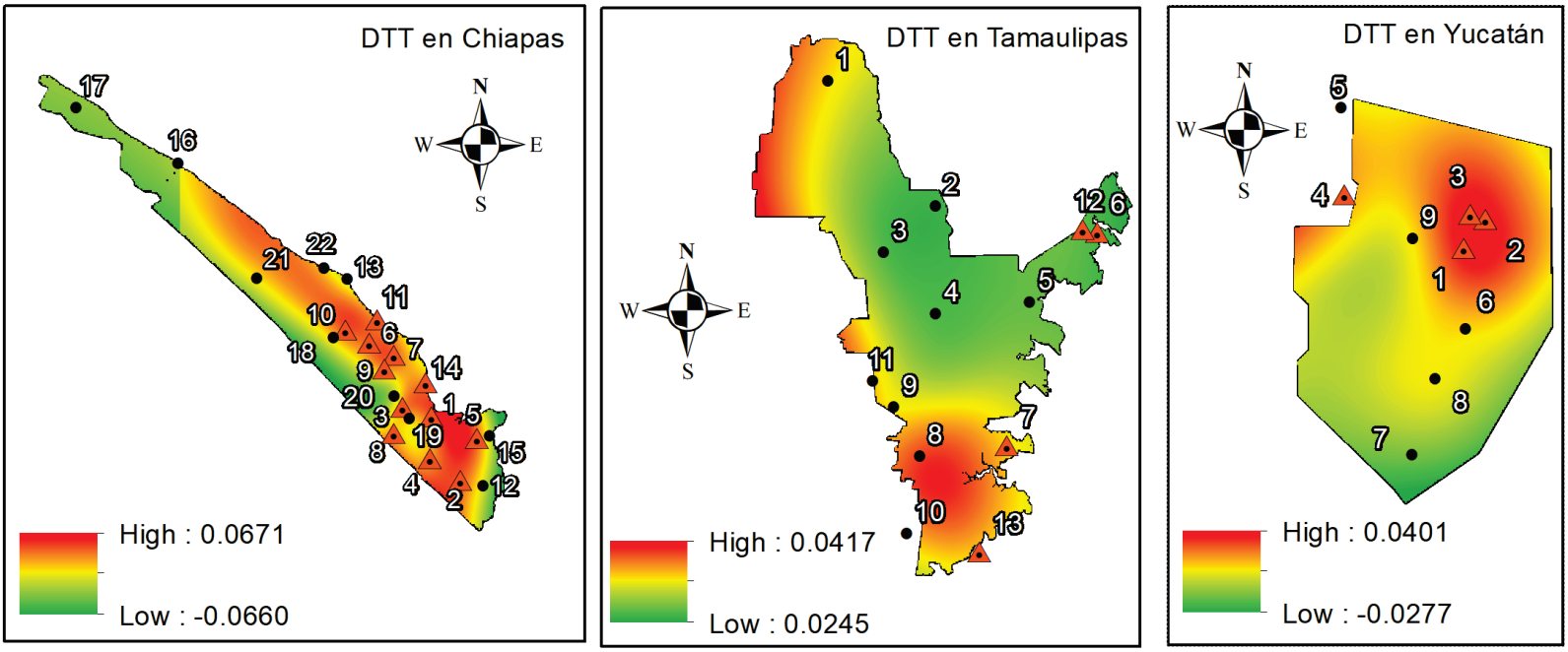


Figura 15. Tendencias temperatura máxima media mensual de septiembre.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

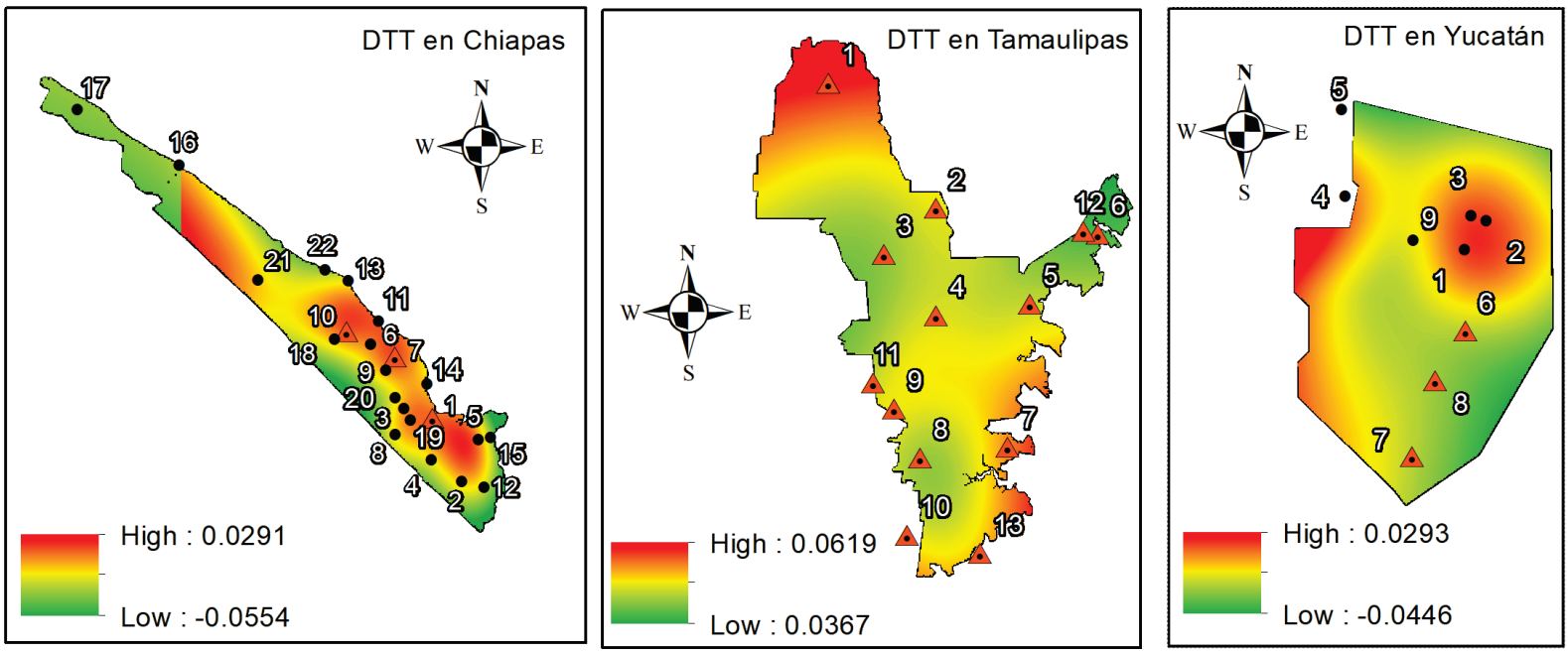


Figura 16. Tendencias en temperatura máxima media mensual de octubre.

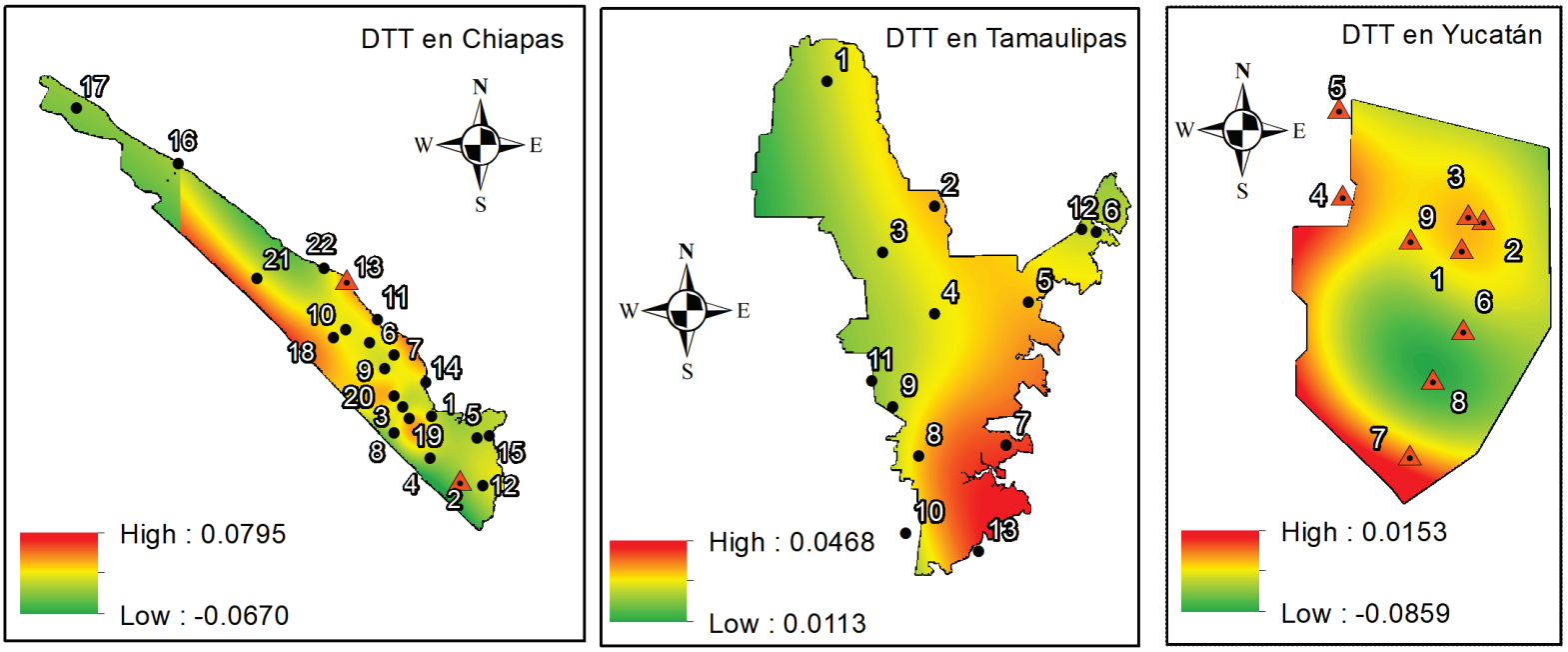


Figura 17. Tendencias, temperatura máxima media mensual de noviembre.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

En general, predomina la estabilidad en la mayoría de las estaciones (*p-value* > 0.05). En los DTT de Chiapas, las tendencias significativas se concentran entre junio y septiembre, con un pico en julio, cuando 12 estaciones presentan incrementos (pendientes de hasta 0.05). En octubre se observa una disminución en la variabilidad de los cambios, aunque destacan pendientes positivas en estaciones como Teziutlán (10) y Rancho San José (6). Este comportamiento resulta particular, ya que contrasta con la fase habitual del ciclo anual de precipitación, donde octubre suele marcar la transición hacia una reducción progresiva de las lluvias.

En el DTT 08 San Fernando, Tamaulipas, mayo, junio y agosto concentran la mayoría de incrementos; destaca mayo con pendientes elevadas, como en Rancho Rospman (13) (0.06). Julio y septiembre reflejan menor actividad; mientras que octubre muestra nuevas tendencias al alza, como en Galeana (1), posiblemente por variaciones climáticas regionales.

En Yucatán, julio a septiembre presentan aumentos en estaciones como el Sitio Experimental Tizimín (2) y Rancho Alegre (3) (pendientes de Sen > 0.04 en septiembre). En contraste, noviembre muestra las mayores disminuciones, como en Chan Cenote (6) y Kuxeb (8) (pendientes de hasta -0.08), lo que sugiere posibles impactos climáticos negativos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Pruebas de tendencia de Mann-Kendall y pendientes de Sen aplicadas a la temperatura mínima media mensual

Revisar la Figura 18, Figura 19, Figura 20, Figura 21, Figura 22, Figura 23, Figura 24, Figura 25.

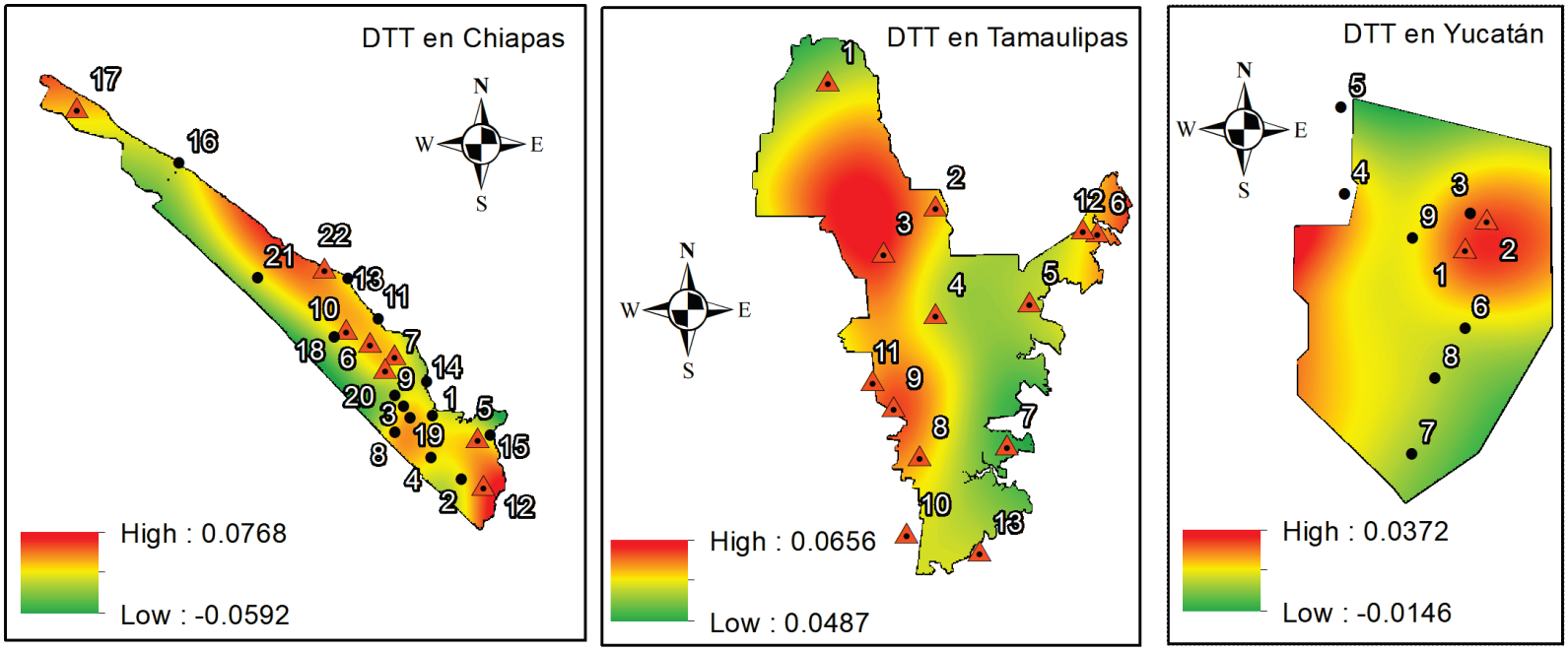


Figura 18. Tendencias en temperatura mínima media mensual de abril.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

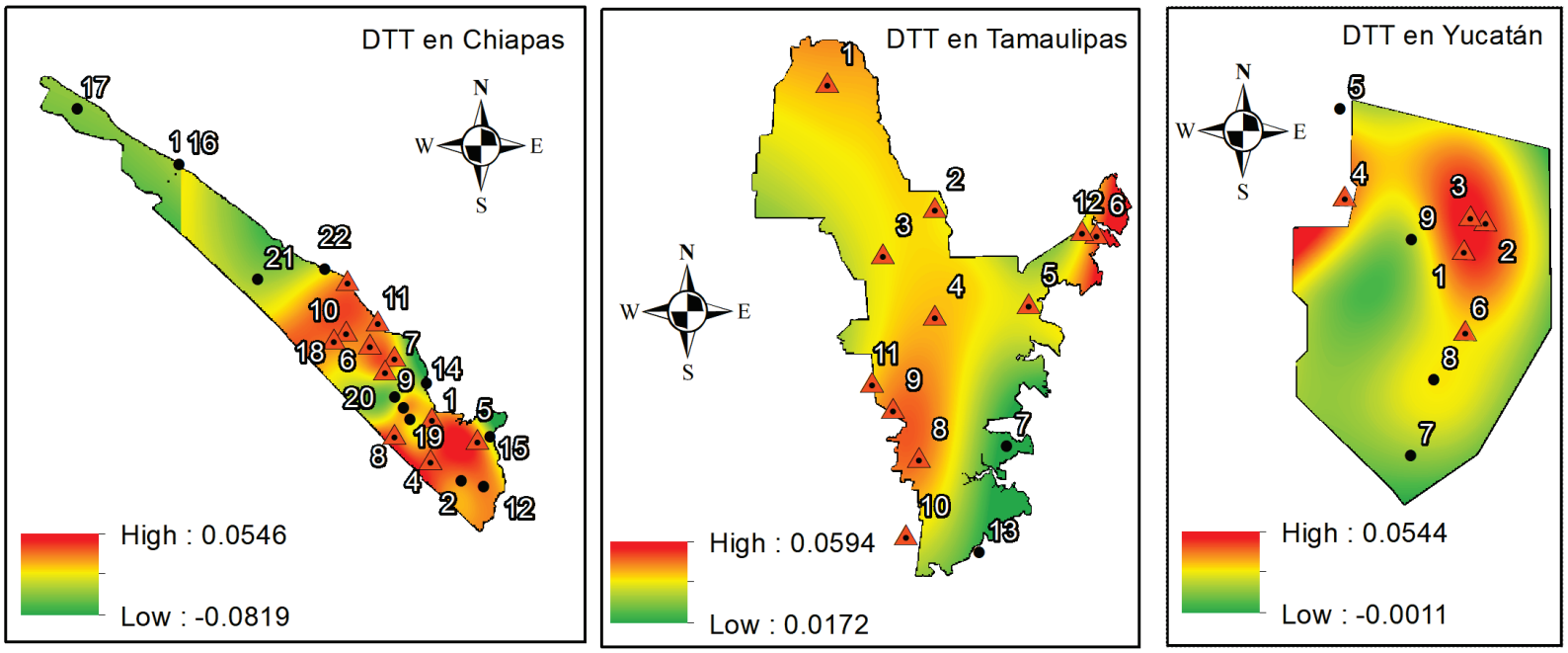


Figura 19. Tendencias en temperatura mínima media mensual de mayo.

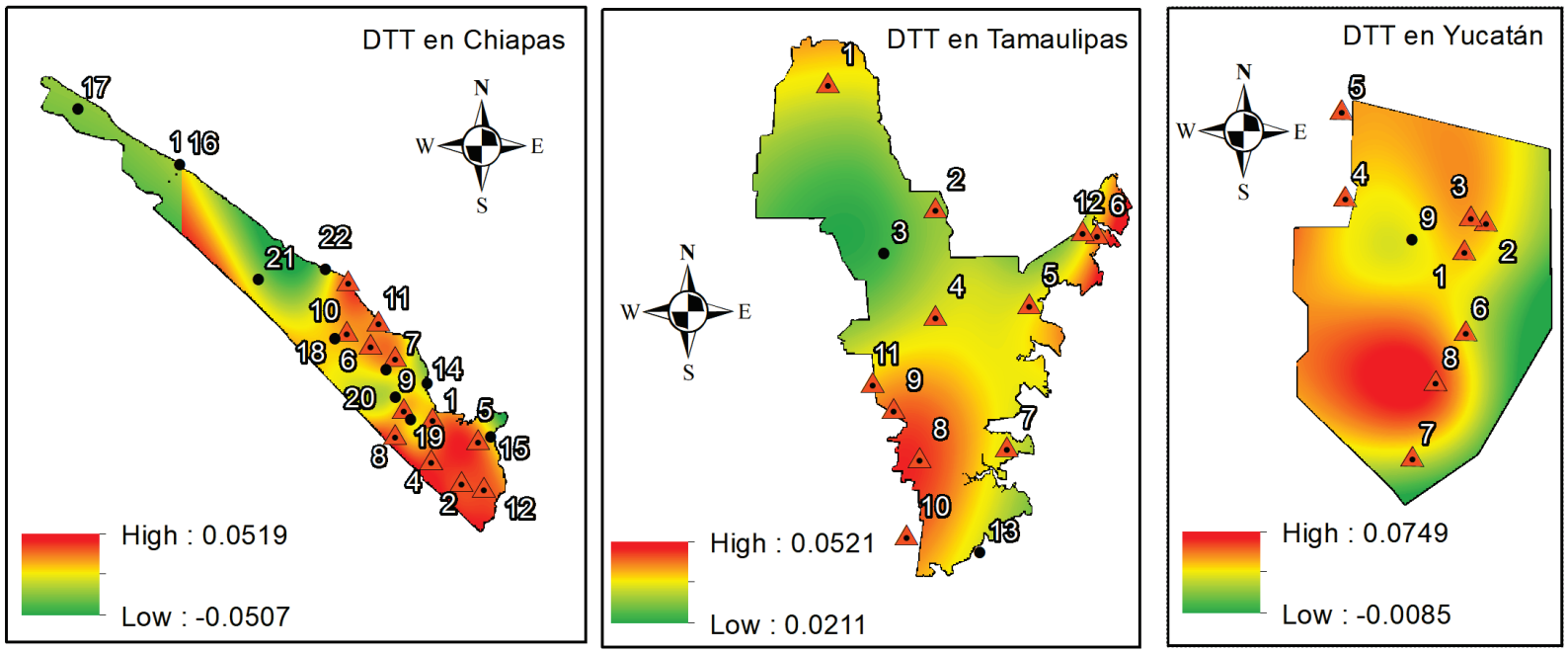


Figura 20. Tendencias en temperatura mínima media mensual de junio.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

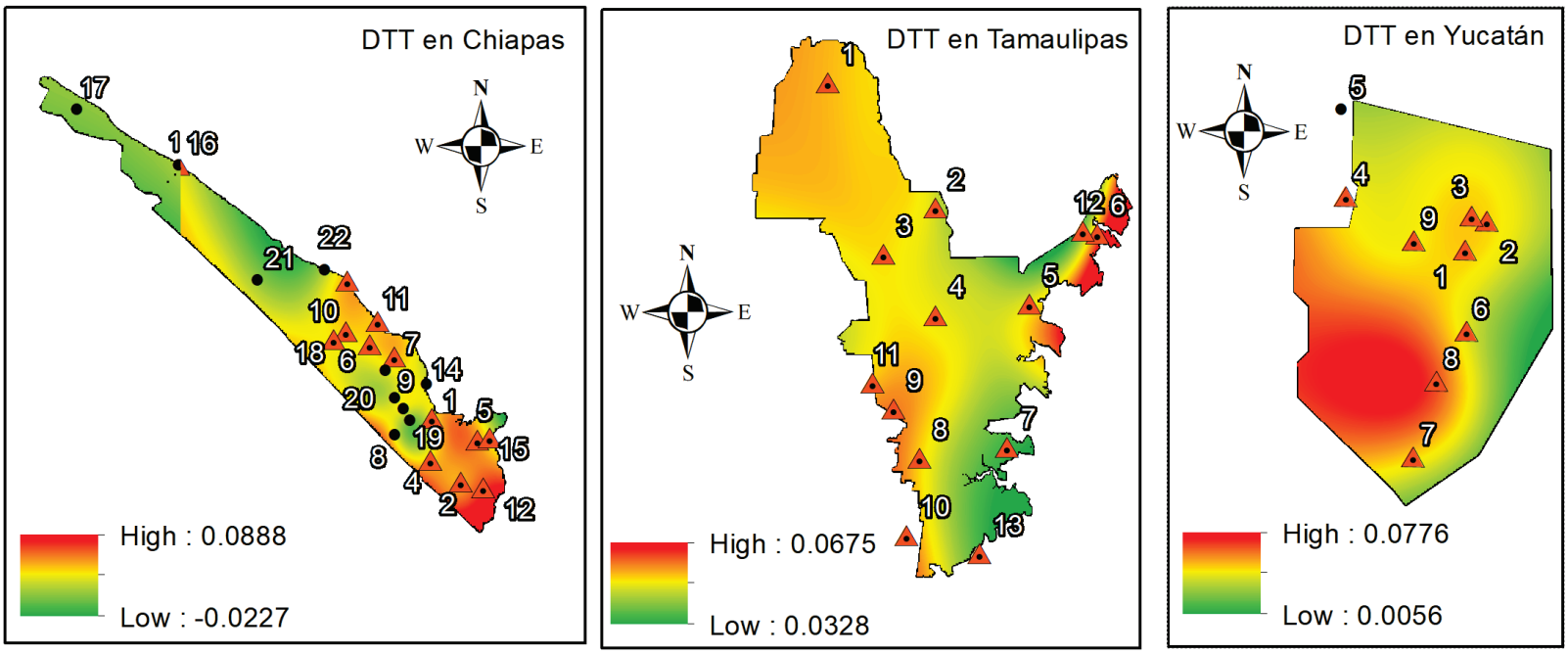


Figura 21. Tendencias en temperatura mínima media mensual de julio.

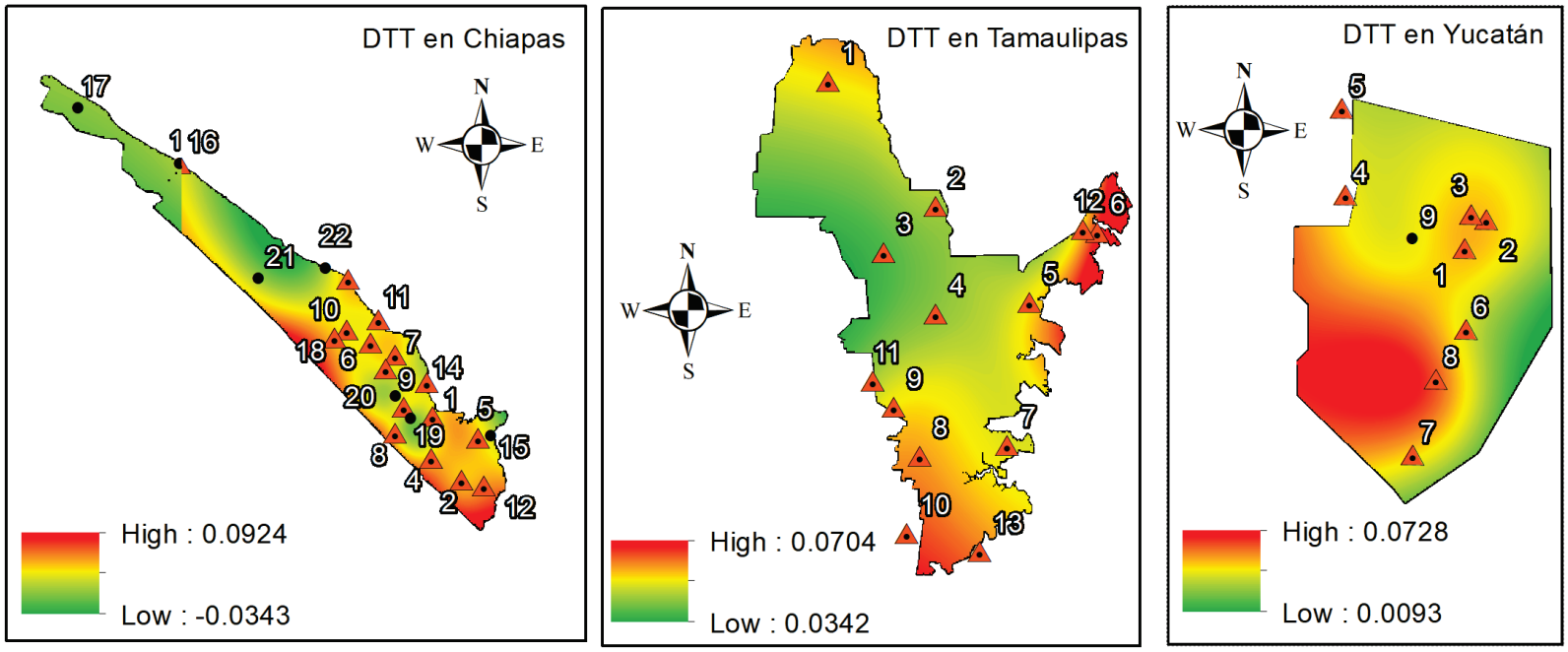


Figura 22. Tendencias en temperatura mínima media mensual de agosto.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

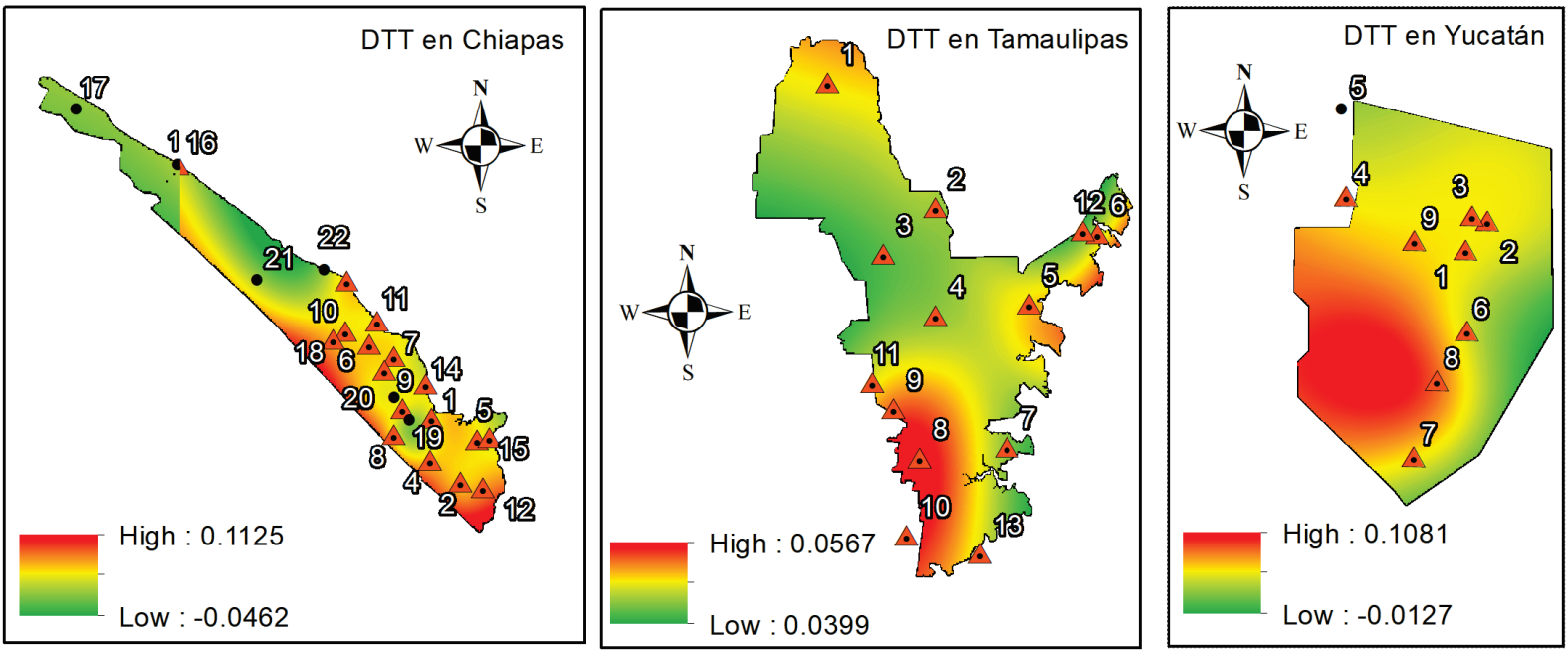


Figura 23. Tendencias temperatura mínima media mensual de septiembre.

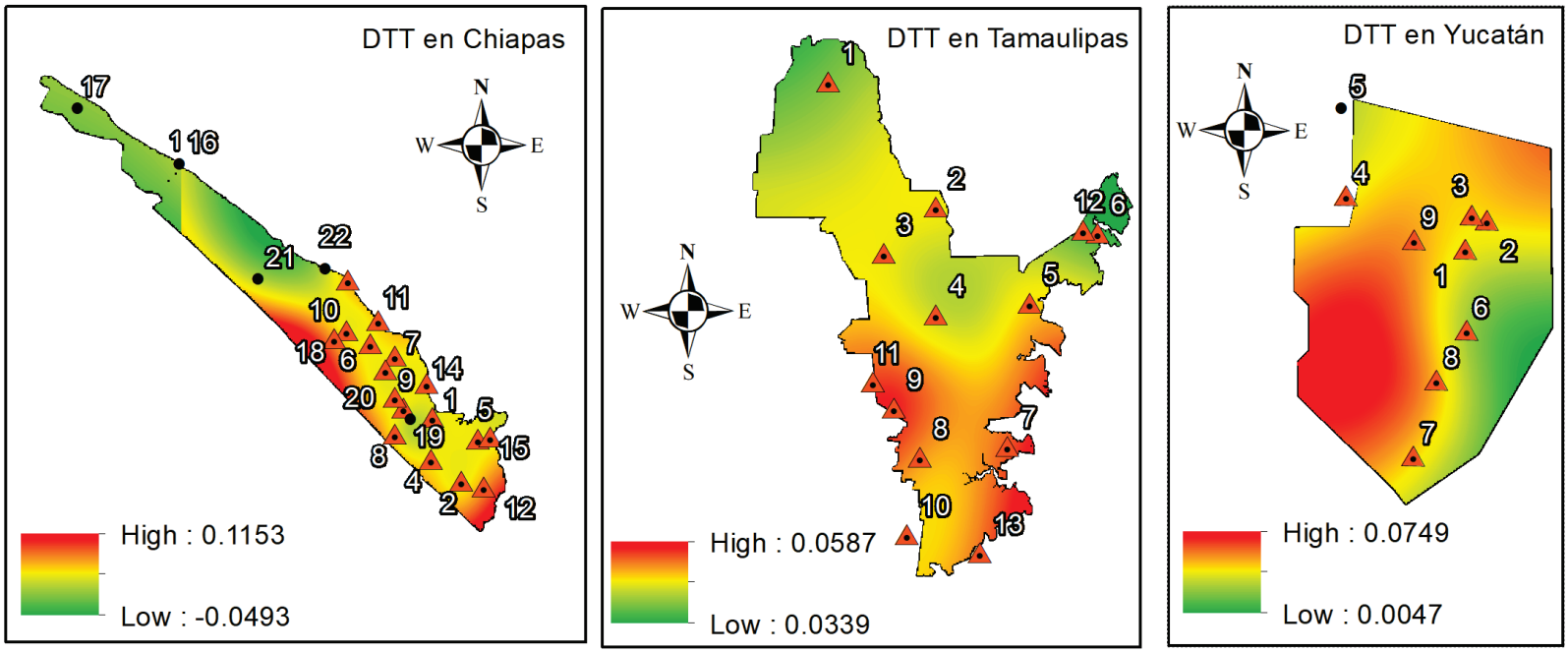


Figura 24. Tendencias en temperatura mínima media mensual de octubre.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

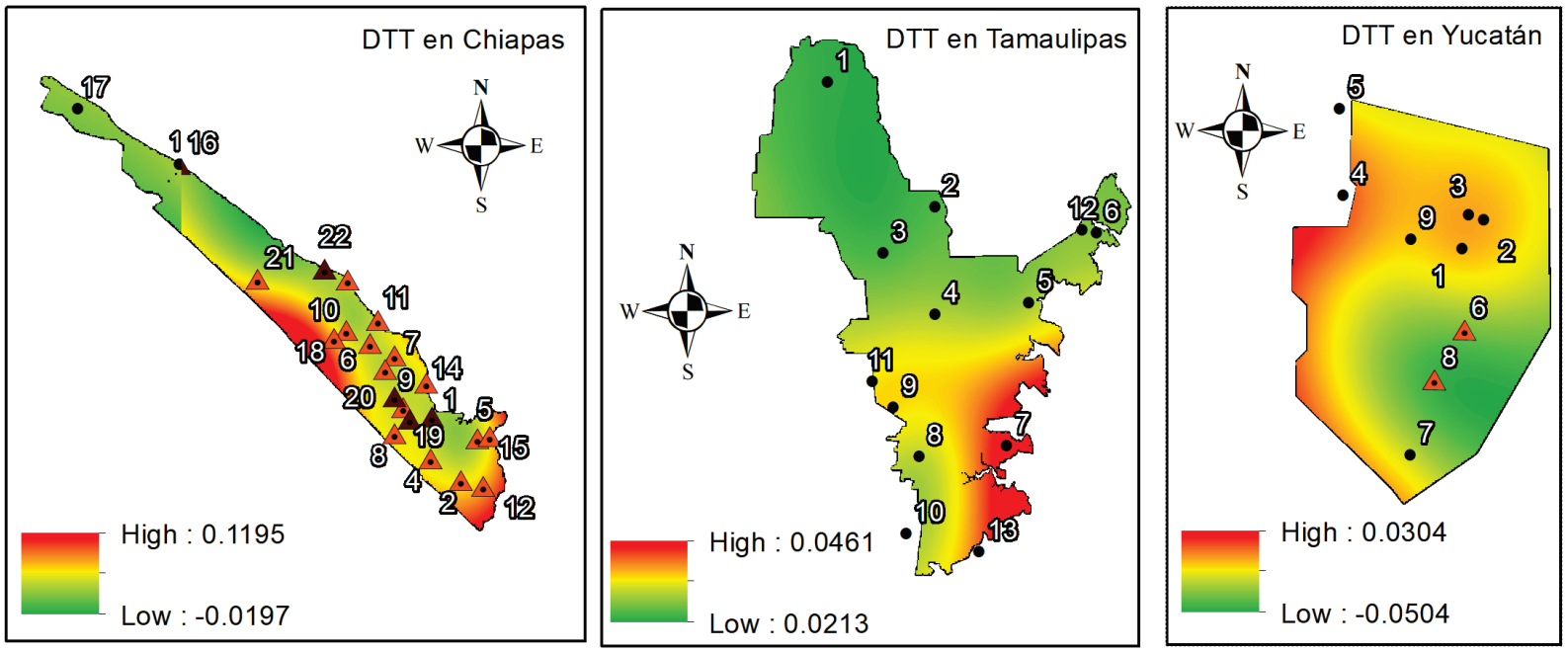


Figura 25. Tendencias temperatura mínima media mensual de noviembre.

El análisis de las tendencias de la temperatura mínima media mensual mediante la prueba de Mann-Kendall y la pendiente de Sen revela patrones significativos de cambio climático en diversas estaciones meteorológicas de las tres regiones estudiadas. Los resultados obtenidos reflejan una tendencia general hacia el aumento de las temperaturas mínimas, con algunas excepciones y variabilidad local importante.

En general, las estaciones en los DTT ubicados en Chiapas muestran una tendencia al alza de las temperaturas mínimas durante los meses de abril a septiembre, con un número destacado de estaciones, como UMOA 2 Sección (5), Rancho San José (6) e Ingenio Huixtla (7), que presentan tendencias significativas en múltiples meses. Estas estaciones presentan pendientes elevadas, lo que indica un aumento sostenido de la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

temperatura mínima. En contraste, algunas estaciones, como Huehuetán (14), muestran tendencias negativas en ciertos meses, aunque no son estadísticamente significativas. La mayor frecuencia de tendencias significativas se presenta en los meses de agosto y septiembre, durante la temporada de lluvias.

En el DTT 10 San Fernando, Tamaulipas, los resultados indican un claro aumento de las temperaturas mínimas durante los meses de abril a septiembre, especialmente de abril a octubre. En estos meses, la mayoría de las estaciones muestran tendencias significativas y pendientes positivas, como las estaciones 5 de Mayo (6) y San Fernando (10), que destacan por sus incrementos más pronunciados. Sin embargo, en noviembre las tendencias dejan de ser significativas, lo que sugiere que las temperaturas mínimas se estabilizan durante la transición hacia la temporada más fría.

En el DTT 08 Yucatán, varias estaciones, como Los Laureles (1), Sitio Experimental Tizimín (2) y Rancho Alegre (3) presentan tendencias significativas de aumento en la temperatura mínima desde abril hasta octubre, lo que refleja una tendencia de calentamiento consistente. La pendiente de Sen también muestra un aumento gradual a lo largo de los meses, con valores significativos en agosto y septiembre. No obstante, en algunos casos, como en Rancho Alegre (3) y Santa Martha (4), las fluctuaciones de temperatura no alcanzan la significancia estadística, lo que podría indicar que los cambios en estas áreas no son lo suficientemente pronunciados o están influenciados por otros factores locales. Además, algunas estaciones en noviembre, como Chan Cenote (6) y Kuxeb (8), muestran pendientes negativas.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Discusión

Dado que en Chiapas, Tamaulipas y Yucatán se identificó una limitada disponibilidad de estudios previos sobre análisis de tendencias de los DTT a escala mensual, fue necesario proceder con un ajuste de los valores a nivel anual. Esta decisión metodológica permitió garantizar la coherencia en la interpretación de los resultados y, al mismo tiempo, posibilitó la comparación adecuada de las tendencias observadas en las tres entidades.

En términos generales, los resultados indican que la mayoría de las estaciones no presenta cambios estadísticamente significativos en la precipitación acumulada mensual ni en las temperaturas medias máximas y mínimas (*p-value* > 0.05), lo que evidencia una moderada estabilidad climática en las series analizadas. No obstante, se identificaron tendencias significativas en ciertas estaciones, que se evaluaron mediante la comparación con estudios previos; esto permitió validar la consistencia y relevancia de los hallazgos en un contexto regional más amplio, tal como se detalla a continuación.

En los DTT de Chiapas se identificaron principalmente tendencias significativas de precipitación acumulada mensual durante el mes de junio, destacando las estaciones Rancho San José (6) e Ingenio Huixtla (7), que registraron incrementos en la pendiente de Sen de hasta 2.50 mm/año. De manera consistente, Méndez-González *et al*. (2008) reportaron incrementos de precipitación entre 0.5 y 1.4 mm/año para el junio en el periodo 1920-2004, lo que coincide con los patrones climáticos observados en Chiapas y refuerza la evidencia de un aumento sostenido en la precipitación durante este mes.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

En el DTT 010 San Fernando, Tamaulipas, se observó ausencia de tendencias en abril (pendientes de Sen de 0), mientras que en junio y septiembre se registraron incrementos de hasta 4.1 mm/año, particularmente en las estaciones Galeana (1) y El Avión (2). Estos resultados son consistentes con lo reportado por Cavazos y Hastenrath (1990) para el periodo 1940-1985, quienes documentaron aumentos en la precipitación de 0.5 a 2 mm/año de junio a septiembre en el noreste de México.

En Yucatán, agosto mostró aumentos significativos en Kuxeb (8), con pendiente de Sen de 2.4 mm/año; y septiembre y octubre en Chemax (7) y Rancho Alegre (3), con pendientes de hasta 4.0 mm/año. Pavia *et al*. (2006) reportaron aumentos de hasta 3 mm/año en la península de Yucatán en agosto durante el periodo 1960-2000, lo que concuerda con el presente estudio. El aumento observado puede interpretarse como una señal de intensificación de la precipitación estacional, lo cual tendría implicaciones potenciales en la recarga de acuíferos y en la disponibilidad hídrica de la región.

En el análisis de la temperatura mínima media mensual se observó un aumento generalizado. En Chiapas, estaciones como Rancho San José (6) e Ingenio Huixtla (7) registraron incrementos sostenidos con pendientes de Sen de 0.04 a 0.05 °C/año entre abril y noviembre, lo que coincide con lo reportado por Estrada *et al*. (2023), quienes documentaron para el periodo 1980-2020 incrementos de 0.03 a 0.06 °C/año en zonas agrícolas de Chiapas durante los mismos meses.

En Tamaulipas, las estaciones 5 de Mayo (6) y San Fernando (10) presentaron incrementos significativos de temperatura mínima (pendiente de Sen de 0.04 a 0.06 °C/año) y máxima (pendiente de Sen

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

de 0.02 a 0.04 °C/año) entre abril y octubre, reflejando patrones similares a Hulme *et al*. (1998), quienes reportaron aumentos de 0.1 a 0.7 °C/año de abril a octubre en el norte de México en el periodo 1901-1995.

Conclusiones

El análisis de tendencias en precipitación y temperatura mediante Mann-Kendall y la pendiente de Sen mostró patrones diversos en tres regiones de México, relevantes para una gestión agrícola y ambiental adaptada al cambio climático.

En los DTT ubicados en Chiapas se identificaron tendencias significativas en la precipitación acumulada, con disminuciones notables en mayo y aumentos importantes en octubre. Respecto a las temperaturas máximas y mínimas, se observó un patrón consistente de aumento, especialmente durante los meses de transición hacia la temporada de lluvias, lo que sugiere una posible influencia del cambio climático en estas variaciones.

En el DTT 10 San Fernando, Tamaulipas, las tendencias en la precipitación fueron más evidentes durante los meses de junio a agosto, con incrementos significativos en junio y septiembre. En cuanto a la temperatura máxima y mínima, de abril a septiembre mostró aumentos constantes, con las estaciones de mayor pendiente localizadas en áreas específicas que parecen ser más vulnerables a fenómenos climáticos regionales. Sin embargo, en noviembre tanto las precipitaciones como las temperaturas máximas y mínimas reflejaron una mayor estabilidad, posiblemente por la transición hacia los meses más fríos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

En el DTT 08 Oriente de Yucatán se observaron incrementos significativos de abril a octubre en la precipitación acumulada, especialmente en agosto y octubre; esto sugiere que la precipitación acumulada durante la temporada de lluvias presenta variaciones significativas, las cuales se deben a cambios en la duración y frecuencia de los eventos lluviosos. Esta tendencia sugiere posibles alteraciones en los ciclos agrícolas, con impactos en la disponibilidad de agua para los cultivos de estudio y su planificación. En cuanto a las temperaturas mínimas, se identificó una tendencia general de aumento desde abril hasta octubre en varias estaciones, como Los Laureles (1), Sitio Experimental Tizimín (2) y Rancho Alegre (3). Sin embargo, en noviembre se observaron algunas disminuciones en las temperaturas mínimas, lo que podría estar relacionado con el cambio estacional a la temporada fría.

En conjunto, estos resultados subrayan la importancia de un seguimiento constante y detallado de las tendencias climáticas en estas regiones para poder anticipar los efectos del cambio climático y adaptar las prácticas agrícolas, la gestión de los recursos hídricos y la planificación ambiental. Las diferencias observadas entre las estaciones y las regiones resaltan la complejidad de los sistemas climáticos locales, que requiere un enfoque integral para comprender los factores que están modelando el clima en el país.

Financiamiento

Los autores declaran que la investigación y la elaboración del artículo no recibieron financiamiento específico de organismos públicos, privados o sin fines de lucro.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 362-403. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-08

Declaración de conflictos de interés

Los autores declaran que no existe ningún conflicto de interés relacionado con la investigación, autoría y publicación del presente artículo.

Declaración de uso de inteligencia artificial (IA)

Los autores declaran que no utilizaron herramientas de inteligencia artificial para la elaboración del manuscrito.

Referencias

Cavazos, T., & Hastenrath, S. (1990). Convection and rainfall over Mexico and their modulation by the Southern Oscillation. International *Journal of Climatology*, *10*(4), 377-386. https://doi.org/10.1002/joc.3370100405

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2024). *Información estadística climatológica*. Servicio Meteorológico Nacional. https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/informacion-estadistica-climatologica

Cruz-Hernández, S. (2021). Impacto de la variabilidad climática en la agricultura de temporal en el estado de Tlaxcala, México. *Revista ASyD*, *17*(4), 1-19. https://doi.org/10.22231/asyd.v17i4.1401

Estrada, F., Calderón-Bustamante, Ó., Raga, G., Altamirano-del-Carmen, M., Torres, V., & Zavala-Hidalgo, J. (2023). *Estado y perspectivas del cambio climático en México: un punto de partid*a. Universidad Nacional Autónoma de México. https://cambioclimatico.unam.mx/wp-content/uploads/2023/11/estado-y-perspectivas-del-cambio-climatico-en-mexico-un-punto-de-partida-unam.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2024). *El estado de la seguridad alimentaria y la nutrición en el mundo 2024: financiación para acabar con el hambre, la inseguridad alimentaria y la malnutrición en todas sus formas*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. https://doi.org/10.4060/cd1254es

Guijarro, J. A. (2024). *Climatol. Software para el tratamiento y control de calidad de datos climatológicos* (versión 4.4-0). https://www.climatol.eu/

Helsel, D. R., & Hirsch, R. M. (2002). *Statistical methods in water resources*. U.S. Geological Survey. https://doi.org/10.3133/twri04A3

Hirsch, R. M., Slack, J. R., & Smith, R. A. (1982). Techniques of trend analysis for monthly water quality data. *Water Resources Research*, *18*(1), 107-121. https://doi.org/10.1029/WR018i001p00107

Hulme, M., Doherty, R., Ngara, T., New, M., & Lister, D. (1998). Global warming and changes in drought and rainfall patterns in the twentieth century. *Climatic Change*, *39*(2), 199-210. https://doi.org/10.1023/A:1005301521461

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Atlas de los distritos de temporal tecnificado de México*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

INIFAP, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. (2024). *Sistema de base de datos meteorológicos ESSENGER*. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. https://clima.inifap.gob.mx/lnmysr/DatosIndirectos/NEssenger

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2021). Climate change 2021: *The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report*. Cambridge University Press. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2023). *Climate change 2023: Synthesis report*. Panel on Climate Change. https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/

Méndez-González, J., Návar-Cháidez, J. de J., & González-Ontiveros, V. (2008). Análisis de tendencias de precipitación (1920-2004) en México. *Investigaciones Geográficas*, (65), 38-55. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-46112008000100004

Mendoza-Ponce, A., Haro, A., Murray-Tortarolo, G., & Salazar-Frausto, J. L. (2023). Agricultura y cambio climático en México. En: *El cambio climático en México* (pp. 1-20). Universidad Nacional Autónoma de México. https://cambioclimatico.unam.mx/wp-content/uploads/2023/10/cambio-climatico-en-mexico-impactos-agricultura.pdf

OMM, Organización Meteorológica Mundial. (2013). *Guide to meteorological instruments and methods of observation*. World Meteorological Organization. https://wmo.int/es

Pavia, E. G., Graef, F., & Reyes, J. (2006). PDO–ENSO effects in the climate of Mexico. *Journal of Climate*, *19*(24), 6433-6438. https://doi.org/10.1175/JCLI4045.1

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Sen, P. K. (1968). Estimates of the regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistical Association*, *63*(324), 1379-1389. https://doi.org/10.1080/01621459.1968.10480934

Sheng, Y., & Paul, P. (2004). A comparison of the power of the t-test, Mann–Kendall and bootstrap tests for trend detection. *Hydrological Sciences Journal*, *49*(1), 21-37. https://doi.org/10.1623/hysj.49.1.21.53996

SHC, Secretaría de Hacienda del Estado de Chiapas. (2012). *Programa regional de desarrollo*. Secretaría de Hacienda del Estado de Chiapas. https://www.haciendachiapas.gob.mx/planeacion/prog-regionales.asp

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-09

Articles

Potential for groundwater recharge during floods: First-order estimates

Potencial de recarga de acuíferos durante crecidas: estimaciones de primer orden

Paulo A. Herrera[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9966-500X

Peter Lichtner[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-9403-4428

[1]Consultant on Water Resources, Santiago, Chile, paulo.herrera.ricci@gmail.com

[2]University of New Mexico-Center for Water and the Environment, Albuquerque, New Mexico, United States, peter.lichtner@gmail.com

Corresponding author: Paulo Andrés Herrera-Ricci, paulo.herrera.ricci@gmail.com

Abstract

Observed variations in water levels of aquifers located in arid and semi-arid areas around the world indicate that significant recharge may occur during flooding events that happen with a frequency of one in every decade or so. It is expected that due to climate change there will be more intense floods during the coming decades. Therefore, it is important to

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

improve the current understanding about the recharge that may occur during such extreme events. We perform simple first-order analytical estimates of focused recharge during flood events and use them to calculate potential watershed-scale recharge. We demonstrate that rapid and significant recharge to groundwater during flooding events may occur, being the main recharge mechanisms in hydrological systems located in arid and semi-arid areas. Such potential may have great significance in those regions where groundwater is the main or sole water source. For example, we estimated that the recharge that may occur during a single flood event of a few days duration can be equivalent to more than 30 times the mean annual rainfall recorded in some arid regions. We also show that the time that infiltrated water requires to travel through the vadose zone to reach relatively deep water tables can be less than a few hours under reasonable assumptions.

Keywords: groundwater, floods, arid zones, climate change, soil moisture, aquifers, hydrogeology, water resources, rivers, mathematical models.

Resumen

Observaciones de las variaciones de los niveles de acuíferos ubicados en zonas áridas y semiáridas en distintos países, indican que recarga significativa a los acuíferos puede ocurrir durante inundaciones que suceden en promedio cada década o más. Es probable que como consecuencia del cambio climático ocurran inundaciones más intensas en el futuro. Por lo tanto, es importante aumentar el conocimiento sobre los mecanismos de recarga que pueden sobrevenir durante tales eventos hidrológicos extremos. Presentamos estimaciones de primer orden de la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

potencial magnitud de la recarga que puede darse durante inundaciones y, extrapolamos esos resultados para calcular el potencial de recarga hacia acuíferos a la escala de cuenca. Demostramos que una rápida y significativa recarga puede producirse durante tales eventos, pudiendo constituir la principal fuente de recarga en acuíferos ubicados en zonas áridas y semiáridas. Ese potencial de recarga puede ser especialmente importante en áreas donde el agua subterránea es la principal o única fuente de agua. Por ejemplo, estimamos que la recarga que podría acaecer durante un solo evento con una duración de pocos días, puede ser equivalente a más de 30 veces la precipitación promedio anual registrada en algunas zonas áridas. También mostramos que el tiempo que el agua que infiltra requiere para alcanzar el nivel freático, incluso en casos en que este se encuentra a profundidad significativa, puede ser menor a algunas horas bajo supuestos realistas.

Palabras clave: agua subterránea, inundación, zona árida, cambio climático, humedad del suelo, capa acuífera, hidrogeología, recursos hídricos, río, modelo matemático.

Received: 04/08/2025

Accepted: 22/12/2025

Available ahead of print: 05/02/2026

Version of record: 01/09/2026

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Introduction

According to existing records, frequency and magnitude of floods have shown to be especially variable during periods of climate change (Cook *et al*., 1992; Tyler *et al*., 1996; Knox, 2000). For example, chemical analysis of vertical water sample profiles in North Africa indicate that concentrated recharge beneath streams ceased about 5 000 years ago as result of a shift in climate patterns (Scanlon *et al*., 2006). Since the global increase in temperature projected for the coming decades will increase the amount of water vapor in the atmosphere, it is anticipated that this will generate more severe flooding events in many locations around the world (Milly *et al*., 2002; Marchi *et al*., 2010; Whitfield, 2012; Taylor *et al*., 2013). Thus, it is expected that the predicted changes in climate will have direct consequences on groundwater resources through changes in recharge to and discharge from aquifers (Taylor *et al*., 2013; Amanambu *et al*., 2020; Carroll *et al*., 2024). The overall impact of future floods on human and economic activities is difficult to assess due to the complexity of local-scale factors that can increase or mitigate their consequences (Kundzewicz *et al*., 2010; Marchi *et al*., 2010; Ali *et al*., 2017; Brunner *et al*., 2020). Recent flood events in different locations around the world, e.g. Valencia, Spain in November 2024, and Texas, USA in July 2025; have confirmed the potential for the occurrence of very rapid and devastating water level rises in rivers situated in arid or semi-arid regions.

The interaction between surface water and groundwater is a key component of hydrological systems that, among other things, serve to dampen floods and store water in aquifers for future use (Chow *et al*., 1988). Flash floods are rapid (within a few hours) and significant (of the order of up to ten times) increases in flow discharge of natural streams

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 404-432. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-09

that are usually accompanied by the inundation of large land areas over riverbanks (Ali *et al*., 2017). In semi-arid and arid regions, *i.e.* places where the ratio between annual rainfall to potential evapotranspiration is less than 0.5 (Scanlon *et al*., 2006), aquifer recharge occurs mostly during rare flash flood events, accumulating water in aquifers for its potential use during dry periods (Scanlon *et al*., 2006; Taylor *et al*., 2013; Abbas *et al*., 2020). In the future dry periods may have longer duration, so that demand for groundwater could increase because of its use for irrigation and other economic activities, increasing pressure for the exploitation of groundwater from currently stressed aquifers (Taylor *et al*., 2013).

The direct measurement of exchange fluxes between surface streams and aquifers is difficult, particularly in arid regions where most streams are ephemeral and stay dry during long periods that are interspersed by extreme peak flow events. There are three groups of methods applicable to study the interaction between groundwater and ephemeral streams (Shanafield & Cook, 2014): Streamflow based, groundwater based and infiltration based. The first group is based on measuring differences in streamflow along streams such that transmission losses can be quantified. These types of techniques are difficult to apply in practice during peak flow events because of the lack of calibrated rating curves and the destruction or modification of control sections of gauging stations produced by sediment deposition and/or erosion of the stream bed. The second group consists in estimating infiltration rates from observations of water table changes. This type of method can be used to provide a global estimation of the recharge volume and require only the measurement of water levels in different locations, which is easy to perform in areas with a large number of wells. Finally, techniques based on measuring infiltration include local measurement of surface infiltration

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 404-432. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-09

rates through infiltrometers, monitoring changes in water content through the soil column and/or using natural tracers, e.g. heat or electrical conductivity, for measuring transit times and velocities of the recharged water. The application of these methods can be difficult in areas where the installation of piezometers is problematic, e.g. river bed of streams that may experience large floods. Furthermore, the duration of studies to better understand recharge mechanisms in those regions should cover at least the period between recharge events, which in some cases can be of the order of decades. The combination of those factors can make the management of aquifers more difficult due to the difference between the time scale of the groundwater response and the time frame for human decision making (Bredehoeft *et al*., 1982; Bredehoeft, 2002). Because of the difficulties to directly measure infiltration, it is common to use analytical estimates or numerical simulations to complement observations (e.g. Constantz *et al*., 2002; Twarakavi *et al*., 2008; Brunner *et al*., 2017; Schilling *et al*., 2017; Zhou *et al*., 2018).

Analysis based on field observations and results of numerical simulations have concluded that interaction between surface streams and aquifers can be much stronger during flooding events. For example, Unland *et al*. (2015) concluded that groundwater levels in aquifers connected to streams can increase very rapidly and significantly (up to almost 10 m) during high river stages, and that infiltrated water can travel significant distances away from streams (up to 40 m) within a short time. They also found rapid variations in groundwater flow direction before, during and after flooding events. On the other hand, observations in different regions have shown that recharge to aquifers during extreme events can be enhanced with higher pumping from wells due to the

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 404-432. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-09

greater storage capacity offered by deeper water tables (Taylor *et al*., 2013; Pino, 2018).

Understanding how more intense floods can impact the interaction between ephemeral surface streams and groundwater can be useful for improving water management and flood mitigation systems (Philipp & Grundmann, 2013; Taylor *et al*., 2013; Jourde *et al*., 2014; Hashemi *et al*., 2015; Brunner *et al*., 2017; El-Saadawy *et al*., 2020; Fathy *et al*., 2021). It can also be relevant to evaluate potential increase in aquifer vulnerability due to intense recharge produced by natural floods or by dam failures during such events (Cenderelli *et al*., 2000; Ascott *et al*., 2016; Youssef *et al*., 2021).

We investigate the interaction between surface water and groundwater during flash flood events from a conceptual point of view. First, we discuss as motivation observations of the response of the groundwater system during a flood event that occurred in the San José River valley in northern Chile. Then, we perform simple first-order estimates of the transit time and potential recharge that may occur during a single flood event of a few days duration. Finally, we make conclusions that are relevant for the assessment of sustainable groundwater exploitation in arid and semi-arid areas.

Motivation: The San José River valley

We consider observations in the San José River valley located in northern Chile near the limit of the driest desert on Earth (Atacama Desert). This watershed located near the border between Peru and Chile (Figure 1),

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 404-432. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-09

presents many of the problems associated with groundwater management in arid regions discussed above.

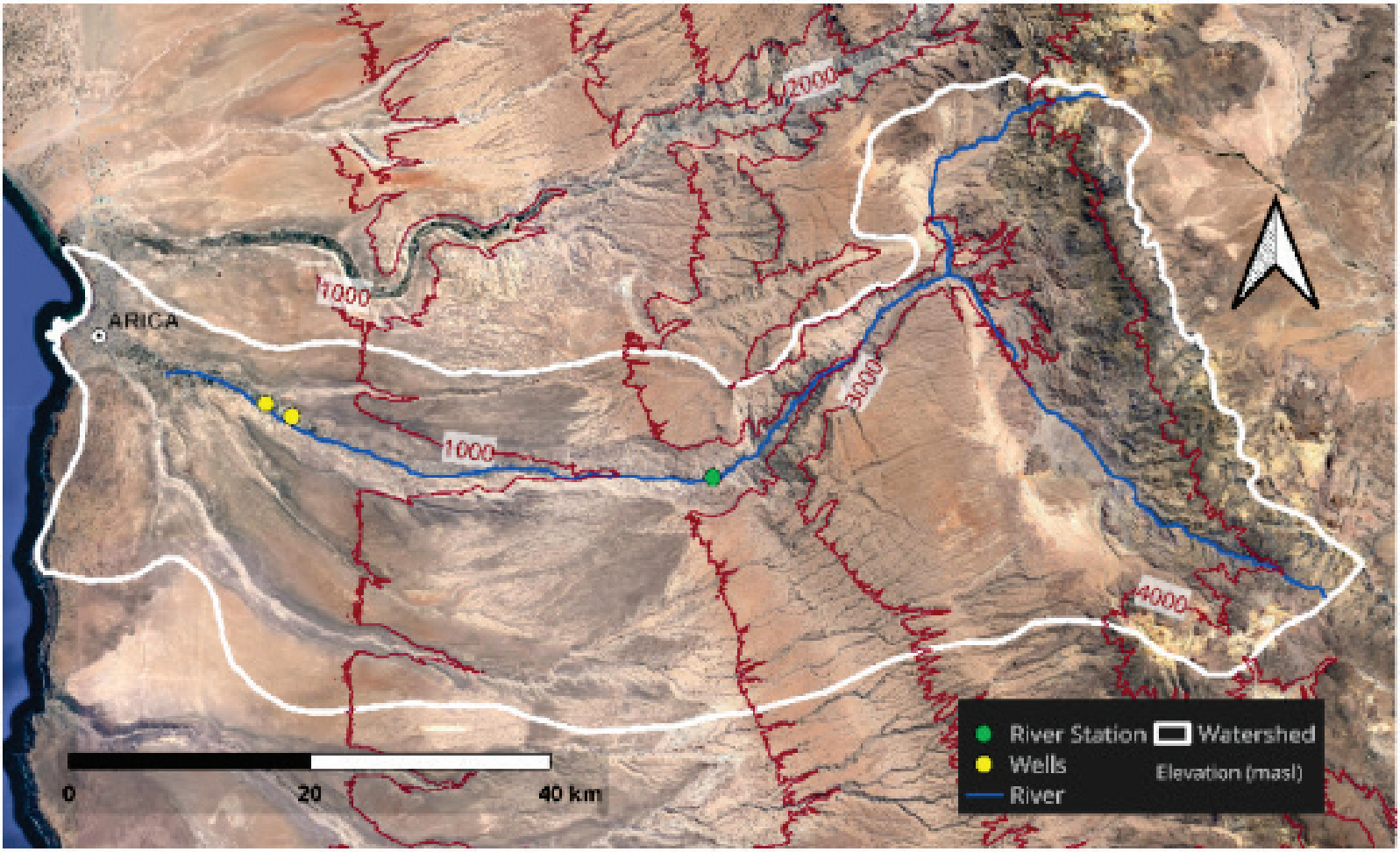


Figure 1. San José River valley in northern Chile. The watershed extends from sea level to more than 4 000 masl. Location of river station (Ausipar, green) and groundwater wells (Las Riveras de Madrid and Pascual Roco, yellow) are approximated. Source: Satellite image from Google Maps (2024).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 404-432. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-09

The watershed covers an area of more than 3 000 km^2 with elevations that range from sea level to more than 5 000 masl near the Andean Mountain Range. The difference in elevation defines four sectors according to precipitation patterns. In the lower part of the basin below 1 000 masl, there is almost no precipitation. For example the mean annual rainfall in the city of Arica is less than 5 mm/year (CR2, 2024). Between 1 000 to 2 000 masl, precipitation is rare; while between that level and 4 500 masl the mean annual rainfall is about 200 mm/year. At higher altitude, precipitation is mainly snow and equivalent to 500 mm/year. Temporal rainfall patterns also show great variability, with periods of several years of limited rainfall interspersed by wet years when rainfall is significantly higher, resulting in flooding events. The flow discharge carried by the San José River is usually low with historical mean daily discharge equal to 1 m^3/s (CR2, 2024), which is channelized through a limited section of the riverbed. However, such configuration changes during flash flood events, when the flow discharge can increase up to ten times and the discharge section can expand considerably because of the inundation of the usually dried flood plain (AC Ingenieros Consultores, 2009; Jiménez, 2013; Pino, 2018).

The aquifer is mainly formed of alluvial deposits and behaves as unconfined. The sediments that compose the main aquifer are permeable sands and gravel with some content or limited layers of less permeable materials like clays and silts (Balic, 2015; Pino, 2018). Figure 2 shows the riverbed in one of the sections of the San José River, which is most of the time covered by a layer of fine sediment deposited during low flow discharge that is removed during peak flow. Thus, during peak flow events there is the potential for direct contact between water in the stream with permeable deposits, usually cobbles, gravels and sands, located at

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 404-432. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-09

greater depth. The water table depth along the river path fluctuates between ground elevation near springs and swamps, to up to 70 m deep (Jiménez, 2013). The bottom of the aquifer is defined by the elevation of the top of volcanic rocks that are located at variable depth, being at 100 m depth in the lower section near the coast to less than 70 m deep in the upper section (Jiménez, 2013).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 404-432. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-09



Figure 2. The riverbed of the San José River in northern Chile. The riverbed is usually covered by a layer of fine sediments deposited during low discharge, which is remobilized during flash floods. Source: Jiménez (2013).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 404-432. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-09

The situation described for the San José River valley is representative of other fluvial/alluvial valleys located in arid or semi-arid regions around the world, which are the result of the deposition of materials transported during rare high-energy flood events (Fox & Durnford, 2003).

Due to the fast expansion of agricultural activities in the valley during the last 30 years, there has been an increasing pressure on the use of groundwater resources. In 2008 there were 543 registered groundwater wells, but only 361 were operating. The increasing use of groundwater has produced important drawdowns in groundwater levels over extended periods and reduction in discharge from natural springs, which have been interpreted as an indication that the aquifer is overexploited (AC Ingenieros Consultores, 2009; Jiménez, 2013; Balic, 2015).

Figure 3 shows monthly rainfall and groundwater levels observed in a couple of wells located in the San José River valley. Levels in both wells experienced a rapid recovery of a few meters during and immediately after a flood event that took place in March, 2001. Other wells located nearby experienced similar recovery. That trend is opposite to the constant decline in levels observed in the previous years and since 2002, due to the pumping of groundwater to sustain agricultural activities in the valley. The flood event was the result of concentrated rainfall during a couple of weeks, which resulted in a monthly precipitation that was almost twice the second highest value observed during the 20 years shown in the graph (1990-2010). The rapid recovery of groundwater levels indicate that there was a significant and rapid recharge to the aquifer during that event.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 404-432. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-09

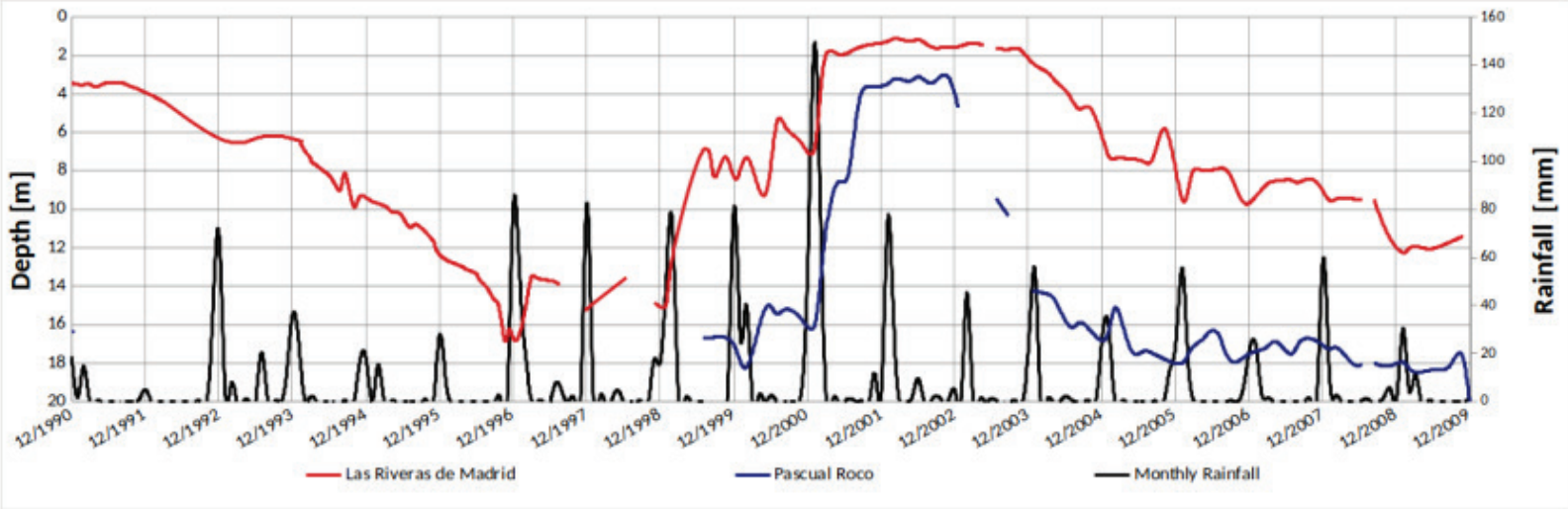


Figure 3. Reported groundwater levels for wells located along the San José River valley, northern Chile. Location of wells is shown in Figure 1. Data from Jiménez (2013).

As in other river basins, measuring flow discharge in the San José River during peak flow is challenging because of the changes in the river morphology and control sections generated by the rapid water level increase. Moreover, it is difficult to calibrate discharge curves for peak flows that happen only on rare occasions (Scanlon *et al*., 2006; AC Ingenieros Consultores, 2009; Brunner *et al*., 2017; Youssef *et al*., 2021). However, available records indicate that daily average peak flow can be up to 40 times greater than the historical average. Instantaneous or hourly peak discharge can be significantly higher, according to some estimations of the order of hundred times higher than the historical average. For example, Figure 4 shows the recorded daily mean hydrograph during the flooding event that took place in March, 2001. For this event, the peak daily discharge exceeded more than forty times the

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 404-432. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-09

historical average. The main event lasted more than 10 consecutive days and it was followed by a second one of lower magnitude that took place during the next 20 days. The 2001 flood is the largest recorded in the San José River. There are records of only two other events with peak discharge greater than 15 m^3/s for the 52 years period with observations over the range 1967-2019.

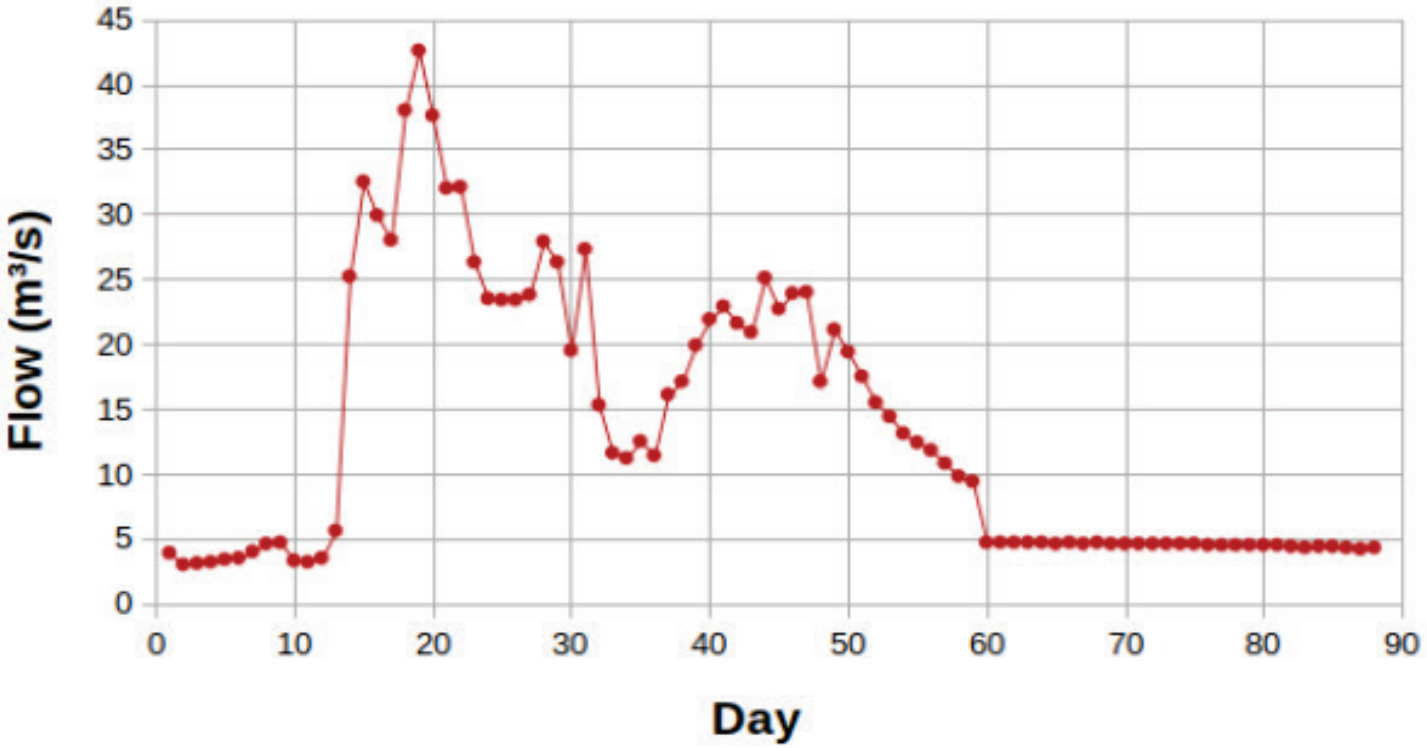


Figure 4. Daily flow discharge recorded at Ausipar station in the San José River valley, northern Chile (CR2, 2024). Graph shows period 01/Feb/2001-30/Apr/2001.

The observations of the groundwater system during the flooding event of March 2001 in the San José River, motivated us to analyze a more general scenario to better understand the dynamics of recharge and the

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 404-432. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-09

groundwater flow during similar events. For the specific case of the San José River, we refer to a few academic works that have investigated the dynamics of that hydrological system, including the response to the flooding event of 2001: Jiménez (2013), Balic (2015) and Pino (2018).

Methods and results

First-order estimates for potential recharge

For the purpose of the analysis, we consider an idealized system composed of an ephemeral river that during flood events covers a well-defined discharge section and by a subsurface that can be conceptualized as a homogeneous or quasi-homogeneous hydrogeological unit. As an additional simplifying assumption, we assume that the riverbed is dry most of the time and that the main river section carries a significant amount of water only during flood events, during which river stage can be considered constant along the analyzed 2D river section. Hence, we assume that the river system is disconnected from the aquifer most of the time and the water table is relatively deep, which the situation is found in most ephemeral systems located in arid or semi-arid regions.

Neglecting significant mounding of the water table due to low horizontal transmissivity, which is a reasonable assumption for thick permeable or deep water table aquifers (Shanafield *et al*., 2012), infiltration rates can be considered constant during flooding events, except during a short initial period of higher infiltration rates due to the sudden wetting of the dried upper sediments (Philip, 1969). Moreover, since we consider floods with peak discharge that can be ten times higher than the average, we assume that fine sediments deposited during low

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 404-432. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-09

discharge are removed, so that the effective vertical hydraulic conductivity during those events does not depend on that layer (Brunner *et al*., 2017). Large floods can carry enough water to keep a significant surface water layer above the ground surface, hence the flow problem transitions from one controlled by flow rates to one controlled by a quasi-constant head boundary (Fox & Durnford, 2003). Under those assumptions the flow through the unsaturated zone is quasi-vertical and occurs under unit hydraulic gradient, so that the infiltration rate is equal to the vertical effective hydraulic conductivity (Philip, 1969). Then, we can perform a simple first-order calculation of transit times and infiltration rates assuming that the saturated front beneath the ground surface advances in a piston-like fashion. The assumption of piston-like, *i.e.* the advance of a sharp saturated front, is a good approximation for flow through coarse-grained materials such as sands, in which diffusive flow becomes negligible (Cook *et al*., 1992; Ruifen & Keqin, 2001).

Infiltration rate

Table 1 presents first-order estimates of transit times through the vadose zone and potential recharge rates under the assumptions discussed above. Figures in that table indicate that:

1. There is a potential for very rapid (< 10 h) connection between streams and aquifers during floods events for settings with water table less than 40 m deep. For coarse and medium sand, the time for connection may still be less than 1 day even for deeper water table.

2. Recharge during single flood events that may last a few days can be significant. For example, the estimated potential recharge that could infiltrate in a single day along a 20 m wide 1 km long river section

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 404-432. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-09

could provide the amount of water required during 1.3 years by a well that pumps 50 l/s. Since, the total infiltration is linear with the duration of the flood, a few days flood event like the one registered in 2001 in the San José River valley can provide the water to operate wells for several years.

Estimations of transit times through the vadose zone and recharge rates assuming free drainage and piston-like flow, *i.e.* effective vertical infiltration rate $r_v = Kv/\theta$.

Where:

θ = effective porosity.

Kv = effective vertical saturated hydraulic conductivity.

Values of material properties from (Domenico & Schwartz, 1997), Cape Cod (Portniaguine & Solomon, 1998) and Borden (Mackay *et al*., 1986). Last column lists infiltrated volume expressed as time of operation for a well pumping 50 l/s.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 404-432. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-09

Table 1. Estimations of transit times through the vadose zone and recharge rates assuming free drainage and piston-like flow.

Material	Hydraulic conductivity (m/d)	Effective porosity (-)	Vertical infiltration rate (m/d)	Water table depth (m)				Infiltration per kilometer per day (m^3)	Equivalent pumping well (Q = 50 l/s) (year)
				20+	40+	60+	80+		
Gravel	2592	0.30	8640	0.1	0.1	0.2	0.2	5.2E+07	32.9
Coarse sand	52	0.35	148	3.2	6.5	9.7	13.0	1.0E+06	0.7
Medium sand	43	0.40	108	4.4	8.9	13.3	17.8	8.6E+05	0.5
Fine sand	17	0.45	38	12.5	25.0	37.5	50.0	3.5E+05	0.2
Cape Cod, sand	100	0.25	400	1.2	2.4	3.6	4.8	2.0E+06	1.3
Borden Site, sand	7	0.30	23	20.6	41.1	61.7	82.3	1.4E+05	0.1
Sandstone	1	0.05	10	46.3	92.6	138.9	185.2	1.0E+04	0.0
Permeable basalt	17	0.05	346	1.4	2.8	4.2	5.6	3.5E+05	0.2
Weathered granite	4	0.50	9	55.6	111.1	166.7	222.2	8.6E+04	0.1
Fractured igneous and metamorphic	26	0.05	518	0.9	1.9	2.8	3.7	5.2E+05	0.3

[†]transit time in hours for different water table depths (20 to 80).

The estimates presented in Table 1 are based on several assumptions, which may not be valid in practice. However, they provide a good first-order quantification of variables of interest. For example, they assume homogeneity of the subsurface materials that is rarely found in real sites, where effective vertical permeability is controlled by layers of less permeable materials. Nevertheless, for a sandy aquifer one can expect that the effective permeability will be in the range of medium to

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 404-432. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-09

fine sands materials (Woodbury & Sudicky, 1991; Neuman, 1994; Renard & De Marsily, 1997; Sakata, 2015).

Infiltration volume

Table 2 presents estimates for the potential total infiltration volume in a 20 m wide and 40 km long river section assuming flooding events of different duration. For comparison purposes, the table also includes potential recharge as a percentage of the estimated available storage volume in the San José River valley, equal to approximately 1 400 million cubic meters (1.4 x 109 m^3). For sandy aquifers, these calculations indicate that a significant recharge equivalent to more than 10 % of the available storage volume may occur during a flooding event with a duration of four days.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 404-432. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-09

Table 2. Estimates of total recharge during flood events of different duration (1 to 4 days) assuming a 20 m wide and 40 km long river section. Available storage volume estimated for the San José River valley (1.4 x 109 m^3).

Material	Flood duration (day)*				Flood duration (day)+			
	1	2	3	4	1	2	3	4
Gravel	2074	4147	6221	8294	152 %	304 %	455 %	607 %
Coarse sand	41	83	124	166	3 %	6 %	9 %	12 %
Medium sand	35	69	104	138	3 %	5 %	8 %	10 %
Fine sand	14	28	41	55	1 %	2 %	3 %	4 %
Cape Cod, sand	80	160	240	320	6 %	12 %	18 %	23 %
Borden Site, sand	6	11	17	22	0 %	1 %	1 %	2 %
Sandstone	0	1	1	2	0 %	0 %	0 %	0 %
Permeable basalt	14	28	41	55	1 %	2 %	3 %	4 %
Weathered granite	3	7	10	14	0 %	1 %	1 %	1 %
Fractured igneous and metamorphic	21	41	62	83	2 %	3 %	5 %	6 %

*Total volume in million cubic meters.

+Percentage.

Conclusions

We performed first-order estimates based on piston-flow theory that confirm that there is potential for significant recharge to aquifers during flooding events that may last a few days. Under natural conditions a few of such events that may occur in a time span of a few decades or centuries can potentially explain the stored water in aquifers located in arid and

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 404-432. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-09

semi-arid regions. In the case of aquifers under exploitation, such events can provide enough water to sustain the operation of wells during a significant period, neglecting potential operational barriers due to large local drawdown around pumping wells (Bredehoeft *et al*., 1982; Bredehoeft, 2002).

Although the analysis is limited to simplified assumptions, the results derived from it may be valid for many systems located in arid and semi-arid areas that present similar conditions in terms of flood frequency, water table depth and type of sediments between the riverbed and the water table.

Funding

No funding was received for this research.

Declaration of conflicts of interest

The authors declare that they have no conflicts of interest.

Declaration of AI use

No AI tools were used in the conduct of this study.

References

Abbas, M., Carling, P., Jansen, J., & Al-Saqarat, B. (2020). Flash-flood hydrology and aquifer-recharge in Wadi Umm Sidr, Eastern Desert, Egypt. *Journal of Arid Environments*, *178*, 104170. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104170

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

AC Ingenieros Consultores. (2009). *Definición de estrategias de manejo sustentable para el acuífero de Azapa, XV Región* (Informe Técnico S.I.T. 201). Dirección General de Aguas, Ministerio de Obras Públicas.

Ali, K., Bajracharyar, R. M., & Raut, N. (2017). Advances and challenges in flash flood risk assessment: A review. *Journal of Geography & Natural Disasters*, *7*(2), 1-6. https://doi.org/10.4172/2167-0587.1000195

Amanambu, A., Obarein, O., Mossa, J., Li, L., Ayeni, S., Balogun, O., Oyebamiji, A., & Ochege, F. (2020). Groundwater system and climate change: Present status and future considerations. *Journal of Hydrology*, *589*, 125163. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125163

Ascott, M., Lapworth, D., Gooddy, D., Sage, R., & Karapanos, I. (2016). Impacts of extreme flooding on riverbank filtration water quality. *Science of the Total Environment*, *554*, 89-101. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.169

Balic, I. (2015). *Modelación numérica de los efectos de la variabilidad climática sobre la utilización sustentable del acuífero de la cuenca del río San José, Arica* [Tesis de ingenería, Universidad de Chile]. Repositorio Académico de la Universidad de Chile. https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/134832

Bredehoeft, J. (2002). The water budget myth revisited: Why hydrogeologists model. *Groundwater*, *40*(4), 340-345. https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2002.tb02511.x

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Bredehoeft, J., Papadopulos, S., & Cooper, H. (1982). Groundwater: The water budget myth. *Scientific Basis of Water Resource Management*, 51-57. https://cawaterlibrary.net/document/groundwater-the-water-budget-myth/

Brunner, M., Papalexiou, S., Clark, M., & Gilleland, E. (2020). How probable is widespread flooding in the United States? *Water Resources Research*, *56*(10), e2020WR028096. https://doi.org/10.1029/2020WR028096

Brunner, P., Therrien, R., Renard, P., Simmons, C., & Franssen, H. (2017). Advances in understanding river-groundwater interactions. *Reviews of Geophysics*, *55*(3), 818-854. https://doi.org/10.1002/2017RG000556

Carroll, R., Niswonger, R., Ulrich, C., Varadharajan, C., Siirila-Woodburn, E., & Williams, K. (2024). Declining groundwater storage expected to amplify mountain streamflow reductions in a warmer world. *Nature Water*, *2*(5), 419-433. https://doi.org/10.1038/s44221-024-00239-0

Cenderelli, D. (2000). Floods from natural and artificial dam failures. In: *Inland Flood Hazards: Human, riparian and aquatic communities* (pp. 73-103). Cambridge University Press. https://doi.org/10.1017/CBO9780511529412.004

Chow, V., Maidment, D., & Mays, L. (1988). *Applied hydrology*. McGraw-Hill.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Constantz, J., Stewart, A., Niswonger, R., & Sarma, L. (2002). Analysis of temperature profiles for investigating stream losses beneath ephemeral channels. *Water Resources Research*, *38*(12), 52-1-52-13. https://doi.org/10.1029/2001WR001221

Cook, P., Edmunds, W., & Gaye, C. (1992). Estimating paleorecharge and paleoclimate from unsaturated zone profiles. *Water Resources Research*, *28*(10), 2721-2731. https://doi.org/10.1029/92WR01298

CR2. (2024). *Explorador climático*. Center for Climate and Resilience Research. https://explorador.cr2.cl

Domenico, P., & Schwartz, F. (1997). *Physical and chemical hydrogeology*. John Wiley & Sons.

El-Saadawy, O., Gaber, A., Othman, A., Abotalib, A., El Bastawesy, M., & Attwa, M. (2020). Modeling flash floods and induced recharge into alluvial aquifers using multi-temporal remote sensing and electrical resistivity imaging. *Sustainability*, *12*(23), 10204. https://doi.org/10.3390/su122310204

Fathy, I., Ahmed, A., & Abd-Elhamid, H. (2021). Integrated management of surface water and groundwater to mitigate flood risks and water scarcity in arid and semi-arid regions. *Journal of Flood Risk Management*, *14*(3), e12720. https://doi.org/10.1111/jfr3.12720

Fox, G., & Durnford, D. (2003). Unsaturated hyporheic zone flow in stream/aquifer conjunctive systems. *Advances in Water Resources*, *26*(9), 989-1000. https://doi.org/10.1016/S0309-1708(03)00087-3

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Hashemi, H., Uvo, C., & Berndtsson, R. (2015). Coupled modeling approach to assess climate change impacts on groundwater recharge and adaptation in arid areas. *Hydrology and Earth System Sciences*, *19*(10), 4165-4181. https://doi.org/10.5194/hess-19-4165-2015

Jiménez, G. (2013). *Caracterización de la cuenca del río San José en Arica para la evaluación a nivel de perfil de un sistema de recarga artificial de acuíferos* [tesis de ingeniería, Universidad de Chile]. Repositorio Académico de la Universidad de Chile. https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/115300

Jourde, H., Lafare, A., Mazzilli, N., Belaud, G., Neppel, L., Dorfliger, N., & Cernesson, F. (2014). Flash flood mitigation as a positive consequence of anthropogenic forcing on the groundwater resource in a karst catchment. *Environmental Earth Sciences*, *71*, 573-583. https://doi.org/10.1007/s12665-013-2678-3

Knox, J. (2000). Sensitivity of modern and Holocene floods to climate change. *Quaternary Science Reviews*, *19*(1-5), 439-457. https://doi.org/10.1016/S0277-3791(99)00074-8

Kundzewicz, Z., Hirabayashi, Y., & Kanae, S. (2010). River floods in the changing climate—observations and projections. *Water Resources Management*, *24*, 2633-2646. https://doi.org/10.1007/s11269-009-9571-6

Mackay, D., Freyberg, D., Roberts, P., & Cherry, J. (1986). A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer: 1. Approach and overview of plume movement. *Water Resources Research*, *22*(13), 2017-2029. https://doi.org/10.1029/WR022i013p02017

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Marchi, L., Borga, M., Preciso, E., & Gaume, E. (2010). Characterisation of selected extreme flash floods in Europe and implications for flood risk management. *Journal of Hydrology*, *394*(1-2), 118-133. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.017

Milly, P., Christopher, D., Wetherald, R., Dunne, K., & Delworth, T. (2002). Increasing risk of great floods in a changing climate. *Nature*, *415*(6871), 514-517. https://doi.org/10.1038/415514a

Neuman, S. (1994). Generalized scaling of permeabilities: Validation and effect of support scale. *Geophysical Research Letters*, *21*(5), 349-352. https://doi.org/10.1029/94GL00308

Philip, J. (1969). Theory of infiltration. In: Chow, V. T. (ed.). *Advances in Hydroscience* (Vol. 5) (pp. 215-296). Academic Press. https://doi.org/10.1016/B978-1-4831-9936-8.50010-6

Philipp, A., & Grundmann, J. (2013). Integrated modeling system for flash flood routing in ephemeral rivers under the influence of groundwater recharge dams. *Journal of Hydraulic Engineering*, *139*(12), 1234-1246. https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000766

Pino, C. (2018). *Integrated surface-subsurface hydrologic modeling to quantify groundwater recharge due to an extreme flooding event in the Atacama Desert* [tesis de maestría, Universidad de Chile]. Repositorio Académico de la Universidad de Chile. https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/168077

Portniaguine, O., & Solomon, D. (1998). Parameter estimation using groundwater age and head data, Cape Cod, Massachusetts. *Water Resources Research*, *34*(4), 637-645. https://doi.org/10.1029/97WR03361

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Renard, P., & De Marsily, G. (1997). Calculating equivalent permeability: A review. *Advances in Water Resources*, *20*(5-6), 253-278. https://doi.org/10.1016/S0309-1708(96)00050-4

Ruifen, L., & Keqin, W. (2001). *Environmental isotope profiles of the soil water in loess unsaturated zone in semi-arid areas of China* (Technical Report XA0103615). International Atomic Energy Agency (IAEA). https://www.osti.gov/etdeweb/servlets/purl/20224657

Sakata, Y. (2015). Heat as a tracer for examining depth-decaying permeability in gravel deposits. *Groundwater*, *53*(S1), 21-32. https://doi.org/10.1111/gwat.12236

Scanlon, B., Keese, K., Flint, A., Flint, L., Gaye, C., Edmunds, W., & Simmers, I. (2006). Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrological Processes*, *20*(15), 3335-3370. https://doi.org/10.1002/hyp.6335

Schilling, O., Irvine, D., Hendricks Franssen, H., & Brunner, P. (2017). Estimating the spatial extent of unsaturated zones in heterogeneous river-aquifer systems. *Water Resources Research*, *53*(12), 10583-10602. https://doi.org/10.1002/2017WR020409

Shanafield, M., & Cook, P. (2014). Transmission losses, infiltration and groundwater recharge through ephemeral and intermittent streambeds: A review of applied methods. *Journal of Hydrology*, *511*, 518-529. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.01.068

Shanafield, M., Cook, P., Brunner, P., McCallum, J., & Simmons, C. (2012). Aquifer response to surface water transience in disconnected streams. *Water Resources Research*, *48*(11). https://doi.org/10.1029/2012WR012103

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Taylor, R., Scanlon, B., Doll, P., Rodell, M., Van Beek, R., Wada, Y., Longuevergne, L., Leblanc, M., Famiglietti, J. S., Edmunds, M., Konikow, L., Green, T. R., Chen, J., Taniguchi, M., Bierkens, M. F. P., MacDonald, A., Fan, Y., Maxwell, R. M., Yechieli, Y.,…, & Treidel, H. (2013). Ground water and climate change. *Nature Climate Change*, *3*(4), 322-329. https://doi.org/10.1038/nclimate1744

Twarakavi, N., Simunek, J., & Seo, S. (2008). Evaluating interactions between groundwater and vadose zone using the hydrus-based flow package for MODFLOW. *Vadose Zone Journal*, *7*(2), 757-768. https://doi.org/10.2136/vzj2007.0082

Tyler, S., Chapman, J., Conrad, S., Hammermeister, D., Blout, D., Miller, J. J., Sully, M. J., & Ginanni, J. M. (1996). Soil-water flux in the southern great basin, United States: Temporal and spatial variations over the last 120,000 years. *Water Resources Research*, *32*(6), 1481-1499. https://doi.org/10.1029/96WR00564

Unland, N., Cartwright, I., Daly, E., Gilfedder, B., & Atkinson, A. (2015). Dynamic river–groundwater exchange in the presence of a saline, semi-confined aquifer. *Hydrological Processes*, *29*(23), 4817-4829. https://doi.org/10.1002/hyp.10525

Whitfield, P. (2012). Floods in future climates: A review. *Journal of Flood Risk Management*, *5*(4), 336-365. https://doi.org/10.1111/j.1753-318X.2012.01150.x

Woodbury, A., & Sudicky, E. (1991). The geostatistical characteristics of the Borden aquifer. *Water Resources Research*, *27*(4), 533-546. https://doi.org/10.1029/90WR02545

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Youssef, A., Abu-Abdullah, M., AlFadail, E., Skilodimou, H., & Bathrellos, G. (2021). The devastating flood in the arid region a consequence of rainfall and dam failure: Case study, Al-lith flood on 23th november 2018, Kingdom of Saudi Arabia. *Zeitschrift für Geomorphologie*, *63*, 115-136. https://doi.org/10.1127/zfg.2021.0672

Zhou, D., Zhang, Y., Gianni, G., Lichtner, P., & Engelhardt, I. (2018). Numerical modelling of stream–aquifer interaction: Quantifying the impact of transient streambed permeability and aquifer heterogeneity. *Hydrological Processes*, *32*(14), 2279-2292. https://doi.org/10.1002/hyp.13169

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

Articles

Spatiotemporal evolution of land use and land cover in the Cuauhtémoc aquifer, Chihuahua

Evolución espaciotemporal de uso de suelo y vegetación en el acuífero Cuauhtémoc, Chihuahua

Miguel Ángel González-Núñez[1], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-2952-8787

Humberto Silva-Hidalgo[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-0628-752X

Adán Pinales-Mungía[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-1921-7168

María Socorro Espino-Valdés[4], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-1232-2774

Miguel Ángel Méndez-Alvarado[5], ORCID: https://orcid.org/0009-0009-4862-1117

Edgar Yuri Mendoza-Cázarez[6], ORCID: https://orcid.org/0000-0001-6916-2428

[1]Universidad Autónoma de Chihuahua-Faculty of Engineering, Chihuahua, Mexico, manunez@uach.mx

[2]Universidad Autónoma de Chihuahua-Faculty of Engineering, Chihuahua, Mexico, hsilva@uach.mx

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

[3]Universidad Autónoma de Chihuahua-Faculty of Engineering, Chihuahua, Mexico, apinales@uach.mx

[4]Universidad Autónoma de Chihuahua-Faculty of Engineering, Chihuahua, Mexico, mespino@uach.mx

[5]Universidad Autónoma de Chihuahua-Faculty of Engineering, Chihuahua, Mexico, mimendez@uach.mx

[6]Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, Mexico, edgar_mendoza@tlaloc.imta.mx

Corresponding author: Humberto Silva-Hidalgo, hsilva@uach.mx

Abstract

The spatiotemporal distribution of land use and vegetation cover —LULC (best translation approach to Land Use and Vegetation)— in the Cuauhtémoc aquifer, Chihuahua, Mexico, was analyzed using thematic cartography from the National Institute of Geography and Statistics (INEGI), Series I to VII corresponding to the years 1997, 2001, 2005, 2009, 2013, 2017, and 2021. A Geographic Information System (GIS) was used to map, clip, and calculate polygon areas for the seven dates available for these land cover datasets. The vector data are publicly accessible. It was found that in 1997, 36.25 km² (1.06 %) of the aquifer area was used for irrigated agriculture, increasing to 1 016.19 km² (29.79 %) by 2021. In contrast, over the same period, the area covered by oak forest decreased from 116.85 km² (3.42 %) to 104.88 km² (3.07 %). The expansion of agricultural land and the reduction of forested areas coincide with the context of statewide drought and the regional development

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

model, based on agriculture, deforestation of native forest, and the integration of induced grassland. The results indicate the need to pay attention to land use and vegetation changes, such as erosion, desertification, fertilizer-related contamination, and reduced aquifer recharge. The use of drone flights for specific areas, satellite imagery, and GIS is recommended to monitor agricultural land within the aquifer. Understanding the dynamics of LULC change in the aquifer is essential for designing sustainable management strategies that balance agricultural production, water resource conservation, and forest ecosystems in the region.

Keywords: geographical information systems, GIS, land use, vegetation, remote sensing, groundwater, agricultural land, deforestation, desertification, drought, Mexico.

Resumen

Se analizó la distribución espaciotemporal de uso de suelo y vegetación (USV) del acuífero Cuauhtémoc, Chihuahua, México, usando cartografía temática del Instituto Nacional de Geografía y Estadística (INEGI), y series I a VII de 1997, 2001, 2005, 2009, 2013, 2017 y 2021. Se utilizó un sistema de información geográfica para cartografiar, recortar y calcular áreas de polígonos de siete fechas disponibles para estas coberturas. Los datos vectoriales son de acceso público. Se encontró que en 1997, 36.25 km^2 (1.06 %) de la superficie del acuífero se utilizaba para agricultura de riego y en 2021 se incrementó a 1 016.19 km^2 (29.79 %). En contraste, en el mismo periodo se redujo la superficie de bosque de encino de 116.85 km^2 (3.42 %) a 104.88 km^2 (3.07 %). El crecimiento de la superficie agrícola y la disminución de la superficie de bosque coinciden con el

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

contexto de sequía estatal y el modelo de desarrollo regional basado en la agricultura, deforestación del bosque nativo e integración de pastizal inducido. De los resultados, se desprende que se debe prestar atención a problemas de cambio de uso de suelo y vegetación, como erosión, desertificación, contaminación por fertilizantes y reducción de la recarga del acuífero. Se recomienda utilizar vuelos de drones para zonas específicas, imágenes satelitales y SIG para monitorear la superficie agrícola en el acuífero. Es esencial comprender las dinámicas de cambio de USV en el acuífero para diseñar estrategias de manejo sustentable que equilibren la producción agrícola, la conservación de recursos hídricos y los ecosistemas forestales de la región.

Palabras clave: sistema de información geográfica, SIG, uso de la tierra, vegetación, teledetección, agua subterránea, tierra agrícola, deforestación, desertificación, sequía, México.

Received: 31/07/2025

Accepted: 12/01/2026

Available ahead of print: 10/02/2026

Version of record: 01/09/2026

Introduction

Soils constitute a dynamic interface between the lithosphere, atmosphere, and biosphere, playing a critical role in sustaining life and preserving environmental balance. Soil, the main subject of pedology, is a surface layer, has a natural formation process, and is composed of various size

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

solid particles, living matter capable of sustaining vegetation growth and variable water content. It results from the physical and chemical weathering of underlying rocks through processes involving the hydrosphere, atmosphere, and biosphere, which are essential in the formation, development, transport, and deposition of soil (Keller, 2012). Soil comprises organic and inorganic matter and forms a complex terrestrial system. Due to its numerous components, there are many diverse types of soil. Although soil constitutes only a small fraction of the Earth's crust, it is an essential resource for sustaining trophic chains (Tarbuck *et al*., 2020).

As soils support the growth of rooted plants, they form the foundation of the food system upon which humanity depends (Craig *et al*., 2013). They are a natural resource usable through agriculture and are renewable, as they can be preserved and nurtured through crop rotation and fertilizers. However, while soil can be agriculturally productive through irrigation and fertilization, they can also be destroyed or damaged by natural agents or irresponsible human intervention. Human activities such as agriculture, grazing, and rural or urban construction have been introduced into cycle of soil weathering, formation, transport, and erosion, altering the natural processes and their delicate balance, which can be easily disrupted. Therefore, it is much easier for humanity to damage or destroy soils than to create them (Havlin *et al*., 2017; Montiel-González *et al*., 2021; Plaster, 2014; Simental-Nájera *et al*., 2023).

Northern Mexico, like many other regions of the planet, faces significant challenges related to the spatiotemporal distribution of land use and land cover (LULC) change. Some of the problems associated with this topic include desertification, pollution, and soil salinization due to

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

excessive agricultural use among others (Weil & Brady, 2016). Specifically, the Cuauhtémoc Aquifer in Chihuahua, Mexico, has exhibit accelerated changes in LULC since the 20th century, resulting in negative consequences such as erosion, leaching, increased runoff, gullies, and reduced aquifer recharge (Bravo-Peña *et al*., 2016).

LULC studies are conducted for various purposes, including supporting academic and environmental protection programs, planning reforestation activities, supporting habitat conservation programs for animal species, and in the case of this research, preserving agricultural soils for the sustainable development of Mexico. Agricultural soils are a natural resource upon which the growing global population depends, and it is necessary to increase the availability of this resource, even though such availability is continuously decreasing. On a global scale, valuable agricultural soils are being lost due to inadequate conservation measures. For instance, because of land use changes, deserts are expanding worldwide: more than a third of the Earth's surface is occupied by deserts and semi-deserts. Even worse, the productive capacity of vast arid regions in both developed and developing countries is declining alarmingly. Faced with these challenges, tools such as mathematical modeling, artificial intelligence, drone flights and satellite image analysis are also an alternative for LULC studies, beside GIS based assessments.

Mathematical modeling provides a structured framework to simulate hydrological, ecological, and LULC processes, enabling predictive assessments under different scenarios (Taratula *et al*., 2019). Artificial intelligence enhances classification and pattern recognition tasks, improving accuracy in vegetation mapping and LULC change detection (Utami *et al*., 2024). Drone flights allow high-resolution and site-specific

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

data collection, offering high detail in monitoring vegetation health and land surface conditions (Bellia & Lanfranco, 2019). Satellite image analysis ensures broad spatial and temporal coverage, supporting long-term monitoring at local and global scales (Gavade & Rajpurohit, 2021). Finally, GIS acts as an integrative platform, combining spatial datasets from diverse sources to facilitate visualization, overlay, and advanced spatial analyses that support decision-making (Muhangane & Andama, 2024).

Despite these advantages, each method has inherent limitations. Mathematical modeling often relies on simplifying assumptions and requires high-quality input data, which may not always be available. Artificial intelligence methods demand large, well-labeled datasets and can behave as "black boxes", limiting interpretability. Drone flights are constrained by operational costs, weather conditions, and regulatory restrictions, making them less practical for large-scale or continuous monitoring. Satellite image analysis, while extensive in coverage, may be limited by spatial or temporal resolution, cloud cover interference, and high costs for certain datasets.

Due to limitations associated with the previous methods, GIS-based studies are the most widely employed for analyzing LULC change in countries such as Pakistan, India, China, Egypt, Mexico, Nigeria, Poland, and Spain, to name a few (Arif *et al*., 2023; Balogun *et al*., 2011; Hussain *et al*., 2020; López *et al*., 2006; Plieninger, 2006; Shalaby & Tateishi, 2007; Shrestha *et al*., 2021; Wiatkowska *et al*., 2021). Some of the advantages of LULC studies using GIS are their speed, economy and availability of datasets from INEGI for several years in the last decades. A GIS is a set of tools that integrate and relate components that organize,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

store, manipulate, analyze, and model entities linked to a spatial reference (Chang, 2022; Heywood *et al*., 2010; Slocum *et al*., 2023). GIS tools have been applied in scientific research, natural resource management, hydrology, asset management, archaeology, environmental impact assessment, urban planning, cartography, sociology, historical geography, marketing, surveying, logistics and LULC changes, among others (Antonakos & Lambrakis, 2021; Villanueva-Hernández *et al*., 2019; Xu *et al*., 2021).

When interpreting LULC changes, it is essential to account for potential sources of error that can affect the accuracy of the results. These include: 1) Errors in area calculation, such as inaccuracies arising from projection and conversion processes, the spatial resolution of satellite imagery, and polygon generalization; 2) errors in digitization and polygon delineation, including misclassification in satellite images, inconsistencies in methodologies across different time series, and manual editing mistakes; 3) errors in result interpretation, such as incorrect attribution of change drivers, overestimation of environmental impacts, or comparisons between classes with differing classification accuracy, and 4) uncertainty in reference data, due to the use of datasets from multiple sources or variability in the quality of validation data (Chang, 2016; Heywood *et al*., 2010; Slocum *et al*., 2023). Proper recognition and mitigation of these limitations are crucial to ensure reliable analysis of land cover change.

The objective of this research was to conduct an analysis of the spatiotemporal evolution of LULC in the Cuauhtémoc Aquifer region, located in Chihuahua State, in Northern Mexico, over a 24-year period (from 1997 to 2021). Including: (a) understanding LULC dynamics in the

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

study area (b) estimate the changes in area and percentage of each land cover type, and (c) relate the impact of LULC changes on groundwater availability, particularly considering the increased water extraction, agricultural and urban expansion, and the degradation of natural vegetation. The research findings could be useful to decision making, regulations purposes and management policies in the study area and others showing LULC evolution similarly.

Study area description

Location

The Cuauhtémoc Aquifer is in the west-central region of Chihuahua, Mex., spanning latitudes 28° 14' to 29° 01' N and longitudes 106° 32' to 107° 12' W (Conagua, 2023a). The Cuauhtémoc Aquifer surface area is 3 410.86 km², representing 1.3 % of Chihuahua's territory. It borders the Santa Clara, El Sauz-Encinillas, Alto Río San Pedro, Laguna de Mexicanos, Baja Babícora, and Guerrero-Yepómera aquifers. Geopolitically it covers 85 % of the Cuauhtémoc municipality and partially extends into Guerrero, Bachíniva, Carichí, Cusihuiriachi, and Riva Palacio (Figure 1). The region's primary economic activities include agriculture, livestock farming, commerce, and the production of agricultural equipment, furniture, and dairy products. Large-scale apple production is particularly notable, while other crops include maize, wheat, barley, oats, forage grass, and vegetables (INEGI, 2010).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

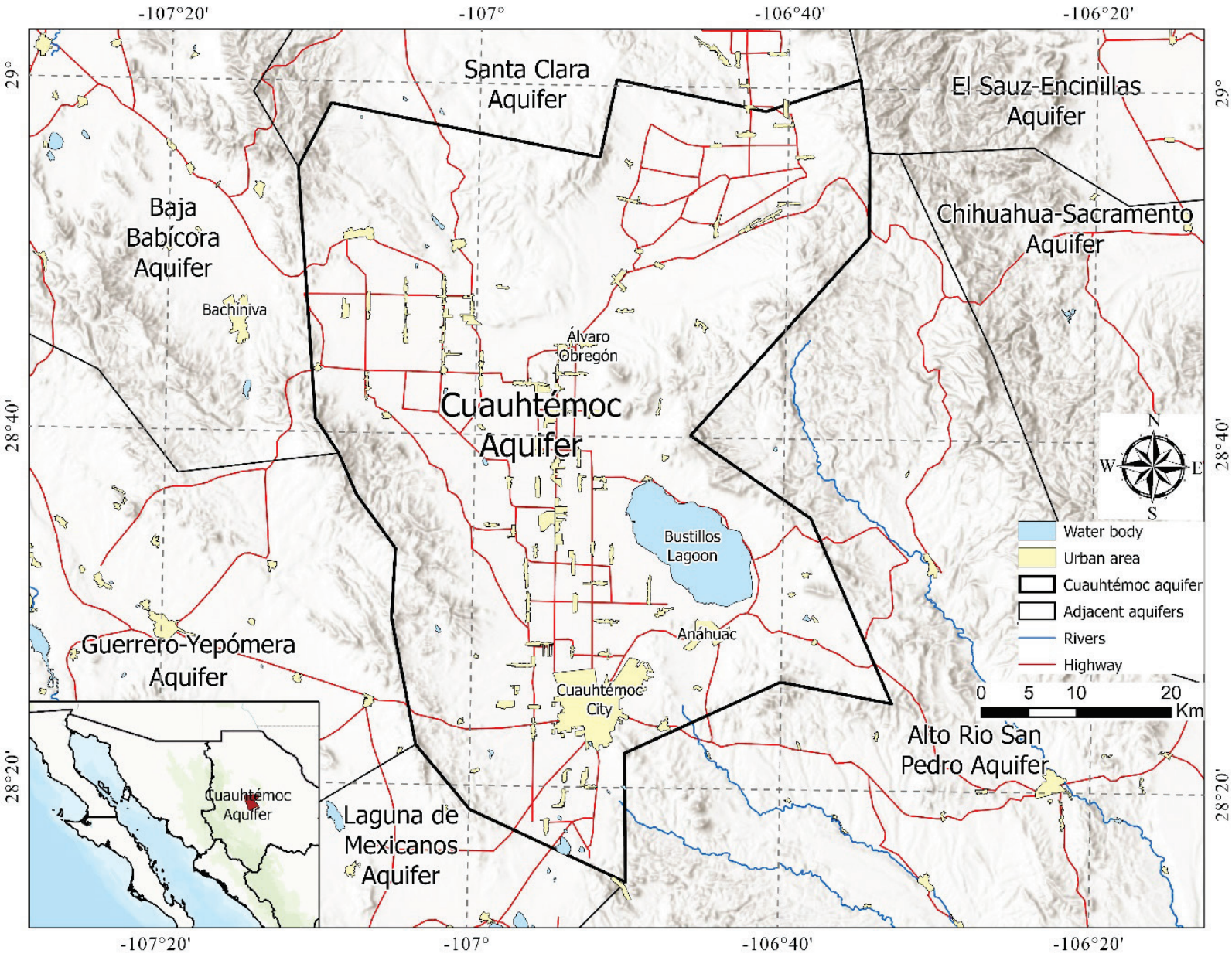


Figure 1. Cuauhtémoc aquifer location including toponymic features (constructed from Conagua, 2026; INEGI, 2025).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Hydrography

The Cuauhtémoc aquifer is in Hydrological Region 34, Northern Closed Basins, within the Northern Closed Basins Subregion and the Laguna Bustillos-Laguna Mexicanos Basin (INEGI, 2010). The drainage network in the basin has a radial pattern, being concentric around the Bustillos Lagoon (Alatorre *et al*., 2019). In the northeastern part of the basin, small intermittent lagoons indicate a flat topography with poor rainwater drainage (Conagua, 2020). The primary inflow to Bustillos Lagoon comes from La Quemada Stream, with 65 km longitude from its origin to the discharge into the lagoon. Additional contributions come from Bustillos Stream and San Antonio Stream, the last crossing through Ciudad Cuauhtémoc before reaching the lagoon. Bustillos Lagoon spans 16 km², measuring an average of 8 km in length, 2 km in width, and 2.5 m in depth, at an elevation of 1 975 masl (Conagua, 2020). The region has limited hydraulic infrastructure for managing surface runoff (SGM, 2002).

Climate

The aquifer has a temperate semi-arid climate, classified as BS1, according to Köppen climate classification, adapted to Mexico by Enriqueta García (García, 2004), characterized by hot summers and an average annual temperature ranging from 12 to 18 °C (INEGI, 2010). Within the study area, two climatic variants are identified: BS1 kw (x') and BS1 kw, differing in their winter rainfall distribution. The BS1 kw (x') subtype exhibits a summer rainfall regime (SGM, 2005), while the BS1 kw subtype has both summer and winter rainfall (Conagua, 2023a; SGM, 1997).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

In this general climate context, it is important to consider the potential effects of climate change on the regional scale. Previous studies (IMTA, 2015) published projections for the state of Chihuahua, indicating modifications in precipitation and temperature patterns for both a near-term period (2015-2039) and a long-term period (2075-2099). Regarding precipitation, in the near-term period, RCP6.0 scenario, a reduction of 15 % is expected for the spring–summer season. In the long term, all scenarios project a decrease. The pessimist scenario, RCP8.5, indicates a decrease in rainfall of 8.5 % in spring–summer and 10.2 % in autumn–winter (IMTA, 2015).

In terms of temperature, projections show Chihuahua among the states expected to experience the greatest increases. For maximum temperature, the near-term period, RCP8.5 scenario, anticipates increases of +1.6 °C in autumn–winter, while in the long-term period, RCP8.5 scenario, increases of +5.4 °C in spring–summer and +5.5 °C in autumn–winter (IMTA, 2015). Similarly, regarding minimum temperature, Chihuahua is also among the states projected to undergo the most pronounced increases. For the near-term period, RCP8.5 scenario, increases greater than +1.6 °C are expected, and in the long-term period, RCP8.5 scenario, increases of +4.9 °C in spring–summer and +4.4 °C in autumn–winter were projected (IMTA, 2015).

At aquifer level, previous studies (Conagua, 2015) reported an average annual precipitation of 532.3 mm and an average annual temperature of 13.2 °C for the period 1976–2012. More recent data (Conagua, 2023a) confirm similar values for both precipitation and temperature. Other climate studies (Medina-García *et al*., 2011; SMN, 2025) have documented an increase in local temperature in the

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

Cuauhtémoc region, which may be linked to higher evapotranspiration rates and intensified groundwater extraction for consumptive uses (UNESCO, 2022).

Pedology

According to pedology studies, Cuauhtémoc Aquifer exhibits three main soil types: Feozem, Regosol, and Cambisol (INEGI, 2010). *Feozem* (92.5 % of the aquifer) is composed of unconsolidated materials such as glacial deposits and loess. Found in humid climates with a distinct dry season, it ranges from warm to wintry conditions, covering temperate zones and tropical highlands. These fertile soils support a variety of rain-fed and irrigated crops, as well as pastures. However, they are prone to flooding and erosion (INEGI, 2014).

Regosol (4.6 % of the aquifer) develops in unconsolidated fine texture materials and is a common soil type across diverse climatic zones and altitudes, particularly in arid regions, dry tropics, and mountainous areas. Its primary use is extensive grazing with low stocking rates under irrigation (INEGI, 2014). *Cambisol* (2.7 % of the aquifer) develops on altered materials derived from eolian, alluvial, or colluvial deposits. It has weak to moderate alteration of the original material, with low clay and organic matter content, making it susceptible to erosion. While suitable for agriculture, its use is limited by topography, soil depth, and distribution in steeply sloped areas, where pine and oak forests are found (INEGI, 2014).

The distribution of described soil type within the aquifer is linked to vegetation and groundwater recharge and discharge zones (Cherry &

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

Freeze, 1979; Toth, 1959; Escolero-Fuentes, 2018). Natural grasslands thrive in saline soils, while mesquite forests grow in alluvial soils found in valleys and depressions, where the water table is near the surface (Fagundo-Castillo *et al*., 2014).

Physiography

The Cuauhtémoc aquifer is in the Physiographic Province of the Sierra Madre Occidental, within the sub provinces of the Tarahumara Mountain Ranges and Plains and the Durango Mountain Ranges and Plains (INEGI, 2010). The *Sierra Madre Occidental* Province starts in Nuevo León state and extends southeastward to Puebla and Veracruz states, where it joins to the Trans-Mexican Volcanic Belt. This mountainous system presents varied elevations, ranging from 500 to 3 600 masl. It is a Tertiary formation which began with the extrusion of large volumes of volcanic materials, with thicknesses ranging from 1 500 to 1 800 m. The Tarahumara Mountain Ranges and Plains subprovince covers the central-western portion of the state and is characterized by mountain ranges oriented North-South, separated by valleys and plains (INEGI, 1999). At the southeastern extreme an elevation of 2 200 masl, is the plain that houses Bustillos Lagoon (INEGI, 1999). This Subprovince is distinguished by a succession of expansive and elongated plains, separated by volcanic mountain ranges. The average elevation of the plains and mountains is 2 000 and 2 400 meters above sea level, respectively. The Durango Mountain Ranges and Plains subprovince is located near Cuauhtémoc and shows narrow plains at an altitude of 1 500 masl, along with valleys, chains of small mountain ranges, plateaus, and hills (SGM, 2005).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

Regarding topography, the alluvial plain with rolling hills extends over most of the aquifer area. This landform suggests a flat terrain influenced by alluvial sedimentation processes (INEGI, 2010). Present to a lesser extent the rolling hills with gentle slopes indicate areas with undulating terrain surface and soft inclines or descents (INEGI, 1999). This configuration influences the direction of surface flow and has implications for aquifer recharge process (INEGI, 2010). Other landforms in the aquifer include high mountain ranges and rolling hills with plateaus (INEGI, 2010).

Hydrogeology

Previous studies indicate the presence of an unconfined, heterogeneous, and anisotropic aquifer (Conagua, 2023a). This aquifer consists of fractured and granular mediums, with hydraulic interconnection among them. The upper layer is formed by alluvial sediments of varying sizes, clayey sediments, and conglomerates, while the lower one consists of volcanic and sedimentary rocks with secondary permeability due to fractures. The thickness of the upper layer exceeds 350 m and increases toward the center of the valley (Conagua, 2023a). At greater depths, the limestones and sandstones form a semi-confined aquifer, as they are superimposed and alternated with shales and siltstones (Conagua, 2020). The aquifer is characterized by a complex regional geology that includes sedimentary rocks (sandstones, shales, limestones, and conglomerates), igneous rocks (granites, ignimbrites, andesites, rhyolites), and metamorphic rocks, as well as evaporitic, alluvial, lacustrine, and semi-consolidated deposits. Its age ranges from the Paleozoic to the

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

Quaternary with the presence of anticlines and synclines (SGM, 1997; SGM, 2002; SGM, 2005).

Regarding piezometry, in 2013 the static groundwater level ranged from 30 to 210 m. The shallowest depths (30 to 50 m) were found around Bustillos Lagoon, increasing as the terrain ascended toward the mountains that limit the aquifer. The deepest measurements (120 to 210 m) were recorded to the northeast of the aquifer. In the main exploitation zone, to the north and northwest of Ciudad Cuauhtémoc, the depth to the groundwater was 60 to 100 m (Conagua, 2020).

The groundwater flow network displays a concentric pattern toward the main area of Bustillos Lagoon. In the central region there is an extensive cone of depression encompassing the agricultural exploitation area (Conagua, 2020). From 2001 to 2013, the static level dropped by 5 to 40 m (Conagua, 2020). Groundwater extraction by 1997 was in the order of 183.2 hm^3/year (Conagua, 2015), and even there was a groundwater volume of 307.1 hm^3/year in the Water Rights Public Registry by 2022, increased notably to 497.9 hm^3/year (Conagua, 2023a). Groundwater decline level distributed in aquifer area shows as cones of depression generated mainly by extraction for agriculture use in aquifer area and locally around Cuauthémoc city due potable water supply pumping (Conagua, 2020). Even irrigated agriculture is for far, the main groundwater user sector with 95.9 % of total extraction, around 3.9 % is used for drinking water supply and the last portion for industrial and other minority uses like livestock (Conagua, 2024).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Materials and methods

Clip overlay tool and pattern analysis

Analysis tools and geoprocessing in ArcGIS vary across disciplines (Chang, 2022). For this research, Clip tool (Spatial Analyst Tool) was used to obtain and Calculate Geometry to assess LULC in the Cuauhtémoc Aquifer, Chihuahua, Mexico. The analysis was conducted using vector data, which represents spatial entities through points and X, Y coordinates. These entities serve as inputs for vector-based spatial analysis, meaning the accuracy of the results is directly influenced by the precision of their location and shape (Heywood *et al*., 2010).

Clip (an overlay analytical tool) was the first step used in this study as it enables the combination of spatial geometries and attribute tables. This overlay operation integrates geometries and attributes from multiple layers to generate a new dataset. While ArcMap allows overlay operations with multiple layers, this research focused on the intersection of two layers. The resulting geometry represents the spatial intersection of the input entities or layers (Chang, 2022), and the output dataset retains a combination of attributes from both inputs.

For accurate analysis, the overlapping entity layers must be spatially registered and share the same coordinate system. In this study all layers were referenced to the Universal Transverse Mercator (UTM) coordinate system, 13N zone, using the WGS84 ellipsoid and WGS84 horizontal datum, ensuring consistency in spatial alignment. The spatial data was defined by the Greenwich Prime Meridian and used degrees as the angular unit.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

The ArcMap tool overlaying capacity involves two or more polygon layers and uses the Boolean connectors AND, OR, and XOR. In this case the Clip tool uses the AND connector (Slocum *et al*., 2023). To distinguish between layers, the LULC polygon layer was called the input layer, and the Cuauhtémoc Aquifer layer was called the overlay layer. The output combines the polygon boundaries of the input and overlay layers to create a result layer with attributes from both shapes (a new set of polygons called the LULC layer of the Cuauhtémoc Aquifer polygon). This result layer carries attributes from the original layers, which may differ from the attributes of the original polygons (Chang, 2022).

A pattern analysis was also conducted, which is the spatial arrangement of polygon features in a two-dimensional space. It utilizes measurements of distance and area as inputs and spatial statistics to describe the distribution (Slocum *et al*., 2023). On a global level a pattern analysis can reveal whether a distribution pattern is random, dispersed, or clustered. On a local level a pattern analysis can detect if a distribution pattern contains local clusters of high or low values. Since pattern analysis can be a precursor to a more structured data analysis, some studies consider this type of analysis as an activity of data exploration (Chang, 2022).

Results

Vector data sources

The Shapes were created by INEGI and downloaded from the web (G-Conabio, 2026), with a scale of 1:250 000. The data (downloaded in January 2025) contains spatial information on LULC, obtained through

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

photointerpretation techniques using Landsat imagery and fieldwork (INEGI, 2023). These Shapes contain information on the location, distribution, and extent of plant communities and agricultural uses, with variations in vegetation types, crops, and relevant ecological information. This digital geographic information includes vector data encoded according to the "Vector data dictionary of LULC" applicable to different ecological units, plant communities, and anthropogenic uses (INEGI, 2023).

As complementary information, the table downloaded shows the following attributes: area, perimeter, and 16 types of LULC. These 16 types are classified based on their ecological affinity and floristic composition as follows: 1) Vegetation transition state according to changes in the vegetation cover (primary or secondary vegetation); 2) distribution of vegetation communities (based on variants such as ecological, floristic, and physiognomic elements), and 3) types of agriculture classified by water availability during the agricultural cycle and the duration of the cultivation cycle (INEGI, 2023).

For parsimonious principle, the 16 LULC were unified into the following 13 parameters: 1) Irrigated agriculture (annual irrigated agriculture + annual and permanent irrigated agriculture + permanent agricultural plantation irrigated agriculture); 2) rainfed agriculture; 3) oak forest; 4) oak-pine forest; 5) pine (*Pinus* in some varieties) (INEGI, 2017) forest; 6) pine-oak (*Quercus* in some varieties) (INEGI, 2017) forest; 7) water bodies (lakes, perennial and intermittent streams); 8) induced grassland; 9) natural grassland; 10) secondary shrub vegetation of oak forest; 11) secondary shrub vegetation of oak-pine forest; 12) secondary

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

shrub vegetation of pine-oak forest); 13) urban area (human settlements + urban area).

One of the main advantages of using information provided by INEGI is that it is freely available, and benefits from continuous improvements in its processes. In addition, the classification of units is standardized and supported by interpretation manuals that are frequently updated.

Calculation of areas and evolution of LULC

The Calculate Geometry tool allows the determination of the geometry of entities in a layer (Chang, 2022). This tool can compute values such as area, perimeter, and coordinates, depending on the geometry of the input layer (points, polylines, or polygons). These values can only be calculated if the coordinate system is projected, and due to its versatility, the Calculate Geometry tool is one of the most widely used in ArcMap. Thus, the geometry of the resulting layer (referred to as the LULC Layer of the Cuauhtémoc Aquifer) was calculated, yielding various values for the entities (polygons). By this procedure, a resulting Table 1 was organized by total surface area and percentage of the aquifer, corresponding to LULC series I to VII from 1997 to 2021, respectively (Table 1); Figure 2 with graphical patterns and seven maps for LULC for each of the same years was also generated (Figure 3).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Table 1. Evolution of LULC by total area and percentage in the Cuauhtémoc aquifer (1997-2017).

LULC	Total area in km² (series I, 1997)	Total area in km² (series II, 2001)	Total area in km² (series III, 2005)	Total area in km² (series IV, 2009)	Total area in km² (series V, 2013)	Total area in km² (series VI, 2017)	Total area in km² (series VII, 2021)
Irrigated agriculture (IA)	36.25 (1.06 %)	818.73 (24.00 %)	1050.39 (30.79 %)	1080.89 (31.68 %)	996.28 (29.20 %)	1039.42 (30.47 %)	1016.19 (29.79 %)
Rainfed agriculture (RA)	1672.64 (49.03 %)	1010.06 (29.61 %)	841.93 (24.68 %)	843.31 (24.72 %)	821.83 (24.09 %)	775.64 (22.74 %)	740.27 (21.70 %)
Oak forest (OF)	116.85 (3.42 %)	105.51 (3.09 %)	97.07 (2.84 %)	100.11 (2.93 %)	100.11 (2.93 %)	100.11 (2.93 %)	104.88 (3.07 %)
Oak-pine forest (O-PF)	733.64 (21.50 %)	404.78 (11.86 %)	646.71 (18.96 %)	643.79 (18.87 %)	645.34 (18.92 %)	645.61 (18.92 %)	670.95 (19.67 %)
Pine forest (PF)	4.11 (0.12 %)	4.34 (0.12 %)	4.34 (0.12 %)	4.34 (0.12 %)	4.34 (0.12 %)	4.34 (0.12 %)	4.34 (0.12 %)
Pine-oak forest (P-OF)	187.19 (5.48 %)	217.42 (6.37 %)	192.12 (5.63 %)	192.19 (5.63 %)	192.17 (5.63 %)	196.11 (5.74 %)	197.47 (5.78 %)
Water bodies (WB)	96.59 (2.83 %)	150.60 (4.41 %)	101.72 (2.98 %)	102.97 (3.01 %)	102.99 (3.01 %)	102.72 (3.011 %)	140.70 (4.12 %)
Induced grassland (IG)	298.03 (8.73 %)	218.85 (6.41 %)	258.15 (7.56 %)	250.63 (7.34 %)	248.16 (7.27 %)	245.26 (7.19 %)	209.26 (6.13 %)
Natural grassland (NG)	214.89 (6.30 %)	398.55 (11.68 %)	86.46 (2.53 %)	60.79 (1.78 %)	58.31 (1.70 %)	51.22 (1.50 %)	66.04 (1.93 %)
Secondary shrub vegetation of oak forest (SSV-OF)	34.57 (1.01 %)	32.66 (0.95 %)	35.30 (1.03 %)	32.31 (0.94 %)	32.32 (0.94 %)	32.32 (0.94 %)	28.40 (0.83 %)
Secondary shrub vegetation of oak-pine forest (SSVO-PF)	13.62 (0.39 %)	11.85 (0.34 %)	25.73 (0.75 %)	27.58 (0.80 %)	27.58 (0.80 %)	27.58 (0.80 %)	35.21 (1.03 %)
Secondary shrub vegetation of pine-oak forest (SSVP-OF)	0.01 (0.01 %)	10.26 (0.30 %)	31.23 (0.91 %)	30.98 (0.90 %)	30.97 (0.90 %)	32.09 (0.94 %)	32.43 (0.95 %)
Urban area (UA)	2.40 (0.070 %)	27.21 (0.79 %)	39.68 (1.16 %)	40.91 (1.19 %)	150.41 (4.40 %)	158.37 (4.64 %)	164.71 (4.82 %)

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

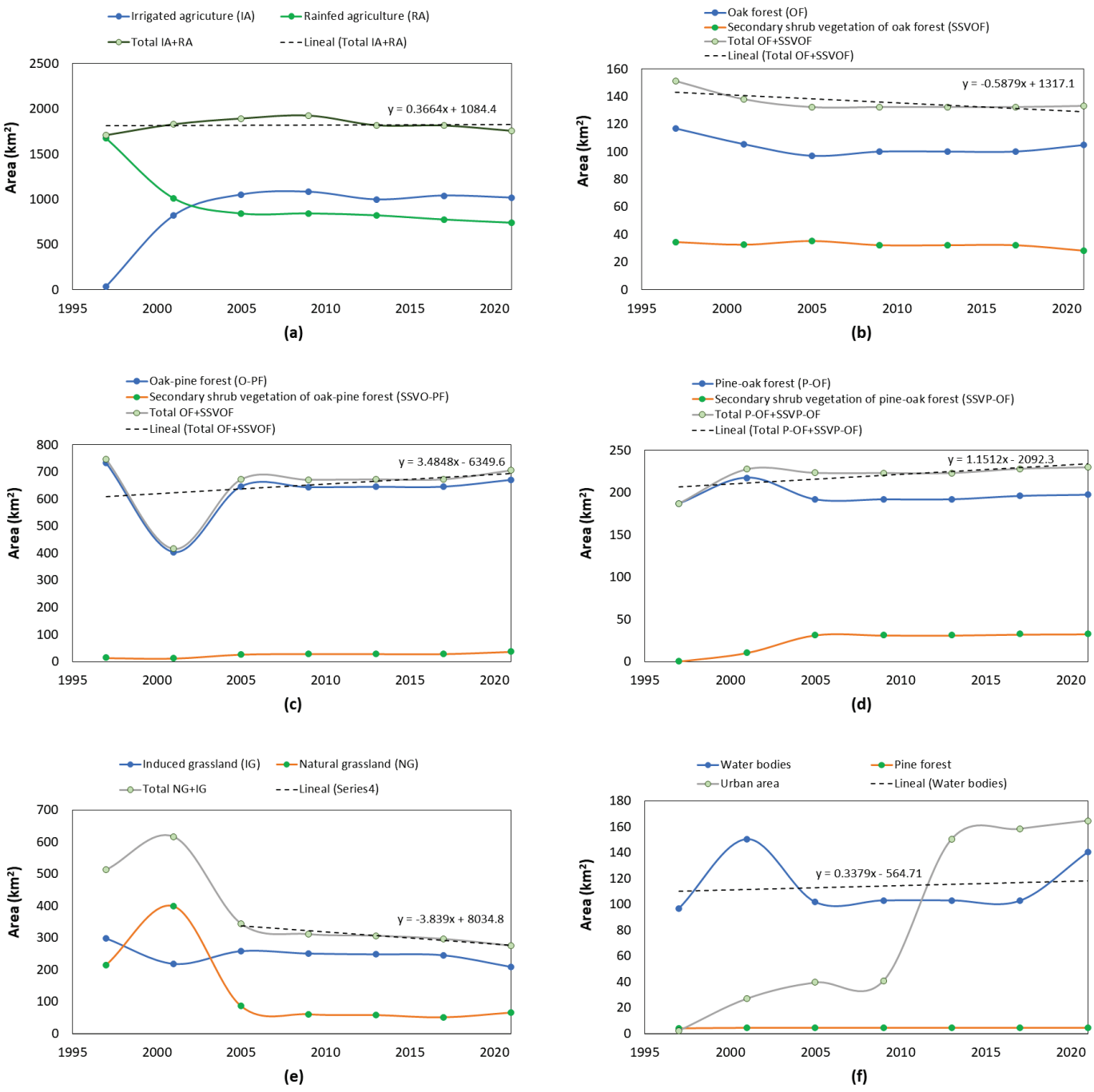


Figure 2. Evolution of LULC coverages: (a) IA, RA and IA+RA, (b) OF, SSV-OF and PF+SSV-OF, (c) O-PF, SSVO-PF and O-PF+SSVO-PF, (d) P-OF, SSVP-OF and P-OF+SSVP-OF, (e) IG, NG and IG+NG and (f) WB, PF and UA.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

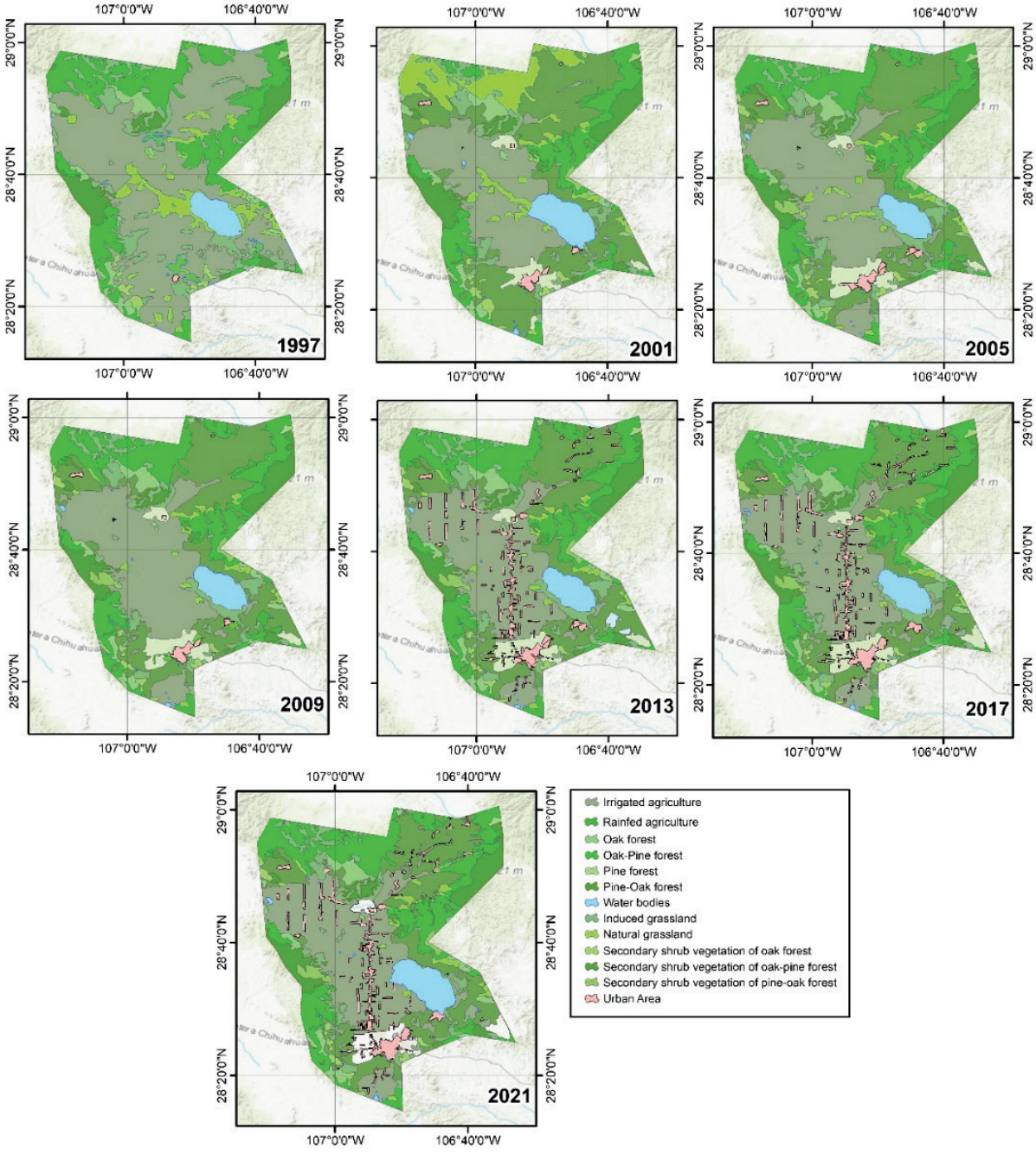


Figure 3. LULC spatial and temporal distribution in Cuauhtémoc Aquifer surficial polygon (Series I-VII, 1997-2021) (constructed from G-Conabio, 2026; INEGI, 2025).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

Figure 2 presents six panels (a-f) illustrating the spatiotemporal changes in LULC within the Cuauhtémoc aquifer from 1997 to 2021. Each graph displays individual trend lines for specific LULC categories, along with a dashed black line representing the total area of the grouped categories. A linear regression model (Equation (1)) is used to depict temporal trends:

$$Area = \Delta a \cdot \text{year} + \text{Area}\,(t_0) \quad (1)$$

Where:

$Area$ = total area of the land cover (km²).

year = time (year-date).

Δa = annual land cover change rate (km²/y), indicating increment (positive) or decrement (negative) and the average rate of change

$Area(t_0)$ = estimated total land cover at initial year (cero for regression model).

This approach enables a quantitative assessment of the magnitude and direction of land cover average changes over time. Total agriculture use (IA + RA) average area observed a mean annual increment in the order of 0.37 km²/y from 1997 to 2021; about 8.9 km² in the period. It is notorious that groundwater irrigated agriculture increased from 36.25 km² in 1997 to 818.73 km² in 2001, finishing in 1016.19 km² in 2021. As the time steps, rainfed agriculture decreased from 1 672.64 km² to 1 010.06 km², and finely to 740.27 km² at the end of the period.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

Consequently, there were an additional 979.94 km^2, irrigated from groundwater in 2021, compare to 1997.

There was a conversion in agriculture practices possibly driven by the higher productivity yield necessity or by possible changes in the climate that made the agriculture rainfed labor harder. In relation to urban areas, calculations revealed an increase of 162.31 km^2, which may be attributable to inconsistencies in the cartographic analysis process used over the time in the downloaded LULC series. This inference is supported by a comparative analysis using high-resolution satellite imagery from Google Earth.

Regarding the oak forests and oak-pine forests area covering the study area, there was a reduction in the period in the order of 11.97 km^2 and 62.69 km^2, respectively; this behavior could be linked to agricultural activities and urban expansion. Also, secondary vegetation of oak-pine forests (21.58 km^2) and pine-oak forests (32.42 km^2) increased, suggesting degradation of primary forest due to logging. Additionally, the area of natural grasslands decreased by 148.85 km^2 indicating a land-use change toward agriculture or urbanization. Moreover, secondary shrub vegetation of pine-oak forests increased by 32.42 km^2, possibly due to the change of primary same coverage, due low scale wood exploitation (increase of human activities).

Regarding the geographic distribution of LULC, a decrease in rainfed agricultural areas is observed in the central and southern regions of the aquifer, along with an increase in urban settlements in the central, northeast, northwest, and southern regions. There is a small expansion of pine-oak forest areas in the southeast (near Bustillos Lagoon), an increase in small water bodies in the center-east of study area, a

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

reduction of induced grasslands in the northwest (near the aquifer boundary), and an increase in natural grasslands in the east (near Anáhuac).

Finally, water bodies increased by 44.11 km², which may be explained by the annually variation in the Bustillos Lagoon free surface area that shows a direct correlation with rainfall surface runoff, reflecting a hydrodynamic response of the lacustrine system to natural variations in rainfall and to climatic changes.

Discussion

In the 21st century, northern Mexico has experienced events such as drought and climate change that have impacted water availability and driven changes in LULC (Conagua, 2023b; Corrales-Suastegui *et al*., 2022; Murray-Tortarolo & Salgado, 2021; USDA, 2020). Consequently, the Cuauhtémoc aquifer is undergoing an increasingly pronounced annual groundwater deficit, indicative of intensive groundwater uses in last years (Conagua, 2023a). This overreliance on non-renewable groundwater reserves represents a critical challenge to the long-term sustainability of regional water resources. Total agricultural land area spawn from 1708.89 km^2 (2.12 % irrigated and 97.88 % rainfed) in 2021 to 1 756.46 km^2 in (57.86 % irrigated and 42.13 % rainfed) in 2021, as can be computed from data in Table 1. This notable change in groundwater irrigated agricultural land area, is related to the rising deficit reported by the National Water Commission (Conagua, by its Spanish acronym) which also can be found in scientific literature (Santos-Hernández *et al*., 2019).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

Regarding LULC, irrigated agriculture, pine forest, pine-oak forest, water bodies, secondary shrub vegetation of oak-pine forest, secondary shrub vegetation of pine-oak forest and Urban area increased, while rainfed agriculture, oak forest, oak-pine forest, induced grassland, natural grassland and secondary shrub vegetation of oak forest decreased (Table 2).

Table 2. LULC evolution in the Cuauhtémoc Aquifer (1997-2017).

LULC	Change (km²)	Change (%)
Irrigated agriculture (IA)	979.94	28.7
Rainfed agriculture (RA)	-932.36	-27.3
Oak forest (OF)	-11.97	-0.4
Oak-pine forest (O-PF)	-62.69	-1.8
Pine forest (PF)	0.23	0.0
Pine-oak forest (POF)	10.23	0.3
Water bodies (WB)	44.11	1.3
Induced grassland (IG)	-88.77	-2.6
Natural grassland (NG)	-148.85	-4.4
Secondary shrub vegetation of oak forest (SSVO-F)	-6.16	-0.2
Secondary shrub vegetation of oak-pine forest (SSVOP-F)	21.58	0.6
Secondary shrub vegetation of pine-oak forest (SSVP-OF)	32.42	1.0
Urban area (UA)	162.31	4.8

These changes are driven by multiple interacting factors, including erosion, deforestation, population growth, wildfires, rising agricultural

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

costs, drought, and climate change. Vegetation is categorized according to its water source: *phreatophytes*, which access water directly from the water table; *halophytes*, which thrive in areas where groundwater naturally discharges at the surface; *crops*, which rely on irrigation from pumped groundwater and surface water; and *xerophytes*, which obtain moisture primarily from precipitation and infiltration near the ground surface.

The results of this investigation are valuable for identifying zones of recharge and discharge within the aquifer, as different types of vegetation have distinct water demands (Escolero-Fuentes, 2018; Toth, 1959).

In the Cuauhtémoc aquifer, pine forest coverage increased in the surrounding hills and mountainous areas between 1997 and 2021, aligning with the aquifer's identified recharge zones. Over the same period, irrigated agriculture also expanded in the valley areas near Bustillos Lagoon, corresponding to discharge zones. These findings are consistent with previous studies that delineate recharge areas (Healy & Scanlon, 2010; Hogan *et al*., 2004; Sharma, 1989). Research conducted in various arid regions has shown that aquifer recharge typically occurs in mountainous zones, along intermittent stream channels, and in fractured bedrock areas-environments where grasslands commonly develop (Asano, 1985; Gale & Dillon, 2005; Healy & Scanlon, 2010; Sharma, 1989).

The results also correlate with the population growth in the region. The 4.8 % increase in urban settlements can be explained by population growth in recent years. In 2000, Cuauhtémoc population municipality was 135 586 inhabitants, which grew to 180 638 by 2020 (CIES, 2023; INEGI, 2010; INEGI, 2015).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

Despite the existence of laws related to human settlements, territorial planning, and urban development at national and state level (DOF, 2024; POE, 2021), their implementation, as in many other laws even at international level, refers to a lag time. In Cuauhtémoc —like other municipalities in Mexico— agricultural and urban land has placed increasing pressure on both surface and groundwater resources. As a result, no additional volume is available for new concessions in terms of article 22th of the National Water Law (DOF, 2025), since the aquifer currently presents 7.75 hm^3/year deficit (DOF, 2023). Although partial legal restrictions to allow new groundwater extraction permissions have been in place since more than 60 years (DOF, 1957), the deficit has continued to increase from the twentieth century to nowadays. The two groundwater decrees limiting new groundwater extraction permissions —published on January 30, 1957 (DOF, 1957), and on October 21, 1967 (DOF, 1967)— stablishes that groundwater extraction can be only authorized for domestic purposes.

GIS analyses of LULC change can be utilized for multiple purposes, such as analyzing population growth, changes in agricultural activities, patterns of hydrological expansion or reduction, and identifying recharge and discharge zones of an aquifer. In the case of the Cuauhtémoc aquifer, the GIS analysis was useful to determine changes in vegetation coverage over the time, due to anthropogenic activities as well as due changes in climate.

Overall, the most significant LULC changes observed in the study area include the steady expansion of irrigated agriculture and urban areas, which suggests increased anthropogenic pressure and investment in infrastructure over time. Concurrently, a notable decline in induced

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

grassland and oak forest cover points to ongoing land conversion processes.

In contrast, pine forests and secondary shrub vegetation associated with oak forest, oak-pine forest, and pine-oak forest experienced a decrease of less than 1 % over the study period. This minimal change suggests that these areas may have remained relatively stable due to limited accessibility and, consequently, reduced pressure for land-use transformation. The observed trends are supported by linear regression models, which reveal consistent patterns of growth or decline and offer valuable insight into future landscape dynamics (Figure 2).

Although the observed changes in LULC in the Cuauhtémoc aquifer show clear trends, the significant surface increase in urban settlements stand out. This can be attributed to inconsistencies in the data series, as in Series I (1997), the town of Anáhuac and the Mennonite fields do not appear. Additionally, agricultural areas were accounted for differently in Series I and II, which could explain the significant increase in irrigated agricultural land from 1997 to 2021. Another noteworthy issue is that none of the series include roads or highways, which could affect the calculation of urban area surfaces.

Therefore, it is recommended to validate the results using through field observations, an evaluation and the application of consistent methodologies across all temporal series, and the use of remote sensing techniques.

These changes reflected a transformation process largely driven by agricultural intensification and urban expansion-factors that may significantly impact groundwater availability in the Cuauhtémoc aquifer. The reduction of natural vegetation cover, combined with rising water

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

demand, underscores the urgent need for sustainable management strategies that reconcile socioeconomic development with the preservation and efficient use of water resources.

Conclusions

This study evaluated LULC changes in the Cuauhtémoc aquifer between 1997 and 2021. The results revealed transformations particularly in the agricultural sector, with a decrease in rainfed agriculture and an increase in groundwater irrigated land. This shift has contributed to the notorious increment of groundwater extraction, in the order of 2.7 times from 1997 to 2022 as reported in Conagua technical studies, placing additional pressure on the aquifer. Furthermore, the population increase from 2000 to 2020, of 45 052 inhabitants, progressively demanded an additional volume of groundwater for human consumption, services and other socio-economic activities in urban and rural population centers.

Because of this, it is crucial to implement measures that establish pumping control mechanisms related to agricultural expansion. Without such regulations, the aquifer is likely to experience further deterioration. The main recommendations are to avoid excessive growth of the agricultural frontier, to increase groundwater use efficiency, and to reduce groundwater pumping.

The NWL regulates the water use to prevent over exploitation due mechanisms as: 1) Sustainable development, 2) mandatory water use planning, 3) denial of new concessions if applicable, 4) establishment of protected zones, and 5) regulation of land and water use, wish also helps to regulate land development and territory extensive human activities.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

Another key finding is the degradation of primary forest cover, which compromises the aquifer's natural recharge capacity. At the same time, the expansion of the cropland in discharge zones, accelerating groundwater depletion. These dynamics threaten the long- term sustainability of the aquifer.

Additionally, cartographic inconsistencies were observed in the LULC datasets, highlighting the need for careful validation of geospatial data. The use of other methodologies like remote sensing possibly combined with LULC datasets is an area of opportunity to apply in future research, to assess physic evolution in hydrological systems.

The study highlights the urgency of adopting sustainable practices, such as crop rotation; contour plowing and the use of vegetative barriers on sloped terrain; protection of native vegetation; and the construction of gabion dams in intermittent channels feeding Bustillos Lagoon. Reforestation of headwater basins with native species is also essential to promote infiltration and restore ecological balance.

Unsustainable LULC practices —such as unregulated irrigation, poor drainage, overgrazing, and deforestation— are drivers of land degradation in arid and semi-arid regions globally. Future research should focus on identifying basin management techniques to mitigate hydrological change, including delineation of suitable areas for reforestation and the recognition of vulnerable zones for aquifer recharge. In addition, studies need to address the quantitative relationship between LULC changes and aquifer recharge, as well as assess the effectiveness of current land management policies. Strengthening local planning with reliable geospatial information is essential to reverse degradation trends and to support sustainable development in northern Mexico.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 433-477. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-10

Finally, the methodology presented in this research uses public domain cartography available wide nation, that is actualized systematically and maintained by INEGI throughout the time, attributes that allows to consider it generalized and with the potential to be applied in other aquifers, watersheds, administrative regions or other managements units, to support making decision process regarding natural resources management (including water), land regulations and other related issues.

Acknowledgments

The authors would like to express their gratitude to the anonymous reviewers and editors for their valuable comments and suggestions. They also thank the Faculty of Engineering, Autonomous University of Chihuahua for the institutional support providing an adequate academic environment for the development of this article.

Funding

The authors declare that no funding support was received for the preparation of this article.

Statement on conflicts of interest

The authors declare no conflict of interest.

Statement on the use of AI

The authors declare that no Artificial Intelligence tools were used in the preparation of this article.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

References

Alatorre, L. C., Granados, A., Bravo, L. C., Torres, M. E., Wiebe, L. C., Uc, M. I., González, M. O., Sánchez, E., Rojas, H. L., & Salas, V. (2019). Agricultural furrow irrigation inefficiency in the basin of Bustillos Lagoon, Chihuahua, Mexico: Geometric characteristics of agricultural plots and aquifer depletion. *Tecnología y ciencias del agua*, *10*(5), 241-281. https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-05-10

Antonakos, A., & Lambrakis, N. (2021). Spatial interpolation for the distribution of groundwater level in an area of complex geology using widely available GIS tools. *Environmental Processes*, *8*(3), 993-1026. https://doi.org/10.1007/s40710-021-00529-9

Arif, M., Sengupta, S., Mohinuddin, S. K., & Gupta, K. (2023). Dynamics of land use and land cover change in peri urban area of Burdwan city, India: A remote sensing and GIS based approach. *GeoJournal*, *88*(4), 4189-4213. https://doi.org/10.1007/s10708-023-10860-3

Asano, T. (1985). *Artificial recharge of groundwater*. Butterworth Publishers. https://doi.org/10.1016/C2013-0-03913-8

Balogun, I. A., Adeyewa, D. Z., Balogun, A. A., & Morakinyo, T. E. (2011). Analysis of urban expansion and land use changes in Akure, Nigeria, using remote sensing and geographic information system (GIS) techniques. *Journal of Geography and Regional Planning*, *4*(9), 533-541. https://academicjournals.org/journal/JGRP/article-abstract/E6F0E3740877

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Bellia, F. F., & Lanfranco, S. (2019). A preliminary assessment of the efficiency of using drones in land cover mapping. *Xjenza Online*, *7*, 18-27. https://doi.org/10.7423/XJENZA.2019.1.02

Bravo-Peña, L. C., Sáenz-López, D. A., Alatorre-Cejudo, L. C., Priego-Santander, Á., Torres-Olave, M. E., & Granados-Olivas, A. (2016). Identificación de áreas potenciales de recarga hídrica en el acuífero Cuauhtémoc (Chihuahua) mediante una evaluación espacial multicriterio. In: *Estudios territoriales en México: percepción remota y sistemas de información espacial* (pp. 339-362). Universidad Autónoma de Ciudad Juárez. https://www.researchgate.net/publication/309118247_Identificacion_de_areas_potenciales_de_recarga_hidrica_en_el_acuifero_Cuauhtemoc_Chihuahua_mediante_una_evaluacion_espacial_multicriterio

Chang, K.-T. (2016). *Introduction to geographic information systems* (8th ed). McGraw Hill Education.

Chang, K.-T. (2022). *Introduction to geographic information systems* (10th ed). McGraw Hill.

Cherry, J. A., & Freeze, R. A. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall.

CIES, Centro de Información Económica y Social. (2023). *Perfil económico región Cuauhtémoc*. https://www.chihuahua.com.mx/content/PERFIL%20REGIONAL/2023/Región%20Cuauhtémoc.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Cuauhtémoc (0805), estado de Chihuahua*. https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/103566/DR_0805.pdf

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2020). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Cuauhtémoc (0805), estado de Chihuahua*. Comisión Nacional del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2023a). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Cuauhtémoc (0805), estado de Chihuahua*. Comisión Nacional del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2023b). *Estadísticas del agua en México*. https://sinav30.conagua.gob.mx:8080/port_publicaciones.html

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2024). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Cuauhtémoc (0805), estado de Chihuahua*. https://sigagis.Conagua.gob.mx/gas1/Edos_Acuiferos_18/chihuahua/DR_0805.pdf

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2026). *Disponibilidad en acuíferos*. https://sinav30.conagua.gob.mx:8080/SINA/?opcion=acuiferos

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Corrales-Suastegui, A., Martinez-Diaz, G., Ruiz-Alvarez, O., Gonzalez-Gonzalez, M.A., Pavia, E. G. (2022). Temperature and precipitation towards the end of the 21st Century in pecan producing areas of Mexico. In: Rao, C. M., Patra, K. C., Jhajharia, D., & Kumari, S. (eds.). *Advanced modelling and innovations in water resources engineering. Lecture notes in Civil Engineering* (pp. 235-254). https://doi.org/10.1007/978-981-16-4629-4_17

Craig, J. R., Vaughan, D. J., & Skinner, B. J. (2013). *Earth resources and the environment*. Pearson New International Edition. https://books.google.co.uk/books?id=ijqpBwAAQBAJ

DOF, Diario Oficial de la Federación. (2023, noviembre 1). *Acuerdo por el que se actualiza la disponibilidad media anual de agua subterránea de los 653 acuíferos de los Estados Unidos Mexicanos, mismos que forman parte de las regiones hidrológico-administrativas que se indican de 2023*. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5708074&fecha=09/11/2023

DOF, Diario Oficial de la Federación. (1957, enero 30). *Acuerdo que establece el Distrito de Riego de El Carmen, en San Buenaventura y Villa Ahumada, Chih., y declara de utilidad pública la construcción de las obras que lo formen y la adquisición de los terrenos necesarios para alojarlas y operarlas de 1957*. § Tomo CCXX-Núm. 25. https://www.dof.gob.mx/nota_to_imagen_fs.php?codnota=4461057&fecha=30/01/1957&cod_diario=188731

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOF, Diario Oficial de la Federación. (1967, octubre 21). *Decreto que establece veda por tiempo indefinido para el alumbramiento de agua del subsuelo en la zona conocida como región de Cuauhtémoc, del estado de Chihuahua* de 1967. § Tomo CCLXXXIV-Núm. 42. https://dof.gob.mx/nota_to_imagen_fs.php?codnota=4773448&fecha=21/10/1967&cod_diario=205579

DOF, Diario Oficial de la Federación. (2025, diciembre 11). *Ley de Aguas Nacionales de 1992*. www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LAN.pdf

DOF, Diario Oficial de la Federación. (2024, abril 1). *Ley General de Asentamientos Humanos, Ordenamiento Territorial y Desarrollo Urbano de 2016*. www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGAHOTDU.pdf

Escolero-Fuentes, O. (2018). *Sistemas regionales de flujo de agua subterránea en México*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. https://www.geologia.unam.mx/igl/docs/libros/Sistemas%20regionales%20de%20flujo.pdf

G-Conabio, Geoportal Conabio 2026. (2026). *Uso de suelo y vegetación escala 1:250,000. Series I a VII*. http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/

Fagundo-Castillo, J. R., Alconada-Magliano, M. M., Carrillo-Rivera, J. J., & González-Hernández, P. (2014). Caracterización de los flujos de agua subterránea a partir de su salinidad. *Tecnología y ciencias del agua*, *5*(3), 63-80. https://www.revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/428

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Gale, I., & Dillon, P. (2005). *Strategies for managed aquifer recharge (MAR) in semi-arid areas*. https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000143819

García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen* (5ª ed). Universidad Nacional Autónoma de México. https://publicaciones.geografia.unam.mx/index.php/ig/catalog/book/83

Gavade, A. B., & Rajpurohit, V. S. (2021). Systematic analysis of satellite image-based land cover classification techniques: Literature review and challenges. *International Journal of Computers and Applications*, *43*(6), 514-523. https://doi.org/10.1080/1206212X.2019.1573946

Havlin, J. L., Tisdale, S. L., Nelson, W. L., & Beaton, J. D. (2017). *Soil fertility and fertilizers an introduction to nutrient management* (8th ed.). Pearson.

Healy, R., & Scanlon, B. (2010). *Estimating groundwater recharge*. Cambridge. https://doi.org/10.1017/CBO9780511780745

Heywood, I., Cornelius, S., & Carver, S. (2010). *An introduction to Geographical Information Systems* (3rd ed.). Pearson.

Hogan, J. F., Phillips, F. M., & Scanlon, B. R. (2004). *Groundwater recharge in a desert environment: The Southwestern United States*. https://doi.org/10.1029/WS009

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Hussain, S., Mubeen, M., Akram, W., Ahmad, A., Habib-ur-Rahman, M., Ghaffar, A., Amin, A., Awais, M., Farid, H. U., Farooq, A., & Nasim, W. (2020). Study of land cover/land use changes using RS and GIS: A case study of Multan district, Pakistan. *Environmental Monitoring and Assessment*, *192*(1). https://doi.org/10.1007/s10661-019-7959-1

IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2015). *Atlas de la vulnerabilidad hídrica en México ante al cambio climático*. https://www.gob.mx/imta/documentos/atlas-de-vulnerabilidad-hidrica-en-mexico-ante-el-cambio-climatico-167655

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (1999). *Estudio hidrológico del estado de Chihuahua*. INEGI. https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/2104/702825221768/702825221768_1.pdf

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2010). *Compendio de información geográfica municipal 2010 Cuauhtémoc Chihuahua*. https://www.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/08/08017.pdf

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2014). *Guía para la interpretación de cartografía: edafología: escala 1:250,000: serie III*. https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/702825076221.pdf

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2015). *Las zonas metropolitanas en México*. https://www.inegi.org.mx/contenidos/programas/ce/2014/doc/minimonografias/m_zmm_ce2014.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017). *Guía para la interpretación de cartografía: uso del suelo y vegetación: escala 1:250,000: serie VI*. https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/702825092030.pdf

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2023). *Diccionario de datos de uso de suelo y vegetación escala 1:250 000: versión 2*. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/889463908364.pdf

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2025). *Conjunto nacional de información topográfica a escala 1:50 000* (edición 2025, formato Shapefile) (conjunto de datos geoespaciales). https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=794551163047

Keller, E. (2012). *Introduction to environmental geology* (5th ed). Pearson Prentice Hall.

López, E., Bocco, G., Mendoza, M., Velázquez, A., & Aguirre-Rivera, R. (2006). Peasant emigration and land-use change at the watershed level: A GIS-based approach in Central Mexico. *Agricultural Systems*, *90*(1-3), 62-78. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2005.11.001

Medina-García, G., Ariel Ruiz-Corral, J., Rafael Ramírez-Legarreta, M., & Díaz Padilla, G. (2011). Efecto del cambio climático en la acumulación de frío en la región manzanera de Chihuahua. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, *1*(1), 1-13. https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-09342011000800007

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Montiel-González, C., García-Oliva, F., Bautista, F., & Sánchez-Meneses, O. (2021). The global climate change footprint in a Mexican desert ecosystem: The increasing frequency of extreme climatic events. *Tecnología y ciencias del agua*, *12*(4), 219-268. https://doi.org/10.24850/j-tyca-2021-04-05

Muhangane, L., & Andama, M. (2024). Modelling land use/land cover change of river Rwizi Catchment, South-Western Uganda using GIS and Markov chain model. *Journal of Water Resource and Protection*, *16*(02), 181-206. https://doi.org/10.4236/jwarp.2024.162011

Murray-Tortarolo, G. N., & Salgado, M. M. (2021). Drought as a driver of Mexico-US migration. *Climatic Change*, *164*(3-4). https://doi.org/10.1007/s10584-021-03030-2

Plaster, E. J. (2014). *Soil science & management* (6th ed). Cengage Learning.

Plieninger, T. (2006). Habitat loss, fragmentation, and alteration-Quantifying the impact of land-use changes on a Spanish dehesa landscape by use of aerial photography and GIS. *Landscape Ecology*, *21*(1), 91-105. https://doi.org/10.1007/s10980-005-8294-1

POE, Periódico Oficial del Estado. (2021, octubre 2). *Ley de Asentamientos Humanos, Ordenamiento Territorial y Desarrollo Urbano del estado de Chihuahua*. https://www.congresochihuahua2.gob.mx/biblioteca/leyes/archivosLeyes/1536.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Santos-Hernández, A. L., Palacios-Velez, E., Mejía-Saenz, E., Matus-Gardea, J. A., Galvis-Spíndola, A., Vásquez-Soto, D., Ascencio-Hernández, R., & Peña-Díaz, S. A. (2019). Análisis del uso del agua del acuífero Cuauhtémoc, Chihuahua, México. *Tecnología y ciencias del agua*, *10*(3), 156-189. https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-03-07

SGM, Servicio Geológico Mexicano. (1997). *Carta geológico minera H13-10 "Chihuahua", escala 1:250,000*. https://mapserver.sgm.gob.mx/Cartas_Online/geologia/36_H13-10_GM.pdf

SGM, Servicio Geológico Mexicano. (2002). *Carta geológico minera H13-C85 "Tutuaca" escala 1:50,000* (Vol. 01). https://mapserver.sgm.gob.mx/Cartas_Online/geologia/682_H13-C85_GM.pdf

SGM, Servicio Geológico Mexicano. (2005). *Carta geológico-minera "Cusihuiriachic" 1:50,000 H13-C84*. https://mapserver.sgm.gob.mx/Cartas_Online/geologia/648_H13-C84_GM.pdf

Shalaby, A., & Tateishi, R. (2007). Remote sensing and GIS for mapping and monitoring land cover and land-use changes in the Northwestern coastal zone of Egypt. *Applied Geography*, *27*(1), 28-41. https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2006.09.004

Sharma, M. L. (1989). *Groundwater recharge*. CRC Press.

Shrestha, S., Cui, S., Xu, L., Wang, L., Manandhar, B., & Ding, S. (2021). Impact of land use change due to urbanisation on surface runoff using GIS-based SCS–CN method: A case study of Xiamen City, China. *Land*, *10*(8). https://doi.org/10.3390/land10080839

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Simental-Nájera, J. G., Arreguín-Cortés, F. I., Farfán-Gutiérrez, M., & Cervantes-Jaimes, C. E. (2023). Land use/land cover change and climate change impact on the hydrological response of El Rejón Dam watershed using artificial intelligence. *Tecnología y ciencias del agua*, *14*(4), 456-494. https://doi.org/10.24850/j-tyca-14-04-10

Slocum, T. A., McMaster, R. B., Kessler, F. C., & Hugh, H. (2023). *Thematic cartography and geovisualization*. https://doi.org/10.1201/9781003150527

SMN, Servicio Meteorológico Nacional. (2025). *Normales climatológicas por estado. Chihuahua*. https://smn.Conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/normales-climatologicas-por-estado?estado=chih

Taratula, R., Kovalyshyn, O., Ryzhok, Z., & Malakhova, S. (2019). Application of mathematical modelling for optimization of land-use management. *Real Estate Management and Valuation*, *27*(3), 59-68. https://doi.org/10.2478/remav-2019-0025

Tarbuck, E. J., Lutgens, F. K., & Tasa, D. (2020). *Ciencias de la tierra. Una introducción a la geología física* (10th ed). Pearson.

Toth, J. (1959). *Gravitational systems of groundwater flow*. Cambridge

USDA, United States Department of Agriculture. (2020). *Sustainable water resources for irrigated agriculture in a desert river basin facing drought and competing demands: From characterization to solutions*. (Grant No. 2015-68007-23130). https://portal.nifa.usda.gov/web/crisprojectpages/1005789-sustainable-water-resources-for-irrigated-agriculture-in-a-desert-river-basin-facing-climate-change-and-competing-demands-from-characterization-to-solutions.html

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

UNESCO. (2022). Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2022: aguas subterráneas: hacer visible el recurso invisible. UNESCO. https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000380726_spa

Utami, W., Sugiyanto, C., & Rahardjo, N. (2024). Artificial intelligence in land use prediction modeling: A review. *IAES International Journal of Artificial Intelligence*, *13*(3), 2514-2523. https://doi.org/10.11591/ijai.v13.i3.pp2514-2523

Villanueva-Hernández, H., Tovar-Cabañas, R., & Vargas-Castilleja, R. (2019). Classification of aquifers in the Mina field, Nuevo Leon, using geographic information systems. *Tecnología y ciencias del agua*, *10*(3), 96-121. https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-03-05

Weil, R. R., & Brady, N. C. (2016). *The nature and properties of soils* (15th ed.). Pearson.

Wiatkowska, B., Słodczyk, J., & Stokowska, A. (2021). Spatial-temporal land use and land cover changes in urban areas using remote sensing images and GIS analysis: The case study of Opole, Poland. *Geosciences (Switzerland)*, *11*(8). https://doi.org/10.3390/geosciences11080312

Xu, G., Su, X., Zhang, Y., & You, B. (2021). Identifying potential sites for artificial recharge in the plain area of the daqing river catchment using GIS-based multi-criteria analysis. *Sustainability (Switzerland)*, *13*(7). https://doi.org/10.3390/su13073978

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Artículos

Efecto de obras de cosecha de agua en el balance hídrico de una microcuenca del Corredor Seco de Nicaragua, usando el modelo hidrológico SWAT

Effect of water harvesting structures on the water balance of a micro-watershed in the Corredor Seco of Nicaragua using the SWAT hydrological model

Adania Matus[1], ORCID: https://orcid.org/0009-0008-3395-7382

Ney Ríos[2], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-7785-4413

Laura Benegas[3], ORCID: https://orcid.org/0000-0002-1890-0213

[1]Centro Agronómico de Investigación Tropical y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica, adania.matus@catie.ac.cr

[2]Centro Agronómico de Investigación Tropical y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica, ney.rios@catie.ac.cr

[3]Centro Agronómico de Investigación Tropical y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica, laura.benegas@catie.ac.cr

Autora para correspondencia: Adania Matus, adania.matus@catie.ac.cr

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Resumen

Este estudio evaluó el efecto hidrológico del incremento en el número de obras de cosecha de agua por escorrentía superficial (OCAS) en la microcuenca Quebrada Sucia, ubicada en el Corredor Seco de Nicaragua. Se utilizó el modelo hidrológico SWAT para simular una condición base sin obras y tres escenarios adicionales, considerando aumentos del 25 y 50 % en la densidad de OCAS, con un periodo de análisis comprendido entre 2001 y 2019. Los resultados muestran incrementos significativos en variables clave del balance hídrico, con aumentos máximos del 23 % en la recarga subterránea, 20 % en la percolación y 15 % en la humedad del suelo en el escenario con mayor implementación (50 %). Las coberturas vegetales naturales, especialmente pastos y arbustos, presentaron las respuestas hidrológicas más favorables, mientras que las áreas agrícolas y urbanizadas mostraron variaciones moderadas. En conjunto, los resultados evidencian que la incorporación progresiva de OCAS promueve los procesos de infiltración y recarga subterránea, mejorando la retención hídrica y fortaleciendo la resiliencia de microcuencas semiáridas del Corredor Seco.

Palabras clave: lluvia, almacenamiento de agua, equilibrio hídrico, escorrentía, agua subterránea, cuenca fluvial, zona árida, humedad del suelo, modelo matemático, SWAT, Nicaragua.

Abstract

This study evaluated the hydrological impact of increasing the number of runoff water harvesting structures (OCAS) in the Quebrada Sucia micro-watershed, located in the Corredor Seco of Nicaragua. The SWAT hydrological model was used to simulate a baseline scenario without

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

structures and three additional scenarios: one with existing OCAS, one with a 25 % increase, and a final scenario with a 50 % increase in the number of these structures, over the period 2001-2019. Results revealed significant increases in the evaluated hydrological variables, highlighting maximum increases of up to 23 % in groundwater flow, up to 20 % in percolation, and at least 15 % in soil moisture for the scenario with the greatest implementation (50 % increase). Natural vegetation covers, such as grasslands and shrublands, showed the most favorable hydrological responses, while agricultural crops and urban areas registered moderate increases. These findings confirm that runoff water harvesting structures play a crucial role in enhancing internal redistribution and water retention in semi-arid regions such as the Corredor Seco.

Keywords: rain, water storage, water balance, runoff, groundwater, river basins, arid zones, soil moisture, mathematical models, SWAT, Nicaragua.

Recibido: 17/12/2024

Aceptado: 24/12/2025

Publicado *ahead of print*: 03/03/2026

Versión final: 01/09/2026

Introducción

La gestión sostenible del agua se ha posicionado como uno de los mayores retos globales del siglo XXI, dado que el aumento de la demanda y la intensificación de los fenómenos extremos, especialmente la sequía,

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

amenazan la disponibilidad hídrica a largo plazo (Barnett & Pierce, 2009; Kundzewicz *et al*., 2008) En regiones áridas y semiáridas, como el Corredor Seco de Nicaragua, estas dinámicas se agravan por patrones de precipitación irregulares y la creciente presión de actividades agrícolas y ganaderas (Cotler *et al*., 2007).

En el Corredor Seco, la "canícula", entendida como un periodo en el que se registra una disminución significativa de las precipitaciones entre el 15 de julio y el 15 de agosto, conduce a una prolongación de las condiciones de baja humedad, lo que incrementa la vulnerabilidad frente a eventos de sequía asociados con el ENOS. Según la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, por sus siglas en inglés), la sequía es un fenómeno natural complejo que puede manifestarse en cualquier clima y cuyos impactos socioeconómicos varían según las condiciones locales. La agricultura es el sector más afectado, pues enfrenta reducciones en la productividad de cultivos, pastos y bosques, además de una disminución en la disponibilidad de recursos hídricos. En este contexto, las familias campesinas, que dependen casi en su totalidad del agua de lluvia, enfrentan serias limitaciones para mantener su seguridad alimentaria y sus medios de vida rurales (Bendaña, 2018; WFP, 2018).

Para mitigar estos impactos y con el fin de superar el desajuste entre la disponibilidad y demanda natural del agua, ocasionada por el cambio climático, el proyecto adaptación de la agricultura al cambio climático a través de la cosecha de agua en Nicaragua 2019, cofinanciado por la Cooperación Suiza en América Central (COSUDE) y el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), facilitó el

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

establecimiento de obras de cosecha por escorrentía de tipo reservorio, como práctica de adaptación ante la variabilidad y cambio climático.

Las obras de cosecha de agua (OCAS) consisten en infraestructuras construidas estratégicamente en zonas con un adecuado potencial hídrico superficial, aprovechando los canales y desagües naturales del terreno para captar, dirigir y almacenar las aguas provenientes de lluvias durante la época húmeda (Ríos & Benegas-Negri, 2022). El agua acumulada en estos reservorios es posteriormente utilizada para garantizar el riego agrícola durante la época seca.

Como parte de un cobeneficio además de productivo, las obras de cosecha de agua también pretenden mejorar la disponibilidad, captación, retención, almacenamiento (superficial, subsuperficial o subterráneo) y regulación de las aguas de lluvias que precipitan en la cuenca, creando una mayor reserva de agua local o escorrentías menos abruptas y más regulares (Maldonado & Vidal, 2018). En este sentido, un amplio conocimiento técnico para aprovechar al máximo las escasas lluvias que caen y la cantidad de escorrentía que se genera conllevará a una mejor gestión del recurso hídrico, sobre todo cuando se pretenden establecer cultivos de subsistencia en zonas vulnerables.

Por lo tanto, comprender los efectos de las diferentes escalas de implementación de obras de cosecha de agua antes de su intensificación resulta crucial para la sostenibilidad en una cuenca fluvial. No obstante, la literatura carece de estudios que simulen de forma acumulativa la progresiva incorporación de estas intervenciones en cuencas del trópico seco centroamericano utilizando el modelo SWAT. Asimismo, no siempre se dispone de conocimientos claros sobre cómo estas estructuras

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

interactúan con el ciclo hidrológico general a nivel de cuenca, por lo que se requiere un mayor esfuerzo de investigación en estas áreas.

El presente estudio plantea evaluar el efecto de incrementar el número de obras de cosecha de agua por escorrentía superficial (OCAS) sobre las variables hidrológicas clave (almacenamiento de agua subterránea, humedad del suelo y percolación profunda), mediante la aplicación del modelo hidrológico SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*). Adicionalmente, se analiza cómo varía dicho efecto en función del uso y cobertura del suelo presente en la microcuenca. Con ello se busca determinar si el aumento en la implementación de estas estructuras produce cambios significativos en el balance hídrico general y cómo estos cambios pueden ser diferenciados según las características específicas de cada tipo de uso y cobertura del suelo en la microcuenca Quebrada Sucia.

Materiales y métodos

El estudio se ubica en la microcuenca Quebrada Sucia, que pertenece a la subcuenca del río Inalí, cuenca del río Coco, en el departamento de Madriz en Nicaragua; comprende una superficie territorial de 14.58 km^2 (1 458 ha). Geográficamente, se ubica entre las coordenadas 13.45 latitud norte, -86.65 longitud oeste y 13.40 latitud norte, -86.59 longitud oeste; limita al norte con la microcuenca río San Pedro y municipio de Somoto, al sur con el río El Coralillo, al este con la subcuenca Aguas Calientes y al oeste con la subcuenca del río La Camaira (Figura 1).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

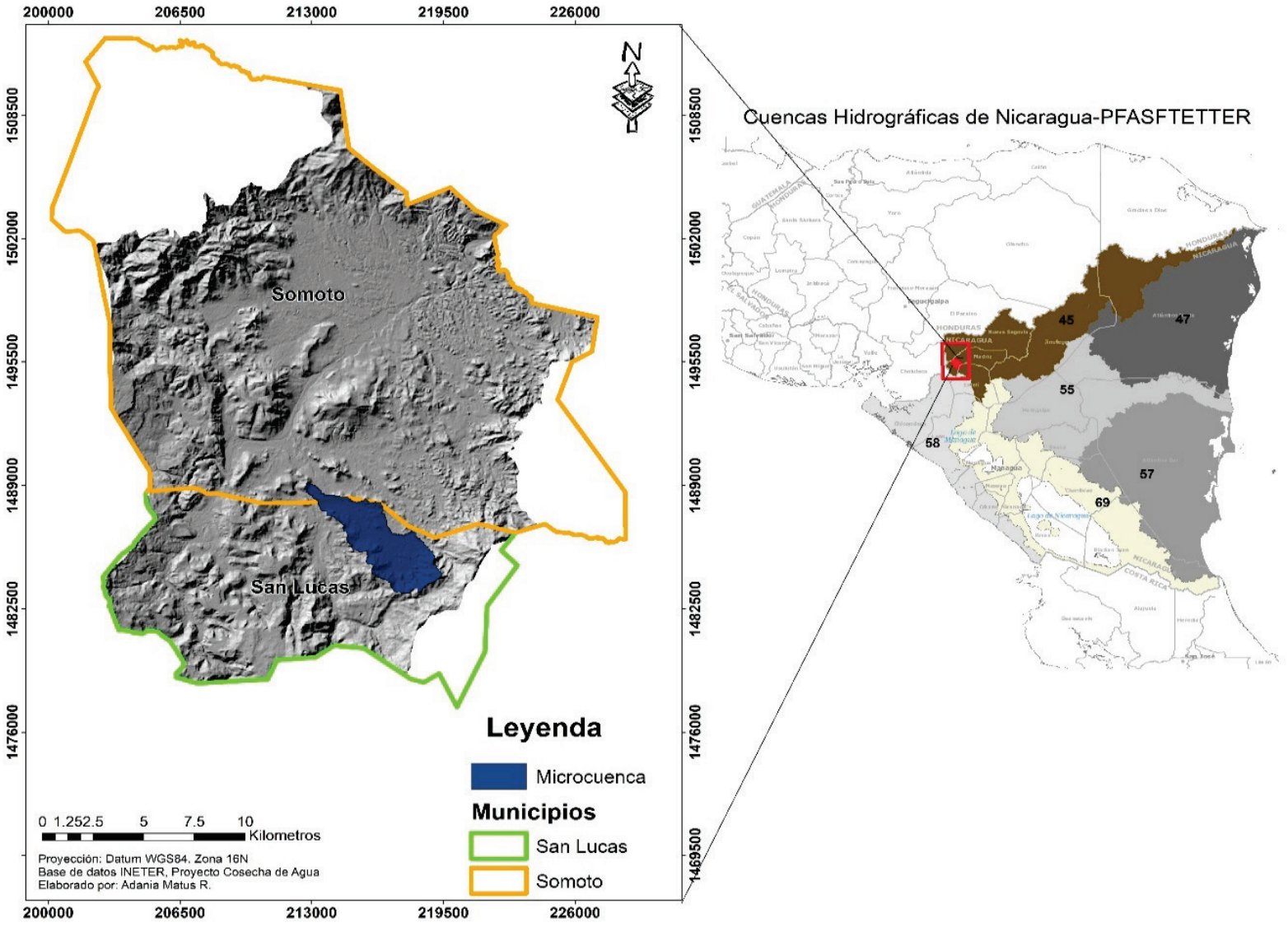


Figura 1. Ubicación geográfica de la microcuenca Quebrada Sucia, Somoto, Nicaragua.

El clima, según datos del servicio mundial de datos meteorológicos para el agua (W3S), cuenta con temperaturas máximas promedio que varían entre los 30 y 35 °C y una mínima entre 20 y 25 °C; las precipitaciones registran un promedio mensual que varía entre 169 y 220

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

mm durante mayo y octubre, que corresponde al inicio de la temporada lluviosa en el país.

Configuración de la información geoespacial

Se utilizó un diseño de muestreo no probabilístico por conveniencia, elaborado a partir del análisis de información geoespacial secundaria, como topografía, uso y cobertura del suelo y textura, proporcionada por el Instituto de Estudios Territoriales (INETER-Nicaragua). Los datos climáticos se obtuvieron de estaciones meteorológicas globales por la Administración Nacional de Aeronáutica y Espacio de Estados Unidos (NASA, por sus siglas en inglés) y la ubicación de las obras de cosecha de agua se obtuvieron a través del proyecto cosecha de agua en Nicaragua. A continuación se describen cada uno de los datos empleados para el modelo.

Modelo de elevación digital (DEM)

El DEM constó con una resolución de espacial nativa de 5 x 5 metros obtenidos de *Alos Palsar/ASFData Search VERTEX*. Previamente se había procedido a la corrección del DEM a través de la herramienta *Fill Sinks* (Wang & Liu) en *SAGA 7.8.2*. Después se extrajo la red de drenajes y se definió el límite de la microcuenca.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Uso y cobertura del suelo

La distribución espacial de la cobertura y el uso del suelo se obtuvo de la cartografía de INETER 2018 en formato vector. La capa vectorial clasifica nueve tipos de categorías de uso del suelo, los cuales posteriormente fueron reclasificados, tomando en cuenta las categorías equivalentes de SWAT.

Textura del suelo

Los archivos espaciales y tabulares de suelo requeridos por el modelo de SWAT se elaboraron con base en la información proporcionada por INETER (2020) en formato vector. A partir de estos datos, se identifican ocho subgrupos de texturas a partir de las cuales se estimaron parámetros requeridos para *usersoil* del modelo SWAT (Tabla 1) para ello, se utilizaron el programa *Soil Water Characteristics* (SPAW-USDA), desarrollado por Saxton & Rawls (2006), y la herramienta *NumCur*, que facilitó la selección de números de curva para el cálculo de escorrentía. Ambas herramientas permitieron estimar variables edáficas no contempladas en las fuentes originales (Nachtergaele *et al*., 2012).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Tabla 1. Parámetros requeridos para *usersoil* del modelo SWAT.

Textura	GRPHYD	SOL ZMX	SOL Z	SOL BD	SOL AWC	SOL K	SOL CBN	SOL ALB	USLE K
Franco-arenoso	B	400	250	1.59	0.08	44.45	0.29	0.491	0.166
Franco-arenoso	D	1-500	400	1.26	0.13	6	3.48	0.054	0.117
Franco-arcilloso	C	2 150	160	85.2	1.78	0.3	1.74	0.18	0.128
Franco-arcilloso	C	1 800	300	71.67	1.86	0.75	4.35	0.029	0.125
Arcillo-limoso	D	675	100	78.81	1.78	0.22	2.03	0.147	0.146
Franco-arenoso	C	2 025	225	81.65	1.33	1.15	3.48	0.054	0.114
Franco-arcilloso-arenoso	C	1 400	300	82.22	1.53	0.42	3.48	0.054	0.113
Franco-arcilloso-arenoso	C	1 250	200	79.69	1.61	0.75	3.48	0.054	0.121

GRPHYD = grupo hidrológico.

SOL ZMX = máxima profundidad del perfil del suelo con presencia de raíces (mm).

SOL Z = profundidad desde la superficie del suelo hasta el fondo del horizonte (mm).

SOL BD = densidad real (Mg/m^3 OR g/cm^3).

SOL AWC = capacidad de disponibilidad del agua del horizonte de suelo (mm H_2O/mm soil).

SOL K = conductividad hidráulica saturada (mm/h).

SOL CBN = contenido de carbono orgánico (% del peso del suelo).

SOL ALB = albedo del suelo húmedo.

SOL EC = conductividad eléctrica (dS m).

USLE K = factor USLE de erodabilidad del suelo.

La estimación de erodabilidad del suelo de la ecuación universal de la pérdida de suelo (USLE_K) se calculó en Microsoft Excel con las fórmulas detalladas en el capítulo 22 del *Soil and water assessment tool input/output file documentation*, publicado por Neitsch *et al*. (2005). Su fórmula es:

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

$$KUSLE = \frac{0.00021.\,\mathrm{M}^{1.14}.\,(12 - \mathrm{OM}) + \ 3.25.\,(\mathrm{c}_{\mathrm{soilstr}} - 2) + 2.5.\,(\mathrm{c}_{\mathrm{perm}} - 3)}{100}$$

Donde:

KUSLE = factor de erodabilidad del suelo.

M = parámetro del tamaño de las partículas.

OM = porcentaje de materia orgánica.

Csoilstr = código de la estructura del suelo en la clasificación del suelo.

Cperm = perfil de las clases de permeabilidad.

Conductividad hidráulica saturada en campo (Kfs)

El proyecto "Adaptación de la agricultura al cambio climático a través de la cosecha de agua", desarrollado en el Corredor Seco Centroamericano desde 2022, señala que la zona de captación de una obra de cosecha de agua por escorrentía suele abarcar áreas con potencial de drenaje hacia el reservorio. Dicha delimitación incorpora elementos naturales del paisaje, como microcanales y depresiones de drenaje, que favorecen la concentración del flujo superficial hacia el punto de almacenamiento. El reservorio, por su parte, constituye una estructura diseñada para captar y almacenar agua de lluvia; en la región, estas obras son generalmente semiexcavadas, con volúmenes promedio que oscilan entre 800 y 1 500 m³ y una superficie de aproximadamente 2 500 m², según datos del citado proyecto. Para la construcción de estas obras, los sitios seleccionados deben cumplir con ciertas características biofísicas, incluyendo pendientes adecuadas, tipo de suelo favorable y una cobertura vegetal compatible con su funcionamiento hidrológico.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

La selección de los sitios de muestreo se realizó considerando la disponibilidad, accesibilidad y calidad de datos secundarios, que resultó en la elección de cinco obras de cosecha de agua (de un total de 13 existentes en la microcuenca). En dichos sitios se llevaron a cabo mediciones *in situ* mediante el uso de un infiltrómetro automatizado (SATURO), instrumento empleado para determinar la permeabilidad y la conductividad hidráulica saturada de campo (*Kfs*) del suelo. Este dispositivo permite evaluar la capacidad con la que el agua se mueve a través de espacios porosos o fracturas bajo condiciones de saturación de campo en función del tiempo. Durante las mediciones se utilizó un anillo de inserción de 5 cm de ancho y 14 cm de largo, diseñado específicamente para sitios con escasa cobertura vegetal, lo que reduce el impacto del anillo infiltrómetro y asegura la calidad de los datos obtenidos.

En el área de estudio se identificaron tres texturas de suelo, las cuales se describen en la Tabla 2, donde también se presentan los parámetros utilizados para la calibración del infiltrómetro, conforme a lo indicado en el manual del equipo (SATURO 2022) (METER Group, 2022).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Tabla 2. Calibración del infiltrómetro SATURO.

Textura del suelo	Tiempo de remojo (min)	Sistema de baja presión (cm)	Sistema de presión alta (cm)	Tiempo de espera a presión (min)	Ciclos de presión	Total del tiempo de corrida (min)
Arena arcillosa seca	25	5	10	15	3	**115**
Arena arcillosa húmeda	15	5	10	15	2	**75**
Franco limoso seco	30	5	15	20	3	**150**
Franco limoso húmedo	15	5	15	20	2	**95**
Arcilla seca (estructura pobre)	30	5	20	25	3	**180**
Arcilla húmeda (estructura pobre)	15	5	20	25	2	**115**
Arcilla seca (estructura fuerte)	**25**	**5**	**10**	**20**	**3**	**145**

Nota: se configuraron el tiempo de remojo y sistema de presión, infiltrómetro SATURO.

Clima

Se incorporaron en SWAT series diarias de precipitación, temperatura máxima y mínima. Los datos utilizados comprendieron registros para un periodo de 19 años (2001-2019).

En el área de estudio no existe una red densa de estaciones climáticas; por ende, los datos climáticos se obtuvieron a partir de datos globales meteorológicos de la plataforma *Global Weather Data for SWAT*. Se seleccionaron cuatro estaciones climáticas de acuerdo con la proximidad geográfica en la zona de estudio. Después simuló el comportamiento de la precipitación y la temperatura en la zona de estudio a través del modelo del macro clima WEN_user (Neitsch *et al*., 2011).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Simulación de balance hídrico con SWAT

El modelo se implementó como una extensión QSWAT3 v1.6.5 de QGIS3.24.

Para la estimación del balance hídrico, el modelo de SWAT emplea la siguiente ecuación (Arnold *et al*., 1998; Neitsch *et al*., 2005):

$$SW_t = SW_0 + \sum (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw})$$

Donde:

SW_t = contenido final del agua del suelo en (mm H_2O) en (mm H_2O).

SW_0 = contenido inicial del agua del suelo en el día (mm H_2O).

cT = tiempo en días.

R_{day} = cantidad de precipitación en el día (mm H_2O).

Q_{surf} = cantidad de escorrentía superficial en el día (mm H_2O).

E_a = cantidad de evapotranspiración en el día (mm H_2O).

W_{seep} = cantidad de agua que percola en el perfil de suelo en el día (mm H_2O).

Q_{gw} = cantidad de flujo de retorno en un día (mm H_2O).

Estructura del procesamiento en SWAT

Datos de entrada

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Incluyen información geoespacial, como modelos digitales de elevación (DEM), mapas de suelos, cobertura vegetal y datos climáticos (precipitación y temperatura) (Figura 2).

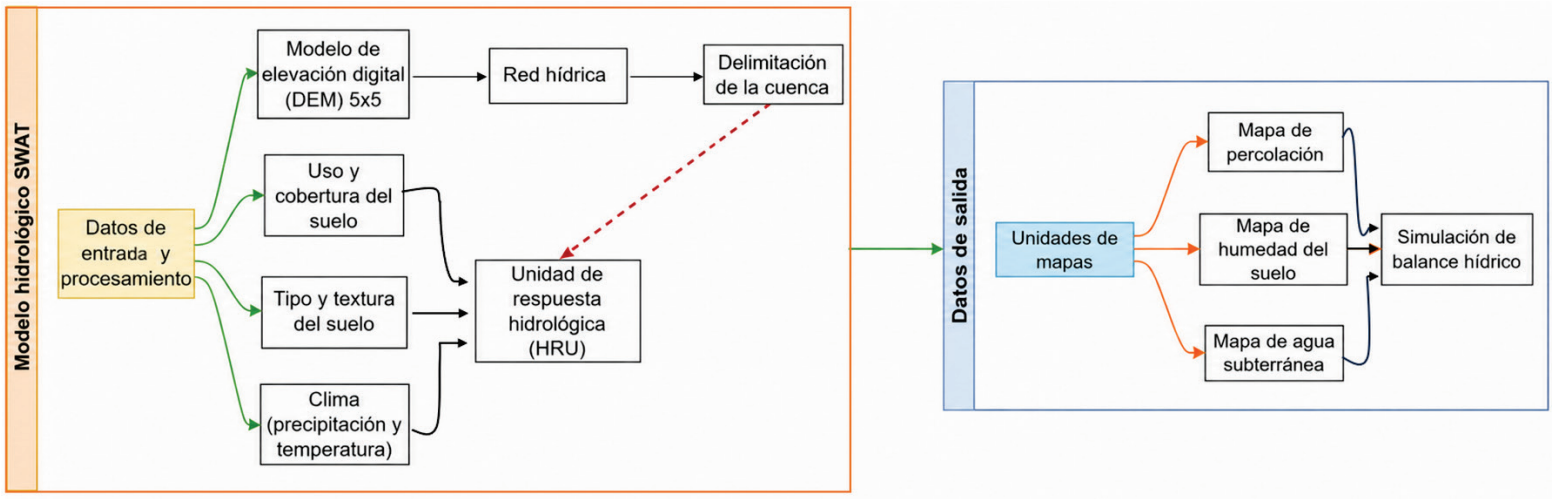


Figura 2. Esquema-resumen del procesamiento modelo de la SWAT. Datos de entrada (DEM, suelo, cobertura, clima); procesamiento (red hídrica, cuenca, HRUs); simulación (mapas de escorrentía, percolación, agua subterránea, balance hídrico).

Procesamiento

El modelo SWAT simula los procesos físicos del ciclo hidrológico mediante la subdivisión de la cuenca en múltiples unidades de respuesta hidrológica (HRUs, por sus siglas en inglés). Estas unidades son áreas homogéneas en términos de características hidrológicas, como tipo de suelo, cobertura del suelo, uso de la tierra y topografía (Neitsch *et al*., 2005; Dhami *et al*., 2018; Dile *et al*., 2019). Esta subdivisión permite capturar las variaciones espaciales en los procesos hidrológicos, mejorando la precisión del

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

modelo al representar diferencias significativas dentro de cada subcuenca.

Características de las HRUs

De acuerdo con Jodar-Abellan *et al.* (2018) y Neitsch *et al*., 2002, las HRUs se definen como unidades territoriales con propiedades hidrológicas homogéneas determinadas principalmente por:

- **Tipo de suelo**: afecta la capacidad de infiltración, almacenamiento y percolación del agua.
- **Topografía**: incluye factores como pendiente, orientación y elevación, que influyen en la velocidad y dirección del flujo superficial.
- **Cobertura y uso del suelo**: define la cantidad de agua interceptada, evaporada y transpirada, así como la resistencia a la erosión del terreno.

Cada HRU tiene un conjunto único de parámetros que describen cómo el agua se mueve a través de sus componentes físicos y cómo interactúa con el suelo, las plantas y la atmósfera. Esto incluye procesos como:

- **Escorrentía superficial**: movimiento del agua que no se infiltra y fluye hacia los cuerpos de agua superficiales (Llauca, 2023; Uribe, 2010).
- **Infiltración y percolación**: entrada del agua al suelo y su movimiento hacia capas más profundas, lo que contribuye a la recarga de acuíferos (Kraemer *et al*., 2011).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

- **Evapotranspiración**: pérdida de agua a la atmósfera a través de la evaporación y transpiración de las plantas.

Por medio de esta subdivisión en HRUs, el modelo es capaz de capturar las variaciones espaciales en los procesos hidrológicos a pequeña escala, lo cual permite una representación más precisa del balance hídrico.

Calibración del modelo

La simulación hidrológica en el área de estudio se definió con un periodo de 19 años, con un ajuste de tres años de calentamiento (NYSKIP), este periodo de equilibrio es especialmente necesario cuando la simulación principal es de corta duración para facilitar que se complete el ciclo hidrológico de manera adecuada (Neitsch *et al*., 2002).

Para la estimación de la evapotranspiración, debido a que solo se disponía de datos de precipitación y temperatura, se seleccionó el método de Hargreaves (Hargreaves *et al*., 1985) a partir de la información climática registrada por las estaciones climatológicas. Para el periodo de calibración y validación se establecieron tres años de calentamiento y una humedad del suelo inicial (FFCB) de 0.2.

Diseño de escenarios de incremento de obras de cosecha de agua

Mediante la herramienta geoespacial para la identificación de sitios potenciales de obras de cosecha de agua desarrollada por Ríos y Benegas-Negri (2022), se identificaron 189 sitios potenciales basados en la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

topografía e hidrología de la zona de interés. A partir de estos resultados, se definieron tres escenarios para evaluar el impacto acumulativo de las obras a nivel de microcuenca. La primera simulación correspondió al escenario de referencia o línea base, sin intervención de obras de cosecha de agua de escorrentía superficial (OCAS) sobre la cual se construyeron y analizaron luego los otros escenarios incrementales.

Con el objetivo de resumir gráficamente los pasos metodológicos empleados, la Figura 3 presenta un diagrama que ilustra de forma clara el proceso de identificación, selección y análisis de los escenarios, los cuales fueron integrados de manera secuencial en el modelo hidrológico SWAT.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

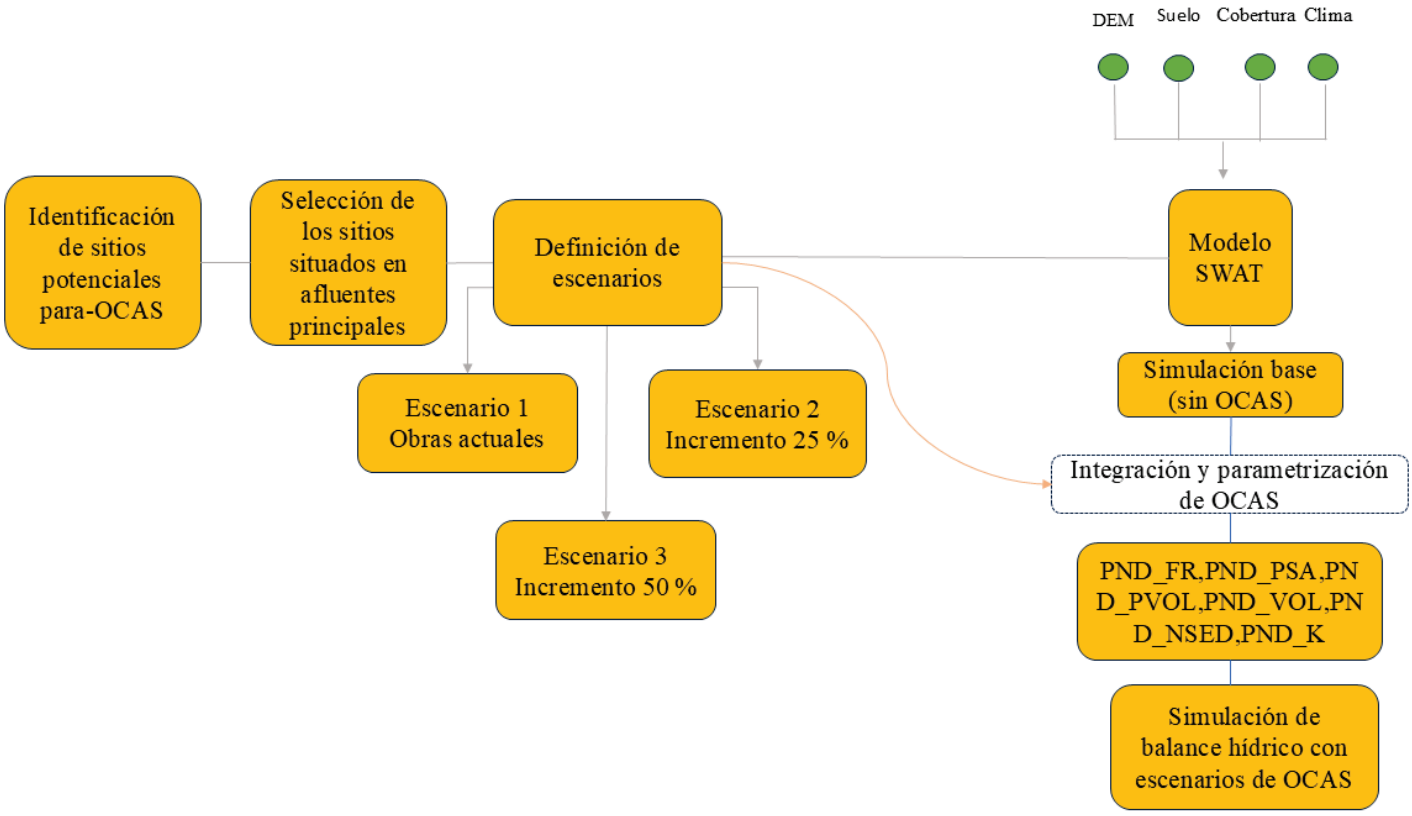


Figura 3. Diagrama resumen de métodos aplicados en la implementación de escenarios de incrementos de obras de cosecha de agua agregados a SWAT.

Tras realizar una primera simulación base (escenario de referencia), se procedió a integrar al modelo las obras de cosecha de agua por escorrentía (OCAS). Para cada uno de los escenarios planteados se estableció un umbral de escurrimiento de 10 hectáreas, con el objetivo de que el modelo generara una red de drenaje densa; esto permite la ubicación precisa de cada obra sobre un afluente definido.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

El análisis del impacto de las OCAS se llevó a cabo bajo tres escenarios diferentes, los cuales se describen a continuación:

1. Escenario de referencia 1 (obras actuales)

Se tomaron como datos de entrada las 13 OCAS que actualmente están construidas dentro de la microcuenca.

2. Escenario 2 (incremento del 25 %)

En este escenario se seleccionó inicialmente el 25 % (47 OCAS) del total de sitios potenciales identificados previamente mediante la herramienta geoespacial. Después estos sitios se depuraron mediante el *software QGIS 3.24*, aplicando un *buffer* de 50 x 50 metros alrededor de la red de drenaje para asegurar la idoneidad de su ubicación. Este proceso resultó en la selección final de 22 OCAS.

3. Escenario 3 (incremento del 50 %)

Se replicó el procedimiento metodológico empleado en el escenario anterior, aumentando la selección inicial al 50 % de los sitios identificados (89 OCAS). Luego de aplicar la depuración espacial mediante QGIS, se obtuvo un total de 53 puntos idóneos para la simulación del establecimiento de las OCAS (Figura 4).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

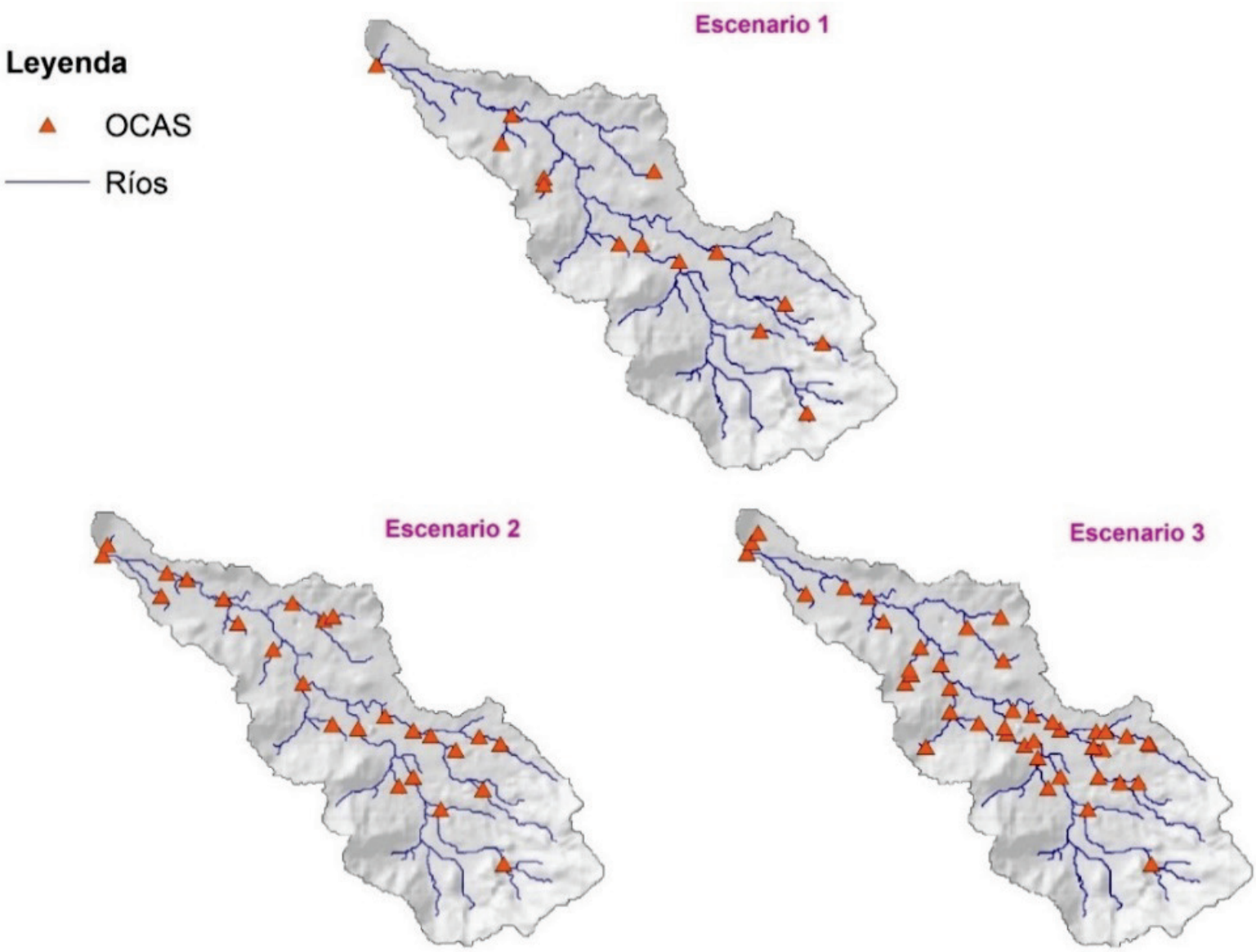


Figura 4. Identificación de nuevos sitios potenciales para obras de cosecha de agua (OCAS).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

Parametrización de las obras de cosecha de agua por escorrentía para el modelo de SWAT

La parametrización de las obras de cosecha de agua por escorrentía en el modelo hidrológico SWAT se efectuó tomando como base las características físicas y operativas estándar de las estructuras implementadas en campo. Debido a que todas las obras cuentan con dimensiones y capacidades uniformes, se utilizaron parámetros constantes para las subcuencas consideradas.

En cuanto al parámetro de conductividad hidráulica (PND_K), que refleja la infiltración del suelo en las estructuras, se estimó con mediciones directas en campo realizadas en 5 de las 13 obras existentes. Estas cinco obras se seleccionaron considerando representatividad espacial y condiciones biofísicas similares. Los resultados obtenidos mostraron una variabilidad mínima entre los sitios muestreados, lo cual justificó el uso del promedio obtenido para extrapolar el valor de infiltración al resto de las obras no muestreadas. Así, se garantizó consistencia metodológica y representatividad en la parametrización general.

Cabe destacar que en la Tabla 3 presentada se muestra una cantidad limitada de subcuencas debido a que se dificulta su inclusión textual en el documento, aunque la parametrización descrita se aplicó de manera homogénea en todas las subcuencas y escenarios evaluados en el estudio.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Tabla 3. Parametrización de las obras de cosecha de agua por escorrentía, implementadas en el modelo de la SWAT.

Parámetros	Subcuencas		
	1	2	3
PND_FR porcentaje de la subcuenca cubierta de obras	0.3	0.3	0.3
PND_PSA (ha) superficie del estanque	0.25	0.25	0.25
PND_PVOL (10^4 m^3) volumen de agua que almacena la obra	80	80	80
PND_ESA (ha) altura al aliviadero de emergencia	0.5	0.5	0.5
PND_EVOL (10^4 m^3) volumen de agua al aliviadero de emergencia	150	150	150
PND_VOL (10^4 m^3) volumen de agua inicial	0	0	0
PND_SED (mg/l) sedimentos iniciales	0	0	0
PND_NSED (mg/l) sedimentos permanentes	714.56	705.29	692.60
PND_K (mm/h) conductividad hidráulica	165.13	165.13	165.13

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Resultados

Uso y cobertura del suelo

La distribución espacial del uso y la cobertura del suelo en la microcuenca, representada en la Figura 5, revela un predominio marcado de pastos (RNGE) con 679.198 hectáreas (46.9 %) y vegetación arbustiva (RNGB) con 419.136 hectáreas (28.69 %) (Tabla 4). Por otro lado, los bosques latifoliados (FRST) y de pino (PINE) ocupan solo el 7.9 y 2 % del área total, respectivamente. Estas categorías se definieron siguiendo la metodología propuesta por el modelo hidrológico SWAT (Arnold *et al*., 2012), utilizando una equivalencia de clases adaptada a la región y basada en capas vectoriales de referencia generadas por INETER (2018).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

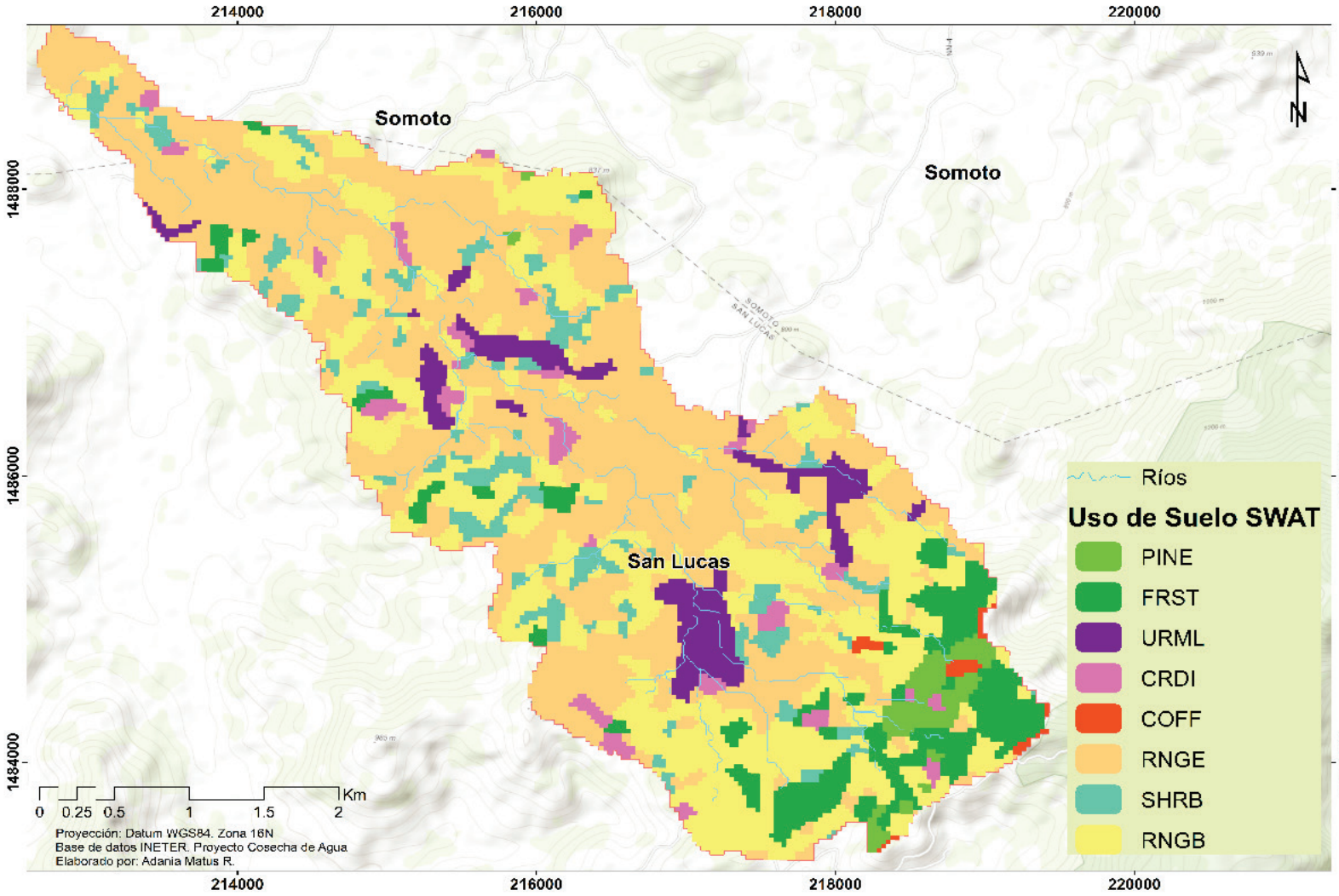


Figura 5. Uso y cobertura del suelo según categorías equivalentes de SWAT capa vectorial: INETER (2018).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Tabla 4. Categorías de uso de suelo-equivalencia (LUC, por sus siglas en inglés)-SWAT.

ID	Nombre de la clase	Equivalencia SWAT	Hectáreas
1	Bosque latifoliado	FRST	115.452
2	Bosque de pino	PINE	30.081
3	Centros poblados	URML	77.38
4	Cultivos anuales	CRDI	41.656
5	Cultivos perennes	COFF	6.483
6	Pasto	RNGE	679.198
7	Tacotal	SHRB	91.571
8	Vegetación arbustiva	RNGB	419.136

Descripción de las clases

Según el Instituto de Estudios Territoriales (INETER) se describen las clases de uso de suelo y cobertura del suelo del 2020, de la siguiente forma:

- **Bosque latifoliado**: superficies naturales con predominio de árboles maderables de hoja ancha (latifoliadas) mayores a 5 m de altura, con copas que cubren el 70 % o más de la superficie del suelo.
- **Bosque de pino**: superficies dominadas por la especie *Pinus* sp., con copas que cubren entre el 30 y 70 % de la superficie del suelo.
- **Centros poblados**: comprende el establecimiento de una población con patrones propios de poblamiento y el conjunto de sistemas de convivencia en un área físicamente localizada, considerando dentro de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

la misma los elementos naturales, la infraestructura y el equipamiento que la integran.

- **Cultivos anuales**: superficies que están dedicadas a todo tipo de cultivos, tecnificados o no, cuyo ciclo vegetativo dura menos de un año, teniendo como característica fundamental que después de la cosecha es necesario volver a sembrar para seguir produciendo; en el caso de la microcuenca, se presentan cultivos de maíz y frijol.
- **Cultivos perennes**: sistemas agrícolas cuyo ciclo de siembra a cosecha es mayor de un año, produciendo varias cosechas sin necesidad de volver a plantar; para la microcuenca, este cultivo es el del café.
- **Pasto**: comprende las tierras cubiertas con hierba densa de composición florística, dominadas por la familia *Poaceae*, dedicadas al pastoreo permanente por un periodo de dos o más años. Incluye áreas de pasto cultivado, mejorado, pasto natural, pasto con maleza y pasto con árboles.
- **Tacotal**: cubierta mixta de arbustos, lianas y matorrales con presencia de árboles cuyas copas cubren alrededor del 10 al 30 % de la superficie del suelo, además de áreas de barbecho o descanso del sistema de subsistencia de corta y quema de la vegetación para cultivo.
- **Vegetación arbustiva**: superficies dominadas por especies de tallo leñoso sin copa definida, las cuales se ramifican cerca de la base y alcanzan alturas menores de 5 m.

Propiedades del suelo

La distribución de los tipos de suelo en la microcuenca muestra un predominio claro de los udic argiustolls, que abarcan una superficie de

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

620.87 hectáreas, lo que equivale al 44.16 % del área total (Figura 6). En menor proporción, pero aún significativos, se encuentran los typic eutropepts, con un 16.29 %, y los suelos vérticos, que cubren el 13.91 % del territorio.

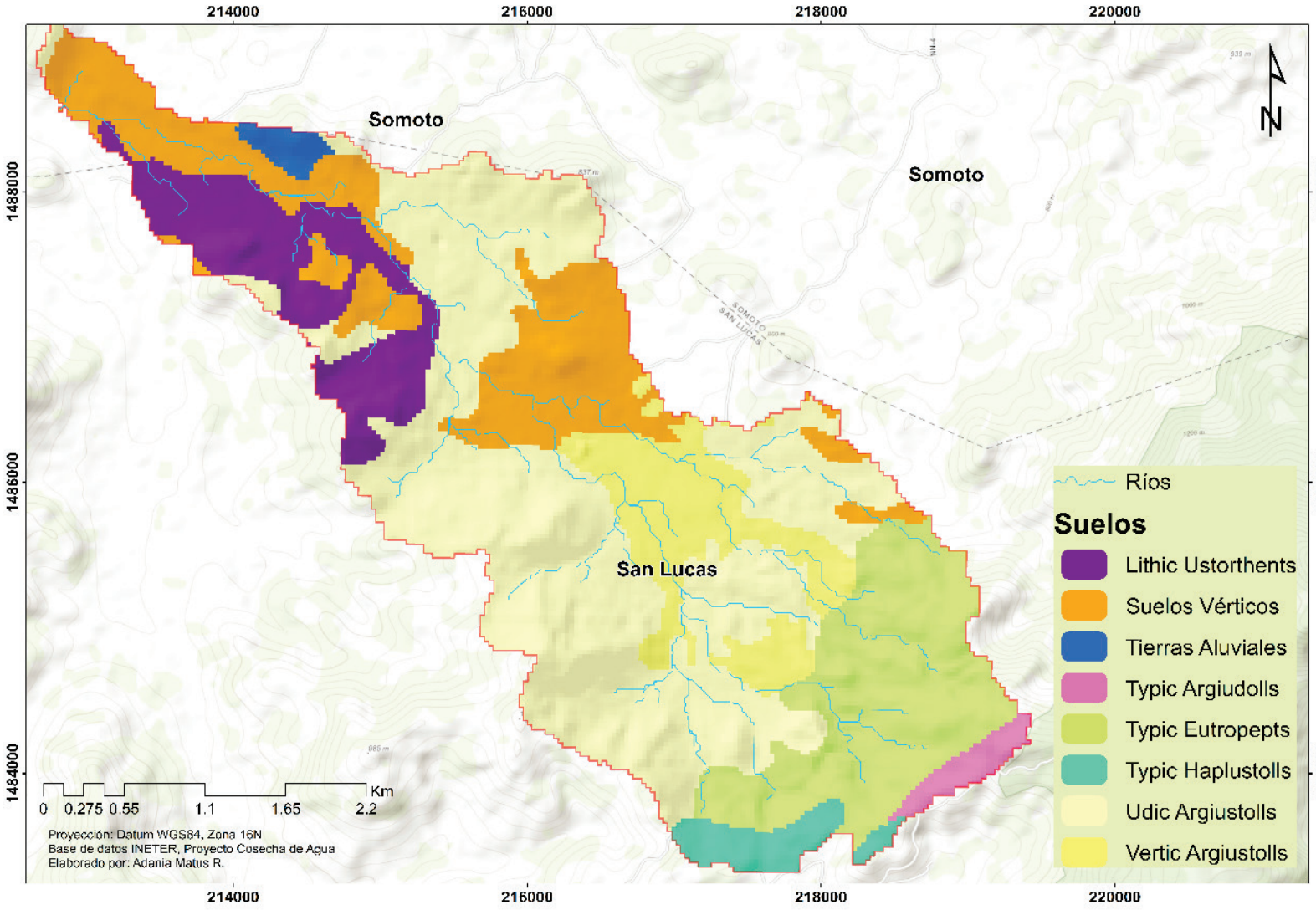


Figura 6. Clasificación de los suelos, microcuenca Quebrada Sucia. Capa vectorial: INETER (2020).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Por su parte, los lithic ustorthents se distribuyen principalmente en el sector noreste de la microcuenca, en zonas de topografía más abrupta, aunque su extensión representa apenas el 10.59 % del área total. Otras unidades edáficas, como los typic argiudolls, typic haplustolls y las tierras aluviales, presentan una presencia más reducida, con coberturas individuales inferiores al 3 %.

Desde el punto de vista textural, predominan los suelos de tipo franco-arenosa, franco-limosa y franco-arcillo-arenoso (Tabla 5).

Tabla 5. Textura del suelo, microcuenca Quebrada Sucia.

Suelos	Código de SWAT	Textura	Porcentaje de área (%)
Lithic ustorthents	LITHUS	Franco-arenoso	10.59
Suelos vérticos	SUVER	Franco	13.91
Tierras aluviales	TIALU	Franco-arcilloso	0.97
Typic argiudolls	TYPARGI	franco-arcilloso	1.41
Typic eutrudepts	TYPEUTRO	arcillo-limoso	16.29
Typic haplustolls	TYPHAPLUS	franco-arenoso	2.62
Udic argiustolls	UDICARGI	franco-arcillo-arenoso	44.16
Vertic argiustolls	VERTIAR	franco-arcillo-arenoso	10

La clasificación de las unidades edáficas se realizó a partir de la capa vectorial de suelos proporcionada por INETER (2020), adaptando las clases al esquema de codificación del modelo SWAT (Arnold *et al*., 2012),

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

con el fin de garantizar su compatibilidad en el análisis hidrológico de la microcuenca.

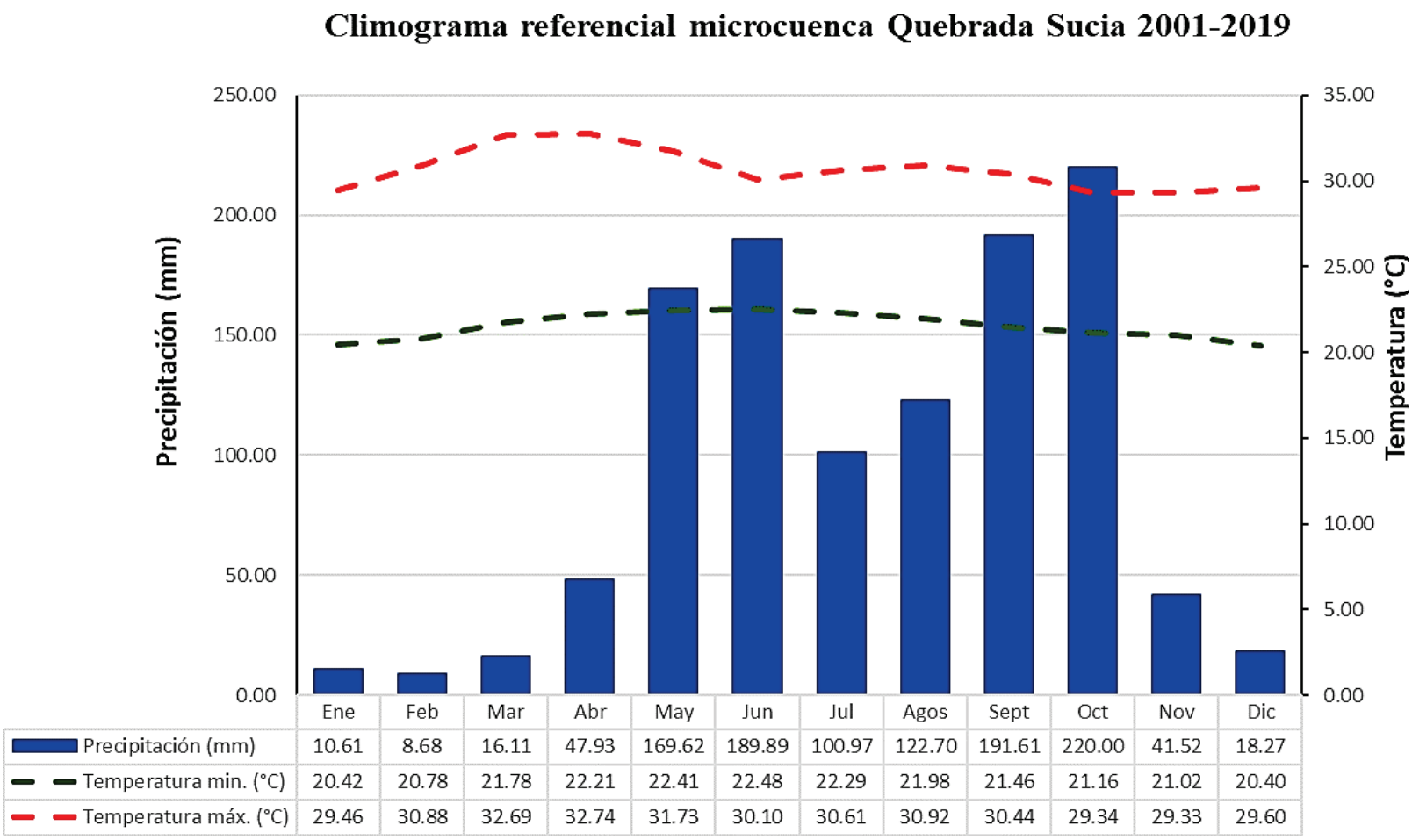
Simulación del balance hídrico

La caracterización climática de la microcuenca se presenta en la Figura 7, la cual muestra el climograma referencial para el periodo 2001-2019, construido a partir de datos promedio mensuales de precipitación y temperatura. En él se observa un patrón climático típicamente estacional, con una marcada diferencia entre los meses secos y lluviosos.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates



	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Agos	Sept	Oct	Nov	Dic
Precipitación (mm)	10.61	8.68	16.11	47.93	169.62	189.89	100.97	122.70	191.61	220.00	41.52	18.27
Temperatura min. (°C)	20.42	20.78	21.78	22.21	22.41	22.48	22.29	21.98	21.46	21.16	21.02	20.40
Temperatura máx. (°C)	29.46	30.88	32.69	32.74	31.73	30.10	30.61	30.92	30.44	29.34	29.33	29.60

Figura 7. Climograma referencial. Datos promedios mensuales del periodo 2001-2019.

Durante la estación seca, comprendida entre diciembre y abril, las precipitaciones presentan una marcada disminución, con valores mínimos registrados en enero (10.61 mm) y febrero (8.68 mm). Este periodo contrasta con la estación lluviosa, que se extiende de mayo a octubre y alcanza su máximo en agosto (192.9 mm). La temperatura media mensual oscila entre 23.3 y 30.1 °C, mostrando un ligero incremento entre marzo y mayo, coincidente con el final de la estación seca.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Este comportamiento climático, típico de un trópico seco, tiene implicaciones directas sobre el balance hídrico y la disponibilidad de agua en la región, sobre todo con lo relacionado con la recarga de acuíferos y la generación de escorrentía.

A partir de esta caracterización climática, se desarrolló la simulación del balance hídrico de la microcuenca utilizando el modelo SWAT, el cual dividió el área de estudio en 94 subcuencas y, a su vez, en un total de 1 414 unidades de respuesta hidrológica (HRUs). Esta configuración permitió un análisis espacial detallado de los principales procesos hidrológicos.

Los resultados de la simulación se resumen en la Figura 8, donde se estiman las variables clave que conforman el balance hídrico, como la percolación, humedad del suelo y recarga de agua subterránea. Según este análisis, la precipitación media anual en la microcuenca se estima en 1,199.5 mm, lo que concuerda con los valores climáticos observados. La percolación al acuífero poco profundo resultó, en promedio, de al menos 157.14 mm/anuales y la recarga al acuífero más profundo es de 7.86 mm/anual.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

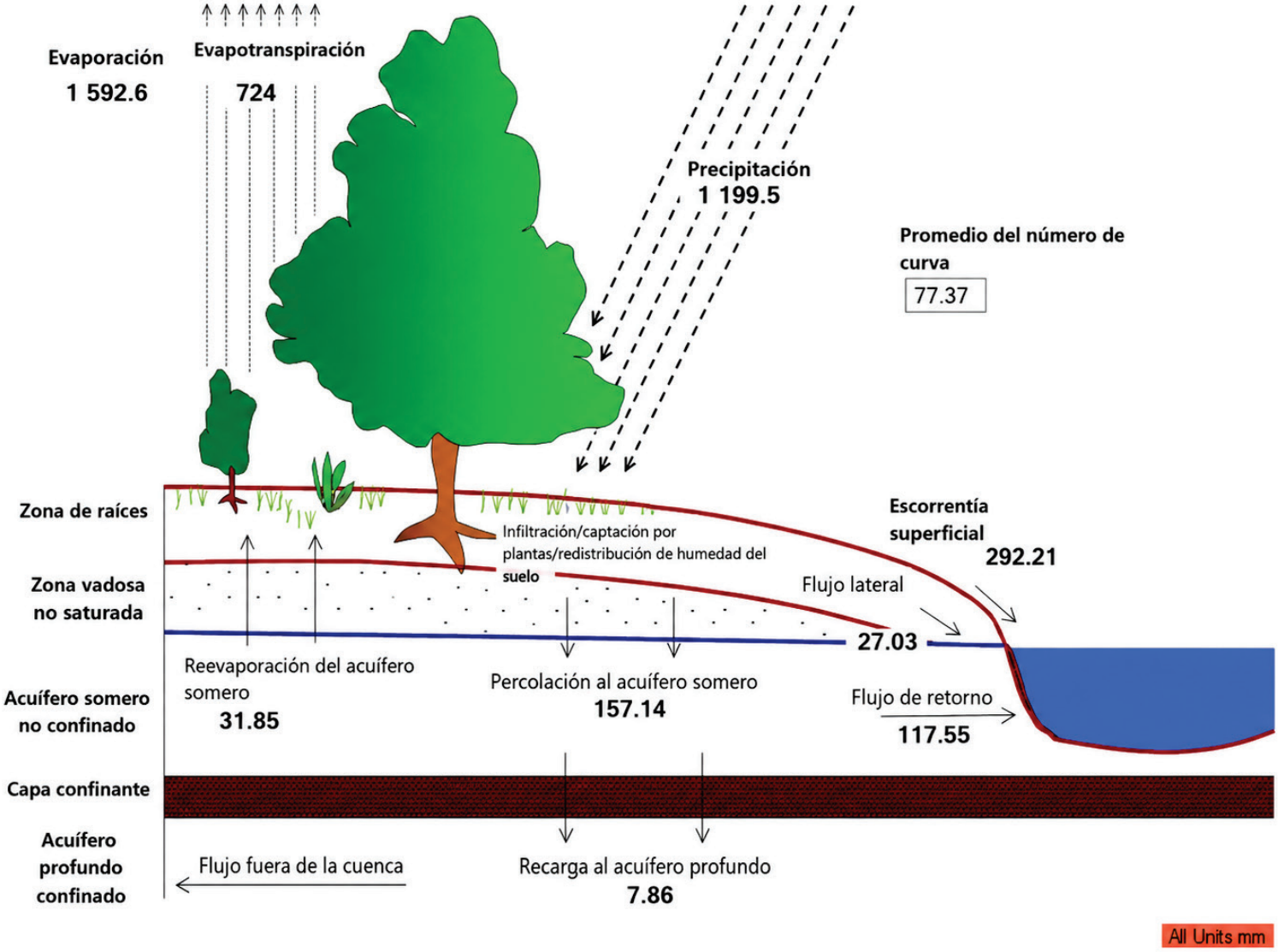


Figura 8. Representación de balance hídrico en la microcuenca Quebrada Sucia. Los valores son medias anuales en mm. En el esquema, se visualizan datos de evaporación, precipitación, flujo de retorno, recarga hídrica, escorrentía y producción de agua.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Comportamiento de las variables hidrológicas a partir de escenarios de balance hídrico sobre la microcuenca Quebrada Sucia

Efecto de las obras de cosecha de agua en el agua subterránea

La Figura 9 ilustra espacialmente la distribución y variabilidad del agua subterránea (GW, por sus siglas en inglés) bajo diferentes escenarios evaluados en el modelo hidrológico SWAT para la zona de estudio.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Tecnología y Ciencias del Agua
OPEN ACCESS
Check for updates

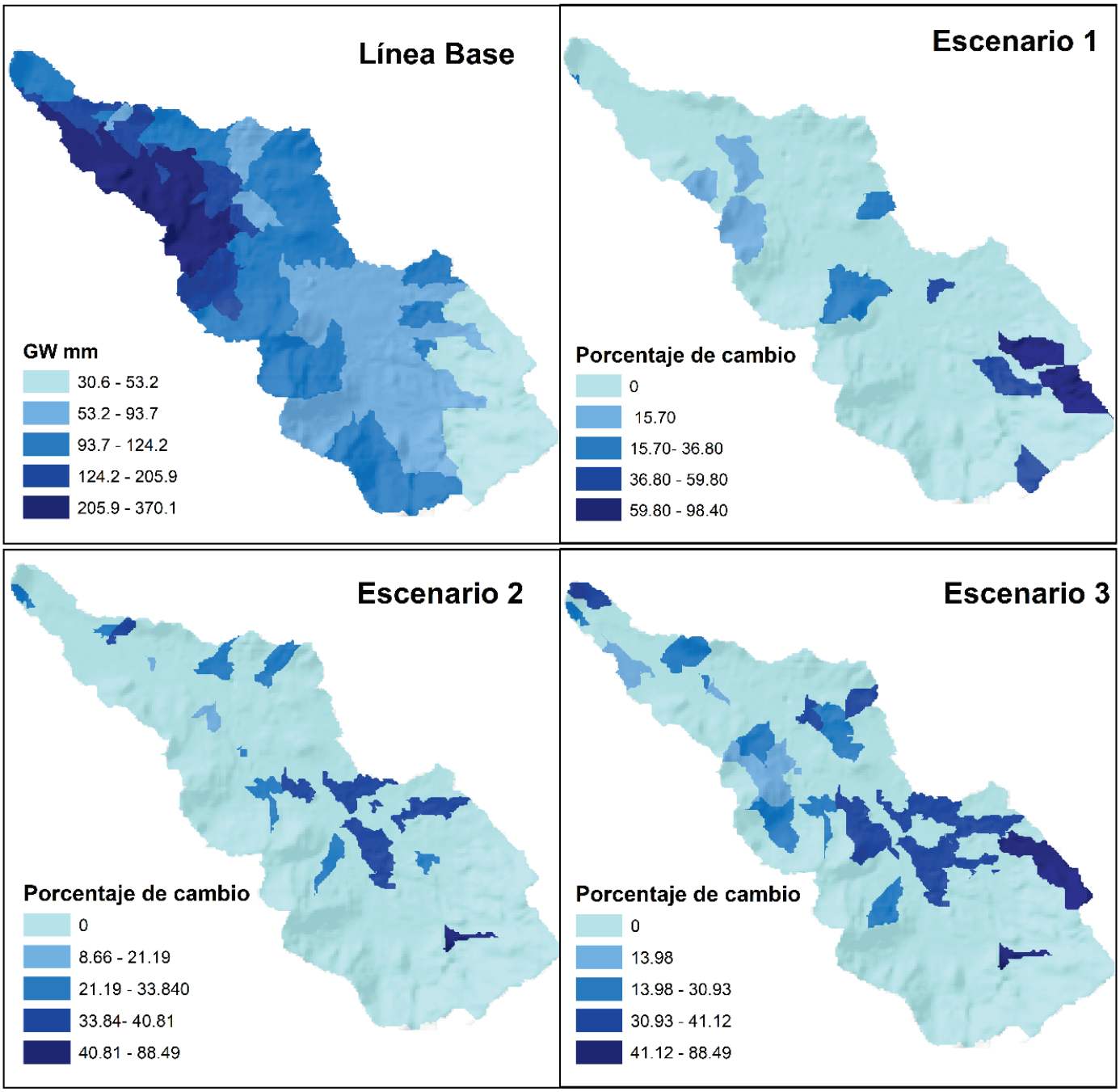


Figura 9. Comparación de los escenarios hidrológicos que exploran el comportamiento espacial del agua subterránea según el grado de intervención de las obras de cosecha de agua (OCAS) en la microcuenca Quebrada Sucia.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

En la línea base se observa una variabilidad notable de la recarga hídrica en la zona, con valores promedio anuales que fluctúan entre 30.66 y 370.14 mm, lo que confirma una significativa heterogeneidad en la infiltración y recarga natural hacia los acuíferos.

El Escenario 1, con la implementación inicial de obras de cosecha de agua superficial (OCAS), muestra incrementos localizados de hasta un 98.40 % respecto al escenario base. A nivel general, el aumento promedio es del 4 %, indicando una contribución positiva al almacenamiento subterráneo en áreas específicas.

En el escenario 2, que representa un aumento del 25 % en las OCAS, se refleja una mejora notable en la escorrentía subterránea, alcanzando incrementos locales entre el 8.66 y 88.49 %. En promedio, esto significa un aumento general del 10.3 %, lo cual subraya un efecto significativo de la ampliación de las estructuras de cosecha sobre la infiltración subterránea.

Finalmente, el escenario 3, correspondiente a un aumento del 50 % en las OCAS, destaca una mejora sustancial en el almacenamiento subterráneo, con incrementos locales hasta del 88.49 %. A nivel promedio, se observa un incremento global del 23 %, lo que confirma el gran potencial de expansión de estas estructuras para mejorar de forma significativa la disponibilidad de agua subterránea.

La Tabla 6 sintetiza numéricamente estos resultados, reafirmando los incrementos progresivos en GW observados al ampliar la implementación de OCAS.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Tabla 6. Porcentaje de variación en variables hidrológicas del balance hídrico bajo diferentes escenarios de intervención con OCAS (2001-2019).

Escenarios	GW mm	% cambio	SW mm	% cambio	PERC mm	% cambio
Línea base o escenario de referencia	11 811.6	0	12 8615.4	0	15 555.5	0
Escenario 1. OCAS existentes	12 240.5	4	12 8615.4	0	15 555.5	0
Escenario 2. Incremento del 25 %	13 503.3	10.3	14 8200.5	15	16 893.7	9
Escenario 3. Incremento del 50 %	16 554.5	23	17 0572.8	15	20 210.5	20

GW mm = escorrentía del agua subterránea.

SW mm = contenido de agua en el suelo.

PERC mm = percolación.

La interacción entre el tipo de cobertura del suelo y el grado de intervención con OCAS es determinante para el comportamiento de la recarga hídrica en la microcuenca. Como se observa en la Figura 10, los pastos naturales (RNGE) y la vegetación arbustiva (RNGB) presentan de manera consistente los valores más altos de recarga en todos los escenarios, en especial bajo condiciones de intervención media y alta (Esc2 y Esc3). Lo anterior sugiere que estas coberturas, por sus características estructurales y de permeabilidad, favorecen la infiltración del agua hacia los acuíferos, potenciando el efecto de las OCAS.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

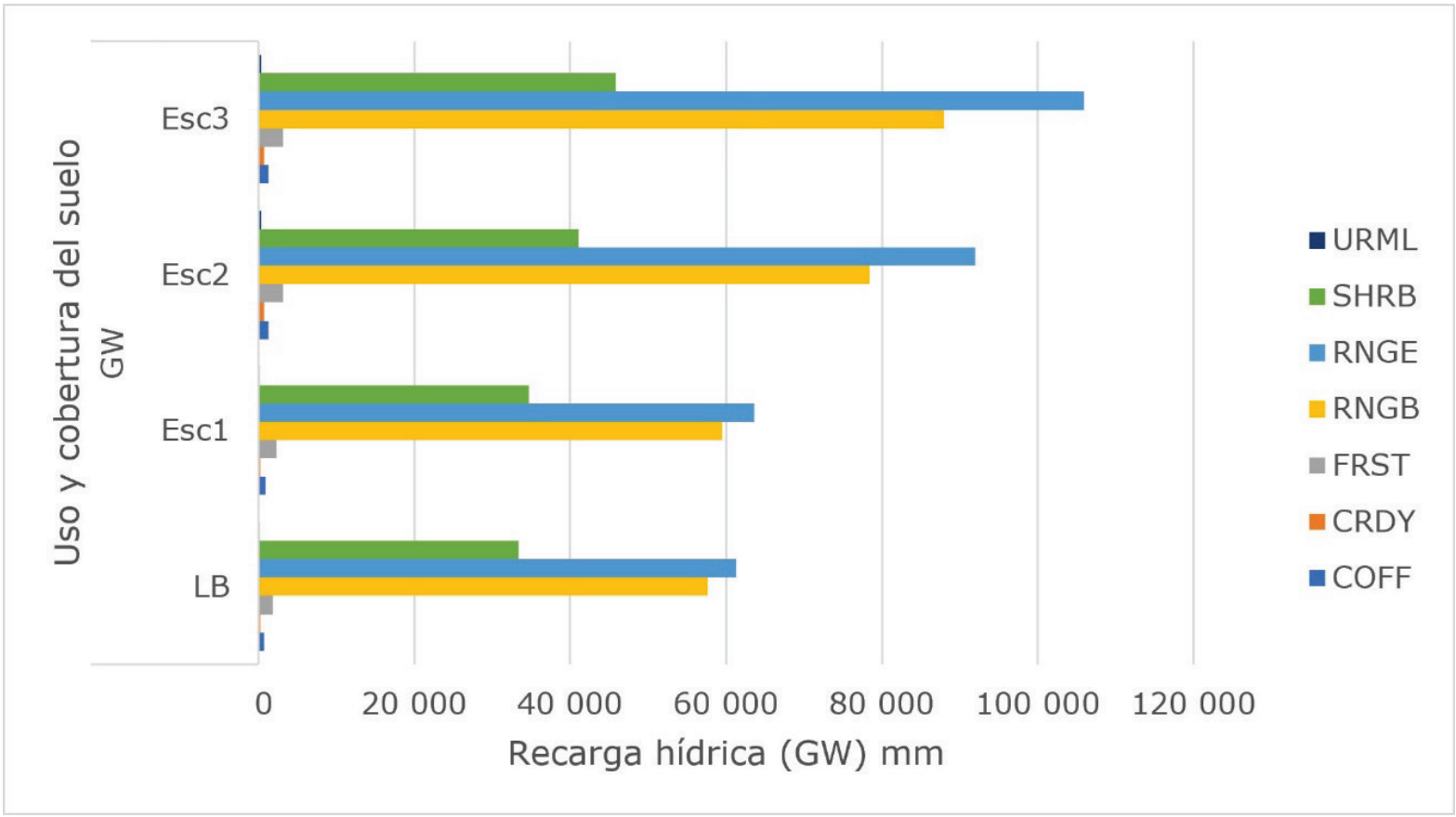


Figura 10. Comparación de los escenarios hidrológicos que exploran el comportamiento de la recarga hídrica según el grado de intervención de las obras de cosecha de agua (OCAS) en cada uso del suelo.

En contraste, coberturas como el café (COFF), el cultivo de cría y descanso (CRDY), y las áreas urbanas o modificadas (URML) muestran una respuesta limitada tanto en el escenario base como en los intervenidos, lo que indica una menor capacidad de estas superficies para contribuir a la recarga subterránea.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Tecnología y Ciencias del Agua

OPEN ACCESS

Check for updates

Efecto de las obras de cosecha de agua en el contenido de agua en el suelo

El contenido de agua en el suelo es una medida utilizada para comprender el nivel de humedad del suelo en diferentes momentos durante el periodo de simulación. Se calcula teniendo en cuenta los flujos de entrada, como la precipitación, y los flujos de salida, como la evaporación y escorrentía.

A nivel de subcuenca, se obtuvo un promedio anual que oscila entre 421 y 1 920 mm/año de contenido de agua en el suelo y un total de 12 8615.4 mm/año durante el periodo de simulación (2001-2019). En el escenario 1 no se observó ningún cambio significativo en el aporte o disminución de la humedad del suelo en la microcuenca; sin embargo, en los escenarios 2 y 3, donde se incrementó el número de obras de cosecha de agua entre 25 y 50 % sobre la microcuenca, hubo un aumento de al menos el 15 % en el aporte a la humedad del suelo. En la Figura 11 se demuestra cómo ocurre este incremento a través de los diferentes tipos de cobertura por cada escenario creado. Sugiere un impacto positivo en la retención de agua en el suelo alrededor de cada obra. Debido a diferentes factores, como la cosecha de agua y la aplicación de riego hacia los cultivos al implementar este tipo de tecnología, coberturas como los pastos naturales (RNGE) y la vegetación arbustiva (RNGB) también destacan en la retención de humedad en el suelo. El incremento en la humedad es más pronunciado en estas coberturas por su menor escorrentía superficial y mayor infiltración. En contraste, las áreas urbanas (URML) mantienen bajos niveles de humedad, incluso con mayores intervenciones de OCAS.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

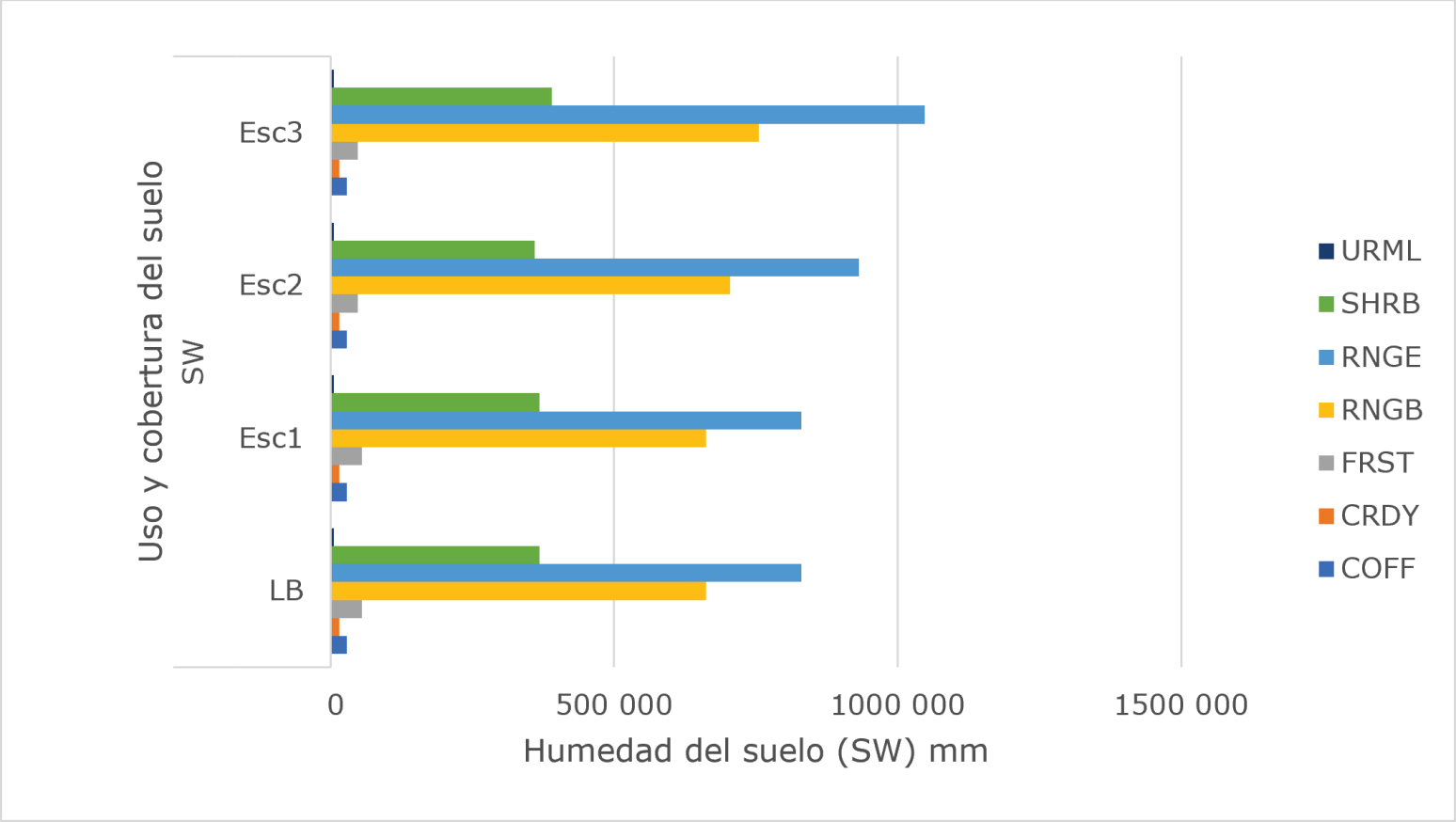


Figura 11. Comparación de los escenarios hidrológicos que exploran el comportamiento del contenido de agua en el suelo según el grado de intervención de las obras de cosecha de agua (OCAS) en cada uso del suelo.

Efecto de las obras de cosecha de agua en la percolación

Durante el periodo de simulación base (2001-2019) se observa una variación en la percolación promedio anual, que osciló entre 94 y 65 mm/año, con un total de 15 555.5 mm/año (Tabla 6).

En el escenario 1 no se identificó ningún cambio significativo en la percolación, en comparación con la línea base y el escenario actual, lo

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

cual sugiere que las obras de cosecha de agua existentes no impactaron de manera notable en la cantidad de agua que se infiltró en el suelo hacia el acuífero menos profundo.

En comparación con el escenario 1 (13 OCAS existentes), el escenario 2, en el que se implementó un incremento del 25 % de nuevas obras de cosecha de agua, revela como resultado un cambio de hasta un 9 % de aporte a la percolación (Tabla 6). Así, se infiere que un aumento del número de obras de cosecha de agua en la microcuenca posee un efecto positivo en la infiltración de agua en el suelo.

En el escenario 3, que implicó un aumento del 50 % en el número total de sitios adecuados para la construcción de nuevos reservorios en la microcuenca, se registró un incremento de hasta un 20 % (Tabla 6) en la contribución a la percolación. Esto sugiere que la construcción de nuevos reservorios tiene un impacto significativo en la cantidad de agua que se infiltró en el suelo de la microcuenca.

La Figura 12 indica que los mayores valores de percolación se registran en zonas cubiertas por pastos naturales (RNGE) y vegetación arbustiva (RNGB), similar a lo observado en las otras variables hidrológicas. Este patrón reafirma la importancia de conservar y restaurar coberturas vegetales naturales para potenciar los beneficios de las obras de cosecha de agua.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

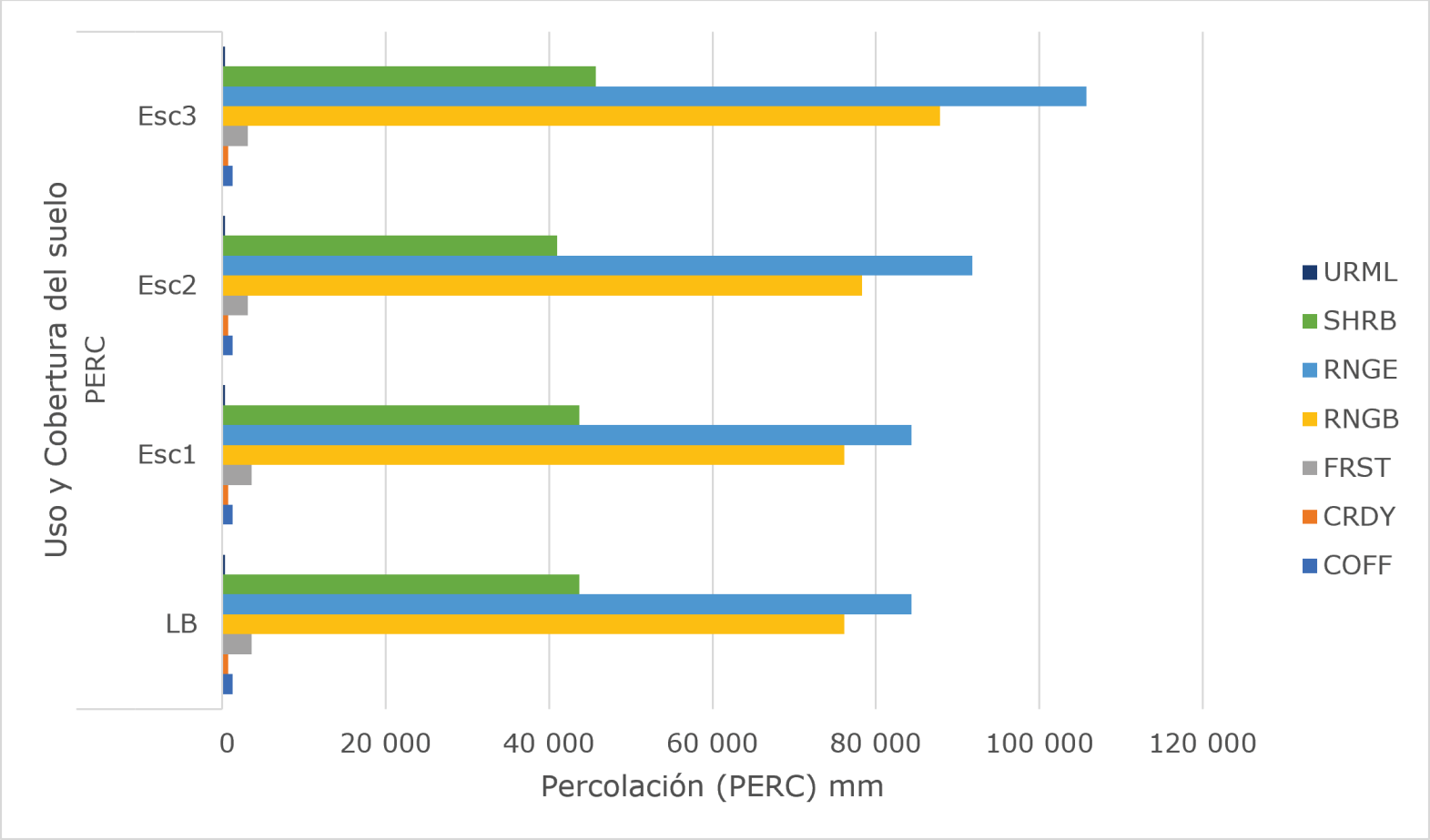


Figura 12. Comparación de los escenarios hidrológicos que exploran el comportamiento de la percolación según el grado de intervención de las obras de cosecha de agua (OCAS) en cada uso de suelo.

Discusión

La simulación del balance hídrico mediante el modelo SWAT proporcionó una visión integral sobre cómo las obras de cosecha de agua (OCAS) influyen en la dinámica hidrológica de la microcuenca evaluada. Los resultados resaltan que las OCAS son medidas efectivas para incrementar de forma significativa la disponibilidad hídrica local, fortaleciendo la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

resiliencia ante la variabilidad climática y contribuyendo de modo positivo a la adaptación frente al cambio climático.

En el análisis realizado (Figura 13) se observa con claridad que las obras existentes generaron impactos positivos en la recarga hídrica y en el almacenamiento subterráneo. Estos hallazgos coinciden con estudios previos, como el de Guerra (2022), quien mediante análisis isotópicos identificó que aproximadamente el 1.7 % del volumen anual de recarga al acuífero provenía de las OCAS en la microcuenca Aguas Calientes, también ubicada en el Corredor Seco Centroamericano y con un régimen climático similar al de la microcuenca analizada en este estudio.

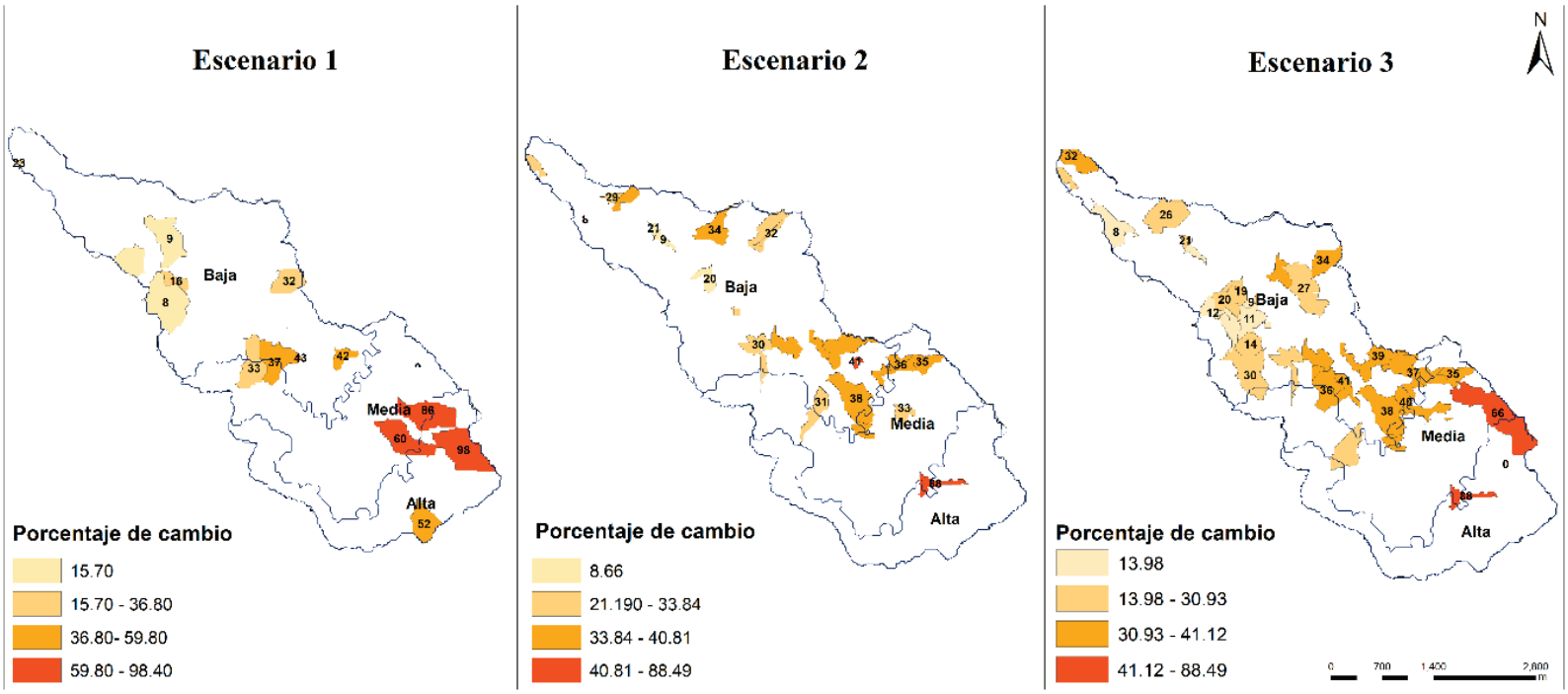


Figura 13. Distribución espacial del porcentaje de cambio de agua subterránea en las partes alta, media y baja de la microcuenca Quebrada Sucia.

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Al considerar escenarios hipotéticos con incrementos en la densidad de OCAS del 25 % (escenario 2) y del 50 % (escenario 3), se evidenció una tendencia proporcional en el aumento de la recarga y almacenamiento subterráneo. Esta observación se respalda con estudios recientes, como el de Rabelo *et al*. (2021), quienes utilizaron modelos hidrológicos similares y destacaron cómo las estructuras pequeñas pueden contribuir de forma significativa a la recarga hídrica local, con infiltraciones de hasta un 30 % del volumen retenido. De manera consistente, Garg *et al*. (2021) demostraron que las estructuras de cosecha de agua en cuencas frágiles del sur de Asia mejoran los procesos hidrológicos, favoreciendo la infiltración y el almacenamiento de agua subterránea, contribuyendo a incrementar la disponibilidad hídrica y la resiliencia frente a la variabilidad climática.

En términos del contenido de humedad del suelo, los incrementos observados en los escenarios 2 y 3 revelan notables mejoras en la retención hídrica del suelo, tal como se muestra en la Figura 9 y se cuantifica en la Tabla 6. Tales mejoras son consistentes con investigaciones como las de Machiwal *et al*. (2017), quienes resaltan que los reservorios pequeños favorecen una mayor humedad del suelo, promoviendo la productividad agrícola y la mitigación de sequías prolongadas. De forma complementaria, Fowe *et al*. (2015) destacan que hasta un 30 % del agua almacenada en pequeñas estructuras puede infiltrarse, lo que contribuye significativamente al balance hídrico subterráneo. Asimismo, estudios recientes confirman esta tendencia, evidenciando aumentos significativos en la humedad del suelo asociados con la implementación de obras de cosecha de agua (Feng *et al*., 2024).

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

La Figura 13 evidencia la variabilidad espacial de estos efectos positivos, destacando áreas específicas que presentan cambios mayores en función de la ubicación y densidad de las obras implementadas. En este caso, los resultados muestran que los mayores porcentajes de cambio se concentran sobre todo en las zonas bajas de la cuenca. Este patrón puede explicarse por dos razones principales: en primer lugar, la mayoría de las obras se colocó en estas zonas debido a la disponibilidad de terrenos accesibles y a la mayor concentración de actividades productivas que justifican su instalación; y, en segundo lugar, las condiciones topográficas de las partes altas, como pendientes pronunciadas y suelos más delgados, limitan la eficiencia de estas estructuras para retener agua de manera efectiva. Aunque diversos estudios sugieren que las zonas altas son estratégicas para la recarga hídrica (por su capacidad de infiltrar agua que luego fluye hacia niveles freáticos más bajos), en esta microcuenca en particular las condiciones locales condicionaron la distribución de las obras, lo que se refleja en el comportamiento espacial de los resultados hidrológicos. Esto subraya la importancia de adaptar la planificación de intervenciones a las características físicas y sociales de cada territorio, lo cual coincide con hallazgos de Zema *et al*. (2022) y Lucas-Borja *et al*. (2021), quienes destacan la influencia de la topografía y la ubicación estratégica en la eficacia hidrológica de las OCAS.

En cuanto al uso y cobertura del suelo, los resultados de este estudio evidencian que la implementación de OCAS, en combinación con áreas agrícolas y coberturas vegetales, está relacionada con un aumento en los procesos de infiltración y percolación profunda (Tabla 6). Aunque no se abordó directamente la escorrentía superficial, se puede inferir que la mejora en la capacidad de retención de agua en el suelo reduce la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

escorrentía al favorecer una mayor entrada de agua al perfil edáfico. Estos hallazgos coinciden con los reportados por Welderufael *et al*. (2011), quienes documentaron mejoras sustanciales en la infiltración del agua al integrar estructuras de captación hídrica con sistemas agrícolas sostenibles. De igual manera, Kelaiya & Rank (2019), mediante la aplicación del modelo SWAT, destacaron la importancia de evaluar los componentes del balance hídrico para comprender las variaciones en la recarga subterránea, la percolación y la disponibilidad de agua en cuencas hidrográficas. Asi mismo, Ríos *et al.* (2007) señalan que el uso de coberturas arbóreas y sistemas silvopastoriles favorece la infiltración y recarga, lo que resulta complementario a la acción de las OCAS en un enfoque integral de manejo del recurso hídrico.

En definitiva, las OCAS no solo representan soluciones inmediatas para enfrentar la escasez hídrica durante periodos secos, sino que también proporcionan efectos positivos y sostenibles sobre variables clave como la infiltración, percolación, almacenamiento subterráneo y la humedad del suelo. La adecuada distribución espacial de estas obras es crucial para maximizar sus beneficios, fortaleciendo la sostenibilidad hídrica y la resiliencia ambiental en la microcuenca evaluada.

Conclusión

El modelo hidrológico SWAT permitió simular y estimar el comportamiento hidrológico de la microcuenca Quebrada Sucia bajo distintos escenarios de implementación de Obras de Cosecha de Agua por Escorrentía (OCAS). Los resultados de la simulación indican incrementos potenciales en variables específicas del balance hídrico, destacando un aumento progresivo en la recarga subterránea de hasta un 23 %; mejoras en la

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

percolación de hasta un 20 %, y un incremento en la humedad del suelo de al menos un 15 %, en comparación con el escenario base.

Estos resultados sugieren una posible redistribución del agua dentro del sistema hidrológico local, lo que favorece procesos de infiltración y almacenamiento subterráneo que podrían ser estratégicos para mitigar las condiciones recurrentes de escasez hídrica en la región.

Asimismo, se observó que la magnitud de los cambios simulados depende de manera significativa del tipo de cobertura del suelo. Las coberturas vegetales naturales, en particular pastos naturales (RNGE) y vegetación arbustiva (RNGB), mostraron una respuesta más favorable frente a la implementación de OCAS, en contraste con coberturas agrícolas intensivas y zonas urbanizadas. Esto pone de relieve el papel determinante de las propiedades físicas y estructurales del suelo en la efectividad hidrológica de dichas intervenciones.

En conjunto, los hallazgos permiten inferir que las OCAS pueden tener un impacto positivo sobre variables clave del balance hídrico, en paticular en términos de infiltración, percolación y almacenamiento de agua subterránea. Por consiguiente, su implementación controlada y adaptada a las condiciones biofísicas locales podría representar una estrategia relevante para el manejo sostenible de los recursos hídricos en microcuencas ubicadas en zonas con características similares al Corredor Seco Centroamericano.

Financiamiento

La investigación que dio origen a este artículo fue financiada por el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), en el marco del proyecto Cosecha de Agua en Nicaragua. Los recursos proporcionados

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Tecnología y ciencias del agua, ISSN 2007-2422, 17(5), 478-531. DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

por dicho proyecto permitieron el desarrollo de las actividades de investigación, análisis y elaboración del manuscrito.

Declaración de conflictos de interés

No existe ningún conflicto de interés que declarar.

Declaración de uso de IA

Durante la elaboración de este manuscrito se utilizaron herramientas de inteligencia artificial únicamente para apoyo en la corrección ortográfica, revisión gramatical y mejora de la redacción del texto. No se emplearon herramientas de IA para la generación, análisis o interpretación de datos científicos. La verificación de los resultados generados por la IA y su posterior integración en el manuscrito fueron responsabilidad del M.Sc. Ney Ríos, investigador del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).

Referencias

Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., & Williams, J. R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development. *Journal of the American Water Resources Association*, *34*(1), 73-89. https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R. D., Van Griensven, A., Van Liew, M. W., Kannan, N., & Jha, M. K. (2012). SWAT: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, *55*(4), 1491-1508. https://doi.org/10.13031/2013.42256

Barnett, T. P., & Pierce, D. W. (2009). Sustainable water deliveries from the Colorado River in a changing climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *106*(18), 7334-7338. https://doi.org/10.1073/pnas.0812762106

Bendaña, G. (2018). Breve caracterización de la situación agropecuaria e hidrológica del norte del Corredor Seco de Nicaragua. *Revista de Temas Nicaragüenses*, (118), 188-212. https://docplayer.es/96523211-Breve-caracterizacion-de-la-situacion-agropecuaria-e-hidrologica-del-norte-del-corredor-seco-de-nicaragua.html

Cotler, H., Sotelo, E., Domínguez, J., Zorrilla, M., Cortina, S., & Quiñones, L. (2007). La conservación de suelos: un asunto de interés público. *Gaceta Ecológica*, 83, 5-71. https://www.redalyc.org/pdf/539/53908302.pdf

Dhami, B., Himanshu, S. K., Pandey, A., & Gautam, A. K. (2018). Evaluation of the SWAT model for water balance study of a mountainous snowfed river basin of Nepal. *Environmental Earth Sciences*, *77*. https://doi.org/10.1007/s12665-017-7210-8

Dile, Y., Srinivasan, R., & George, C. (2019). *QGIS interface for SWAT (QSWAT) version 1.8: QSWAT+ step by step setup for the Robit watershed, Lake Tana basin Ethiopia*. https://swat.tamu.edu/media/116301/qswat-manual_v18.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Feng, N., Huang, Y., Tian, J., Wang, Y., Ma, Y., & Zhang, W. (2024). Effects of a rainwater harvesting system on the soil water, heat and growth of apricot in rain-fed orchards on the Loess Plateau. *Scientific Reports*, *14*, 9269. https://doi.org/10.1038/s41598-024-58667-7

Fowe, T., Karambiri, H., Paturel, J. E., Poussin, J. C., & Cecchi, P. (2015). Water balance of small reservoirs in the Volta Basin: A case study of Boura reservoir in Burkina Faso. *Agricultural Water Management*, *152*, 99-109. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.01.006

Garg, K. K., Anantha, K. H., Venkataradha, A., Dixit, S., Singh, R., & Ragab, R. (2021). Impact of rainwater harvesting on hydrological processes in a fragile watershed of South Asia. *Groundwater*, *59*(6), 839-855. https://doi.org/10.1111/gwat.13099

Guerra R., C. M. (2022). *Contribución de obras de cosecha de agua a la recarga acuífera en la subcuenca Aguas Calientes, Somoto, Nicaragua* (tesis de maestría). Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). https://repositorio.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/11749/BCO22058339e.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Hargreaves, G. L., Hargreaves, G. H., & Riley, J. P. (1985). Agricultural benefits for Senegal River Basin. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, *111*(2), 113-124. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1985)111:2(113)

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Jodar-Abellan, A., Ruiz, M., & Melgarejo, J. (2018). Evaluación del impacto del cambio climático sobre una cuenca hidrológica en régimen natural (SE, España) usando un modelo SWAT. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, *35*(3), 240-253. https://doi.org/10.22201/cgeo.20072902e.2018.3.564

Kelaiya, J., & Rank, P. H. (2019). Assessment of water balance components of Bhadar River Basin using SWAT model. *International Journal of Bio-resource and Stress Management*, *10*(2), 181-184. https://doi.org/10.23910/ijbsm/2019.10.2.1974

Kraemer, F., Chagas, C., Vázquez, G., Palacín, E., Santana, O., Castiglioni, M., & Massobrio, M. (2011). Aplicación del modelo hidrológico SWAT en una microcuenca agrícola de la Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo*, *29*(1), 75-82. https://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1850-20672011000100008

Kundzewicz, Z. W., Mata, L. J., Arnell, N. W., Döll, P., Jiménez, B., Miller, K., Oki, T., Şen, Z., & Shiklomanov, I. (2008). The implications of projected climate change for freshwater resources and their management. *Hydrological Sciences Journal*, *53*(1), 3-10. https://doi.org/10.1623/hysj.53.1.3

Llauca, H. (2023). *Asimilación de caudales observados en la modelación hidrológica subdiaria del río Vilcanota en la estación Pisac (estudio final)*. Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI). https://hdl.handle.net/20.500.12542/2613

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Lucas-Borja, M. E., Piton, G., Yu, Y., Castillo, C., & Zema, D. A. (2021). Check dams worldwide: Objectives, functions, effectiveness and undesired effects. *Catena*, *204*, 105390. https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105390

Machiwal, D., Jha, M. K., & Mal, B. C. (2017). Estimating water balance of small reservoirs in arid regions: A case study from Kachchh, India. *Agricultural Research*, *6*(1), 57-65. https://doi.org/10.1007/s40003-016-0243-5

Maldonado, R., & Vidal, S. (2018). Uso eficiente del agua de riego en el Parque Tunari, Bolivia*. LEISA Revista de Agroecología*, *34*(3), 9-12. https://leisa-al.org/web/revista/volumen-34-numero-03/uso-eficiente-del-agua-de-riego-en-el-parque-tunari-bolivia/

METER Group. (2022). *SATURO manual (Doc. No. 20496)*. https://library.metergroup.com/Manuals/20496_SATURO_Manual.pdf

Nachtergaele, F., van Velthuizen, H., Verelst, L., & Wiberg, D. (2012). *Harmonized World Soil Database (Version 1.2)*. FAO. https://www.fao.org/soils-portal/data-hub/soil-maps-and-databases/harmonized-world-soil-database-v12/en/

Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2002). *Soil and water assessment Tool user's manual (TWRI Report TR-192)*. Texas Water Resources Institute. http://swat.tamu.edu/media/1294/swatuserman.pdf

Neitsch, S., Arnold, J., & Kiniry, J. (2005). *Herramienta de evaluación de suelo y agua documentación teórica*. Agricultural Research Service, 415. http://swatmodel.tamu.edu/media/46964/swat2005-theo-doc-spanish.pdf

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0 (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2011). *Soil and water assessment tool theoretical documentation: Version 2009* (Texas Water Resources Institute Technical Report No. 406). Texas A&M University System. https://swat.tamu.edu/media/99192/swat2009-theory.pdf

Rabelo, U. P., Dietrich, J., Costa, A. C., Simshäuser, M. N., Scholz, F. E., Nguyen, V. T., & Lima-Neto, I. E. (2021). Representing a dense network of ponds and reservoirs in a semi-distributed dryland catchment model. *Journal of Hydrology*, *603*, 127103. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127103

Ríos, N., & Benegas-Negri, L. A. (2022). *Herramienta geoespacial para la identificación y selección de sitios potenciales para construcción de obras de cosecha de agua de escorrentía en el Corredor Seco Centroamericano*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/11992

Ríos, N., Cárdenas, A. Y., Andrade, H. J., Ibrahim, M., Jiménez, F., Sancho, F., Ramírez, E., Reyes, B., & Woo, A. (2007). Escorrentía superficial e infiltración en sistemas ganaderos convencionales y silvopastoriles en el trópico subhúmedo de Nicaragua y Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, *45*, 66-71. https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/7739?locale-attribute=es

Saxton, K. E., & Rawls, W. J. (2006). Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. *Soil Science Society of America Journal*, *70*(5), 1569-1578. https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0117

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)

Uribe, N. (2010). *SWAT (Soil and Water Assessment Tool): conceptos básicos y guía rápida para el usuario*. International Center for Tropical Agriculture (CIAT). https://swat.tamu.edu/media/46967/swat2005-tutorial-spanish.pdf

Welderufael, W. A., Woyessa, Y. E., & Edossa, D. C. (2011). Hydrological impact of rainwater harvesting in the Modder River Basin of central South Africa. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, *8*(3), 5051-5081. https://doi.org/10.5194/hessd-8-5051-2011

WFP, World Food Programme. (2018). *Annual Country Report - Nicaragua 2018*. World Food Programme. https://wfp.tind.io/record/130918/files/ACR%2520Nicaragua%25202018.pdf

Zema, D. A., Carrà, B. G., Lucas-Borja, M. E., Filianoti, P. G. F., Pérez-Cutillas, P., & Conesa-García, C. (2022). Modelling water flow and soil erosion in Mediterranean headwaters (with or without check dams) under land-use and climate change scenarios using SWAT. *Water*, *14*(15), 2338. https://doi.org/10.3390/w14152338

2026, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
Open Access bajo la licencia CC BY-NC-SA 4.0
(https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/)