



Tecnología y Ciencias de Agua



Río Los Hornos, Jalisco, México. Foto: Aurora Cortés-Espino.

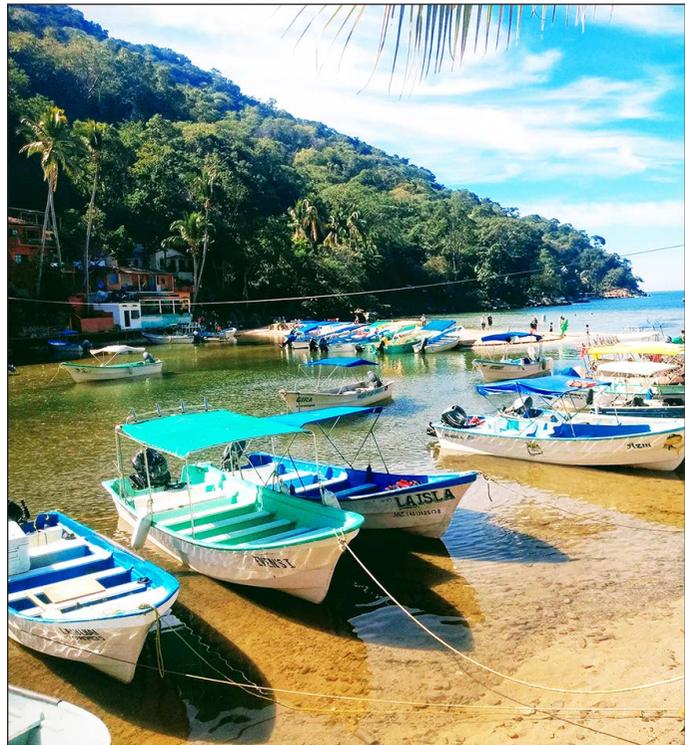


Tecnología y Ciencias del Agua

Vol. 15, núm. 5, septiembre-octubre de 2024

Portada: río Los Horcones, Jalisco, México. Se intenta expresar el valor ecosistémico y social de un río de flujo libre. Ver artículo "La valoración plural de un río de flujo libre: análisis comparativo entre dos comunidades usando redes semánticas / The social valuation of a free-flowing river: A comparative analysis between two communities using semantic networks" de Aurora Cortés-Espino, Alfonso Langle-Flores, Carlos Gauna-Ruíz-de-León y Rosa María Chávez-Dagóstico.

Foto: Aurora Cortés-Espino.





Tecnología y Ciencias Agua

Comité Editorial

Consejo Editorial

Dr. Adrián Pedrozo Acuña
Director General
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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



Contenido
Artículos (originales)
Articles (original)

Estimación de lluvias extremas mediante un enfoque de análisis regional y datos satelitales en Cusco, Perú

Luis Aragón

Waldo Lavado-Casimiro

Cristian Montesinos

Ricardo Zubieta

Wilber Laqui

Análisis de frecuencias de crecientes trivariado (Q, V, D) a través de funciones Cópula

Daniel Francisco Campos-Aranda

La valoración plural de un río de flujo libre: análisis comparativo entre dos comunidades usando redes semánticas

Aurora Cortés-Espino

Alfonso Langle-Flores

Carlos Gauna-Ruiz-de-León

Rosa María Chávez-Dagóstino

Indicadores de la gestión del suministro de agua en zonas urbanas para evaluar su sostenibilidad

Mayra Mendoza-Gómez

Daniel Tagle-Zamora

Alex Ricardo Caldera-Ortega

Jesús Mora-Rodríguez

Gilberto Carreño-Aguilera

Xiltlali Delgado-Galván

Evaluación de la precipitación y temperatura del CFSR (Climate Forecast System Reanalysis) en la cuenca del río Mayo

Madaí Sánchez

Demetrio S. Fernández

José Luis García, Salvador Adame

Antonia Macedo

Adolfo A. Excebio

Rugosidad e iniciación al movimiento de una protección flexible contra la erosión

Agostina Gratton

Franco M. Francisca

Carlos M. García

Andrés Rodríguez

Leticia Tarrab

Gerardo Hillman



Contents
Artículos (traducción)
Articles (translation)

Estimation of extreme rainfall through a regional analysis and satellite data approach in Cusco, Peru 01

Luis Aragón

Waldo Lavado-Casimiro

Cristian Montesinos

Ricardo Zubieta

Wilber Laqui

Trivariate flood frequency analysis (Q, V, D) through Copula Functions 65

Daniel Francisco Campos-Aranda

The social valuation of a free-flowing river: A comparative analysis between two communities using semantic networks 133

Aurora Cortés-Espino

Alfonso Langle-Flores

Carlos Gauna-Ruiz-de-León

Rosa María Chávez-Dagóstino

Water supply management indicators for urban areas to assess its sustainability 192

Mayra Mendoza-Gómez

Daniel Tagle-Zamora

Alex Ricardo Caldera-Ortega

Jesús Mora-Rodríguez

Gilberto Carreño-Aguilera

Xiltlali Delgado-Galván

Evaluation of precipitation and temperature of the CFSR (Climate Forecast System Reanalysis) in the Mayo River basin 241

Madaí Sánchez

Demetrio S. Fernández

José Luis García, Salvador Adame

Antonia Macedo

Adolfo A. Excebio

Roughness and Initiation of motion on a new flexible mattress protection to erosion 294

Agostina Gratton

Franco M. Francisca

Carlos M. García

Andrés Rodríguez

Leticia Tarrab

Gerardo Hillman

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

Reasons for bottled water consumption in Mexico and consumer perceptions <i>Jorge Silva</i>	<i>Motivos del consumo de agua embotellada en México y las percepciones del consumidor</i> Jorge Silva	335
Evolutionary law of the relationship between Dongting Lake and three outlets of Jingjiang River in recent 60 years <i>GuangWei Hu</i> <i>YeWei Liang</i> <i>YiLan Ma</i> <i>HaiLi Feng</i>	<i>Ley evolutiva de la relación entre el lago Dongting y las tres desembocaduras del río Jingjiang en los últimos 60 años</i> GuangWei Hu YeWei Liang YiLan Ma HaiLi Feng	369
Análisis multitemporal y espacial del sedimento depositado en el embalse San Jacinto <i>Moisés Perales</i> <i>Freddy Soria</i> <i>Oliver Saavedra</i>	<i>Multitemporal and spatial analysis of sediment deposited in the San Jacinto reservoir</i> Moisés Perales Freddy Soria Oliver Saavedra	422
Estimación de los volúmenes históricos de las aguas residuales exportados por la megaciudad de México al Valle del Mezquital de 1985 a 2020 <i>Ana Karen Hernández-Espinosa</i> <i>Elena María Otazo-Sánchez</i> <i>Alma Delia Román-Gutiérrez</i> <i>Claudia Romo-Gómez</i>	<i>Estimation of Mexico megacity wastewater volumes poured into the Mezquital Valley from 1985 to 2020</i> Ana Karen Hernández-Espinosa Elena María Otazo-Sánchez Alma Delia Román-Gutiérrez Claudia Romo-Gómez	452

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-05-01

Artículos

Estimación de lluvias extremas mediante un enfoque de análisis regional y datos satelitales en Cusco, Perú
Estimation of extreme rainfall through a regional analysis and satellite data approach in Cusco, Peru

Luis Aragón¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9014-5515>

Waldo Lavado-Casimiro², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0051-0743>

Cristian Montesinos³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3922-6632>

Ricardo Zubieta⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4315-7695>

Wilber Laqui⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6236-8773>

¹Universidad Nacional Agraria de La Molina, Lima, Perú, laragong70@gmail.com

²Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI), Lima, Perú, waldo.lavado@gmail.com

³Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI), Lima, Perú, cristianmontesinos07@gmail.com

⁴Subdirección de Ciencias de la Atmósfera e Hidrósfera, Instituto Geofísico del Perú (IGP), Lima, Perú, rzubieta@igp.gob.pe



⁵Universidad Nacional del Altiplano de Puno, Escuela Profesional de Ingeniería Agrícola, Puno, Perú, wlaqui@unap.edu.pe

Autor para correspondencia: Luis Aragón, laragong70@gmail.com

Resumen

La frecuencia y magnitud de los eventos climáticos extremos de precipitación han aumentado de forma significativa en varios países del mundo, incluido Perú. Estos hechos causan pérdidas económicas y humanas, especialmente en países en vías de desarrollo. La información y metodologías que permitan prevenir o diseñar estrategias para afrontarlas son escasas o inexistentes. El objetivo de esta investigación fue analizar la capacidad del producto satelital IMERG (Integrated Multi-satellitE Retrievals) del satélite GPM (Global Precipitation Measurement) y datos observados a partir de estaciones meteorológicas mediante un enfoque mixto para estimar la distribución de lluvias extremas en la región del Cusco, ubicado al sur del Perú. Este enfoque mixto aprovechó las ventajas que ofrecen ambas fuentes de información, como es la solidez de los datos observados a lo largo de varios años y la resolución temporal horaria del producto satelital. La metodología se basó en una curva de crecimiento de cada región homogénea, factor de corrección y parámetros que estiman la función intensidad y duración para toda la región Cusco. Los resultados se evaluaron mediante validación cruzada entre los valores de precipitación diaria obtenidos del producto IMERG, enfoque mixto y precipitación observada para periodos de retorno de 2, 5, 10, 20, 50, 100, 200, 500 y 1 000 años. Los resultados sugieren que la combinación de

datos observados de lluvia y del satélite IMERG puede ser una alternativa para estimar lluvias extremas en la región Cusco.

Palabras clave: precipitaciones máximas, regiones homogéneas, GPM-IMERG VO6, Índice de avenida, OMM, curvas IDF.

Abstract

The frequency and magnitude of extreme climatic precipitation events have increased significantly in several countries of the world, including Peru. These events cause economic and human losses, especially in developing countries. Information and methodologies to prevent or design strategies to deal with them are scarce or non-existent. The aim of this research was to analyze the capacity of the IMERG (Integrated Multi-satellite Retrievals) satellite product of the GPM (Global Precipitation Measurement) and observed data from meteorological stations using a mixed approach to estimate the distribution of extreme rainfall in Cusco region located in southern Perú. This mixed approach took advantage of both sources of information, such as the strength of the data observed over many years and hourly temporal resolution of the satellite product. The methodology was based on a growth curve for each homogeneous region, correction factor and parameters that estimate the intensity and duration function for the entire Cusco region. The results were evaluated by cross-validation between daily precipitation values obtained from the IMERG product, mixed approach and observed precipitation for return periods of 10, 20, 100, 500 and 1 000 years. The results suggest that the combination of observed and rainfall data from the IMERG satellite may be an alternative to estimate extreme rainfall in the Cusco region.

Keywords: Maximum rainfall, homogeneous regions, GPM-IMERG V06, index flood, WMO, IDF curves.

Recibido: 20/10/2022

Aceptado: 25/03/2023

Publicado Online: 04/04/2023

Introducción

Las proyecciones climáticas indican que los eventos de precipitaciones extremas serán más intensos y frecuentes en varios lugares del mundo, incluyendo Sudamérica y Perú (IPCC, 2015; UNESCO, 2020; MINAM, 2016). En un informe conjunto entre la Oficina de las Naciones Unidas para la Reducción del Riesgo de Desastres y el Centro de Investigación sobre la Epidemiología de los Desastres (CRED, 2018) se manifiesta que se registraron a nivel global 3 148 fenómenos naturales que provocaron desastres por inundaciones entre los años 1998 y 2017. Las inundaciones fueron el desastre de origen natural más común, representando el 43 % de todos los registros. Las inundaciones también están aumentando en frecuencia e intensidad, y se espera que continúen a la alza debido al cambio climático (UNESCO, 2015).

Las precipitaciones extremas en el Perú causaron pérdidas humanas y económicas en los últimos años debido a las inundaciones repentinas y la presencia de flujos de detritos ("huaycos", como se denominan en Perú) en todo el país, siendo Cusco la región con mayor presencia de eventos

de huaycos, cuyo detonante suelen ser las precipitaciones intensas (SENAMHI, 2019). Algunos de estos impactos están relacionados con la fase positiva de El Niño Oscilación del Sur (ENOS) en el océano Pacífico (Lavado & Espinoza, 2014). Sin embargo, las precipitaciones extremas en el Perú están también relacionadas con el rol que ejerce el océano Atlántico (Espinoza *et al.*, 2009). Por ejemplo, se describen inundaciones extremas presentadas en enero-febrero de 2010 desencadenadas por precipitaciones extremas en la cuenca del río Vilcanota, en la región Cusco, al sur de los Andes peruanos (Lavado, Taylor, Sven, & Guyot, 2012).

Entre 2003 y 2009, las emergencias registradas en el territorio peruano ante la ocurrencia de fenómenos de remoción en masa como deslizamientos y derrumbes a causa de eventos hidrometeorológicos extremos alcanzaron 1 391 emergencias y 187 000 personas afectadas, 16 000 personas damnificadas, 4 000 viviendas afectadas y más de 3 000 viviendas destruidas (INDECI, 2012). Se estima que el 40 % del territorio de las regiones Cajamarca, Cusco y Huancavelica, ubicadas en los Andes peruanos, tendrían muy alta susceptibilidad a movimientos de remoción en masa a raíz de eventos hidrometeorológicos extremos (MINAM, 2015; Villacorta & Fidel, 2012; INGEMMET, 2010).

Para prevenir eventos de inundación, una herramienta útil es la estimación de caudales de los ríos mediante modelación hidrológica de cuencas; no obstante, la escasez de datos de lluvia representa un problema. Además, si los datos requeridos son a nivel horario, la complejidad de obtenerlos aumenta, pues se requiere de la capacidad de reconocer la distribución espacial y temporal de datos de precipitación

(Espinosa-López, Ibáñez-Castillo, Arteaga-Ramírez, & Galeana-Pizaña, 2020). En general, los datos obtenidos a partir de un pluviógrafo se consideran ideales para el análisis de precipitaciones extremas, pero debido a su cobertura espacial y tiempo de registro limitado, la regionalización puede resultar errónea, en especial en los Andes peruanos (Llauca *et al.*, 2021) debido al papel que ejercen los Andes sobre la variabilidad espacial y temporal de las precipitaciones (Espinoza *et al.*, 2009). El enfoque tradicional del análisis de frecuencia de eventos extremos se basa exclusivamente en el uso de información local y tiene como inconveniente la escasez de series de registros históricos, así como la incertidumbre asociada con la calidad (Fernández & Lavado, 2017). De acuerdo con Hosking y Wallis (1997), la escasez de datos en el tiempo se puede atenuar con su abundancia en el espacio.

La simulación de caudales diarios a partir de modelos de lluvia-escurrimiento es a menudo insatisfactoria debido a que la variabilidad espacial de la lluvia está pobremente representada en regiones donde los datos son escasos y la topografía compleja; tal es el caso de la región andino amazónica (Collischonn, Collischonn, & Tucci, 2008; Zubieta, Getirana, Espinoza, Lavado, & Aragon, 2017). Una fuente alternativa de datos diarios ante estos inconvenientes es el uso de lluvia estimada por sensores remotos (SENAMHI, 2016). De hecho, el empleo de datos de precipitaciones subdiarios puede ser potencialmente útil para simular caudales en cuencas andinas, donde los episodios cortos de lluvia convectiva son más relevantes para la variabilidad hidrológica (Zubieta *et al.*, 2019).

En este contexto y con fines de prevención, la estimación de eventos de precipitación extrema máxima en 24 horas (magnitud y frecuencia) resulta de importancia. Por ejemplo, es útil para el diseño de estructuras hidráulicas, zonificación de inundaciones, y estimación económica de proyectos de protección contra inundaciones (Ngongondo, Xu, Tallaksen, Alemaw, & Chirwa, 2011; Noto & La Loggia, 2009). Por lo tanto, el interés suele centrarse en eventos extremos con periodos de retorno (T) mayores a 25 años debido a sus riesgos asociados. Para estimar T, el enfoque probabilístico mediante el ajuste a una distribución de función de densidad de probabilidad (FDP) es el más utilizado.

De manera reciente se documenta con mayor frecuencia el uso del análisis regional de frecuencia basado en los L-momentos (ARF-LM) para precipitaciones extremas (Cassalho *et al.*, 2017; Malekinezhad & Zare, 2014; Ngongondo *et al.*, 2011; Yang *et al.*, 2010). El ARF-LM intercambia espacio por tiempo; proporciona un marco para la caracterización de la distribución de frecuencia de la precipitación máxima, y puede proporcionar estimaciones más precisas de cuantiles de lluvia. Por lo tanto, se usa el índice de avenida como una cantidad representativa de análisis de frecuencia regional (Hosking & Wallis, 1997).

El análisis regional de frecuencia se usa en lugares donde existe poca o ninguna información; se propusieron varias técnicas de estimación regional y se aplicaron en distintas partes del mundo; sin embargo, existe consenso en que el análisis regional de frecuencia es confiable (Smith, 1989; Bradley, 1998; Viglione, Laio, & Claps, 2007; Malekinezhad & Zare, 2014).

En cuanto al uso de información de precipitación provenientes de productos satelitales, las primeras experiencias en investigación indican un mejor rendimiento del producto IMERG del satélite GPM en comparación con otros productos (Llauca *et al.*, 2021; Salas, Rosales, Alvarez, & Asención, 2020; Lavado-Casimiro *et al.*, 2020). Sin embargo, los rendimientos varían sustancialmente entre diferentes condiciones topográficas y climáticas, en particular en regiones dominadas por cambios en la orografía (Asurza, Ramos, & Lavado, 2018). Además, aún existe incertidumbre acerca de la utilidad del satélite GPM-IMERG para la adecuada estimación de datos de lluvia sobre zonas andinas en regiones tropicales debido al rol que ejerce la topografía en la distribución espacial y temporal de la lluvia en los Andes (Manz *et al.*, 2017; Zubieta *et al.*, 2017).

En 2019, GPM actualizó sus algoritmos de datos para calibrar e incorporar los datos de la misión de medición de lluvias tropicales (TRMM) en su registro de datos (Huffman *et al.*, 2020). TRMM fue un satélite en funcionamiento de 1997 a 2015, cuyos datos se evaluaron mediante investigación (Mahavik & Tantane, 2021). El algoritmo IMERG fusiona datos de las misiones TRMM y GPM, lo que brinda a los meteorólogos e investigadores acceso a un registro de precipitación de 20 años desde el 1° de junio de 2000 hasta la actualidad (Tan, Huffman, Bolvin, & Nelkin, 2019).

Evaluaciones de la calidad de la información de precipitación provenientes de productos satelitales realizadas en la zona central de EUA muestran que los datos del producto IMERG Final Run están cerca de representar los valores observados en tierra, mientras que las

estimaciones de los productos IMERG Early Run y el WRF (Weather Research and Forecasting) presentan valores sesgados (Zhang, Lin, & Bras, 2018). En China, en términos de precipitación diaria, varias investigaciones demostraron que el producto IMERG V05 por general representa mejor las estimaciones de precipitación diaria con respecto a los productos TMPA-3B42V7 (Multi-Satellite Precipitation Analysis) y TRMM (Yuan *et al.*, 2019). Wang, Tang, Han, Guo y Hong (2018) llegaron a conclusiones similares y obtuvieron un 20 % de mejora en relación con los mismos productos en la misma región de análisis. Tang *et al.* (2020) y Peng *et al.* (2020) encontraron que el producto IMERG V06 superó tanto estadística como hidrológicamente a productos satelitales como CMORPH (Climate Prediction Center Morphing Method); TMPA-3B42V7; CDR (PERSIANN-Climate Data Record), y al producto CHIRPS (Climate Hazards group InfraRed Precipitation with Stations). Otros estudios, como los de Khodadoust, Saghafian y Moazami (2017), muestran resultados similares al comparar el producto IMERG con el producto TRMM en Irán, incluso recomiendan el producto IMERG para su aplicación en países donde se carece de una adecuada instrumentación pluviométrica.

En la modelación hidrológica de la cuenca del Amazonas en Perú y Ecuador se utilizó información de precipitación del producto GPM-IMERG V03D Final Run; se encontró que para la cuenca del Ucayali —donde está la región Cusco— y la cuenca del Vilcanota (motivo de la aplicación de este estudio) tanto el producto IMERG como el producto TMPA V7 y TMPA RT representan de modo adecuado los caudales observados (Zubieta *et al.*, 2017).

Para utilizar los datos de productos satelitales es necesario evaluarlos de forma previo en cuanto a datos de pluviómetros (Moazami & Najafi, 2021). Así, se pueden usar como entrada a modelos hidrológicos para finalmente evaluar su desempeño en la representación de caudales. Asurza *et al.* (2018), al usar el producto IMERG para la modelación del río Huancané en Puno-Perú, encontraron valores del coeficiente de eficiencia Nash-Sutcliffe de 0.90 y sesgo de -30.1 %. Asimismo, en la cuenca del río Vilcanota en Cusco-Perú, Llauca *et al.* (2021) utilizó el producto satelital IMERG Early Run (debido a que IMERG demostró tener la mejor capacidad para representar el ciclo de precipitación diaria por encima de 15 mm/día) para la modelación hidrológica con GR4H (Génie Rural à 4 paramètres Horaires), con resultados alentadores en relación con productos como GSMaP-NRT (Global Satellite Mapping of Precipitation Near Real Time), CMORPH y HE (HydroEstimator), dado que presentó el menor sesgo en precipitación horaria en el periodo de lluvias (noviembre a marzo).

Esta investigación tiene como objetivo proponer una metodología con enfoque mixto, el cual aprovecha la información de las estaciones meteorológicas y datos obtenidos por satélite para la caracterización de lluvias extremas en la región Cusco-Perú. La metodología propone complementar las series de precipitación observadas con datos obtenidos a partir del satélite, la cual presenta registros de periodos de corta duración, pero con buena cobertura espacial. De esta forma, se construyen curvas intensidad-duración-frecuencia (IDF) para toda la región Cusco, incluso en lugares donde no existen estaciones meteorológicas.

Área de estudio

La región de Cusco está ubicada en la parte sur oriental del Perú, en las coordenadas $-13^{\circ} 31' 21.5''$ y $-71^{\circ} 58.04'$. Presenta una extensión aproximada de 71 986 km², con elevaciones que van de 254 a 6 268 msnm.

Limita al norte con las selvas de Junín y Ucayali; al oeste, con la selva de Ayacucho y la sierra de Apurímac; al sur, con las zonas altas de Arequipa y Puno; y al este, con el gran llano amazónico de Madre de Dios (Figura 1). La temperatura máxima en la región Cusco varía de 8 a 12 °C sobre las zonas más altas de la cordillera, típicos del clima frío semiseco, principalmente en la parte centro y sur de la región Cusco, hasta máximos que varían de 24 a 32 °C sobre la región de selva alta y baja ubicada en la parte norte de la región Cusco, la cual se caracteriza por un clima cálido húmedo a muy húmedo. La precipitación media anual varía de 200 mm en zonas de alta montaña a 5 000 mm en zonas amazónicas (PACC & SENAMHI, 2012).

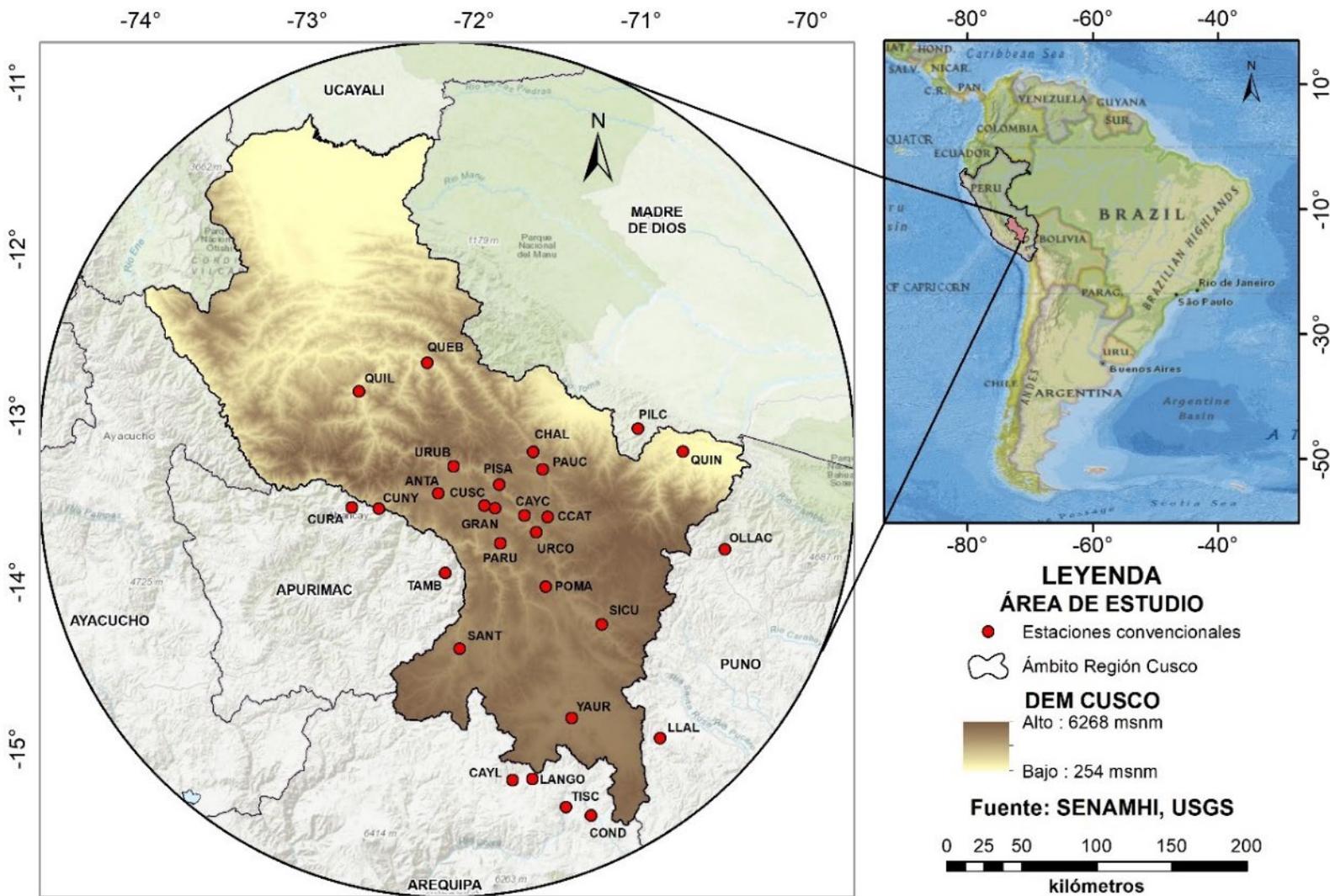


Figura 1. Región Cusco y estaciones meteorológicas utilizadas en el análisis regional de frecuencias.

El departamento de Cusco presenta las regiones de sierra y selva, que en su transición varían a valles interandinos y montañas de modo que a mayor altitud se caracteriza por presentar lluvia y frío con humedad, así como clima glaciario, con hielo perenne y temperaturas muy bajas (sur del Cusco); a menor altitud (noreste del Cusco) se caracteriza por zonas con

caracteres climáticos que van desde el templado hasta semicálido, con precipitaciones y humedad en la estación de verano, resultando ser los más altos del Perú (SENAMHI, 2021). La región está particularmente influenciada por anomalías interanuales de El Niño, con un mayor transporte de humedad hacia el oriente durante El Niño, y con regímenes mejorados de flujo seco del occidente durante La Niña (Bergmann *et al.*, 2021; Perry, Seimon, & Kelly, 2014; Lavado & Espinoza, 2014).

Materiales y métodos

Datos utilizados

El conjunto de datos recopilado consiste en las precipitaciones diarias máximas anuales (PDMA), provenientes de 29 estaciones meteorológicas, distribuidas dentro y cerca de la región Cusco (Tabla 1). Estaciones que son gestionadas por el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI). Algunas series de datos observados a partir de las estaciones presentaron falta de datos debido a periodos no operativos. Estos registros se sometieron a control de calidad, homogeneización y complementación de datos faltantes mediante el uso del paquete desarrollado en el *software* R denominado CLIMATOL (Guijarro, 2019). De igual forma, se recopilaron datos en formato ráster del producto IMERG Final Run del satélite GPM (Versión 06B), con resolución espacial de 0.1°, para un periodo de registro de 2000 a 2019, que combina todos los pasivos de microondas (PMW) e infrarrojos (IR) de los satélites de la constelación GPM. Este producto se obtuvo de la página web de la

Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio (NASA)
(https://disc.gsfc.nasa.gov/datasets/GPM_3IMERGDF_06).

Tabla 1. Valores de altitud y precipitación máxima anual en las estaciones meteorológicas utilizadas en el estudio.

Núm.	Estación	Altitud (msnm)	Precipitación (mm)
1	Abancay	2 776	29.5
2	Curahuasi	2 741	43.6
3	Quebrada Yanatile	1 183	79.1
4	Quillabamba	1 001	59.9
5	Ollachea	3 420	81.9
6	Pilcopata	900	114.3
7	Quincemil	651	179.2
8	Caylloma	4 327	34.7
9	Condoroma	4 287	31.4
10	La Angostura	4 150	47.3
11	Llally	3 985	32.9
12	Pomacanchi	3 690	41.4
13	Santa Rosa	3 957	45.3
14	Santo Tomás	3 671	40.1
15	Sicuni	3 534	39.4
16	Tisco	4 195	46.3
17	Yauri	3 927	35.3
18	Anta Ancachuro	3 324	38.9
19	Cay Cay	3 117	40.6
20	Ccatcca	3 681	48.8
21	Challabamba	2 803	48.6
22	Cusco	3 288	33.9
23	Granja Kayra	3 214	39.1
24	Paruro	3 070	41.7
25	Paucartambo	2 905	54.2
26	Pisac	2 990	35.2
27	Tambobamba	3 279	41.9
28	Urcos	3 666	25.0
29	Urubamba	2 850	41.2

La razón principal para la adopción del conjunto de datos IMERG es que el GPM dispone de series de datos con resolución de hasta 30 minutos, particularmente adecuado para el cálculo de curvas de intensidad, duración y frecuencia (Kasi, Maheswaran, & Jarajapu, 2022).

IMERG presenta tres productos: "Early" (cuatro horas después de la lectura); "Late" (14 horas después de la lectura), y "Final Run", que es el resultado de un procesamiento de 3.5 meses después de la lectura y calibrada con información observada en tierra (Tan *et al.*, 2019). Este producto se recomienda para investigaciones, dado que provee estimaciones más confiables (Huffman *et al.*, 2019; Moazami & Najafi, 2021) y fue el que se usó en esta investigación.

Metodología

Los datos diarios obtenidos del IMERG se sometieron a pruebas de identificación de datos atípicos de Grubbs (Barbato, Barini, Genta, & Levi, 2011). En la mayoría de las estaciones se encontraron datos atípicos, en especial en los años 2017, 2018 y 2019, que mostraron valores altos (sobrestimación); en 2007 mostraron valores bajos. Esta práctica mejoró de forma sustancial la calidad de la información (Figura 2). Esta sobreestimación también la observaron Zubieta *et al.* (2017).

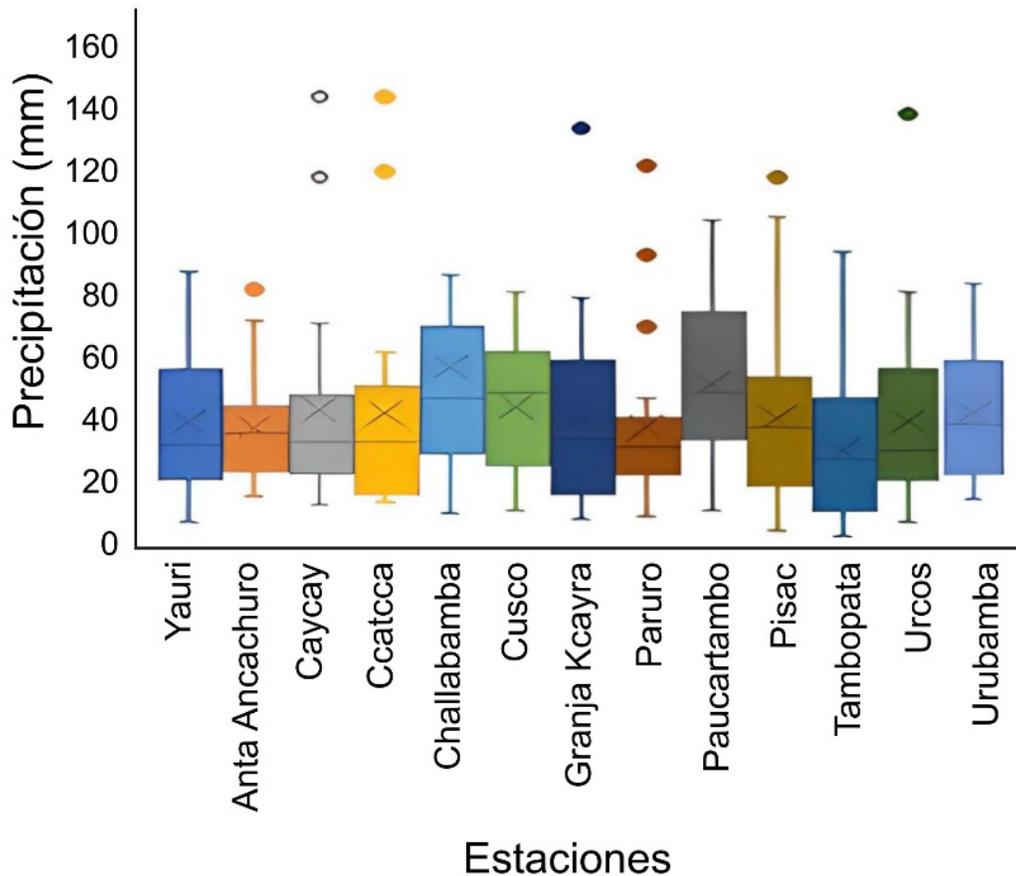


Figura 2. Identificación de valores atípicos en los datos provenientes del producto IMERG.

En la Figura 3 se detalla la metodología seguida del enfoque mixto: 1) con base en la información de precipitación observada se efectuó el análisis regional de frecuencia, donde se definen regiones homogéneas para finalmente construir las curvas de crecimiento por región homogénea; y 2) recopilación de eventos máximos de lluvia horaria del producto satelital IMERG, a fin de obtener los coeficientes de lluvia horaria “ a ” e invarianza de escala “ n ”, mediante la solución de la Ecuación (2).

Además, se realiza una regresión lineal entre información de precipitación diaria observada y datos IMERG para obtener el factor M_c .

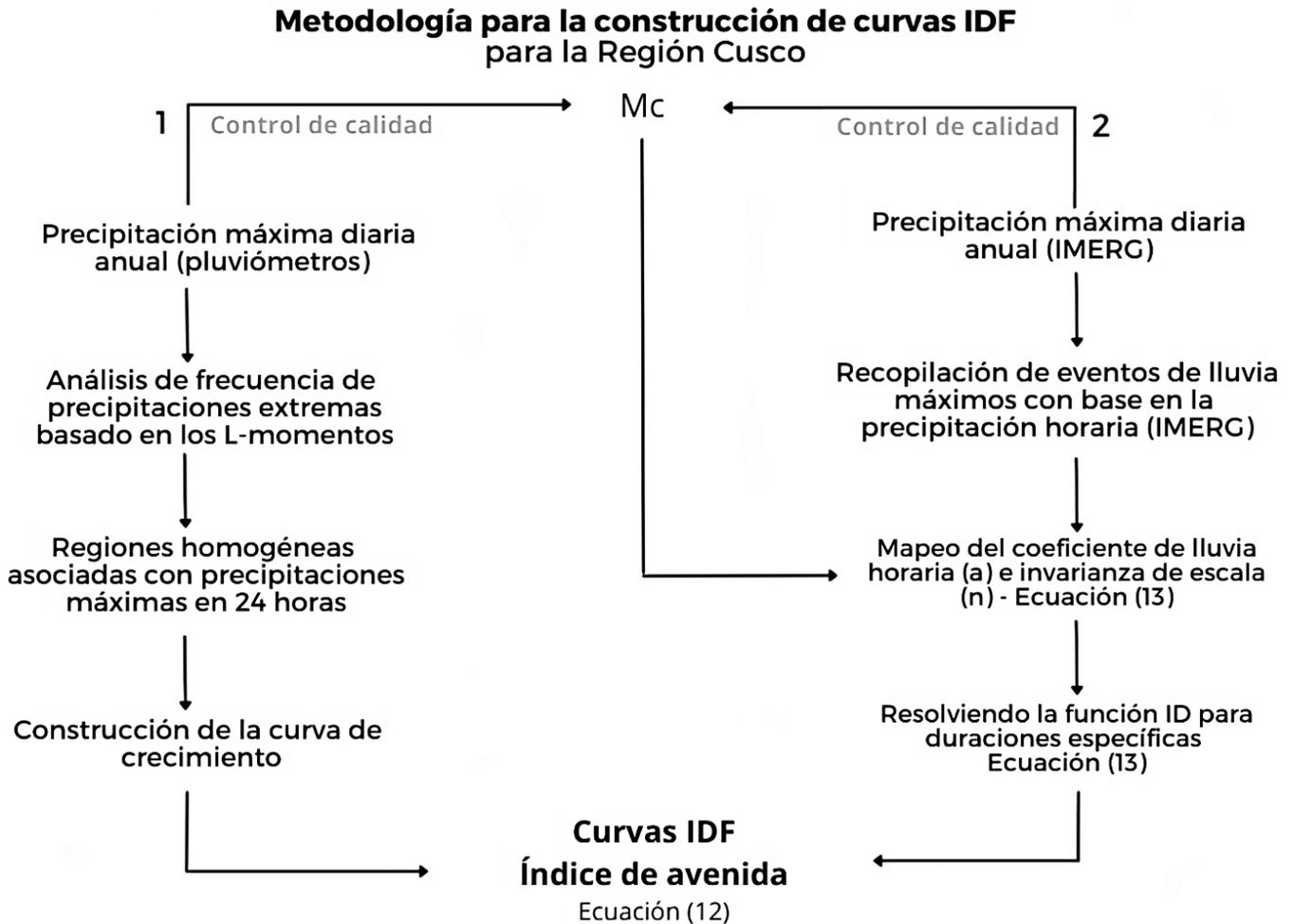


Figura 3. Metodología con enfoque mixto adoptada para la construcción de curvas IDF, M_c =Factor de corrección.

La estimación del factor M_c y el cálculo de los parámetros a y n se hicieron para cada estación meteorológica; sin embargo, el factor de

crecimiento se estimó por región homogénea, tal como lo plantean Qamar *et al.* (2017).

Función intensidad-duración

Se adoptó la propuesta basada en el concepto de índice de avenida, enfoque regional utilizado en diferentes investigaciones (Dalrymple, 1960; Smith, 1989; Awadallah, 2015; Qamar *et al.*, 2017). Con base en este enfoque, la precipitación viene dada por:

$$h(d, T) = \bar{h}(d) \cdot K(T) \quad (1)$$

Donde $\bar{h}(d)$ es el valor medio de la distribución y que depende solo de la duración del evento, mientras que $K(T)$ es el factor de crecimiento y representa el factor de incremento, resultado de la búsqueda de eventos atípicos para un determinado periodo de retorno (T). Los valores de T empleados en este análisis varían entre 2 y 1 000 años. El valor medio de la lluvia $\bar{h}(d)$, también llamada función ID, se puede expresar como una función de la duración d (en horas) del evento extrayendo los parámetros a y n (WMO, 1983; OMM, 1994; Qamar *et al.*, 2017).

$$\bar{h}(d) = ad^n \quad (2)$$

Donde a es el coeficiente de duración de la lluvia que define la profundidad media de la lluvia en un intervalo de tiempo igual a una hora;

" n " es el exponente de la invariancia de escala que gobierna la forma de la curva y el grado en que depende de la duración de la precipitación. Esta forma de curva suele ser adecuada para las curvas ID horarias y diarias, mientras que no es adecuada para los extremos subhorarios.

De acuerdo con la metodología propuesta por Qamar *et al.* (2017), para obtener la función intensidad-duración (ID) se debe aprovechar la información satelital, ya sea de resolución diaria, así como horaria, los cuales fueron posibles en esta investigación, dado que se utilizó la información ofrecida por el producto satelital IMERG V06 (Huffman *et al.*, 2019; Moazami & Najafi, 2021).

Para llevar a cabo el proceso de corrección de los datos satelitales del producto IMERG con respecto a los datos observados, se acumularon los datos del pluviómetro y satelitales disponibles a paso diario en intervalos de 1, 2, 3 y 7 días, y se ajustaron mediante una regresión lineal, para obtener el valor del factor de corrección o factor de sesgo M_c que se utiliza en la corrección de datos satelitales (Hunink, Immerzeel, & Droogers, 2014).

Luego se estimaron los factores de corrección para las 29 estaciones, obteniendo valores que varían desde 0.61 para la estación de Urubamba hasta 1.1 para la estación de Tambobamba. Dichos valores de M_c se usan como un coeficiente multiplicativo para obtener los datos finalmente corregidos de precipitaciones máximas diarias anuales provenientes del satélite en cualquier punto requerido de la región Cusco. Los valores de M_c muestran que los datos del IMERG presentan valores superiores a los observados.

Por último, con el uso del paquete R y con base en la información descargada del IMERG de precipitaciones máximas con distinta duración, se pudieron seleccionar para cada estación los eventos de lluvia para efectuar las regresiones que conduzcan a la obtención de los parámetros a y n , que devienen de la linealización de la Ecuación (2), resultando el espacio $\log \bar{h}$ vs $\log d$ para duraciones de 3, 6, 9, 12 y 24 horas, y así contar con las curvas de intensidad y duración (ID).

Análisis regional de frecuencia y regiones homogéneas

Para identificar áreas con similar comportamiento hidrológico (regiones homogéneas), se siguió el procedimiento recomendado por Hosking y Wallis (1997), que consiste en un agrupamiento inicial y refinamiento manual de regiones. Para dicho propósito se emplearon predictores físicos estandarizados (altitud, latitud, longitud y precipitación media anual); luego se adaptó el método de agrupamiento jerárquico de Ward en consideración con las estadísticas de los L-momentos (Charrad, Ghazzali, Boiteau, & Niknafs, 2014). Finalmente, basado en el último agrupamiento, se acondicionan las regiones considerando los estadísticos de discordancia (D_i) y heterogeneidad (H).

Los L-momentos introducidos por Hosking (1990) se utilizan ampliamente para ajustar funciones de distribución al análisis regional (Stedinger, Vogel, Foufoula-Georgiou, 1993; Hosking & Wallis, 1997; Anctil, Larouche, Viau, & Parent, 2002; Yurekli, 2005). La linealidad de los L-momentos, en comparación con los momentos convencionales, tiene

la ventaja de ser insensible a los valores extremos (Stedinger *et al.*, 1993; Sankarasubramanian & Srinivasan, 1999).

Los L-momentos son combinaciones lineales de momentos ponderados (MP), según la definición de Hosking (1990), y Landwehr, Greenwood, Matalas y Wallis (1979), la cual resume la teoría de los momentos ponderados de la siguiente manera:

$$\beta_r = E\{X[F_x(x)]^r\} \quad (3)$$

Donde β_r es el i th orden de los MP; $E\{X\}$, el valor esperado; $F_x(X)$, la función de distribución acumulativa, y r es el valor r -ésimo. Hosking y Wallis (1997) definieron un estimador insesgado de una muestra MP designada (b_i) y obtuvieron un estimador insesgado de la muestra de los primeros cuatro L-momentos por el estimador de la muestra de MP. La muestra no sesgada estimada de MP para cualquier distribución se puede calcular a partir de Landwehr *et al.* (1979):

$$b_r = n^{-1} \sum_{j=1}^{n-r} \frac{\binom{n-j}{r}}{\binom{n-1}{r}} x_j \quad (4)$$

Donde (x_j) es un conjunto ordenado de observaciones como $x_1 \leq x_2 \leq x_3 \leq \dots x_n$, donde n es el número de datos de muestra y j es el valor j -ésimo. Para cualquier distribución, los primeros cuatro L-momentos se calculan con facilidad a partir de los MP:

$$\begin{aligned}
 \lambda_1 &= b_1 \\
 \lambda_2 &= 2b_2 - b_1 \\
 \lambda_3 &= 6b_3 - 6b_2 + b_1 \\
 \lambda_4 &= 20b_4 - 30b_3 + 12b_2 - b_1
 \end{aligned} \tag{5}$$

Donde λ_1 es la media de la distribución; λ_2 , la medida de escala; λ_3 , la medida de desviación, y λ_4 es la medida de curtosis. Las relaciones de los L-momentos (L-coeficiente de variación, L-asimetría y L-curtosis) se definen como sigue:

$$\begin{aligned}
 \frac{\tau_2}{\lambda_1} &= \lambda_2 \\
 \frac{\tau_3}{\lambda_2} &= \lambda_3 \\
 \frac{\tau_4}{\lambda_2} &= \lambda_4
 \end{aligned} \tag{6}$$

Para validar la homogeneidad de una región en términos de relaciones de L- momentos se utilizó la prueba de discordancia propuesta por Hosking y Wallis (1993).

Sea $u_i = [t^{(i)}, t_3^{(i)}, t_4^{(i)}]^T$ el vector que contiene los vectores t, t_3, t_4 en el sitio i , donde el superíndice T denota transposición de un vector o matriz.

Sea $\bar{u} = N^{-1} \sum_{i=1}^N u_i$ el promedio regional no ponderado de los L-momentos para cada grupo, donde N es el tamaño de la muestra en cada grupo. La medida de discordancia para el sitio i se define entonces como:

$$D_i = \frac{1}{3} (u_i - \bar{u})^T S^{-1} (u_i - \bar{u}) \quad (7)$$

En la ecuación anterior, S^{-1} es la inversa de la matriz S , donde $S = (N - 1)^{-1} \sum_1^N (u_1 - \bar{u})(u_i - \bar{u})$. Hosking y Wallis (1997) propusieron el criterio de $D_i \geq 3$ (Ecuación (7)) para excluir una estación de la región homogénea. La relación entre sitios se utiliza para identificar sitios coherentes con una distribución de frecuencia similar. La prueba de heterogeneidad H_i compara las muestras de las relaciones de los L-momentos con los parámetros de distribución kappa; mide la heterogeneidad entre sitios en la misma región. Hosking y Wallis (1997) propusieron la siguiente estadística:

$$H_i = \frac{V_1 - \mu_v}{\sigma_v} \quad (8)$$

Donde V y σ_v son la media y desviación estándar de los valores simulados de V_1 . Los V_1 se calculan mediante la siguiente ecuación:

$$V_1 = \left\{ \sum_{i=1}^N n_i [t^i - \bar{t}]^2 / \sum_{i=1}^N n_i \right\}^{1/2} \quad (9)$$

Las simulaciones se llevan a cabo utilizando una distribución flexible con el promedio regional de las relaciones de los L-momentos 1, τ , τ_3 y

T₄. Siguiendo a Hosking y Wallis (1997), se usó la distribución kappa de cuatro parámetros con la función de cuantiles:

$$x(F) = \xi + \alpha \{1 - [(1 - F^h)/h]^k\} / k \quad (10)$$

Medidas de heterogeneidad, como la estadística $H1$, han sido desarrolladas por Hosking y Wallis (1997), como un indicador del grado de heterogeneidad en los L-momentos para un grupo de sitios/estaciones. La estadística $H1$ mide la variabilidad relativa del coeficiente de variación (L-CV), observado a partir de la muestra, y se utiliza para analizar la heterogeneidad en cada una de las regiones homogéneas propuestas (Wallis, Schaefer, Barker, & Taylor, 2007).

Existen dos medidas adicionales de heterogeneidad, denominadas $H2$ y $H3$. Sin embargo, no se recomienda su uso debido a que se ha comprobado que presentan una notable falta de potencia estadística (Viglione *et al.*, 2007). El fundamento teórico y procedimiento de cálculo de la medida de heterogeneidad $H1$ está ampliamente descrito por Hosking y Wallis (1986).

La región se considera "aceptablemente homogénea" si $H < 1$; "posiblemente heterogénea" si $1 \leq H \leq 2$, y "definitivamente heterogénea" si $H \geq 2$:

- ✓ $H1$: medida de homogeneidad en términos de L-CV.
- ✓ $H2$: medida de homogeneidad en términos de L-CS.
- ✓ $H3$: medida de homogeneidad en términos de L-CK.

El estadístico $|Z^{DIST}|$ juzga qué tan bien la L-asimetría simulada y la L-curtosis de una distribución ajustada coinciden con el promedio regional de L-asimetría y L-curtosis que fueron obtenidos de valores de los datos observados (Hosking, 1990). El criterio de bondad de ajuste para cada distribución se define mediante el estadístico $|Z^{DIST}|$, en función de las distintas distribuciones candidatas:

$$Z^{DIST} = (\tau_4^{DIST} - \tau_4^R + B_4) / \sigma_4 \quad (11)$$

Con τ_4^R = valor promedio de τ_4 de los datos de la región B_4 ; σ_4 = sesgo y desviación estándar de τ_4 , respectivamente, y se definen de la siguiente manera:

$$B_4 = N_{sim}^{-1} = \sum_{m=1}^{N_{sim}} (\tau_4^{(m)} - \tau_4^R) \quad (12)$$

$$\sigma_4 = \left[(N_{sim} - 1)^{-1} \left\{ \sum_{m=1}^{N_{sim}} (\tau_4^{(m)} - \tau_4^R)^2 - N_{sim} B_4^2 \right\} \right]^{1/2} \quad (13)$$

Donde N_{sim} = número fijo de simulaciones de datos regionales generados utilizando una distribución Kappa (Hosking, 1990); $m = mth$, región simulada obtenida utilizando una distribución Kappa. El ajuste se considera adecuado si $|Z^{DIST}|$ está lo suficiente cerca de cero. Si $|Z^{DIST}| \leq 1.64$, el ajuste es razonable. Si es aceptable más de una distribución candidata, la que tenga el $|Z^{DIST}|$ más bajo se considera la más adecuada.

Además, la elección de la función de distribución y la bondad de ajuste de las funciones de distribución se verifican utilizando el diagrama de L-momentos (Hosking & Wallis, 1997), para cada grupo derivado de la regionalización de la precipitación diaria máxima anual de las estaciones en toda el área de estudio. La idea detrás del uso de diagramas de L-momentos se basa en el aprovechamiento de combinaciones únicas de coeficientes de asimetría y curtosis, a fin de identificar de forma gráfica la función más cercana a la muestra de estudio (Kumar, Chatterjee, Kumar, Lohani, & Singh, 2003; Lin & Chen, 2006).

Después de haber identificado la distribución de frecuencia adecuada para cada región homogénea se estiman los cuantiles para diferentes periodos de retorno utilizando el método del índice de avenida. El método asume que los datos de precipitación máxima diaria en diferentes sitios en una región homogénea presentan la misma distribución, excepto por un parámetro de escala específico del sitio o un factor índice (Dalrymple, 1960). El factor de escala se denomina como un índice de avenida y por lo general se toma como la media de la precipitación diaria máxima anual. Este hecho hace que la información resultante con base en esta metodología sea útil para zonas donde no existen estaciones meteorológicas.

Las estimaciones de cuantiles $\hat{Q}(F)$ con probabilidad de no excedencia F en un sitio en una región con N sitios se calculan mediante $Q_i(F) = l_i K(T)(F)$, donde $K(T)$ es una función cuantílica adimensional común (curva de crecimiento regional), y " l_i " es el valor índice de avenida, que representa el cuantil T-año de la distribución regional normalizada (Ngongondo *et al.*, 2011).

La disponibilidad de datos de precipitación del producto satelital IMERG (V06B) permitió obtener una gran variedad de registros de tormentas que varían en intensidad y duración. Estos registros permiten analizar eventos de lluvia extrema y finalmente estimar los parámetros regionales a (coeficiente de duración de lluvia) y n (coeficiente de invarianza escalar); parámetros útiles para optimizar tanto la profundidad de la lluvia como la forma de la curva.

Empleando los parámetros regionales para la distribución identificada, la curva de crecimiento regional se calcula y se multiplica por la precipitación máxima anual promedio específica de la estación para obtener los cuantiles de precipitación deseados para la estación relevante. Para cada región homogénea se simula una región que tiene el mismo número de estaciones, registro de datos en cada estación, heterogeneidad, promedio regional y relaciones de L-momentos promedio regionales como los datos observados. Asimismo, para cada simulación se calcularon los errores en la curva de crecimiento simulada y los cuantiles, y luego se estimaron el sesgo, error cuadrático medio (RMSE) y límites de error del 90 %.

Previo a analizar la relación entre datos de lluvia observada y satelital se empleó el factor de corrección M_c para mejorar la calidad de los datos estimados provistos por el producto IMERG. Finalmente, se realizó una regresión lineal entre los máximos anuales basados en datos observados y satelitales para la duración diaria (Qamar *et al.*, 2017).

Resultados

Regiones homogéneas

Luego del análisis regional de frecuencia basado en los L-momentos se definieron cuatro regiones bajo los siguientes criterios: una región se considera “aceptablemente homogénea” si $H_1 < 1$; “posiblemente heterogénea” si $1 \leq H_1 \leq 2$, y “definitivamente heterogénea” si $H_1 \geq 2$ (Tabla 2 y Figura 4). Quiere decir que la hipótesis de agrupamiento efectuada es aceptablemente homogénea para las cuatro regiones dado que en la columna H_1 de la Tabla 2, los valores para R1 a R4 son menores a 1.

Tabla 2. Valores de H_1 , H_2 y H_3 para las regiones homogéneas.

Regiones	H_1	H_2	H_3
R1	0.1508	-1.2183	0.1543
R2	0.2250	1.5889	1.5057
R3	-0.0324	-0.3788	0.1326
R4	0.4967	1.1569	2.7210

Nota: H_1 , H_2 y H_3 se refieren a la medida de homogeneidad en términos de L-coeficiente de variación, L-asimetría y L-curtosis, respectivamente.

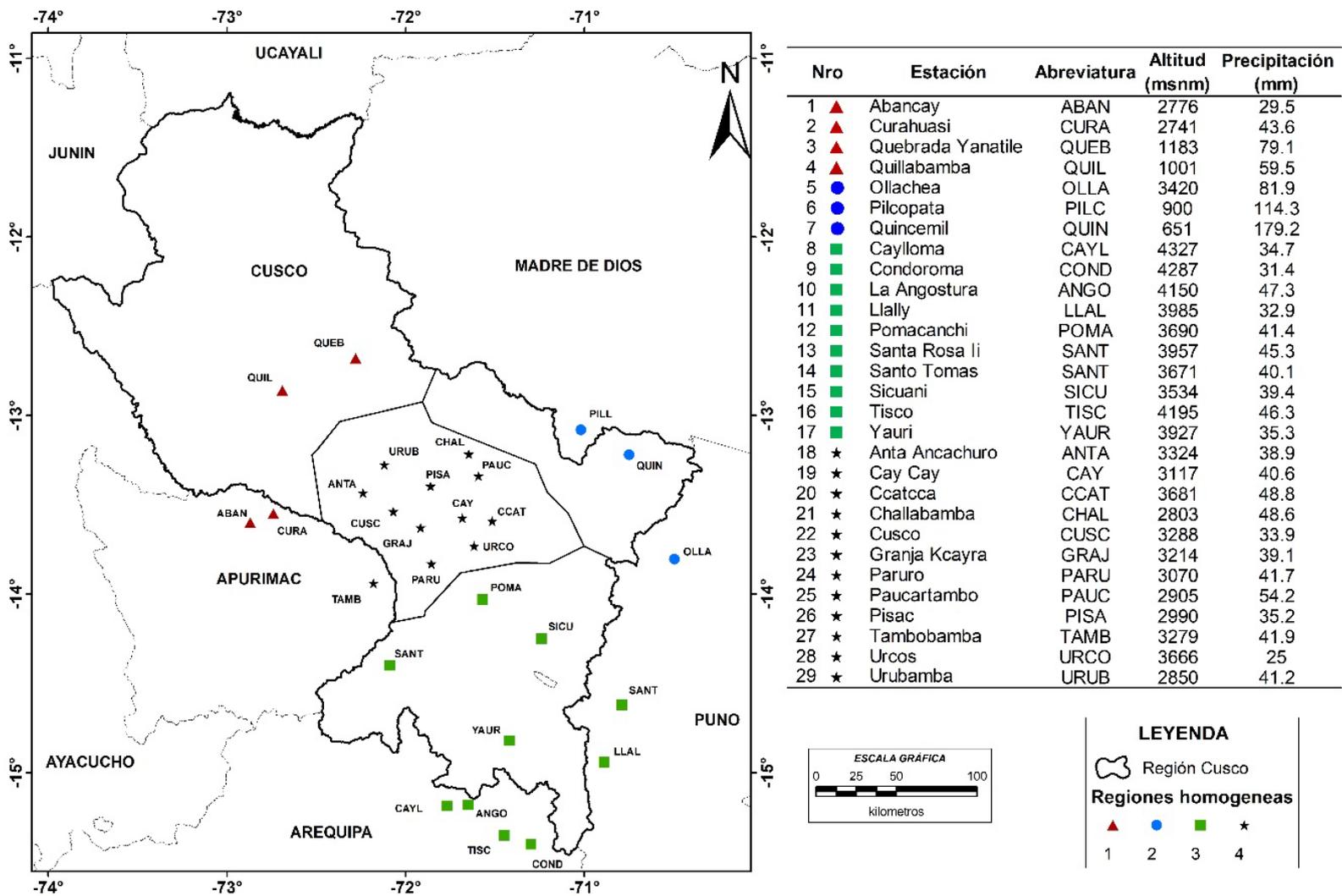


Figura 4. Distribución espacial de las estaciones meteorológicas por región homogénea.

Con base en el estadístico $|Z^{DIST}|$ se describe que la función de distribución de probabilidad GLO se ajusta a las regiones 1 y 2, mientras la distribución GNO se ajusta a las regiones 3 y 4 (Tabla 3).

Tabla 3. Valores de $[Z^{DIST}]$ para cada distribución evaluada por región homogénea.

$[Z^{DIST}]$						
Región	Logístico generalizado (GLO)	Valor extremo generalizado (GEV)	Normal generalizado (GNO)	Pearson tipo III (PE3)	Pareto generalizado (GPA)	Mejor FDP
R1	-1.5792	-2.7285	-2.8571	-3.2205	-5.2662	GLO
R2	-0.7625	-1.4159	-1.5995	-1.9636	-2.9551	GLO
R3	1.7853	-0.5513	-0.5082	-0.8762	-5.4179	GNO
R4	1.8727	-1.3917	-0.8087	-0.8832	-7.6164	GNO

Según lo planteado por Hosking y Wallis (1997), se considera que el ajuste de una distribución es aceptable si el valor del estadístico $|Z^{DIST}|$ es cercano a cero. La estimación de los cuantiles se realiza una vez escogida una función de distribución, aplicando la prueba de bondad de mejor ajuste.

En la Figura 5 se aprecia la ubicación de los L-momentos promedio regionales con ratios teóricos de L-asimetría/L-curtosis para las diferentes FDP. De esta manera se corrobora que las FDP ubicadas en las regiones 1 y 2 están más cerca de la curva GLO y GEV, por lo que la distribución GLO resulta con mejor estadístico $|Z^{DIST}|$. En el caso de las regiones 3 y 4, las curvas GNO y PE3 presentan mejores ajustes; sin embargo, GNO fue superior.

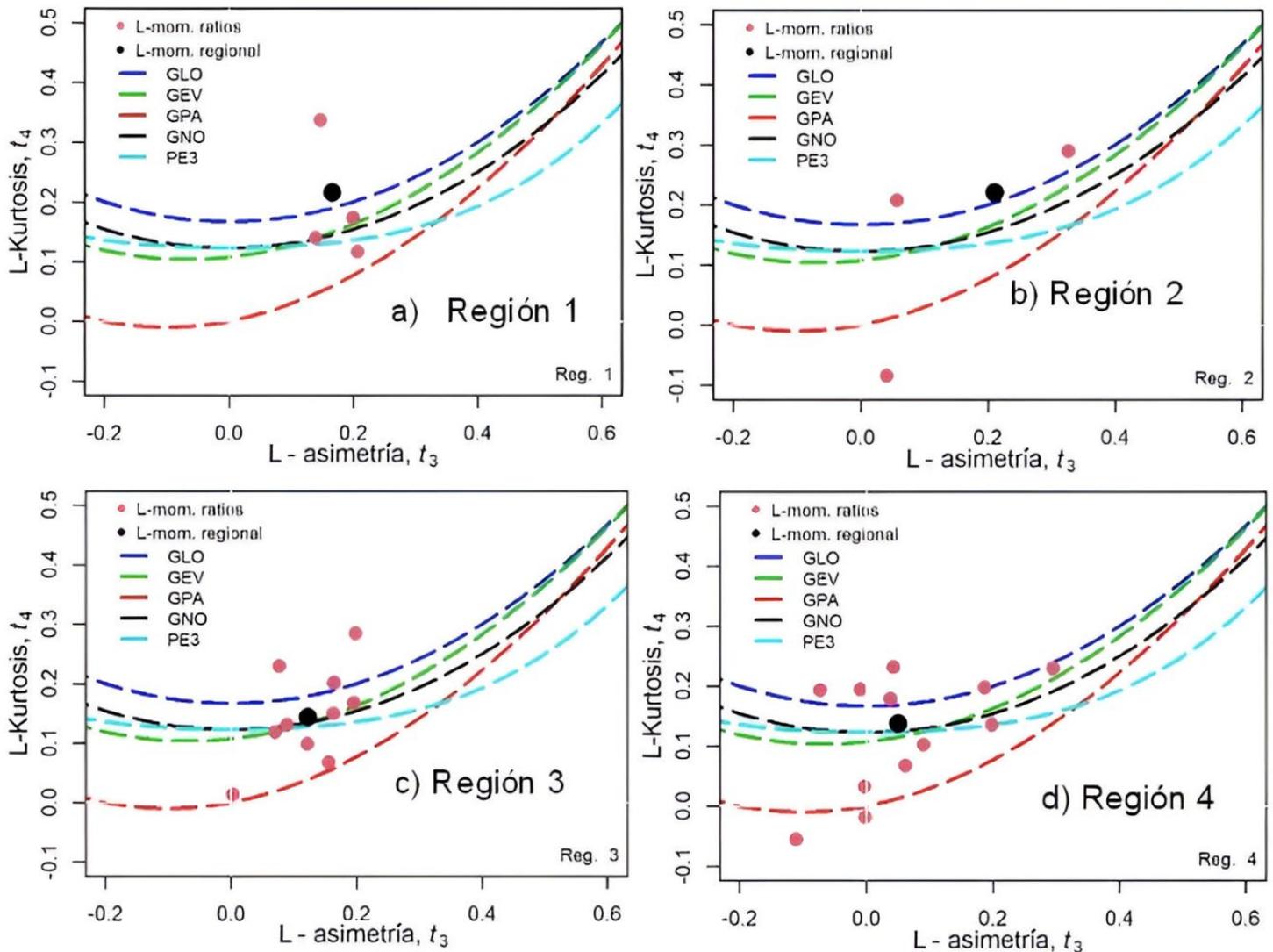


Figura 5. Diagrama de los L-momentos de las distribuciones en las regiones identificadas: a) región 1, distribución elegida GLO; b) región 2, distribución elegida GLO; c) región 3, distribución elegida GNO, y d) región 4, distribución elegida GNO.

Se determinaron los factores de crecimiento (FC) para los periodos de retorno (T_r) de 2, 5, 10, 20, 50, 100, 200, 500 y 1 000 años (Tabla 4

y Figura 6). Los resultados sugieren una mayor incertidumbre en la región 2; de hecho, para un periodo de retorno de 1 000 años se tienen valores de FC más altos que en otras regiones. Esto se debe tal vez a la limitada serie de datos observados. En contraste, la región 4 presenta los menores valores de FC. Asimismo, se puede observar que la región 1 tiene un comportamiento similar a la región 2; la región 3 presenta condiciones intermedias. Esta similitud entre las regiones 1 y 2 pueden deberse al régimen climático estacional, ya que se ubican sobre todo en zonas amazónicas; mientras que las regiones 3 y 4 están ubicadas en zonas andinas.

Tabla 4. Valores del factor de crecimiento (Tr: periodo de retorno).

Tr (años)	Región 1	Región 2	Región 3	Región 4
2	0.96	0.95	0.97	0.99
5	1.18	1.17	1.19	1.20
10	1.34	1.33	1.32	1.33
20	1.51	1.50	1.44	1.43
50	1.75	1.77	1.59	1.55
100	1.95	2.00	1.70	1.64
200	2.18	2.27	1.81	1.71
500	2.53	2.69	1.94	1.81
1000	2.82	3.07	2.05	1.88

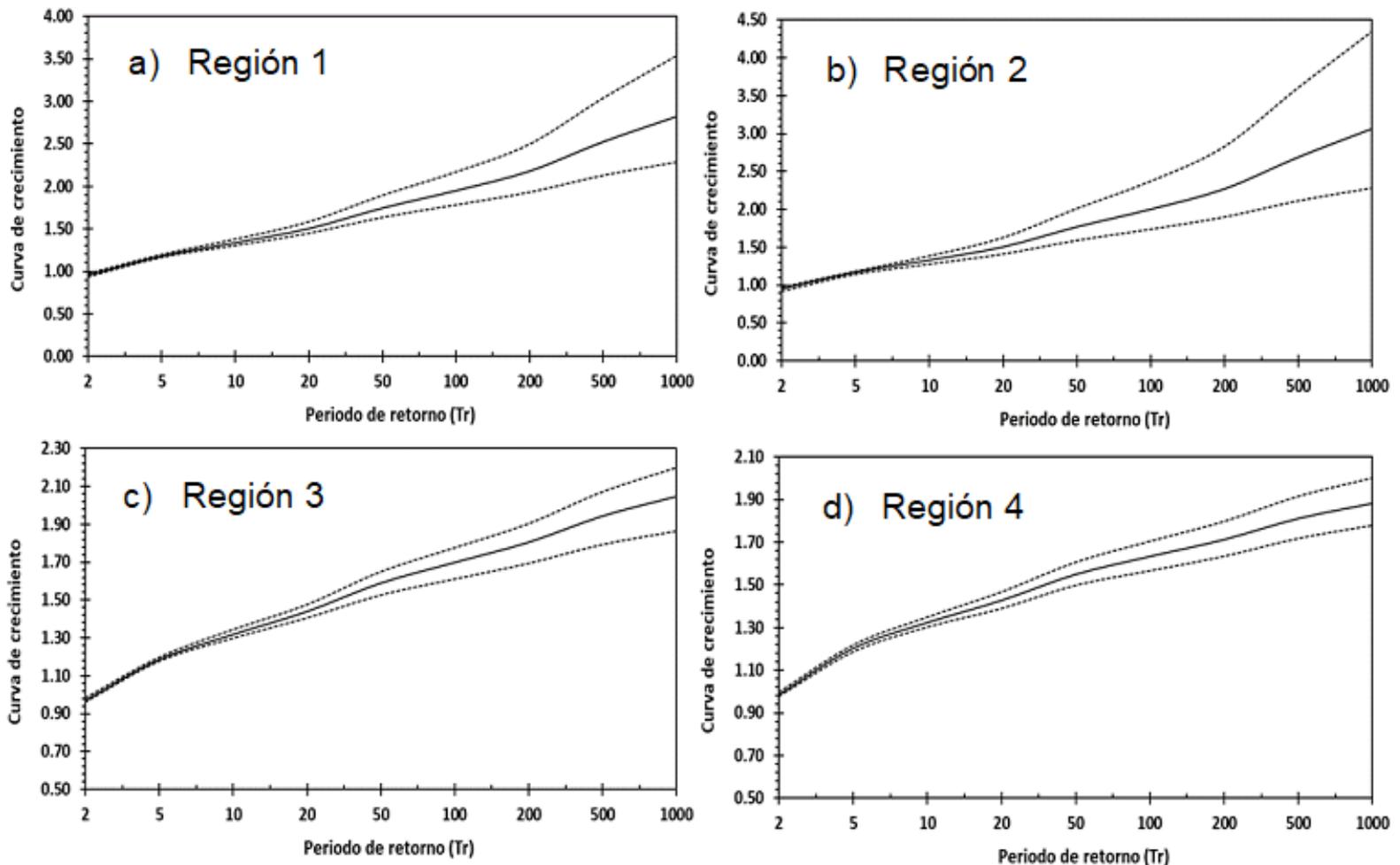


Figura 6. Curva de crecimiento adimensional por región homogénea.

Relación entre datos de lluvia tanto satelital como observados y factor M_c

Para analizar el vínculo entre la lluvia observada y aquella obtenida por el satélite IMERG, se seleccionaron dos estaciones (Urubamba y Tambobamba). Los valores encontrados para M_c variaron desde 0.61 para la estación de Urubamba hasta un valor de $M_c = 1.1$ para la estación de

Tambobamba (Figura 7). Tales resultados muestran la importancia de la aplicación del factor de corrección dado, que valores como 0.61 sugieren la necesidad de corregir información satelital para su aplicación.

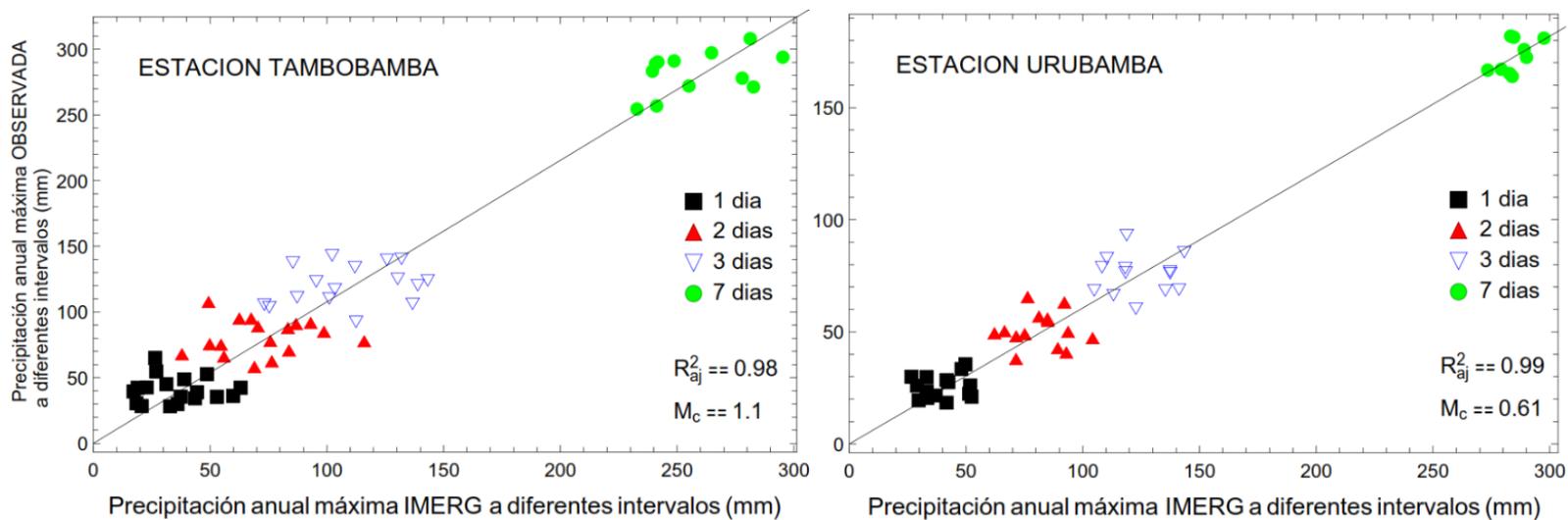


Figura 7. Estimación del factor de corrección M_c con base en los datos diarios observados, y datos IMERG para las estaciones de Tambobamba y Urubamba.

A diferentes intervalos (1, 2, 3, 7 días) se observa una relación significativa entre la precipitación anual máxima obtenida a partir de datos satelitales IMERG y datos observados, para las estaciones Tambobamba ($R^2 \sim 0.98$, $p < 0.01$) y Urubamba ($R^2 \sim 0.99$, $p < 0.01$), estaciones ubicadas en el centro del área de estudio (Figura 1).

Distribución espacial de eventos extremos: función intensidad-duración

Inicialmente se estimó el coeficiente de duración de lluvia a , el cual presenta valores menores a 40 (considerados valores bajos) en la zona andina de la región del Cusco; mientras que en la selva de Quincemil, Pilcopata y Tambobamba presenta valores mayores a 60 (considerados valores altos). Por otro lado, el coeficiente de invarianza escalar n presenta valores menores a 0.15 (considerados valores bajos) en la parte oeste de la región, y valores mayores a 0.15 en la parte norte y sur este de la región (Figura 8).

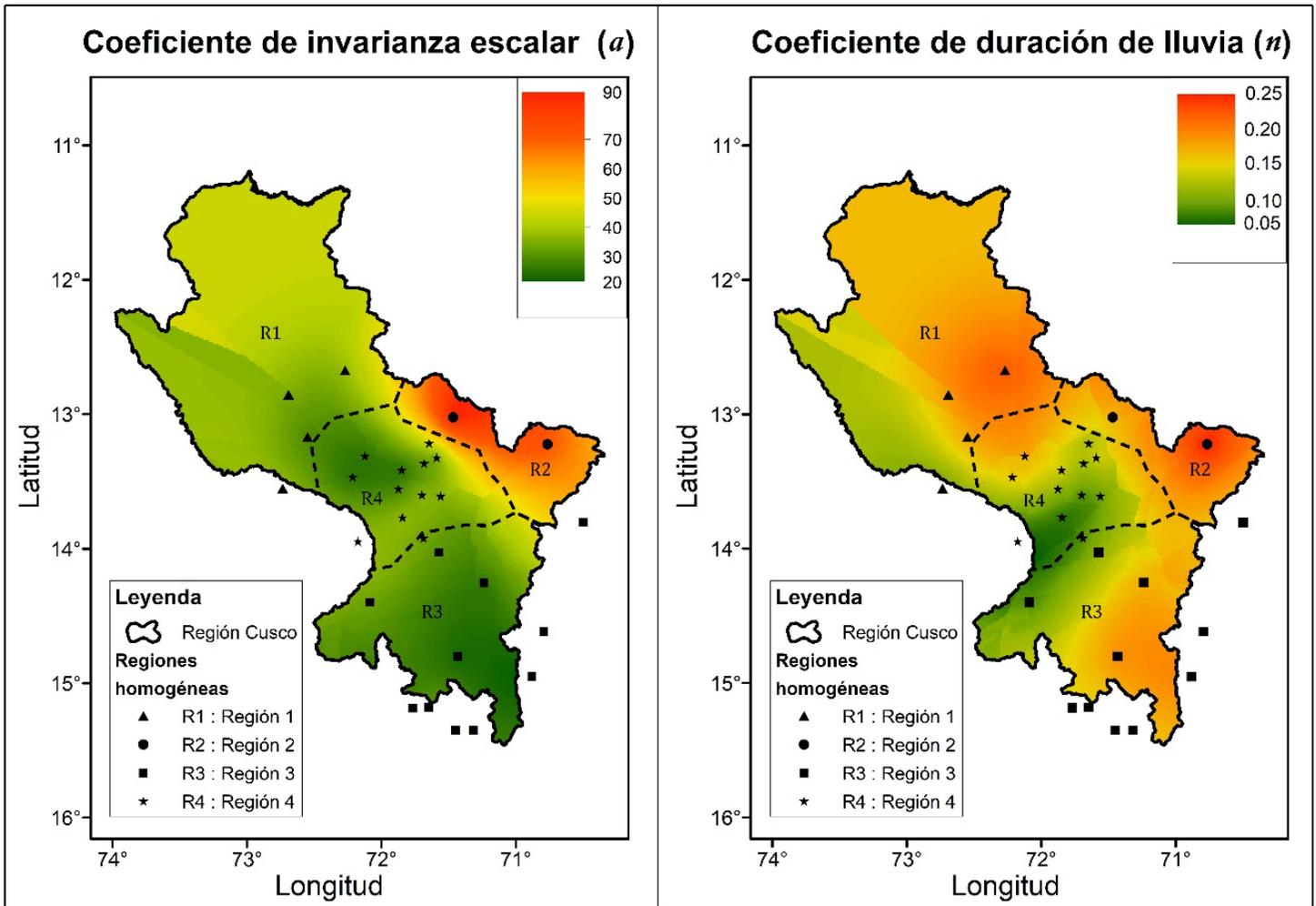


Figura 8. Mapeo del coeficiente de duración de lluvia horaria " a " y del exponente de la invariancia de escala " n " en la región Cusco.

Los valores de a encontrados para la zona de sierra de la región del Cusco son bajos, menores a 40 (la zona andina del Cusco registra una precipitación máxima anual media de 45 mm/día), mientras que en la zona amazónica del Cusco presenta valores altos mayores a 60 (la selva

del Cusco registra una precipitación máxima anual media de 100 mm/día) (Figura 8).

Bajo la hipótesis de que el valor del factor M_c se mantiene constante para diferentes duraciones de tiempo, el valor medio de la lluvia (Ecuación (2)) $\bar{h}(d)$ puede ser multiplicado por el factor M_c para obtener la aproximación de la lluvia en el punto de interés requerido. Así, posteriormente fue posible obtener la distribución espacial de $\bar{h}(d)$ para la región Cusco (Figura 9).

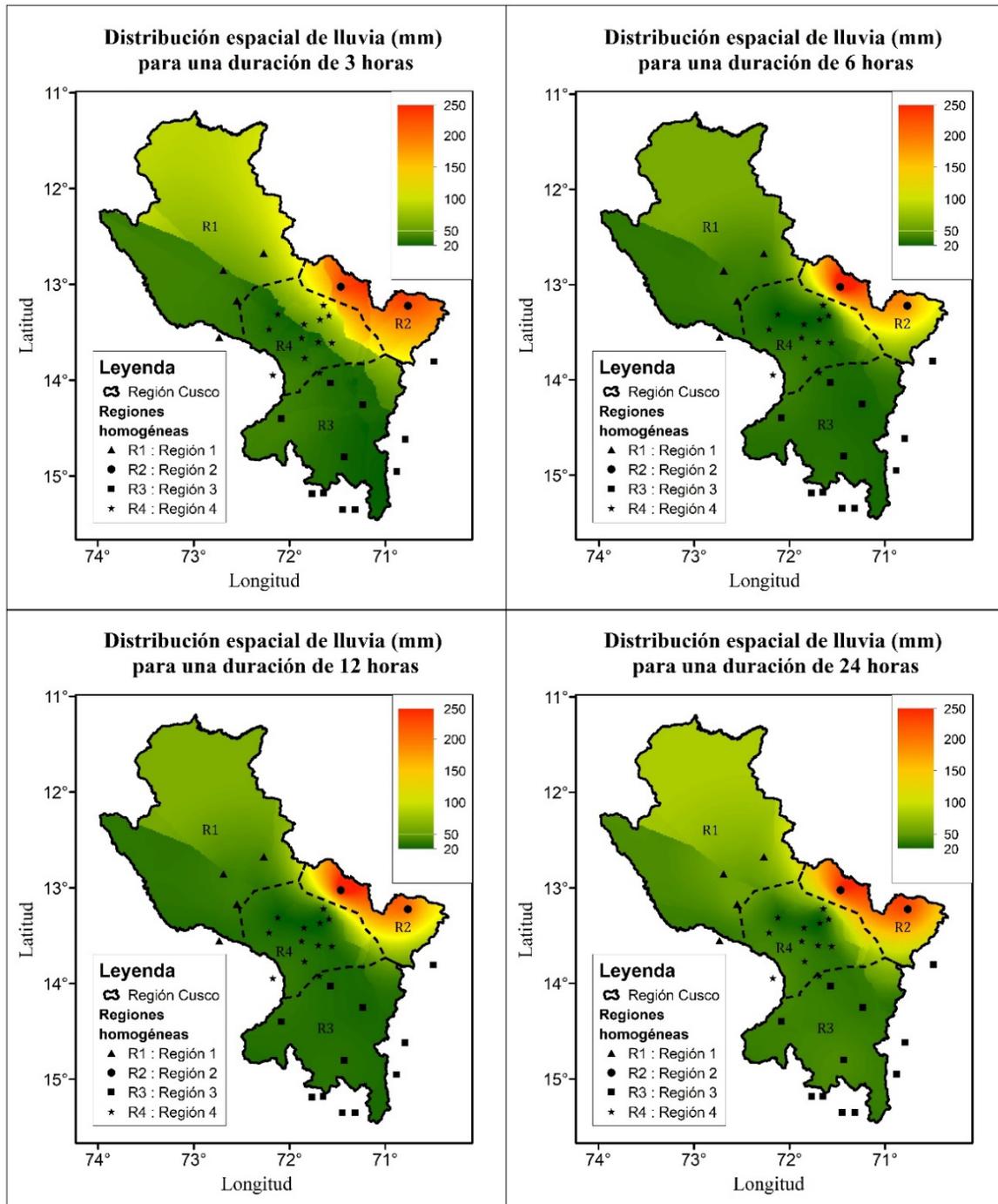


Figura 9. Mapeo de $\bar{h}(d)$ en la región Cusco para duraciones de 3, 6, 12 y 24 horas.

Con base en estos valores obtenidos, se generan mapas ráster mediante interpolación para periodos de retorno de 20 y 100 años, y para duraciones de 3, 6, 12 y 24 horas (Figura 10 y Figura 11). El enfoque mixto (que emplea datos IMERG en regiones donde no se cuenta con datos observados) propuesto en esta investigación muestra mapas cuyos resultados se aproximan más a los datos observados, validando de esta forma la metodología propuesta. En los mapas se aprecian valores altos en las zonas de Quincemil y Chontachaca; valores bajos en las localidades de Espinar y Cusco; y valores medios y transiciones en la ceja de selva, selva norte y sectores próximos a Challabamba y Paucartambo.

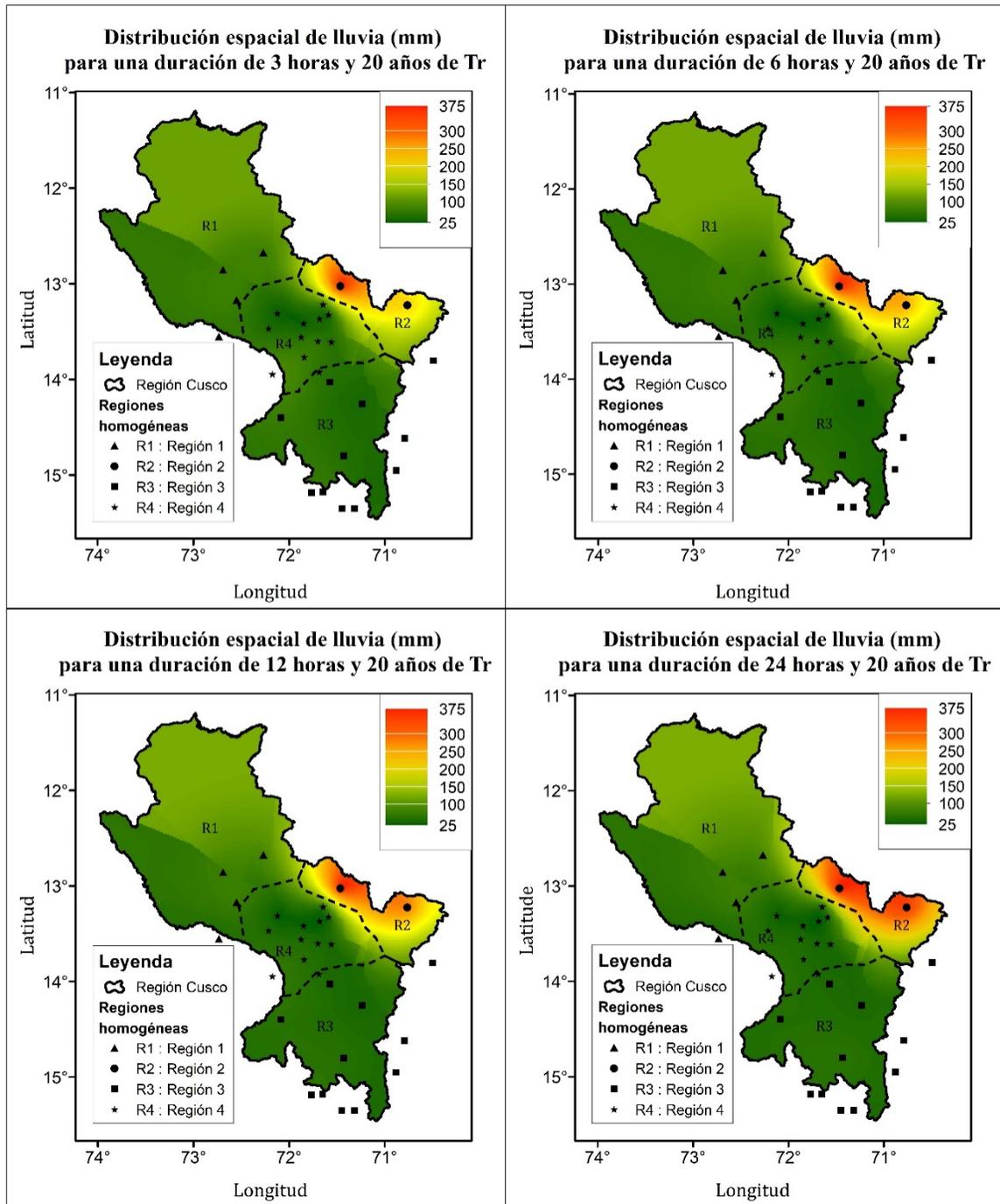


Figura 10. Mapas de lluvias extremas para duraciones de 3, 6, 12, y 24 horas y periodo de retorno de 20 años.

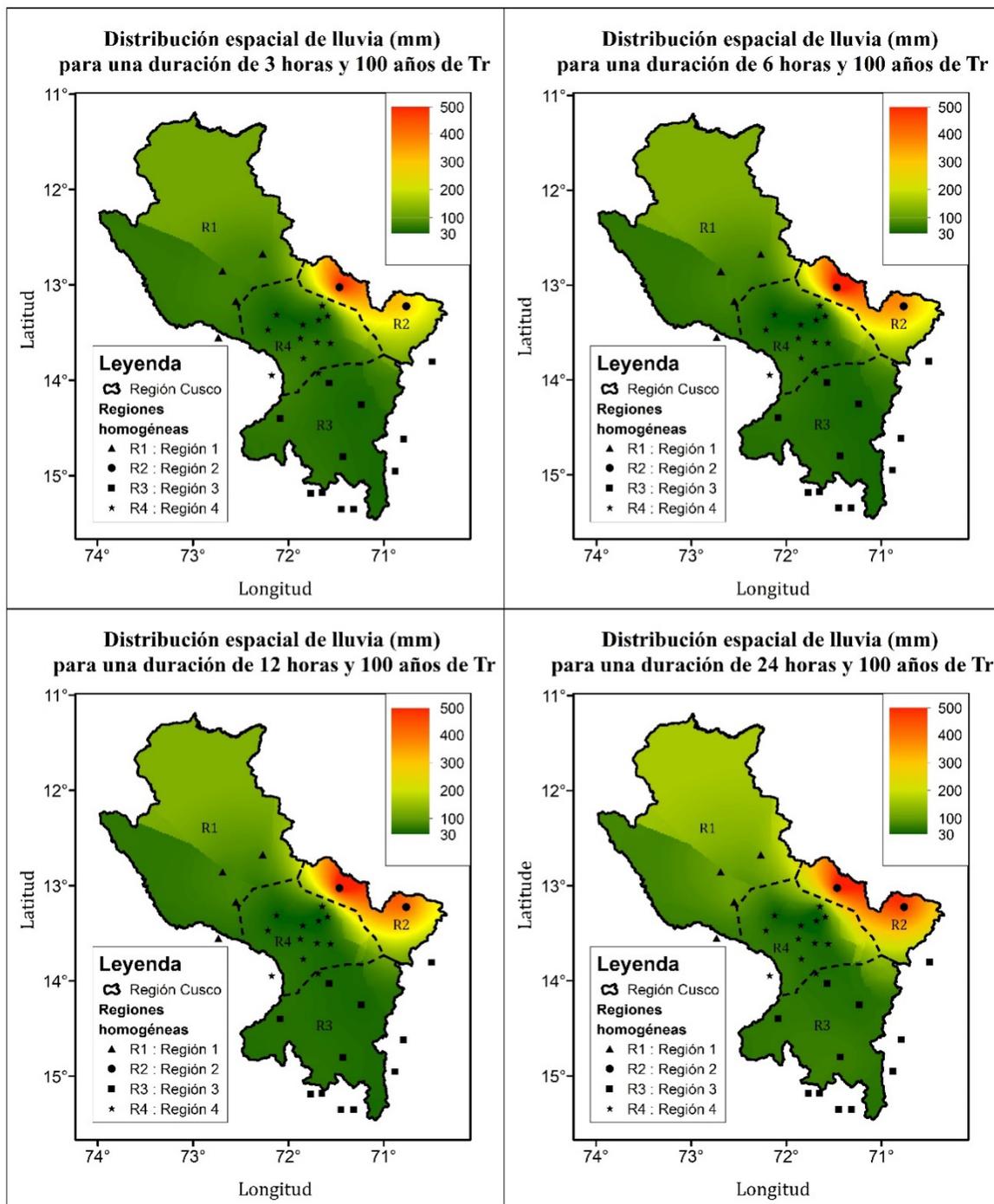


Figura 11. Mapas de lluvias extremas para duraciones de 3, 6, 12, y 24 horas y periodo de retorno de 100 años.

Incertidumbre de los resultados obtenidos

Se compararon valores a partir del uso del enfoque mixto y del producto IMERG con valores obtenidos desde pluviómetros. En contexto, se encontró que el enfoque mixto presenta valores del RMSE más cercanos a cero y valores de RMSE menores a los obtenidos a partir del producto IMERG. Asimismo, las estaciones que presentan valores más bajos de RMSE son Granja Kayra, Paruro y Tambobamba, en la región central oeste del Cusco (región 1). En contraste, la región 4, donde se encuentra la estación de Quincemil, presenta valores más altos (Tabla 5).

Tabla 5. Valores del error cuadrático medio (RMSE) para diferentes periodos de retorno en las estaciones representativas de cada región.

Región	Estación	Tr Año	IMERG	Enfoque mixto
Región 1	Granja Kayra	2	3.19	1.04
		5	4.09	1.27
		10	4.64	1.40
		20	5.19	1.51
		50	5.97	1.64
		100	6.62	1.72
		200	7.34	1.81
		500	8.37	1.91
		1 000	9.23	1.99
	Urubamba	2	3.58	0.64
		5	4.67	0.78
		10	5.36	0.85
		20	6.05	0.92
		50	7.02	1.00
		100	7.82	1.05
		200	8.67	1.10
500	9.89	1.17		
1 000	10.88	1.21		

Región	Estación	Tr Año	IMERG	Enfoque mixto
	Paruro	2	3.02	1.22
		5	3.85	1.49
		10	4.42	1.64
		20	5.02	1.77
		50	5.91	1.92
		100	6.67	2.03
		200	7.49	2.13
		500	8.69	2.25
		1 000	9.68	2.34
	Tambobamba	2	3.22	0.58
		5	4.13	0.70
		10	4.74	0.78
		20	5.37	0.84
		50	6.28	0.91
		100	7.04	0.96
		200	7.85	1.00
		500	9.02	1.06
		1 000	9.96	1.10
Región 2	Quillabamba	2	4.48	0.66
		5	6.11	0.81
		10	7.44	0.92
		20	9.06	1.03
		50	11.87	1.20
		100	14.67	1.34
		200	18.18	1.49
		500	24.12	1.73
		1 000	29.77	1.93
	Quebrada Yanatile	2	6.67	0.71
		5	8.41	0.88
		10	9.89	1.00
		20	11.76	1.12
		50	15.13	1.30
		100	18.58	1.45
		200	22.95	1.62
		500	30.43	1.88
		1 000	37.58	2.10

Región	Estación	Tr Año	IMERG	Enfoque mixto
Región 3	Santo Tomas	2	4.30	0.24
		5	5.66	0.29
		10	6.49	0.33
		20	7.29	0.36
		50	8.39	0.40
		100	9.27	0.42
		200	10.20	0.45
		500	11.51	0.48
		1 000	12.57	0.51
	Caylloma	2	4.30	0.24
		5	5.66	0.29
		10	6.49	0.33
		20	7.29	0.36
		50	8.39	0.40
		100	9.27	0.42
		200	10.20	0.45
		500	11.51	0.48
		1 000	12.57	0.51
	La Angostura	2	3.65	2.82
		5	4.82	3.45
		10	5.62	3.84
		20	6.45	4.19
		50	7.66	4.63
		100	8.65	4.94
		200	9.71	5.25
		500	11.21	5.66
		1 000	12.42	5.96
	Yauri	2	3.92	0.98
		5	5.11	1.19
		10	5.93	1.33
		20	6.78	1.45
		50	8.01	1.60
		100	9.03	1.71
		200	10.12	1.82
		500	11.67	1.96
		1 000	12.91	2.06

Región	Estación	Tr Año	IMERG	Enfoque mixto
Región 4	Ollachea	2	6.16	0.29
		5	6.60	0.36
		10	7.12	0.41
		20	7.90	0.46
		50	9.45	0.54
		100	11.09	0.61
		200	13.16	0.69
		500	16.56	0.82
		1 000	19.64	0.94
	Quincemil	2	17.79	1.34
		5	20.31	1.64
		10	22.89	1.87
		20	26.06	2.11
		50	31.33	2.49
		100	36.25	2.81
		200	42.03	3.19
		500	51.07	3.78
		1 000	59.04	4.31

Por otro lado, la metodología del estudio se evaluó mediante el método de validación cruzada entre los valores de precipitación diaria obtenidos del producto IMERG, enfoque mixto y precipitación observada (Figura 12). Esto se realizó para periodos de retorno de 2, 5, 10, 20, 50, 100, 200, 500 y 1 000 años; se puede notar en la mayoría de los casos que existe sobreestimación en los valores extremos de lluvia al emplear datos provenientes del producto IMERG. Esta sobreestimación de valores extremos es más notoria para las estaciones de Urubamba, Quillabamba, Quincemil y Quebrada Yanatile (a excepción de la estación Tambobamba, que presenta data similar a la observada). Mientras que los valores que se obtienen mediante el enfoque mixto resultan muy parecidos a la data observada.

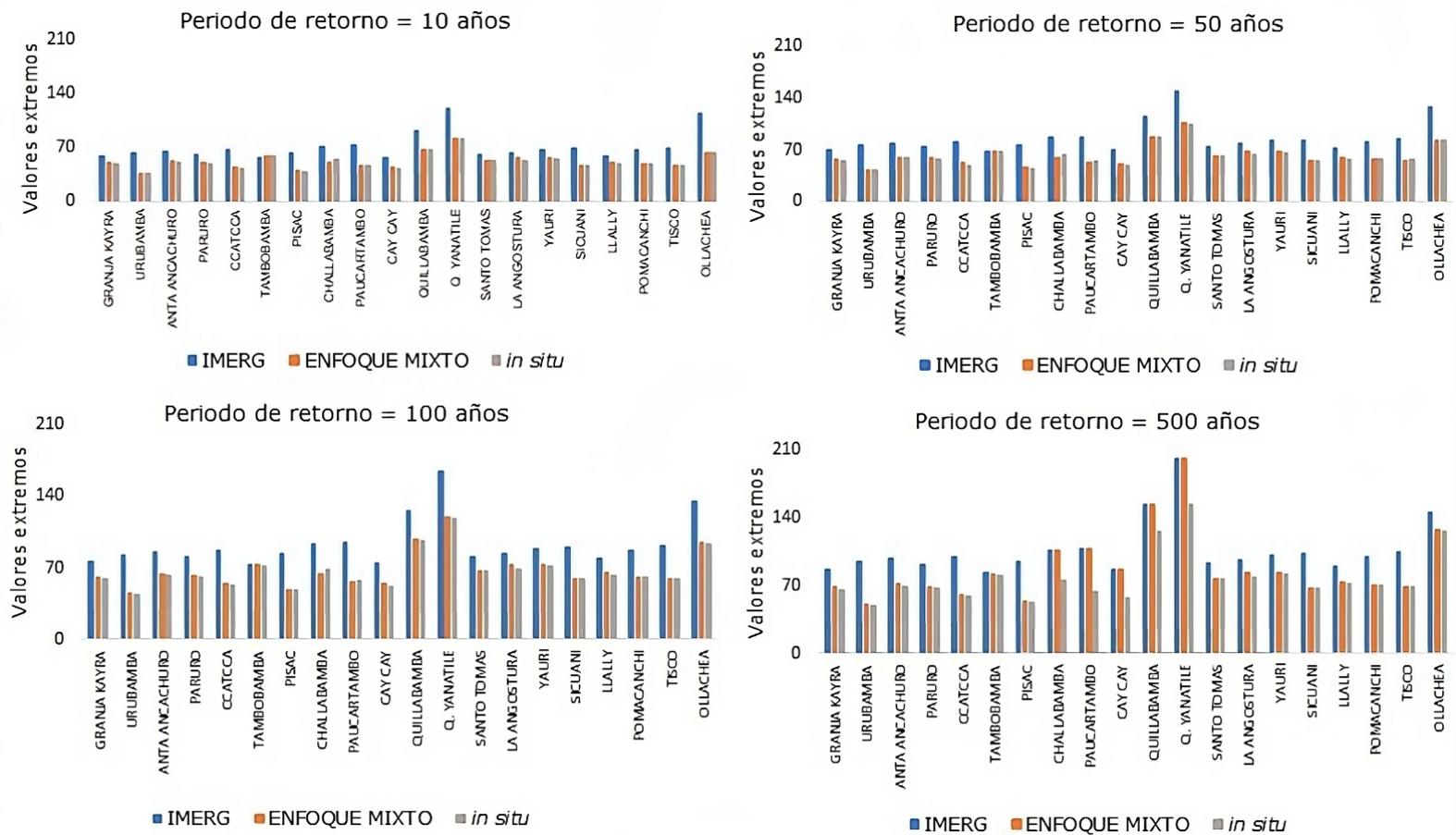


Figura 12. Comparación de valores de precipitación obtenidos mediante datos del IMERG, enfoque mixto y datos observados para diferentes periodos de retorno y estaciones representativas.

Discusión

La densidad promedio de estaciones consideradas en esta investigación hace que el área de influencia por estación meteorológica sea de 2 482 km², considerada muy superior a la densidad recomendada por la Organización Meteorológica Mundial (OMM), la cual indica que las

distancias entre estaciones debieran ser de 25 a 30 km para zonas planas y de 12.5 a 15 km en zonas de montaña (densidad promedio de 225 km² por estación) (WMO, 1970; OMM, 2010). Ante ello, resulta relevante incrementar el número de estaciones meteorológicas en el departamento del Cusco y del Perú (Rojas *et al.*, 2021). No obstante, en las últimas décadas surge la importancia y/o necesidad de evaluar la aplicabilidad de datos satelitales en la estimación de eventos hidroclimáticos extremos en zonas andinas y amazónicas del Perú con fines de prevención (Zubieta *et al.*, 2019). Tal es el caso del producto en IMERG (Final Run, GPM Versión 06B) del satélite GPM, el cual es recomendado para investigaciones, dado que provee datos más adecuadas para la estimación de variables hidrológicas (Zubieta *et al.*, 2017; Huffman *et al.*, 2019; Moazami & Najafi, 2021).

Para estimar la distribución de probabilidad de lluvias extremas ante diferente duración (días) y diferente tiempo de retorno. Nuestro estudio sugiere que para alcanzar un mayor rendimiento los valores de precipitación satelital deben ser sometidos previamente a un factor multiplicativo (M_c). La estimación de este factor M_c y el cálculo de los parámetros necesarios a y n se hizo por cada estación meteorológica; sin embargo, el factor de crecimiento se valoró por región homogénea. Este estudio pone a disposición mapas de lluvias máximas extremas (duración de 3, 6, 12 y 24 horas), correspondiente a periodos de retorno de 20 y 100 años. Dichos mapas pueden ser útiles para el diseño de infraestructura hidráulica para sistemas de drenaje pluvial o control de inundaciones (Fernández & Lavado, 2017).

El empleo de productos IMERG para análisis de frecuencias y representación de caudales extremos puede conducir a rendimientos satisfactorios (Jiang *et al.*, 2022; Chen, Zhu, Wang, & Liao, 2022). De hecho, en nuestro estudio, en comparación con datos observados, el análisis de RMSE muestra que los valores de precipitación obtenidos a partir del enfoque mixto presentan valores más adecuados para representar lluvia extrema, que aquellos obtenidos mediante el empleo de solo datos satelitales IMERG.

Las regiones homogéneas 1 y 2, ubicadas en la zona central y sur del Cusco, presentan los valores más bajos de RMSE. Ello sugiere que el uso del enfoque mixto es más adecuado para la representación de eventos de lluvia extrema bajo diferentes tiempos de duración y diferente tiempo de retorno en zonas andinas. Esto se asocia posiblemente con eventos de convección proveniente de flujos de humedad del este, muy frecuente durante la temporada de lluvias en zonas de alta montaña (Flores-Rojas *et al.*, 2021). Esto es consistente con la fuerte estacionalidad de la lluvia en zonas andinas, la cual se rige en la región de los Andes peruanos (Espinoza *et al.*, 2009).

Del mismo modo, se aprecia que las estaciones de la región 1 y 2 presentan mejores valores de RMSE que las regiones 3 y 4. En comparación a las regiones 1 y 2, la reducida representación de eventos de lluvia extrema (mayores valores de RMSE) en las regiones 3 y 4 sugiere que el uso del enfoque mixto sobre las regiones amazónicas puede ser limitado. Tal nivel de incertidumbre se puede deber a la limitada cantidad de estaciones meteorológicas analizadas sobre regiones amazónicas en el este del Cusco. De hecho, en contexto, la disponibilidad de datos

climáticos para investigaciones en el Perú se caracteriza por contar con mayor número de estaciones principalmente en zonas andinas que en zonas amazónicas (Zubieta *et al.*, 2017; Lavado *et al.*, 2012).

La comparación del número de eventos extremos estimados a partir de datos IMERG sugiere una sobreestimación con respecto a datos observados en la cantidad de eventos extremos identificados, en particular en zonas amazónicas del norte y este del Cusco. Ello es consistente con la distribución espacial de lluvias extremas para diferentes duraciones (3, 6, 12 y 24) y diferentes periodos de retorno (20 y 100 años), que muestra que las más intensas lluvias, como era esperado, es sobre regiones amazónicas. No obstante, el uso del enfoque mixto dispone una mejor aproximación de estos eventos extremos de lluvia, ya sea en zonas andinas o amazónicas. Nuestros hallazgos sugieren que el enfoque mixto, como método alternativo, puede utilizarse para generar información de IDF en zonas no monitoreadas o carente de datos (Fernández & Lavado, 2017).

Conclusiones

Esta investigación documenta la aplicación del análisis regional de frecuencias de precipitaciones máximas en 24 horas; se proponen 4 regiones homogéneas para la región Cusco ubicada en los Andes del sur del Perú. Basados en series de tiempo de lluvia (observada y satelital IMERG-GPM) y predictores físicos estandarizados, como altitud, latitud y longitud, se empleó la técnica L-momentos para finalmente estimar funciones de distribución de probabilidad con el mejor ajuste para cada

región homogénea, que condujeron a la estimación de distribución espacial de eventos de lluvia extrema para diferentes duraciones y diferente tiempo de retorno. A partir de la precipitación de satélite, las regiones homogéneas posibilitan estimar valores de intensidad duración y frecuencia.

La resolución temporal de datos satelitales IMERG (30 minutos) permite identificar eventos de tormentas, que junto con los datos observados contribuyó a proponer un método de enfoque mixto (observado y satelital), para la estimación de lluvias extremas en zonas andino y amazónicas de la región Cusco en el sur del Perú.

En comparación con datos observados, nuestros hallazgos indican que el enfoque mixto provee resultados más adecuados que los datos satelitales IMERG. Esto sugiere que la metodología adoptada es una propuesta alternativa para estimar valores de máximas precipitaciones en lugares no monitoreados o carentes de información de la región Cusco. Los resultados más precisos pueden ser alcanzados en zonas andinas que en amazónicas.

El análisis de incertidumbre desarrollado sugiere que el uso de los resultados de este estudio con fines de diseño de ingeniería debe ser tomado considerando las bandas de confianza de las curvas de crecimiento regional, además de prever que el periodo de las series de tiempo utilizadas en algunas regiones es corto, y que el número de estaciones para el análisis regional de frecuencia fue muy limitado para las regiones amazónicas del Cusco.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Nacional Agraria de La Molina por su constante apoyo para la conclusión de este artículo.

Referencias

- Ancil, F., Larouche, W., Viau, A. A., & Parent, L. E. (2002). Exploration de l'indicateur standardisé de précipitation à l'aide d'une analyse statistique régionale. *Canadian Journal of Soil Science*, 82(1), 115-125. DOI: 10.4141/S00-080
- Asurza, F., Ramos, C., & Lavado, W. (2018). Assessment of Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) and Global Precipitation Measurement (GPM) products in hydrological modeling of the Huancane river basin, Peru. *Scientia Agropecuaria*, 9(1), 53-62. DOI: 10.17268/sci.agropecu.2018.01.06
- Awadallah, A. G. (2015). Regional intensity-duration-frequency curves for Jeddah region, Saudi Arabia, using ordinary and L-moments approaches: Regional I-D-F for Jeddah, Saudi Arabia. *Journal of Flood Risk Management*, 8(3), 195-207. DOI: 10.1111/jfr3.12085
- Barbato, G., Barini, E. M., Genta, G., & Levi, R. (2011). Features and performance of some outlier detection methods. *Journal of Applied Statistics*, 38(10), 2133-2149. DOI: 10.1080/02664763.2010.545119

- Bergmann, J., Vinke, K., Fernández-Palomino, C. A., Gornott, C., Gleixner, S., Laudien, R., Lobanova, A., Ludescher, J., & Schellnhuber, H. J. (2021). *Cambio climático y migraciones en el Perú*. Recuperado de <https://publications.iom.int/system/files/pdf/assessing-the-evidence-peru-es.pdf>
- Bradley, A. A. (1998). Regional frequency analysis methods for evaluating changes in hydrologic extremes. *Water Resources Research*, 34(4), 741-750. DOI: 10.1029/98WR00096
- Cassalho, F., Beskow, S., Vargas, M. M., De Moura, M. M., Fernandes-Ávila, L., & De Mello, C. R. (2017). Hydrological regionalization of maximum stream flows using an approach based on L-moments. *RBRH*, 22(0). DOI: 10.1590/2318-0331.021720160064
- Charrad, M., Ghazzali, N., Boiteau, V., & Niknafs, A. (2014). NbClust: An R package for determining the relevant number of clusters in a data set. *Journal of Statistical Software*, 61(6), 1-36. DOI: 10.18637/jss.v061.i06
- Collischonn, B., Collischonn, W., & Tucci, C. E. M. (2008). Daily hydrological modeling in the Amazon basin using TRMM rainfall estimates. *Journal of Hydrology*, 360(1-4), 207-216. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2008.07.032
- CRED, Centre for Research on the Epidemiology of Disasters. (2018). *Economic losses, poverty & disasters, 1998-2017*. Recuperado de https://www.preventionweb.net/files/61119_credeconomiclosses.pdf

- Dalrymple, T. (1960). *Flood-Frequency analyses. Manual of hydrology. Part 3. Flood-flow techniques.* Recuperado de <https://pubs.usgs.gov/publication/wsp1543A>
- Espinosa-López, J. A., Ibáñez-Castillo, L. A., Arteaga-Ramírez, R., & Galeana-Pizaña, J. M. (2020). Modelo hidrológico distribuido con imágenes GPM-IMERG en la cuenca del río Huaynamota, Nayarit, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 11(5), 344-383. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-05-09
- Espinoza, J. C., Guyot, J. L., Ronchail, J., Cochonneau, G., Filizola, N., Fraizy, P., Labat, D., De Oliveira, E., Ordoñez, J. J., & Vauchel, P. (2009). Contrasting regional discharge evolutions in the Amazon basin (1974-2004). *Journal of Hydrology*, 375(3-4), 297-311. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.03.004
- Fernández, C. A., & Lavado, W. (2017). Regional maximum rainfall analysis using L-moments at the Titicaca Lake drainage, Peru. *Theoretical and Applied Climatology*, 129(3-4), 1295-1307. DOI: 10.1007/s00704-016-1845-3
- Flores-Rojas, J. L., Moya-Álvarez, A. S., Valdivia-Prado, J. M., Piñas-Laura, M., Kumar, S., Karam, H. A., Villalobos-Puma, E., Martínez-Castro, D., & Silva, Y. (2021) On the dynamic mechanisms of intense rainfall events in the Central Andes of Peru, Mantaro Valley. *Atmospheric Research*, 248, 105188. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.105188>
- Guijarro, J. A. (2019). *Homogeneización de series climáticas con Climatol, Versión 3.1.1. Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), D.T. en Islas Baleares, España.* Recuperado de http://www.climatol.eu/homog_climatol-es.pdf

- Hosking, J. R. M. (1990). L-Moments: Analysis and estimation of distributions using linear combinations of order statistics. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Methodological)*, 52(1), 105-124. DOI: 10.1111/j.2517-6161.1990.tb01775.x
- Hosking, J. R. M., & Wallis, J. R. (1986). The value of historical data in flood frequency analysis. *Water Resources Research*, 22(11), 1606-1612. DOI: 10.1029/WR022i011p01606
- Hosking, J. R. M., & Wallis, J. R. (1993). Some statistics useful in regional frequency analysis. *IBM Research Division, Yorktown Heights, New York*, 29(92), 271-281. DOI: 10.1029/92WR01980
- Hosking, J. R. M., & Wallis, J. R. (1997). *Regional frequency analysis: An approach based on L-moments*. DOI: 10.1017/CBO9780511529443
- Huffman, G. J., Bolvin, D. T., Braithwaite, D., Hsu, K.-L., Joyce, R. J., Kidd, C., Nelkin, E. J., Sorooshian, S., Stocker, E. F., Tan, J., Wolff, D. B., & Xie, P. (2020). Integrated Multi-satellite Retrievals for the Global Precipitation Measurement (GPM) Mission (IMERG). In: Levizzani, V., Kidd, C., Kirschbaum, D. B., Kummerow, C. D., Nakamura, K., & Turk, F. J. (eds.). *Satellite Precipitation Measurement*. Vol. 67 (pp. 343-353). DOI: 10.1007/978-3-030-24568-9_19
- Huffman, G. J., Bolvin, D. T., Braithwaite, D., Hsu, K., Joyce, R., Kidd, C., Nelkin, E. J., Sorooshian, S., Tan, J., & Xie, P. (2019). *NASA/GSFC NASA/GSFC Code 612 Greenbelt, MD 2077*. 38. Recuperado de https://gpm.nasa.gov/sites/default/files/document_files/IMERG_A_TBD_V06.pdf

- Hunink, J. E., Immerzeel, W. W., & Droogers, P. (2014). A high-resolution precipitation 2-step mapping procedure (HiP2P): Development and application to a tropical mountainous area. *Remote Sensing of Environment*, 140, 179-188. DOI: 10.1016/j.rse.2013.08.036
- INDECI, Instituto Nacional de Defensa Civil. (2012). *Evaluación del impacto socio económico de la temporada de lluvias 2010 en la región del Cusco*. Recuperado de <http://bvpad.indeci.gob.pe/doc/pdf/esp/doc1934/doc1934-contenido.pdf>
- INGEMMET, Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico. (2010). *Mapa de susceptibilidad por movimientos en masa del Perú*. Recuperado de http://sigrid.cenepred.gob.pe/docs/PARA%20PUBLICAR/INGEMMET/Mapa_Susceptibilidad_movimientos_en_masa_Peru_2010.pdf
- IPCC, Panel Intergubernamental del Cambio Climático. (2015). *El Quinto Informe de evaluación del grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático*. Recuperado de <https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>
- Jiang, S., Ding, Y., Liu, R., Wei, L., Liu, Y., Ren, M., & Ren, L. (2022). Assessing the potential of IMERG and TMPA satellite precipitation products for flood simulations and frequency analyses over a typical humid basin in South China. *Remote Sensing*, 14(17), 4406. DOI: 10.3390/rs14174406
- Kasi, V., Maheswaran, R., & Jarajapu, D. C. (2022). *Framework for developing IDF curves using satellite precipitation: A case study using GPM-IMERG V6 data*. *Earth Science Informatics*, 15(11), 1-17. DOI: 10.1007/s12145-021-00708-0

- Khodadoust, S., Saghafian, B., & Moazami, S. (2017). Comprehensive evaluation of 3-hourly TRMM and half-hourly GPM-IMERG satellite precipitation products. *International Journal of Remote Sensing*, 38(2), 558-571. DOI: 10.1080/01431161.2016.1268735
- Kumar, R., Chatterjee, C., Kumar, S., Lohani, A. K., & Singh, R. D. (2003). Development of regional flood frequency relationships using L-moments for middle Ganga plains subzone 1(f) of India. *Water Resources Management*, 17(4), 243-257. DOI: 10.1023/A:1024770124523
- Landwehr, J. M., Greenwood, J. A., Matalas, N. C., & Wallis, J. R. (1979). Probability weighted moments: Definition and relation to parameters of several distributions expressible in inverse form. *Water Resources Research*, 15(5), 1049-1054. DOI: 10.1029/WR015i005p01049
- Lavado, C., Taylor, P., Sven, W., & Guyot, J. L. (2012). *Basin-scale analysis of rainfall and runoff in Peru (1969-2004): Pacific, Titicaca and Amazonas drainages Basin-scale analysis of rainfall and runoff in Peru (1969-2004): Pacific*. *Hydrological Sciences Journal*, 57(4), 37-41. DOI: 10.1080/02626667.2012.672985
- Lavado, W., & Espinoza, J. C. (2014). Impactos de El Niño y La Niña en las lluvias del Perú (1965-2007). *Revista Brasileira de Meteorologia*, 29(2), 171-182. DOI: 10.1590/S0102-77862014000200003
- Lavado-Casimiro, W., Jimenez, J. C., Llauca, H., Leon, K., Oria, C., Llacza, A., Huerta, A., Felipe, O., Acuña, J., Rau, P., & Abad, J. (2020). *The first system for flash flood monitoring and forecasting in Peru*. DOI: 10.5194/egusphere-egu2020-3759

- Lin, G. F., & Chen, L. H. (2006). Identification of homogeneous regions for regional frequency analysis using the self-organizing map. *Journal of Hydrology*, 324(1-4), 1-9. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2005.09.009
- Llauca, H., Lavado, W., León, K., Jimenez, J., Traverso, K., & Rau, P. (2021). Assessing near real-time satellite precipitation products for flood simulations at sub-daily scales in a sparsely gauged watershed in Peruvian Andes. *Remote Sensing*, 13(4), 826. DOI: 10.3390/rs13040826
- Mahavik, N., & Tantanee, S. (2021). Seasonal characteristics of precipitating cloud properties and structures in the inland of the Indochina peninsula: A legacy of 16 years of the Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) satellite. *Geographia Technica*, 16(1), 48-66. DOI: 10.21163/GT_2021.161.05
- Malekinezhad, H., & Zare, A. (2014). Regional frequency analysis of daily rainfall extremes using L-moments approach. *Atmosfera*, 27(4), 411-427. DOI: 10.1016/S0187-6236(14)70039-6
- Manz, B., Páez, S., Horna, N., Buytaert, W., Ochoa, B., Lavado, W., & Willems, B. (2017). Comparative ground validation of IMERG and TMPA at variable spatiotemporal scales in the Tropical Andes. *Journal of Hydrometeorology*, 18(9), 2469-2489. DOI: 10.1175/JHM-D-16-0277.1
- MINAM, Ministerio del Ambiente. (2015). *Mapa de susceptibilidad física del Perú*. Recuperado de <https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/01/MAPA-DE-SUSCEPTIBILIDAD-FISICA.pdf>

- MINAM, Ministerio del Ambiente. (2016). *El Perú y el cambio climático. Tercera comunicación nacional del Perú a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático*. Recuperado de <https://sinia.minam.gob.pe/documentos/tercera-comunicacion-nacional-peru-convencion-marco-las-naciones>
- Moazami, S., & Najafi, M. R. (2021). A comprehensive evaluation of GPM-IMERG V06 and MRMS with hourly ground-based precipitation observations across Canada. *Journal of Hydrology*, 594, 125929. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.125929
- Ngongondo, C. S., Xu, C. Y., Tallaksen, L. M., Alemaw, B., & Chirwa, T. (2011). Regional frequency analysis of rainfall extremes in Southern Malawi using the index rainfall and L-moments approaches. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 25(7), 939-955. DOI: 10.1007/s00477-011-0480-x
- Noto, L. V., & La Loggia, G. (2009). Use of L-moments approach for regional flood frequency analysis in Sicily, Italy. *Water Resources Management*, 23(11), 2207-2229. DOI: 10.1007/s11269-008-9378-x
- OMM, Organización Meteorológica Mundial. (1994). *Guía de prácticas hidrológicas. Adquisición y proceso de datos, análisis, predicción y otras aplicaciones* (OMM-N° 168). Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial.
- OMM, Organización Meteorológica Mundial. (2010). *Guía del Sistema Mundial de Observación* (OMM-N° 252). Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial.

- PACC & SENAMHI, Programas de Adaptación al Cambio Climático & Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. (2012). *Caracterización climática de las regiones Apurímac y Cusco*. Recuperado de <http://siar.minam.gob.pe/apurimac/documentos/caracterizacion-climatica-las-regiones-apurimac-cusco-0>
- Peng, F., Zhao, S., Chen, C., Cong, D., Wang, Y., & Ouyang, H. (2020). Evaluation and comparison of the precipitation detection ability of multiple satellite products in a typical agriculture area of China. *Atmospheric Research*, 236, 104814. DOI: 10.1016/j.atmosres.2019.104814
- Perry, L. B., Seimon, A., & Kelly, G. M. (2014). Precipitation delivery in the tropical high Andes of southern Peru: New findings and paleoclimatic implications: Precipitation delivery in tropical high Andes of southern Perú. *International Journal of Climatology*, 34(1), 197-215. DOI: 10.1002/joc.3679
- Qamar, M. U., Azmat, M., Shahid, M. A., Ganora, D., Ahmad, S., Cheema, M. J. M., Faiz, M. A., Sarwar, A., Shafeeque, M., & Khan, M. I. (2017). Rainfall extremes: A novel modeling approach for regionalization. *Water Resources Management*, 31(6), 1975-1994. DOI: 10.1007/s11269-017-1626-5
- Rojas, N. B., Salas, R., Silva, J. O., Oliva, M., Gómez, D., Terrones, R. E., Iliquín, D., Barrena, M., & Barboza, E. (2021). Site selection for a network of weather stations using AHP and near analysis in a GIS Environment in Amazonas, NW Peru. *Climate*, 9(12), 169. DOI: 10.3390/cli9120169

- Salas, A. J., Rosales, E. R., Alvarez, C. E., & Asención, R. M. (2020). *Comparación del producto de precipitación GPM IMERA y PISCO sobre la intercuena Alto Madre de Dios, Perú. Revista El CEPROSIMAD*, 8(2), 38.45. DOI: 10.56636/ceprosimad.v8i2.99
- Sankarasubramanian, A., & Srinivasan, K. (1999). Investigation and comparison of sampling properties of L-moments and conventional moments. *Journal of Hydrology*, 218(1-2), 13-34. DOI: 10.1016/S0022-1694(99)00018-9
- SENAMHI, Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. (2019). *Movimiento en masa por lluvias intensas en el Perú*. Recuperado de <https://www.senamhi.gob.pe/load/file/01401SENA-81.pdf>
- SENAMHI, Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. (2021). *Climas del Perú*. Recuperado de <https://www.senamhi.gob.pe/?p=mapa-climatico-del-peru>
- SENAMHI, Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. (2016). *Asimilación y evaluación de datos de precipitación en base a satélite en el modelamiento hidrológico de la cuenca del río Vicanota*. Recuperado de <https://repositorio.senamhi.gob.pe/handle/20.500.12542/109>
- Smith, J. A. (1989). Regional flood frequency analysis using extreme order statistics of the annual peak record. *Water Resources Research*, 25(2), 311-317. DOI: 10.1029/WR025i002p00311
- Stedinger, J. R., Vogel, R. M., Foufoula-Georgiou, E. (1993). *Chapter 18. Frequency analysis of extreme events*. Recuperado de <https://sites.tufts.edu/richardvogel/files/2019/04/frequencyAnalysis.pdf>

- Tan, J., Huffman, G. J., Bolvin, D. T., & Nelkin, E. J. (2019). IMERG V06: Changes to the Morphing Algorithm. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 36(12), 2471-2482. DOI: 10.1175/JTECH-D-19-0114.1
- Tang, S., Li, R., He, J., Wang, H., Fan, X., & Yao, S. (2020). Comparative evaluation of the GPM IMERG early, late, and final hourly precipitation products using the CMPA data over Sichuan Basin of China. *Water*, 12(2), 554. DOI: 10.3390/w12020554
- UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2015). *Water for a sustainable world*. París, Francia: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura.
- UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2020). *Agua y cambio climático*. Recuperado de <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000373611.locale=es>
- Viglione, A., Laio, F., & Claps, P. (2007). A comparison of homogeneity tests for regional frequency analysis: Homogeneity tests for regional frequency analysis. *Water Resources Research*, 43(3). DOI: 10.1029/2006WR005095
- Villacorta, S., & Fidel, L. (2012). Mapa de susceptibilidad por movimientos en masa del Perú. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 69(3), 393-399. Recuperado de <https://core.ac.uk/download/pdf/148683454.pdf>

- Wallis, J. R., Schaefer, M. G., Barker, B. L., & Taylor, G. H. (2007). Regional precipitation-frequency analysis and spatial mapping for 24-hour and 2-hour durations for Washington State. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(1), 415-442. DOI: 10.5194/hess-11-415-2007
- Wang, C., Tang, G., Han, Z., Guo, X., & Hong, Y. (2018). Global intercomparison and regional evaluation of GPM IMERG Version-03, Version-04 and its latest Version-05 precipitation products: Similarity, difference and improvements. *Journal of Hydrology*, 564, 342-356. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2018.06.064
- WMO, World Meteorological Organization. (1970). *The planning of meteorological station networks*. 265. Recuperado de <https://library.wmo.int/records/item/28777-the-planning-of-meteorological-station-networks>
- WMO, World Meteorological Organization. (1983). *Guide to hydrological practices. Vol II. Analysis, forecasting and other applications*. Recuperado de https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=10027
- Yang, T., Shao, Q., Hao, Z. C., Chen, X., Zhang, Z., Xu, C. Y., & Sun, L. (2010). Regional frequency analysis and spatio-temporal pattern characterization of rainfall extremes in the Pearl River Basin, China. *Journal of Hydrology*, 380(3-4), 386-405. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.11.013

- Yuan, F., Zhang, L., Soe, K., Ren, L., Zhao, C., Zhu, Y., Jiang, S., & Liu, Y. (2019). Applications of TRMM- and GPM-Era Multiple-Satellite Precipitation Products for flood simulations at sub-daily scales in a sparsely gauged watershed in Myanmar. *Remote Sensing*, 11(2), 140. DOI: 10.3390/rs11020140
- Yurekli, K. (2005). Regional frequency analysis of maximum daily rainfalls based on L-moment approach L-Moment. *GOÜ. Ziraat Fakültesi Dergisi*, 22(1), 37-44.
- Zhang, J., Lin, L.-F., & Bras, R. L. (2018). Evaluation of the quality of precipitation products: A case study using WRF and IMERG data over the central United States. *Journal of Hydrometeorology*, 19(12), 2007-2020. DOI: 10.1175/JHM-D-18-0153.1
- Zubieta, R., Getirana, A., Espinoza, J. C., Lavado, W., & Aragon, L. (2017). Hydrological modeling of the Peruvian–Ecuadorian Amazon Basin using GPM-IMERG satellite-based precipitation dataset. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(7), 3543-3555. DOI: 10.5194/hess-21-3543-2017
- Zubieta, R., Saavedra, M., Espinoza, J. C., Ronchail, J., Sulca, J., Drapeau, G., & Martin-Vide, J. (2019). Assessing precipitation concentration in the Amazon basin from different satellite-based data sets. *International Journal of Climatology*, 39(7), 3171-3187. DOI: 10.1002/joc.6009

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-05-02

Artículos

Análisis de frecuencias de crecientes trivariado (Q , V , D) a través de funciones Cópula

Trivariate flood frequency analysis (Q , V , D) through Copula Functions

Daniel Francisco Campos-Aranda¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9876-3967>

¹Profesor jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México, campos_aranda@hotmail.com

Autor para correspondencia: Daniel Francisco Campos-Aranda, campos_aranda@hotmail.com

Resumen

El análisis de frecuencias de crecientes *trivariado*, del gasto máximo (Q), el volumen escurrido (V) y la duración total (D) permite estimar con mayor exactitud el hidrograma de la creciente de diseño. Para procesar registros anuales conjuntos de Q y V disponibles se propuso estimar D como la duración del hidrograma Gamma hasta el 0.1 % del Q . Después, a cada registro de Q , V y D se le busca su distribución de probabilidades idónea para obtener las funciones marginales. En seguida, se adopta la

función Cópula (FC) que mejor representa a las variables conjuntas Q - V , Q - D y V - D . Para estas búsquedas y las trivariadas subsecuentes, se trabajó con las *FC* de Clayton, Frank, Gumbel-Hougaard y Joe. En ambos casos, la selección de la mejor *FC* se basa en los errores de ajuste entre las probabilidades empíricas y teóricas. A las ternas de datos Q , V y D se les buscó las *FC* de mejor ajuste simétricas y asimétricas de las cuatro familias citadas. A continuación se calculan los periodos de retorno conjuntos de tipo OR, AND y de Kendall. Estos últimos permiten la estimación de los *eventos de diseño* de Q , V y D . Se describe el análisis de frecuencias trivariado para las 55 crecientes anuales de la estación hidrométrica La Cuña de la Región Hidrológica No. 12-3 (Río Santiago), México. Por último, se formulan las conclusiones, que destacan la sencillez de los análisis de frecuencias trivariados cuando se realizan con *FC*.

Palabras clave: funciones Cópula, cociente tau de Kendall, dependencia observada, funciones Cópula multivariadas simétricas, funciones Cópula trivariadas asimétricas, periodos de retorno conjuntos, eventos de diseño.

Abstract

The *trivariate* flood frequencies analysis, of the maximum flow (Q), the runoff volume (V) and the total duration (D), allows to estimate with greater accuracy the Hydrograph of the Design Flood. To process available joint annual records of Q and V , it was proposed to estimate D as the duration of the Gamma hydrograph up to 0.1 % of Q . Then, each record of Q , V and D is searched for its ideal probability distribution to obtain the marginal functions. Next, the *Copula Function (CF)* that best represents the joint variables Q - V , Q - D and V - D is adopted. For these searches and the subsequent trivariates, we worked with the *CFs* of Clayton, Frank,

Gumbel-Hougaard and Joe. In both cases, the selection of the best CF is based on the fit errors between the empirical and theoretical probabilities. For the triads of data Q , V , and D , the symmetrical and asymmetrical best-fit CF s of the four families mentioned were sought. Next, the joint return periods of type OR, AND and Kendall are calculated. The latter allow the estimation of the *design events* of Q , V and D . The trivariate frequency analysis is described for the 55 annual floods of the La Cuña hydrometric station of the Hydrological Region No. 12-3 (Santiago River), Mexico. Finally, the conclusions are formulated, which highlight the simplicity of the trivariate frequency analysis, when performed with CF .

Keywords: Copula functions, Kendall's tau ratio, observed dependence, symmetric multivariate Copula Functions, asymmetric trivariate Copula Functions, joint return periods, design events.

Recibido: 19/09/2022

Aceptado: 04/04/2023

Publicado Online: 17/04/2023

Introducción

Generalidades

Los primeros análisis de frecuencias de crecientes *multivariados* datan de finales del siglo pasado. Tales estudios procesaron tres variables: gasto máximo o pico (Q), volumen escurrido (V) y duración total (D), pero aceptaron varias consideraciones restrictivas. Las más comunes en tales

estudios *trivariados* fueron las siguientes: (1) considerar que las variables Q , V y D son independientes; (2) aceptar que las distribuciones marginales son iguales, y (3) adoptar que tales distribuciones son normales, o bien, aplicar una transformación hacia la normalidad (Goel, Seth, & Chandra, 1998; Zhang & Singh, 2007).

Yue, Ouarda, Bobée, Legendre y Bruneau (1999) aplican una distribución bivariada de tipo extremo, la Gumbel, para procesar dos parejas de variables Q - V y V - D . Este estudio considera la correlación entre las variables, pero sus marginales son del mismo tipo.

En realidad, las variables Q , V y D de las crecientes anuales están correlacionadas y no proceden de distribuciones Normales (Zhang & Singh, 2007). Por otra parte, el *hidrograma de diseño* que permiten formar debe tener una magnitud o probabilidad de excedencia que garantice una seguridad al embalse que se diseña o revisa acorde con los estándares establecidos (Gräler *et al.*, 2013; Xu, Yin, Guo, Liu, & Hong, 2016).

Para superar las desventajas citadas, inherentes a las *funciones de distribuciones probabilidad* (FDP), que se aplican en los análisis de frecuencias de crecientes multivariados, se ha recurrido en años recientes a la *funciones Cópula* (FC), modelos matemáticos que se basan en la correlación que exhiben las variables Q , V y D , y que permiten construir la FDP multivariada exclusivamente a partir de las funciones marginales previamente adoptadas (Salvadori & De Michele, 2004; Salvadori & De Michele, 2007; Favre, El Adlouni, Perreault, Thiémonge, & Bobée, 2004; Meylan, Favre, & Musy, 2012; Genest & Chebana, 2017; Campos-Aranda, 2024).

Respecto a los análisis de frecuencias *trivariados*, sus inicios se encuentran en Grimaldi y Serinaldi (2006a), quienes emplearon siete *FC* multivariadas simétricas para obtener un hietograma de diseño. Zhang y Singh (2007) procesan datos de Q , V y D anuales con base en la *FC* de Gumbel-Hougaard; sus resultados se contrastan contra los de la distribución normal trivariada. Grimaldi y Serinaldi (2006b) describen y aplican las *FC* multivariadas asimétricas, las cuales se exponen posteriormente. Ma, Song, Ren, Jiang y Song (2013) procesan con el enfoque trivariado las sequías anuales, usando *FC* Gaussiana y de la t de Student. Por último, Zhang y Singh (2019) abordan de manera exhaustiva los análisis de frecuencias de crecientes trivariados mediante *FC*.

Objetivos

Para este estudio se formularon los siguientes siete objetivos: (1) al disponer de datos conjuntos de Q y V , se introdujo como tercera variable aleatoria de las crecientes su duración total (D); (2) se trabajó con cuatro familias de *FC* de Arquímedes, para los análisis bivariados Q - V , Q - D y V - D : Clayton, Frank, Gumbel-Hougaard y Joe; (3) las familias citadas de *FC* se aplicaron en los análisis trivariados, con sus versiones multivariadas denominadas simétricas; (4) las familias de *FC* citadas, de tipo anidado o asimétricas con dos parámetros de asociación, también se emplearon en los análisis trivariados; (5) se estimaron periodos de retorno trivariados de tipo OR, AND y de Kendall; (6) se estiman eventos de diseño, a partir del periodo de retorno conjunto de Kendall, y (7) la teoría expuesta se aplicó al registro conjunto de Q y V de las 55 crecientes anuales

registradas en la estación hidrométrica La Cuña de la Región Hidrológica No. 12-3 (Río Santiago), México.

En la Figura 1 se esquematiza la secuencia de temas teóricos y sus cálculos complementarios, con la idea de formular un diagrama de flujo de todo el estudio.

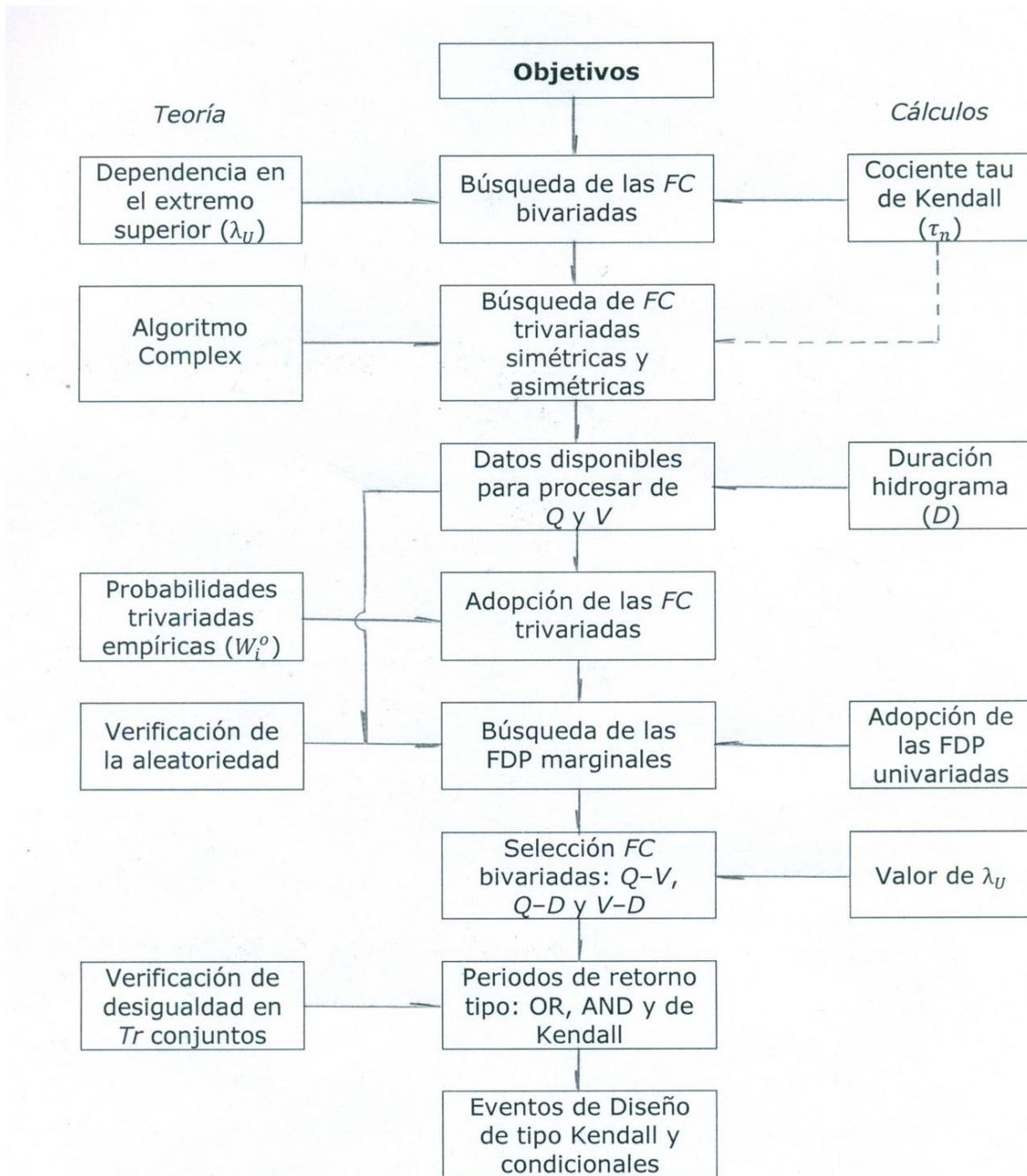


Figura 1. Diagrama de flujo de conceptos teóricos y sus cálculos complementarios realizados en el estudio.

Tópicos de las funciones Cópula

Ventajas y definición

La ventaja fundamental de las *funciones Cópula (FC)* consiste en permitir formar y expresar la *distribución conjunta* de variables aleatorias que están correlacionadas, como una función de sus distribuciones marginales, previamente adoptadas. Entonces, una *FC* enlaza o relaciona las distribuciones marginales univariadas para formar una *distribución multivariada*. Otra ventaja básica de las *FC* al formar distribuciones multivariadas es el hecho de que ellas separan el efecto de la dependencia entre las variables aleatorias de los efectos de las distribuciones marginales en la modelación conjunta.

Por lo anterior, la construcción de la distribución multivariada se reduce al estudio de la relación que guardan las variables correlacionadas si las distribuciones marginales univariadas son conocidas. El uso de las *FC* ofrece entera libertad para adoptar o seleccionar las distribuciones marginales univariadas que mejor representen a los datos (Shiau, Wang, & Tsai, 2006; Salvadori, De Michele, Kottegodda, & Rosso, 2007; Meylan *et al.*, 2012; Zhang & Singh, 2019).

Como en este estudio aplicarán las *FC* en el *análisis de frecuencias trivariado* de las crecientes anuales, la definición siguiente se refiere a tres variables aleatorias X , Y y Z correlacionadas, cuya función de distribución de probabilidades acumuladas conjuntas es $F_{XYZ}(x, y, z)$ con distribuciones marginales univariadas $F_X(x)$, $F_Y(y)$ y $F_Z(z)$; entonces, la *FC* existe, es $C[\cdot]$ y es tal que:

$$F_{XYZ}(x, y, z) = C[F_X(x), F_Y(y), F_Z(z)] \quad (1)$$

La ecuación anterior define el concepto básico para el desarrollo de las *FC* y se conoce el teorema de Sklar expuesto en 1959 (Nelsen, 2006; Shiau *et al.*, 2006; Meylan *et al.*, 2012; Zhang & Singh, 2019; Chowdhary & Singh, 2019).

Familias de Cópulas

Las *funciones Cópula (FC)* que han sido desarrolladas se han clasificado en cuatro clases: de Arquímedes, de valores extremos, elípticas y misceláneas. También se clasifican en Cópulas de un parámetro o de varios, dependiendo de la amplitud con la cual la estructura de la dependencia entre las variables *Q*, *V* y *D* es definida (Meylan *et al.*, 2012; Chowdhary & Singh, 2019). Salvadori *et al.* (2007) exponen un resumen amplio y útil de *FC* que se han aplicado en el campo de la hidrología.

Cópulas de Arquímedes bivariadas

Las Cópulas de Arquímedes han tenido aplicación amplia debido a su construcción simple, un único parámetro, rango amplio y aceptación de ambos tipos de dependencia (positiva y negativa). Designando a $F_X(x) = u$, $F_Y(y) = v$ y θ el parámetro que mide la dependencia o asociación entre u y v , se tienen las siguientes cuatro familias de Cópulas de Arquímedes, las cuales aceptan dependencia positiva y/o negativa (Shiau *et al.*, 2006;

Genest & Favre, 2007; Salvadori *et al.*, 2007; Zhang & Singh, 2019; Chen & Guo, 2019; Chowdhary & Singh, 2019).

1. Clayton. Esta función Cópula es llamada de Cook-Johnson por Zhang y Singh (2006). Su ecuación y espacio de variación de θ son:

$$C(u, v) = (u^{-\theta} + v^{-\theta} - 1)^{-1/\theta} \quad [-1, \infty) \setminus \{0\} \quad (2)$$

Para la dependencia positiva $\theta > 0$ y para la negativa $-1 \leq \theta < 0$, con $\theta = 0$ para la independencia entre u y v . La relación de θ con el cociente tau de Kendall es la siguiente:

$$\tau_n = \frac{\theta}{\theta+2} \quad (3)$$

2. Frank. Su ecuación y espacio de variación de θ son:

$$C(u, v) = -\frac{1}{\theta} \ln \left[1 + \frac{(e^{-\theta u} - 1)(e^{-\theta v} - 1)}{e^{-\theta} - 1} \right] \quad (-\infty, \infty) \setminus \{0\} \quad (4)$$

Para la dependencia negativa $0 \leq \theta < 1$ y para la positiva $\theta > 1$, con $\theta = 1$ para la independencia entre u y v . La relación de θ con el τ_n es la siguiente:

$$\tau_n = 1 + \frac{4}{\theta} [D_1(\theta) - 1] \quad (5)$$

siendo $D_1(\theta)$ la función Debye de orden 1, cuya expresión es:

$$D_1(\theta) = \frac{1}{\theta} \int_0^\theta \frac{s}{e^s - 1} ds \quad (6)$$

en la cual s es la variable aleatoria unitaria $0 < s \leq 1$. La ecuación anterior se estimó con integración numérica, con base en la Ecuación (13), ratificando sus resultados con los valores tabulados por Stegun (1972).

3. Gumbel-Hougaard, la cual acepta sólo dependencia positiva. Su ecuación y espacio de variación de θ son:

$$C(u, v) = \exp\left\{-\left[(-\ln u)^\theta + (-\ln v)^\theta\right]^{1/\theta}\right\} [1, \infty) \quad (7)$$

Con $\theta = 1$ se tiene independencia entre u y v . La relación de θ con el cociente tau de Kendall es la siguiente:

$$\tau_n = \frac{\theta - 1}{\theta} \quad (8)$$

4. Cópula de Joe. La ecuación básica de esta familia de FC , que sólo acepta dependencia positiva, es la siguiente (Joe, 1993; Salvadori *et al.*, 2007; Chowdhary & Singh, 2019):

$$C(u, v) = 1 - [(1 - u)^\theta + (1 - v)^\theta - (1 - u)^\theta(1 - v)^\theta]^{1/\theta} \quad (9)$$

cuyo parámetro de dependencia es $\theta \geq 1$, con $\theta = 1$, para el caso de independencia entre u y v . Como no tiene una expresión que relacione su parámetro θ con el cociente tau de Kendall, éste se estima en función de su ecuación del generador $\varphi(s)$ de la FC y de su derivada $\varphi'(s)$, cuya expresión es (Salvadori *et al.*, 2007; Chowdhary & Singh, 2019):

$$\tau_n = 1 + 4 \int_0^1 \frac{\varphi(s)}{\varphi'(s)} ds \quad (10)$$

en la cual s es la variable aleatoria unitaria $0 < s \leq 1$. Las ecuaciones de su generador y de la derivada de éste son (Salvadori *et al.*, 2007; Zhang & Singh, 2019):

$$\varphi(s) = -\ln[1 - (1 - s)^\theta] \quad (11)$$

$$\varphi'(s) = \frac{\theta(1-s)^{\theta-1}}{(1-s)^\theta - 1} \quad (12)$$

Teniendo como dato el valor de cociente tau de Kendall, la Ecuación (10) se integró numéricamente con base en la Ecuación (13) para obtener por tanteos el valor de θ que la cumple.

Integración numérica

Para cuantificar las integrales, por ejemplo, las ecuaciones (6) y (10), se realizó una integración numérica con base en el método de la cuadratura Gauss-Legendre, cuya ecuación operativa es (Nieves & Domínguez, 1998; Campos-Aranda, 2003):

$$\int_a^b f(x) dx \cong \frac{b-a}{2} \sum_{i=1}^{np} w_i \cdot f \left[\frac{(b-a)h_i + b + a}{2} \right] \quad (13)$$

en la cual w_i son los coeficientes del método cuyas abscisas son h_i y np el número de parejas en donde se evalúa la función $f(x)$, con el argumento indicado en $f[\cdot]$. En Davis y Polonsky (1972) se obtuvieron las 12 parejas utilizadas de w_i y h_i con 15 dígitos, que son aceptables en el lenguaje *Basic* como variables de doble precisión.

Indicador numérico de asociación

Concordancia

Como la *FC* caracteriza la *dependencia* entre las variables aleatorias u y v , es necesario el estudio de las medidas de asociación para disponer de un método que permita estimar su parámetro θ . En términos generales, una variable aleatoria es *concordante* con otra cuando sus grandes valores están asociados con los grandes valores de la otra y los valores pequeños de una con los valores reducidos de la otra (Salvadori *et al.*, 2007; Chowdhary & Singh, 2019).

Unas variables con correlación lineal directa serán concordantes, pues al aumentar una la otra también lo hace. Variables con correlación lineal inversa serán *discordantes*, ya que a grandes valores de una le corresponderán pequeños valores de la otra y viceversa. Lo anterior implica que son *concordantes* (c) las parejas $(x_1 - x_2)(y_1 - y_2) > 0$ y *discordantes* (d) cuando $(x_1 - x_2)(y_1 - y_2) < 0$ (Salvadori *et al.*, 2007; Chowdhary & Singh, 2019).

Cociente tau de Kendall

Es un indicador numérico no paramétrico que mide la probabilidad de tener parejas concordantes, por lo cual es el *cociente* de $c - d$ entre $c + d$. Su expresión para estimarlo con datos bivariados es (Zhang & Singh, 2006; Zhang & Singh, 2019):

$$\tau_n = \frac{2}{n(n-1)} \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{signo}[(x_i - x_j)(y_i - y_j)] \quad (14)$$

en la ecuación anterior, n es el número de observaciones y el $\text{signo}[\cdot]$ es +1 si tales parejas son concordantes y -1 si son discordantes.

Genest y Favre (2007) exponen una prueba para el cociente tau, que acepta la hipótesis nula H_0 de X y Y *independientes*, y entonces su estadístico tiene distribución aproximadamente normal con media 0 y varianza $2(2n + 5) / [9n(n - 1)]$. Por lo tanto, H_0 será rechazada con un nivel de confianza $\alpha = 5 \%$ si:

$$\sqrt{\frac{9n(n-1)}{2(2n+5)}} |\tau_n| > Z_{\alpha/2} = 1.96 \quad (15)$$

Dependencia en los extremos de las *FC* bivariadas

Generalidades

El criterio más importante que se aplica para seleccionar una *FC* bivariada es el basado en la magnitud de la dependencia en la cola superior de la distribución conjunta, lo cual tiene impacto en la veracidad de las predicciones extremas. La dependencia en la cola superior derecha (λ_U) es la probabilidad condicional de que Y sea mayor que un cierto percentil (s) de $F_Y(y)$, dado que X es mayor que tal percentil en $F_X(x)$, conforme s se aproxima a la unidad. La dependencia en la cola inferior izquierda (λ_L) compara que Y sea menor que X , cuando s se aproxima a cero (Chowdhary & Singh, 2019).

En relación con las *FC* bivariadas expuestas, la de Frank tiene dependencias insignificantes en sus zonas extremas: por ello, $\lambda_L = 0$ y $\lambda_U = 0$. La de Clayton tiene dependencia significativa en su cola inferior igual a $\lambda_L = 2^{-1/\theta}$. Por el contrario, las Cópulas de Gumbel-Hougaard y de Joe tienen dependencia significativa en la cola superior igual a:

$$\lambda_U = 2 - 2^{1/\theta} \quad (16)$$

Dupuis (2007) probó seis familias de Cópulas y encontró que su capacidad para estimar eventos extremos varía de mala a buena, con el

siguiente orden: Clayton, Frank, Normal, t -Student, Gumbel-Hougaard y de Clayton Asociada (*Survival Clayton*). A conclusiones similares llegan Poulin, Huard, Favre y Pugin (2007), al comparar las mismas seis familias de Cópulas y la denominada A12, que tiene dependencia significativa en su cola derecha.

Estimación de la dependencia observada

Para abordar la estimación de la dependencia en la cola superior (λ_U) que muestran los datos disponibles, se debe definir primero la llamada *Cópula Empírica*. Como la *FC* que caracteriza la dependencia entre las variables aleatorias X y Y , entonces el par de rangos R_i y S_i procedentes de tales variables son el estadístico que retiene la mayor cantidad de información, y su escalamiento con el factor $1/(n + 1)$ genera una serie de puntos en el cuadrado unitario $[0, 1]^2$, formando el dominio de la Cópula empírica (Chowdhary & Singh, 2019), definida así:

$$C_n(u, v) = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n 1\left(\frac{R_i}{n+1} \leq u, \frac{S_i}{n+1} \leq v\right) \quad (17)$$

En la ecuación anterior, $1(\cdot)$ indica una función de las variables aleatorias U y V , que son una transformación en aumento continuo de X y Y , en relación con las integrales de probabilidad empírica $F_n(X)$ y $F_n(Y)$, cuyas ecuaciones son:

$$U_i = \frac{\text{Rango}(X_i)}{n+1} = F_n(X_i) \quad V_i = \frac{\text{Rango}(Y_i)}{n+1} = F_n(Y_i) \quad (18)$$

Poulin *et al.* (2007) utilizan el estimador propuesto por Frahm, Junker y Schmidt (2005), el cual está basado en una muestra aleatoria obtenida de la Cópula empírica. Su expresión es:

$$\lambda_U^{CFG} = 2 - 2 \exp \left\{ \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \ln \left[\sqrt{\ln \frac{1}{U_i} \cdot \ln \frac{1}{V_i}} / \ln \left(\frac{1}{\max(U_i, V_i)^2} \right) \right] \right\} \quad (19)$$

Este estimador acepta que la *FC* se puede aproximar por una de las clases de valores extremos y tiene la ventaja de no requerir un valor umbral para su estimación, como los cuatro expuestos por AghaKouchak, Sellars y Sorooshian (2013).

Cóputas de Arquímedes trivariadas

Cóputas de Arquímedes simétricas

Chen y Guo (2019) indican para variables aleatorias multivariadas mayores de dos ($d \geq 3$) y correlacionadas, que la familia de Cópulas de Arquímedes se dividen en simétricas y asimétricas. Las primeras son fáciles de construir y tienen un único parámetro de asociación (θ), lo cual obliga a que todos los pares de variables muestren la misma estructura y grado de dependencia (Zhang & Singh, 2019).

Las Cópulas de Arquímedes *multivariadas simétricas* ($d \geq 3$) más comunes son cuatro, para las cuales se indica su rango de θ y sus funciones generadoras $\varphi(s)$, y su primera y segunda derivadas $\varphi'(s)$,

$\varphi''(s)$, donde s es una variable aleatoria en el intervalo de 0 a 1 (Grimaldi & Serinaldi, 2006a; Xu *et al.*, 2016; Chen & Guo, 2019; Zhang & Singh, 2019).

1. Cópula multivariada de Clayton, el rango de θ es $(0, +\infty)$ y el límite de $\theta = 0$ corresponde a la condición de independencia en u_k :

$$C(u_1, u_2, \dots, u_d) = \left(\sum_{k=1}^d u_k^{-\theta} - d + 1 \right)^{-1/\theta} \quad (20)$$

$$\varphi(s) = \frac{1}{\theta} (s^{-\theta} - 1) \quad (21)$$

$$\varphi'(s) = -s^{-1-\theta} \quad (22)$$

$$\varphi''(s) = (\theta + 1)/s^{\theta+2} \quad (23)$$

2. Cópula multivariada de Frank, el rango de θ es $(0, +\infty)$ y el valor de $\theta = 1$ corresponde a la condición de independencia en u_k :

$$C(u_1, u_2, \dots, u_d) = -\frac{1}{\theta} \ln \left[1 + \frac{\prod_{k=1}^d (e^{-\theta u_k} - 1)}{(e^{-\theta} - 1)^{d-1}} \right] \quad (24)$$

$$\varphi(s) = -\ln \left(\frac{e^{-\theta s} - 1}{e^{-\theta} - 1} \right) \quad (25)$$

$$\varphi'(s) = \frac{\theta}{1-e^{\theta s}} \quad (26)$$

$$\varphi''(s) = \frac{\theta^2}{e^{\theta s} - 2 + e^{-\theta s}} \quad (27)$$

3. Cópula multivariada de Gumbel-Hougaard. El rango de θ es $(1, +\infty)$ y el límite de $\theta = 1$ corresponde a la condición de independencia en u_k :

$$C(u_1, u_2, \dots, u_d) = \exp\left\{-\left[\sum_{k=1}^d (-\ln u_k)^\theta\right]^{1/\theta}\right\} \quad (28)$$

$$\varphi(s) = [-\ln(s)]^\theta \quad (29)$$

$$\varphi'(s) = -\frac{\theta}{s} [-\ln(s)]^{\theta-1} \quad (30)$$

$$\varphi''(s) = \frac{\theta}{s^2} \{(\theta - 1)[- \ln(s)]^{\theta-2} + [- \ln(s)]^{\theta-1}\} \quad (31)$$

4. Cópula multivariada de Joe. El rango de θ es $[1, +\infty)$ y el límite de $\theta = 1$ corresponde a la condición de independencia en u_k :

$$C(u_1, u_2, \dots, u_d) = 1 - \left[1 - \prod_{k=1}^d (1 - (1 - u_k)^\theta)\right]^{1/\theta} \quad (32)$$

Las ecuaciones de su función generadora y su primera derivada ya fueron expuestas como ecuaciones (11) y (12). La ecuación de la segunda derivada de $\varphi(s)$ es la siguiente:

$$\varphi''(s) = \frac{\theta(\theta-1)(1-s)^{\theta-2} + \theta(1-s)^{2\theta-2}}{[(1-s)^{\theta}-1]^2} \quad (33)$$

La aplicación de las *FC* de Arquímedes trivariadas simétricas se justifica con fines de comparación, pues las asimétricas deberán conducir a mejores ajustes.

Cóputas de Arquímedes asimétricas

Para modelar diferentes estructuras de dependencia en variables aleatorias multivariadas, Chen y Guo (2019) recurren al enfoque de Grimaldi y Serinaldi (2006b) de aplicar Cóputas de Arquímedes *anidadas* (*nested*, en inglés). Con tal enfoque, las Cóputas de Arquímedes trivariadas *asimétricas* de dos parámetros de asociación (θ_1 y θ_2) más comunes tienen la fórmula general: $C(u, v, w) = C_{\theta_1}(w, C_{\theta_2}(u, v))$ y son las cuatro siguientes (Joe, 1993; Grimaldi & Serinaldi, 2006b; Xu *et al.*, 2016; Zhang & Singh, 2019; Chen & Guo, 2019):

1. Cóputa asimétrica de Clayton trivariada, con $\theta_2 \geq \theta_1 \in [0, \infty)$ y $\tau_{12}, \tau_{13}, \tau_{23} \in [0, 1]$ para tres variables aleatorias con dependencia positiva:

$$C(u, v, w) = \left[(u^{-\theta_2} + v^{-\theta_2} - 1)^{-\theta_1/\theta_2} + w^{-\theta_1} - 1 \right]^{-1/\theta_1} \quad (34)$$

2. Cópula asimétrica de Frank trivariada, con rango de parámetros de asociación idénticos a los anteriores:

$$C(u, v, w) = -\frac{1}{\theta_1} \ln \left\{ 1 - F_1^{-1} \left(1 - \left[1 - F_2^{-1} (1 - e^{-\theta_2 u}) (1 - e^{-\theta_2 v}) \right]^{\theta_1/\theta_2} (1 - e^{-\theta_1 w}) \right) \right\} \quad (35)$$

siendo $F_1 = 1 - e^{-\theta_1}$ y $F_2 = 1 - e^{-\theta_2}$.

3. Cópula asimétrica de Gumbel-Hougaard trivariada, con $\theta_2 \geq \theta_1 \in [1, \infty)$ y $\tau_{12}, \tau_{13}, \tau_{23} \in [0, 1]$ para tres variables aleatorias con dependencia positiva:

$$C(u, v, w) = \exp \left\{ - \left[\left((-\ln u)^{\theta_2} + (-\ln v)^{\theta_2} \right)^{\theta_1/\theta_2} + (-\ln w)^{\theta_1} \right]^{1/\theta_1} \right\} \quad (36)$$

4. Cópula asimétrica de Joe trivariada, con rango de parámetros de asociación idénticos a los anteriores:

$$C(u, v, w) = 1 - \left\{ \left[(1-u)^{\theta_2} (1 - (1-v)^{\theta_2}) + (1-v)^{\theta_2} \right]^{\theta_1/\theta_2} (1 - (1-w)^{\theta_1}) + (1-w)^{\theta_1} \right\}^{1/\theta_1} \quad (37)$$

Probabilidades empíricas trivariadas

Las probabilidades de no excedencia empíricas univariadas y trivariadas se estimaron con base en la fórmula de Gringorten, que ha sido sugerida por diversos autores en los análisis de frecuencias bivariados, y por Zhang y Singh (2007) para los trivariados. Su expresión es:

$$p = \frac{i-0.44}{n+0.12} \quad (38)$$

siendo i el número del dato cuando se ordenan de menor a mayor, y n su número total o de años de los registros de gasto pico, volumen y duración total anuales.

Para el caso de las probabilidades trivariadas se trabajó en el espacio tridimensional, con el gasto y el volumen en el plano x, y , y las duraciones en el eje perpendicular (z). El proceso numérico comienza guardando los registros históricos de gasto máximo (Q), volumen (V) y duración (D) anuales en archivos Qh, Vh y Dh ; además, se ordenaron en forma progresiva de magnitud en archivos Qo, Vo y Do . En seguida se procesa cada dato anual para comparar el valor histórico contra el ordenado y se contabilizan las veces que el segundo resultó menor o igual, y se designa NQ, NV y ND . Lo anterior equivale a cambiar el dato original, de cada terna de valores anuales históricos, por su número de orden o *rango*.

Después se compara cada terna histórica de rangos contra todas las demás y se contabilizan las veces en que los tres rangos (condición AND) resultan menores; tal cantidad se denomina $NQVD$, es decir, el número

de ocurrencias de combinaciones de q , v y d menores en el espacio tridimensional. Por último, se aplica la fórmula de posición gráfica de Gringorten. Para el caso trivariado es la siguiente:

$$F_e(x, y, z) = P(Q \leq q, V \leq v, D \leq d) = \frac{NQVD_i^{-0.44}}{n+0.12} \quad (39)$$

Selección de la función Cópula

Un enfoque simple de selección de la función Cópula se basa en los estadísticos del error de ajuste, al comparar las probabilidades empíricas observadas (W_i^o) con las teóricas calculadas (W_i^c) con la función Cópula que se prueba. Los indicadores aplicados son el error medio estándar (*EME*), el error medio absoluto (*EMA*) y el error absoluto máximo (*EAM*); sus expresiones son (Chowdhary & Singh, 2019; Chen & Guo, 2019):

$$EME = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (W_i^o - W_i^c)^2} \quad (40)$$

$$EMA = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |W_i^o - W_i^c| \quad (41)$$

$$EAM = \max_{i=1:n} |W_i^o - W_i^c| \quad (42)$$

Estimación del parámetro de dependencia θ

El método más simple para estimar el parámetro θ de las *FC* trivariadas simétricas (ecuaciones (20), (24), (28) y (32)) es por tanteos, buscando que los estadísticos del error de ajuste (ecuaciones (40) a (42)) sean mínimos.

Estimación de los parámetros de dependencia θ_1 y θ_2

La búsqueda del valor mínimo de la Ecuación (40) o error medio estándar, para el ajuste de las *FC* trivariadas asimétricas de Clayton, Frank, Gumbel–Hougaard y de Joe, definidas por las ecuaciones (34) a (37), se realizó con base en el algoritmo Complex de múltiples variables restringidas o acotadas, para encontrar los valores óptimos de θ_1 y θ_2 , cumpliendo con la condición $\theta_2 > \theta_1$.

El *algoritmo Complex* es una técnica de exploración local (Box, 1965), que se guía exclusivamente por lo que encuentra a su paso; sus antecedentes, una descripción breve de su proceso operativo y su código OPTIM en lenguaje *Basic*, se pueden consultar en Campos-Aranda (2003). En Bunday (1985) se tiene otra descripción y código de este método de búsqueda.

Las designaciones principales en el código OPTIM son NX y NY, que definen el número de variables de decisión y dependientes, función de las primeras; para el caso analizado 2 (θ_1, θ_2) y 1 ($\theta_2 > \theta_1$).

Una ventaja importante del código OPTIM radica en permitir un fácil acceso de los límites (L = lower, U = upper), nombres y valores iniciales

de las variables, en la subrutina citada, por medio de las designaciones siguientes: $XL(I)$, $XU(I)$, $XN\$(I)$, $X(I)$, $YL(J)$, $YU(J)$, $YN\$(J)$ y $Y(J)$. Para el caso estudiado, I varía de 1 a 2 y $J = 1$. En todas las variables de decisión se usó como límite inferior 0.001 y como límite superior 5 y 10, para θ_1 y θ_2 , en la FC de Clayton y de Gumbel-Hougaard; y 10 y 20 en las FC de Frank y Joe. La única variable dependiente se definió por el cociente de θ_2 entre θ_1 , con límite inferior de 1 y superior de 5; valor que fue adoptado de manera arbitraria.

La función objetivo se denomina FO en el código OPTIM y se define al final del programa, corresponde lógicamente a la Ecuación (40), con nombre $FO\$="EME"$, de error medio estándar. Para los criterios de convergencia de las desviaciones absoluta y relativa de la FO se utilizaron los valores siguientes: 0.0002 y 0.00001.

Ratificación de la función Cópula seleccionada

Esta es la etapa más importante del proceso de aplicación práctica de las FC , pues en ella se verifica que tal modelo reproduzca fielmente las probabilidades conjuntas observadas (Ecuación (39)). Yue (2000) indica la forma simple y práctica de representar las probabilidades conjuntas empíricas y teóricas, la cual consiste en llevar al eje de las abscisas la primera y al eje de las ordenadas la segunda; lógicamente, en tal gráfica, cada pareja de datos define un punto que coincide o se aleja de la recta a 45°.

Yue y Rasmussen (2002) aplican el test de Kolmogorov-Smirnov con un nivel de significancia (α) del 5 %, para aceptar o rechazar la *diferencia máxima absoluta (dma)* entre las probabilidades conjuntas

empíricas y teóricas. Para evaluar la estadística (D_n) del test se utilizó la ecuación que exponen Meylan *et al.* (2012) para $\alpha = 5\%$ y que es:

$$D_n = \frac{1.358}{\sqrt{n}} \quad (43)$$

n es el número de datos. Si la d_{ma} es menor que D_n , se ratifica la FC adoptada.

Periodos de retorno trivariados

Tipos OR y AND

El primer *periodo de retorno trivariado* del evento (X, Y, Z) se define bajo la condición OR, lo cual indica que los límites x, y o z , o los tres, *pueden* ser excedidos, y entonces la ecuación clásica del periodo de retorno o inverso de la probabilidad de excedencia será (Zhang & Singh, 2019):

$$T_{XYZ} = \frac{1}{P(X>x \text{ or } Y>y \text{ or } Z>z)} = \frac{1}{1-F_{XYZ}(x,y,z)} = \frac{1}{1-C[F_X(x),F_Y(y),F_Z(z)]} \quad (44)$$

en la cual $C[F_X(x), F_Y(y), F_Z(z)] = C(u, v, w)$ es la FC seleccionada o probada.

El segundo *periodo de retorno trivariado* del evento (X, Y, Z) está asociado con el caso en que los tres límites *son* excedidos ($X > x, Y > y,$

$Z > z$), o condición AND, su ecuación es la (45) siguiente (Zhang & Singh, 2019):

$$T'_{XYZ} = \frac{1}{P(X>x \text{ and } Y>y \text{ and } Z>z)} = \frac{1}{F'_{XYZ}(x,y,z)} = \frac{1}{1-u-v-w+C(u,v)+C(u,w)+C(v,w)-C(u,v,w)} \quad (45)$$

Secundario o de tipo Kendall

Salvadori y De Michele (2004) introducen con detalle el concepto del *periodo de retorno bivariado secundario* (ζ), designado así para enfatizar que el periodo de retorno conjunto T_{XY} es el primario, de donde procede, al utilizar las *isolíneas* que define la *FC* aplicada, cuya expresión es:

$$L_s = [(u, v) \in \mathbb{I}^2: C(u, v) = s] \quad (46)$$

siendo s la variable aleatoria unitaria $0 < s \leq 1$ y C la *FC* probada. Después se define una región $B_C(s)$ en el espacio unitario (\mathbb{I}^2) sobre la *isolínea*, debajo de ella y a la izquierda, que será:

$$B_C(s) = \{(u, v) \in \mathbb{I}^2: C(u, v) \leq s\} \quad (47)$$

En las *FC* de la clase de Arquímedes, la distribución univariada de Kendall, designada $K_C(s)$, proporciona una medida de los eventos dentro de la $B_C(s)$; su ecuación es (Salvadori & De Michele, 2004; Salvadori & De Michele, 2007; Salvadori *et al.*, 2007; Gräler *et al.*, 2013):

$$K_C(s) = s - \frac{\varphi(s)}{\varphi'(s)} \quad (48)$$

en la cual $\varphi(s)$ es el generador de la FC y $\varphi'(s)$ su derivada. Por último, el periodo de retorno secundario (ζ) de los eventos fuera de $B_C(s)$ es:

$$\zeta = \frac{1}{1-K_C(s)} \quad (49)$$

cuyo denominador es la probabilidad de excedencia (*survival function*), la cual corresponde a eventos probablemente destructivos o peligrosos.

La distribución paramétrica de Kendall (Ecuación (49)), para las Cópulas de Arquímedes *trivariadas* simétricas es la siguiente (Barbe, Genest, Ghoudi, & Rémillard, 1996; Grimaldi & Serinaldi, 2006a; Zhang & Singh, 2019):

$$K_C(s) = P[C(u, v, w) \leq s] = s - \frac{\varphi(s)}{\varphi'(s)} - \frac{\varphi^2(s) \cdot \varphi''(s)}{2[\varphi'(s)]^3} \quad (50)$$

Sustituyendo las ecuaciones (29) a (31) en la (50), se obtiene una expresión para la distribución de Kendall de la FC de Gumbel-Hougaard trivariada simétrica, que será utilizada posteriormente.

Gräler *et al.* (2013) extienden la desigualdad $T_{XYZ} \leq T'_{XYZ}$, la cual indica que el periodo de retorno tipo OR es menor que el tipo AND e

indican que T_{KEN} está intermedio entre los dos citados. T_{KEN} se obtiene con la Ecuación (49). Entonces se tiene:

$$T_{XYZ} \leq T_{KEN} \leq T'_{XYZ} \quad (51)$$

Salvadori, De Michele y Durante (2011) destacan que la estimación de los periodos de retorno y sus eventos de diseño en los análisis de frecuencias *multivariados* son un problema difícil. Para resolverlo establecen un marco teórico basado en las *FC* y en la distribución de Kendall, el cual aplican mediante simulación numérica.

De tipo condicional

Respecto a los *periodos de retorno trivariados condicionales*, Zhang y Singh (2007), en su apéndice, exponen un resumen de los que consideran de aplicación práctica. Zhang y Singh (2019) presentan una relación exhaustiva de los diferentes tipos; todos ellos estudiados por Serinaldi (2015). Ma *et al.* (2013) proponen la probabilidad condicional siguiente:

$$P(Q \leq q, V \leq v | D \geq d) = \frac{C(u,v) - C(u,v,w)}{1-w} \quad (52)$$

Grimaldi y Serinaldi (2006b) contrastan resultados de la Ecuación (52) con las Cópulas de Frank simétricas y asimétricas para los valores máximos del volumen y la duración (V, D) dado que han ocurrido magnitudes del gasto máximo (Q) con diversos periodos de retorno

univariados. La *FC* de Frank asimétrica proporciona un mejor ajuste, y valores más grandes de *V* y *D*.

Datos por procesar

Registro conjunto de *Q* y *V*

Este registro se integró con los 55 datos de gasto máximo (*Q*) y volumen escurrido (*V*) durante las crecientes anuales registradas en la estación hidrométrica La Cuña, del río Verde de la Región Hidrológica No. 12-3 (Río Santiago), México; con un área de cuenca de 19 097 km². Tal registro fue expuesto por Gómez, Aparicio y Patiño (2010), y por Campos-Aranda (2024), y se reproduce en la Tabla 1.

Tabla 1. Registros conjuntos de gasto pico (*Q*) y volumen (*V*) de las crecientes anuales registradas en la estación hidrométrica La Cuña, México.

Año	<i>Q</i> (m ³ /s)	<i>V</i> (Mm ³)
1947	784.0	146.80
1948	736.8	155.12
1949	510.0	111.40
1950	461.0	94.06
1951	411.0	111.55
1952	326.0	70.82
1953	349.8	144.75

Año	Q (m ³ /s)	V (Mm ³)
1954	130.4	23.22
1955	690.0	203.31
1956	266.0	106.76
1957	199.0	45.92
1958	690.0	188.71
1959	340.6	47.91
1960	249.6	91.58
1961	350.0	130.68
1962	317.0	51.27
1963	732.6	127.90
1964	265.1	82.75
1965	743.6	295.34
1966	463.9	202.90
1967	1474.9	598.38
1968	323.0	118.25
1969	160.4	32.22
1970	763.8	187.75
1971	578.0	166.61
1972	191.8	26.39
1973	2440.0	920.30
1974	238.4	66.66
1975	622.1	249.07
1976	1374.0	527.96
1977	439.7	111.77

Año	Q (m³/s)	V (Mm³)
1978	280.2	66.23
1979	267.2	45.80
1980	287.3	99.60
1981	280.7	28.70
1982	156.5	35.37
1986	698.2	193.51
1987	184.7	55.39
1988	595.2	242.21
1989	110.2	42.49
1990	523.9	248.07
1991	1 636.3	443.30
1992	1 168.0	172.49
1993	295.0	96.50
1994	212.8	53.55
1995	367.4	114.61
1996	144.6	57.43
1997	78.4	16.55
1998	261.9	66.17
1999	196.3	41.15
2000	46.8	18.62
2001	313.8	75.78
2002	319.6	153.79
2003	621.1	326.28
2004	824.5	384.45

Año	Q (m ³ /s)	V (Mm ³)
media	499.87	154.84
<i>MED</i>	340.60	111.40
<i>D.E.</i>	432.23	162.58
<i>Cs</i>	2.403	2.699
<i>Ck</i>	10.364	12.105

Estimación de la duración total (*D*)

Para la estimación o asignación de la tercera variable aleatoria, relativa a la duración total (*D*) de cada creciente anual en horas, se recurrió a la representación de los hidrogramas con la distribución de probabilidades Gamma de dos parámetros de ajuste, que fue propuesta por Ponce (1989), y aplicada y descrita por Aldama-Rodríguez y Ramírez-Orozco (1998).

Tal método comienza por estimar un tiempo al pico (t_p) anual con la expresión siguiente, la cual procede de los hidrogramas unitarios adimensionales definidos por Snider (1972), también citada por Aldama, Ramírez, Aparicio, Mejía-Zermeño y Ortega-Gil (2006):

$$t_p = ct \frac{3V}{4Q} \quad (53)$$

Cuando el volumen (*V*) de la creciente anual se expresa en millones de m³ (Mm³) y su gasto pico (*Q*) en m³/s, el coeficiente de transformación

(ct) de la ecuación anterior es 208.3333 con el tiempo al pico (t_p) en horas.

Ponce (1989) expone la ecuación analítica de los hidrogramas Gamma, función de los tiempos al pico (t_p), y al centroide de tal hidrograma (t_g):

$$Q = Q_p \left(\frac{t}{t_p} \right)^m \exp \left[\frac{t_p - t}{t_g - t_p} \right] \text{ para } t > 0 \quad (54)$$

Donde Q es el gasto; Q_p , el gasto pico; t_p , el tiempo al pico; t_g , el tiempo al centroide del hidrograma ($t_g > t_p$), y el exponente $m = t_p / (t_g - t_p)$. Los gastos tienen unidades de m^3/s , los tiempos están en segundos y los volúmenes en m^3 .

Integrando la ecuación anterior, se obtiene una expresión para el volumen (V), la cual se puede resolver por tanteos para estimar el t_g , ya que el volumen es dato (Aldama-Rodríguez & Ramírez-Orozco, 1998):

$$V = \int_0^{\infty} Q(t) \cdot dt = Q_p \cdot \exp(m) \left(\frac{1}{m} \right)^m (t_g - t_p) \cdot \Gamma(1 + m) \quad (55)$$

Para la estimación de la función Gamma $\Gamma(\omega)$ se utilizó la fórmula de Stirling (Davis, 1972):

$$\Gamma(\omega) \cong e^{-\omega} \cdot \omega^{\omega - \frac{1}{2}} \cdot (2\pi)^{1/2} \cdot F1 \quad (56)$$

Siendo:

$$F1 = \left(1 + \frac{1}{12 \cdot \omega} + \frac{1}{288 \cdot \omega^2} - \frac{139}{51840 \cdot \omega^3} - \frac{571}{2488320 \cdot \omega^4} + \dots \right) \quad (57)$$

Teniendo como datos Q y V de la Tabla 1, se estima el tiempo al pico (t_p) con la Ecuación (53) y después por tanteos el t_g con la Ecuación (55). Por último, se realizan las estimaciones del tiempo final ($t = t_f$), también por tanteos, hasta el 0.1% del gasto pico ($Q_p=Q$) con la Ecuación (54). En la Tabla 2 se exponen los resultados obtenidos para los datos de la Tabla 1.

Tabla 2. Tiempos al pico (t_p), al centroide (t_g) y al final (t_f) en los hidrogramas Gamma que representan a las crecientes anuales de la estación hidrométrica La Cuña, México.

Año	t_p horas	t_g horas	$t_f = D$ horas	Q_f m ³ /s
1947	39.009	49.56	169.0	0.79
1948	43.861	55.73	190.2	0.74
1949	45.507	57.82	197.4	0.51
1950	42.507	54.01	184.5	0.46
1951	56.544	71.84	245.0	0.41
1952	45.258	57.50	196.0	0.33
1953	86.210	109.53	374.0	0.35
1954	37.097	47.13	161.3	0.13
1955	61.386	77.99	266.2	0.69
1956	83.615	106.23	362.5	0.27
1957	48.074	61.08	207.7	0.20
1958	56.978	72.39	247.1	0.69
1959	29.305	37.23	127.2	0.34
1960	76.439	97.12	331.8	0.25

Año	t_p horas	t_g horas	$t_f = D$ horas	Q_f m³/s
1961	77.786	98.83	337.6	0.35
1962	33.695	42.81	146.2	0.32
1963	36.372	46.21	157.8	0.73
1964	65.030	83.03	286.4	0.26
1965	82.745	105.13	359.0	0.74
1966	91.121	115.77	395.6	0.46
1967	84.523	107.39	368.1	1.40
1968	76.271	96.90	331.3	0.32
1969	41.849	53.17	181.9	0.16
1970	51.211	65.06	222.1	0.76
1971	60.053	76.30	260.4	0.58
1972	28.665	36.42	124.6	0.19
1973	78.578	99.83	341.1	2.40
1974	58.253	74.01	252.8	0.24
1975	83.410	105.97	361.9	0.62
1976	80.052	101.71	347.2	1.37
1977	52.957	67.28	229.7	0.44
1978	49.243	62.56	213.7	0.28
1979	35.710	45.37	154.9	0.27
1980	72.224	91.76	313.3	0.29
1981	21.301	27.06	92.4	0.28
1982	47.085	59.82	204.2	0.16
1986	57.741	73.36	250.4	0.70
1987	62.477	79.38	272.0	0.18

Año	t_p horas	t_g horas	$t_f = D$ horas	Q_f m ³ /s
1988	84.779	107.71	368.0	0.59
1989	80.327	102.06	281.1	1.10
1990	98.647	125.33	428.2	0.52
1991	56.441	71.71	245.2	1.60
1992	30.767	39.09	133.4	1.17
1993	68.150	86.58	296.2	0.29
1994	52.426	66.61	227.9	0.21
1995	64.989	82.57	281.9	0.37
1996	82.743	105.12	360.6	0.14
1997	43.979	55.88	189.5	0.08
1998	52.636	66.87	228.6	0.26
1999	43.673	55.49	190.2	0.19
2000	82.888	105.30	360.4	0.05
2001	50.324	63.94	218.7	0.31
2002	100.249	127.37	435.1	0.32
2003	109.443	139.05	474.8	0.62
2004	97.142	123.42	421.5	0.82
MAX	109.443	139.05	474.8	2.40

Verificación de aleatoriedad de los registros

El Test de Wald-Wolfowitz es una prueba no paramétrica que ha sido utilizada por Bobée y Ashkar (1991), Rao y Hamed (2000), y Meylan *et al.* (2012), para verificar *independencia* y *estacionariedad* en registros de gastos máximos anuales (X_i). Por lo anterior, se propuso aplicar esta

prueba a los registros conjuntos de Q , V y D que deben ser muestras *aleatorias*.

Errores de ajuste

El primer criterio aplicado para la selección de la mejor FDP a unos datos o serie disponible fueron los llamados *errores de ajuste* (Kite, 1977; Willmott & Matsuura, 2005; Chai & Draxler, 2014). Este criterio y el descrito para evitar probabilidades negativas permitirán adoptar una FDP adecuada entre los diversos modelos probados.

Cambiando en las ecuaciones (40) y (41) las probabilidades observadas por los datos ordenados de la serie analizada (x_i , y_i o z_i) y las probabilidades calculadas por los valores estimados con la solución inversa de la FDP que se prueba o contrasta, se obtienen el error estándar de ajuste (*EEA*) y el error absoluto medio (*EAM*). Los valores que se estiman (\hat{x}_i , \hat{y}_i y \hat{z}_i) se buscan para la misma probabilidad de no excedencia, asignada a los datos con la fórmula empírica de Gringorten (Ecuación (38)).

Zhang y Singh (2007) también aplican otros dos estadísticos de calidad del ajuste: el primero, cuando las FDP se ajustan mediante el método de máxima verosimilitud emplean el criterio de información de Akaike (AIC, por sus siglas en inglés); el segundo fue el test de Kolmogorov-Smirnov, expuesto en la Ecuación (43).

Resultados y su discusión

Distribuciones marginales adoptadas

Verificación de la aleatoriedad de los registros

Los registros conjuntos de gasto máximo y volumen anual de la Tabla 1 y del tiempo final ($t_f = D$, en horas) de las columnas 4 y 9 de la Tabla 2 resultaron series *aleatorias*, cuyo estadístico (U) del Test de Wald-Wolfowitz resultó de 0.284, 0.213 y 1.139, respectivamente.

FDP de los gastos máximos y volúmenes anuales

Campos-Aranda (2024) procesó los registros de gasto máximo y volumen de la Tabla 1, con las tres FDP más convenientes de acuerdo con el diagrama de cocientes de momentos L de Hosking y Wallis (1997), y las distribuciones de Kappa y Wakeby. Todas las FDP aplicadas se ajustaron con el método de momentos L, excepto la Log-Pearson tipo III (LP3), que se ajustó por momentos en los dominios logarítmico y real.

Campos-Aranda (2024) encontró para los gastos máximos anuales que las dos mejores distribuciones, la Log-Normal y la General de Valores Extremos (GVE), reportan los errores de ajuste más bajos y similares; pero sus predicciones son elevadas en los cuatro periodos de retorno extremos ($Tr > 500$ años). Por otra parte, los errores de ajuste de la distribución Kappa son casi idénticos a los de la Log-Normal, pero con predicciones intermedias, y por ello fue la adoptada.

Los parámetros de ubicación (u_1), escala (a_1) y forma (k_1 y h_1) de la distribución Kappa seleccionada para los gastos máximos son 258.7462, 228.381, -0.2685394 y 0.2888472 , cuya expresión es:

$$F(x) = \left\{ 1 - h_1 \left[1 - \frac{k_1(x-u_1)}{a_1} \right]^{1/k_1} \right\}^{1/h_1} \quad (58)$$

Para los volúmenes anuales de la Tabla 1, Campos-Aranda (2024) encontró que la mejor distribución, la LP3, conduce a los errores de ajuste más bajos; pero sus predicciones son bastante menores que las de la GVE. En cambio, la distribución Kappa conduce a errores de ajuste bajos y sus predicciones son intermedias, por ello fue adoptada.

Los parámetros de ubicación (u_2), escala (a_2) y forma (k_2 y h_2) de la distribución Kappa adoptada para los volúmenes anuales son 60.39858, 78.31082, -0.3155518 y 0.4287021 , cuya expresión es:

$$F(y) = \left\{ 1 - h_2 \left[1 - \frac{k_2(y-u_2)}{a_2} \right]^{1/k_2} \right\}^{1/h_2} \quad (59)$$

FDP de las duraciones totales

Aplicando el criterio de la distancia absoluta ponderada, expuesto por Campos-Aranda (2024), al registro de duraciones totales (D) de las crecientes anuales de la Tabla 2, se obtuvo que las tres mejores FDP fueron la Pareto Generalizada (PAG), la LP3 y la GVE. Además, en la Tabla

3 se muestran los resultados de los modelos Log-Normal (LN3), Kappa y Wakeby.

Tabla 3. Errores de ajuste y predicciones (m^3/s) de las tres mejores FDP y tres de aplicación generalizada en el registro de duraciones de las crecientes anuales (D) de la estación hidrométrica La Cuña, México.

FDP	EEA (m^3/s)	EAM (m^3/s)	Periodos de retorno, en años					
			50	100	500	1 000	5 000	10 000
PAG	10.7	8.7	441	448	456	457	459	459
LP3	13.1	9.4	483	517	587	614	671	694
GVE	12.4	9.8	477	507	563	584	622	636
LN3	12.9	10.2	479	513	587	616	682	709
Kappa	9.4	7.8	453	466	482	486	491	492
Wakeby	10.6	8.3	448	458	468	470	473	473

Las FDP de la Tabla 3 definen para una probabilidad de no excedencia (p) del 1 % los valores siguientes: 123.1, 93.2, 76.4, 74.4, 110.5 y 126.9 horas, con lo cual el valor más bajo del registro de duraciones totales $D = 92.4$ horas de la Tabla 2 conduciría a un valor negativo de la probabilidad, excepto con los modelos GVE y LN3. Se adopta la distribución GVE por tener errores de ajuste menores que la función LN3.

Los parámetros de ubicación (u_3), escala (a_3) y forma (k_3) de la distribución GVE adoptada son 227.791, 86.95609, 0.1676378, cuya ecuación es:

$$F(z) = \exp \left\{ - \left[1 - k_3 \frac{(z-u_3)}{a_3} \right]^{1/k_3} \right\} \quad (60)$$

El valor positivo del k_3 indica una distribución Weibull con límite superior. En la Tabla 4 se exponen las predicciones obtenidas con las FDP adoptadas para los registros de Q , V y D de la Tabla 1 y Tabla 2.

Tabla 4. Predicciones obtenidas con las FDP adoptadas en los registros de Q , V y D de las crecientes anuales registradas en la estación hidrométrica La Cuña, México.

Registro	FDP	Periodos de retorno bajos, en años					Periodos de retorno altos, en años				
		2	5	10	25	50	100	500	1 000	5 000	10 000
Gasto pico (m ³ /s)	Kappa	372	692	971	1 419	1 835	2 335	3 920	4 844	7 784	9 489
Volumen (Mm ³)	Kappa	104	217	321	495	663	873	1 576	2 007	3 459	4 350
Duración (horas)	GVE	259	343	391	443	477	507	563	584	622	636

Estimación de las probabilidades empíricas

Estas probabilidades se estiman con base en la fórmula de Gringorten (Ecuación (38)) aplicada en el espacio tridimensional, según proceso descrito. Los resultados para la Ecuación (39) se exponen en la Tabla 5.

Tabla 5. Duración (D) estimada con el hidrograma tipo Gamma para las crecientes anuales de la estación hidrométrica La Cuña, México, su número de combinaciones Q , V y D menores en el espacio tridimensional y la probabilidad empírica observada (Ecuación (39)).

No.	D (horas)	$NQVD_i (W_i^o)$
1	169.0	8(0.1372)
2	190.2	12(0.2097)
3	197.4	12(0.2097)
4	184.5	8(0.1372)
5	245.0	17(0.3004)
6	196.0	9(0.1553)
7	374.0	28(0.5000)
8	161.3	1(0.0102)
9	266.2	24(0.4274)
10	362.5	17(0.3004)
11	207.7	7(0.1190)
12	247.1	21(0.3730)
13	127.2	3(0.0464)
14	331.8	12(0.2097)
15	337.6	25(0.4456)
16	146.2	3(0.0464)
17	157.8	6(0.1009)
18	286.4	13(0.2279)
19	359.0	37(0.6633)
20	395.6	34(0.6089)
21	368.1	47(0.8447)
22	331.3	21(0.3730)

No.	D (horas)	NQVD _i (W _i ^o)
23	181.9	2(0.0283)
24	222.1	19(0.3367)
25	260.4	22(0.3911)
26	124.6	1(0.0102)
27	341.1	41(0.7358)
28	252.8	9(0.1553)
29	361.9	34(0.6089)
30	347.2	40(0.7177)
31	229.7	17(0.3004)
32	213.7	9(0.1553)
33	154.9	2(0.0283)
34	313.3	17(0.3004)
35	92.4	1(0.0102)
36	204.2	3(0.0464)
37	250.4	22(0.3911)
38	272.0	5(0.0827)
39	368.0	35(0.6270)
40	281.1	2(0.0283)
41	428.2	36(0.6451)
42	245.2	26(0.4637)
43	133.4	4(0.0646)
44	296.2	17(0.3004)
45	227.9	8(0.1372)
46	281.9	20(0.3549)
47	360.6	5(0.0827)
48	189.5	1(0.0102)

No.	D (horas)	$NQVD_i (W_i^o)$
49	228.6	9(0.1553)
50	190.2	5(0.0827)
51	360.4	1(0.0102)
52	218.7	11(0.1916)
53	435.1	25(0.4456)
54	474.8	40(0.7177)
55	421.5	47(0.8447)
\bar{X}	265.6	-
MED	250.4	-
$D.E.$	91.6	-
Cs	0.272	-
Ck	2.359	-

Selección y ratificación de las FC bivariadas

Para la aplicación de la Ecuación (45) del periodo de retorno trivariado de tipo AND se requieren las FC bivariadas: $C(u,v)$, $C(u,w)$ y $C(v,w)$. En la parte superior de la Tabla 6 se citan las medidas de asociación y concordancia de las tres variables bivariadas, y posteriormente se indican los estadísticos de ajuste de las FC de Clayton, Frank, Gumbel-Hougaard y Joe, definidas en las ecuaciones (2) a (12).

Tabla 6. Errores de ajuste de las cuatro *FC* aplicadas a las tres variables *bivariadas* indicadas de las crecientes anuales de la estación hidrométrica La Cuña, México.

Medidas de asociación y errores de ajuste	Variables bivariadas		
	Q-V	Q-D	V-D
Coeficiente de correlación (r_{xy})	0.9302	0.1840	0.4648
Cociente tau de Kendall (τ_n)	0.7199	0.1367	0.4168
Coeficiente rho de Spearman (ρ_n)	0.9088	0.2116	0.5742
Dependencia observada (λ_U^{CFG})	0.7819	0.1835	0.4530
Cópula de Clayton			
Parámetro asociación(θ)	5.1394	0.3167	1.4296
Error medio estándar (<i>EME</i>)	0.0245	0.0276	0.0273
Error absoluto medio (<i>EAM</i>)	0.0190	0.0213	0.0215
Error máximo absoluto (<i>EMA</i>)	0.0714	0.0821	0.0627
Dependencia superior (λ_U)	0.0000	0.0000	0.0000
Cópula de Frank			
Parámetro asociación(θ)	12.3850	1.2490	4.3970
Error medio estándar (<i>EME</i>)	0.0227	0.0272	0.0258
Error absoluto medio (<i>EAM</i>)	0.0169	0.0210	0.0203
Error máximo absoluto (<i>EMA</i>)	0.0582	0.0772	0.0593
Dependencia superior (λ_U)	0.0000	0.0000	0.0000
Cópula de Gumbel-Hougaard			
Parámetro asociación(θ)	3.5697	1.1583	1.7148
Error medio estándar (<i>EME</i>)	0.0255	0.0289	0.0297
Error absoluto medio (<i>EAM</i>)	0.0192	0.0224	0.0223
Error máximo absoluto (<i>EMA</i>)	0.0676	0.0741	0.0792
Dependencia superior (λ_U)	0.7857	0.1808	0.5019
Cópula de Joe			
Parámetro asociación(θ)	5.8866	1.2786	2.3104
Error medio estándar (<i>EME</i>)	0.0289	0.0302	0.0340
Error absoluto medio (<i>EAM</i>)	0.0225	0.0233	0.0264
Error máximo absoluto (<i>EMA</i>)	0.0788	0.0733	0.0920
Dependencia superior (λ_U)	0.8750	0.2804	0.6501

En la Tabla 6 se observa que la *FC* de Frank conduce al mejor ajuste a los datos bivariados y la *FC* de Joe al peor ajuste. Al tomar en cuenta la dependencia observada (λ_{ij}^{CFG}) de las variables bivariadas, no existe duda para seleccionar la *FC* de Gumbel-Hougaard, que prácticamente reproduce dos de ellas y queda ligeramente excedida en las variables *V-D*.

Selección y ratificación de la *FC* trivariada

Funciones Cópula simétricas

Los datos *conjuntos* anuales de gasto máximo (*Q*), volumen escurrido (*V*) y duración total (*D*) del hidrograma de cada creciente, tomados de la Tabla 1 y Tabla 5, se ajustaron con las *FC* trivariadas ($d = 3$) de Clayton, Frank, Gumbel-Hougaard y de Joe, definidas por las ecuaciones (20), (24), (28) y (32). Tal ajuste se realizó por tanteos del valor del su parámetro de asociación (θ), buscando los menores errores de ajuste según las ecuaciones (40) a (42). Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 7.

Tabla 7. Indicadores estadísticos del ajuste de las funciones Cópula trivariadas *simétricas* indicadas en las crecientes anuales de la estación hidrométrica La Cuña, México.

Cópula	θ	EME	EAM	No.DP	No.DN	MDP	MDN
Clayton	1.959	0.0346	0.0275	18	37	0.1029	-0.0631
Frank	5.775	0.0300	0.0222	29	26	0.0832	-0.0659
G-H	2.100	0.0351	0.0246	31	24	0.0830	-0.0917
Joe	3.250	0.0419	0.0296	33	22	0.0692	-0.1196

DP, DN = diferencias positivas y negativas.

MDP, MDN = máxima diferencia positiva y negativa.

Por otra parte, la Ecuación (43) define a $D_n = 0.1831$ y como la diferencia máxima absoluta de la *FC* de Frank simétrica en la Tabla 7 es 0.0832, el test de Kolmogorov-Smirnov ratifica su adopción. El coeficiente de correlación (r_{xy}) entre las probabilidades empíricas (Tabla 5) y las teóricas, estimadas con la *FC* de Frank simétrica, resultó de 0.9927; por lo tanto, se tiene un muy buen ajuste.

Funciones Cópulas asimétricas

La aplicación de las *FC* asimétricas trivariadas, con dos parámetros de asociación (θ_1, θ_2), a los datos de las Tabla 1 y Tabla 5, se realizó con base en el algoritmo Complex de múltiples variables acotadas. Los valores iniciales en la *FC* de Clayton fueron 1.5 y 2.0; en la de Frank 3 y 7; en la de Gumbel-Hougaard 1.5 y 3.5, y en la de Joe 1.5 y 4.5. Los valores

óptimos encontrados de θ_1 y θ_2 y sus indicadores de ajuste se han concentrado en la Tabla 8.

Tabla 8. Indicadores estadísticos del ajuste de las funciones Cópula trivariadas *asimétricas* indicadas en las crecientes anuales de la estación hidrométrica La Cuña, México.

Cópula	No. EFO	θ_1	θ_2	EME	EAM	No. DP	No. DN	MDP	MDN
Clayton	37	0.9698	4.8490	0.0281	0.0208	24	31	0.0781	-0.0585
Frank	80	3.2736	11.1166	0.0255	0.0194	32	23	0.0657	-0.0567
G-H	39	1.3805	6.9013	0.0304	0.0226	32	23	0.0582	-0.0799
Joe	33	1.7483	8.7409	0.0351	0.0260	35	20	0.0635	-0.0953

EFO = evaluaciones de la función objetivo.

θ_1, θ_2 = parámetros de asociación de FC asimétrica.

Nuevamente, la FC de Frank define el mejor ajuste. Como ya se indicó, la Ecuación (43) define a $D_n = 0.1831$, y como la diferencia máxima absoluta de la FC de Frank asimétrica en la Tabla 8 es 0.0657, el test de Kolmogorov-Smirnov ratifica su adopción. El coeficiente de correlación (r_{xy}) entre las probabilidades empíricas (Tabla 5) y las teóricas, estimadas con la FC de Frank asimétrica, resultó de 0.9949; por lo tanto, se tiene un ajuste excelente.

Adopción de una *FC* trivariada

El resultado de la Tabla 6, de ser la *FC* de Gumbel-Hougaard la adoptada, debido a la reproducción que hace del valor de λ_{ij}^{CFG} para las tres bivariables *Q-V*, *Q-D* y *V-D*, orienta su selección para el caso trivariado.

Tal selección no se considera inapropiada, pues según se observa en la Tabla 7 y Tabla 8, tal *FC* de Gumbel-Hougaard muestra ajustes bastante similares a los de la *FC* de Frank simétrica y asimétrica. Lo anterior se verificó con base en los coeficientes de correlación entre las probabilidades empíricas (Tabla 5) y las teóricas trivariadas de la *FC* de Gumbel-Hougaard simétrica y asimétrica, cuyos valores fueron 0.9916 y 0.9939.

En la Tabla 9 y Tabla 10 se muestra una parte de las probabilidades de no excedencia trivariadas, empíricas observadas (w_i^o), tomadas de la Tabla 5, y las teóricas calculadas (w_i^e) con la *FC* de Gumbel-Hougaard simétrica y asimétrica. También se indican sombreadas las diferencias máximas positiva y negativa.

Tabla 9. Una parte de las probabilidades de no excedencia trivariadas y sus diferencias, calculadas con la *FC* de Gumbel-Hougaard *simétrica*, para las crecientes de anuales de la estación hidrométrica La Cuña, México.

No.	w_i^o	w_i^c	Diferencias
1	0.1372	0.1435	-0.0063
7	0.5000	0.4170	0.0830
10	0.3004	0.2701	0.0303
15	0.4456	0.3955	0.0501
19	0.6633	0.7550	-0.0917
25	0.3911	0.4446	-0.0535
30	0.7177	0.8057	-0.0880
35	0.0102	0.0087	0.0015
40	0.0283	0.0281	0.0002
45	0.1372	0.1021	0.0351
50	0.0827	0.0570	0.0257
55	0.8447	0.8380	0.0067

Tabla 10. Una parte de las probabilidades de no excedencia trivariadas y sus diferencias, calculadas con la *FC* de Gumbel-Hougaard *asimétrica*, para las crecientes de anuales de la estación hidrométrica La Cuña, México.

No.	w_i^o	w_i^c	Diferencias
1	0.1372	0.1264	0.0108
7	0.5000	0.4418	0.0582
10	0.3004	0.3018	-0.0014
15	0.4456	0.4154	0.0302
20	0.6089	0.5961	0.0128
25	0.3911	0.4142	-0.0231
29	0.6089	0.6888	-0.0799
35	0.0102	0.0044	0.0058
40	0.0283	0.0372	-0.0089
45	0.1372	0.1089	0.0283
50	0.0827	0.0549	0.0278
55	0.8447	0.8323	0.0124

Como ya se indicó, la Ecuación (43) define a $D_n = 0.1831$, y como las diferencias máximas absolutas de la Tabla 9 y Tabla 10 son 0.0917 y 0.0799, respectivamente, el test de Kolmogorov-Smirnov ratifica a las *FC* de Gumbel-Hougaard simétrica y asimétrica adoptadas. El contraste gráfico entre ambas probabilidades para ratificar su adopción se expone en la Figura 2 y Figura 3 para los datos completos de la Tabla 9 y Tabla 10.

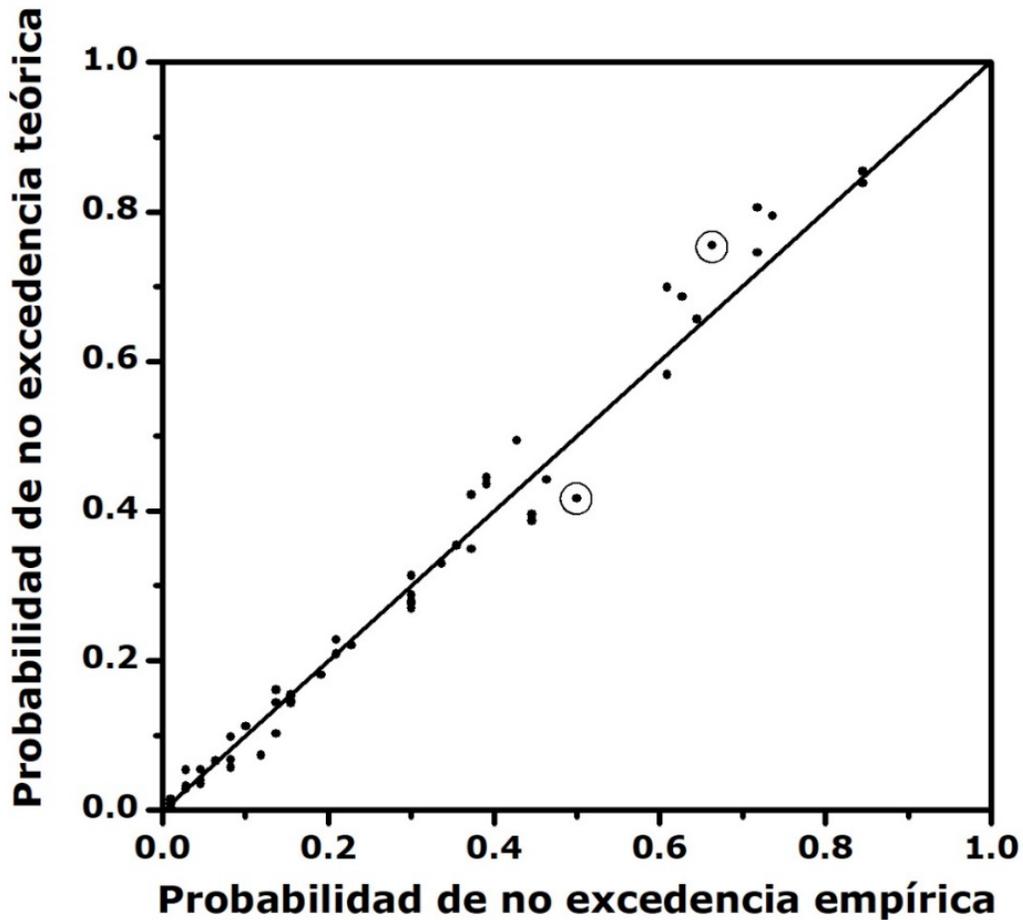


Figura 2. Contraste gráfico de probabilidades empíricas y teóricas estimadas con la *FC* de Gumbel-Hougaard trivariada *simétrica* para las crecientes anuales registradas en la estación La Cuña, México.

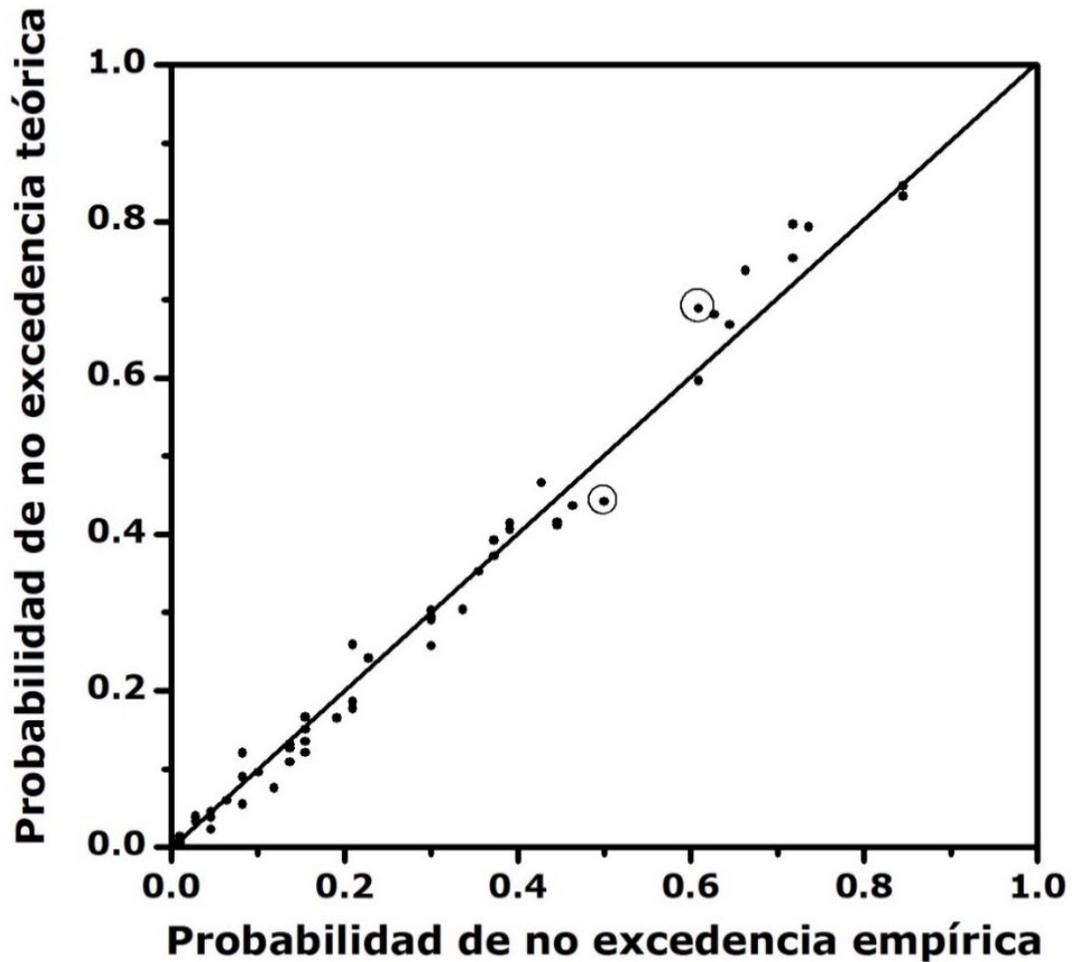


Figura 3. Contraste gráfico de probabilidades empíricas y teóricas estimadas con la *FC* de Gumbel-Hougaard trivariada *asimétrica* para las crecientes anuales registradas en la estación La Cuña, México.

Estimación de los periodos de retorno trivariados

Con base en las ternas de predicciones mostradas en la Tabla 4, se aplicaron las ecuaciones (44) y (45), para estimar los periodos de retorno conjuntos de tipo OR y AND, mostrados en la Tabla 11. En tales expresiones se aplican las *FC* de Gumbel-Hougaard bivariadas, definidas en la Tabla 6; la trivariada simétrica, cuyo parámetro de asociación (θ) está indicado en la Tabla 7; para *FC* trivariada asimétrica sus parámetros θ_1 y θ_2 se citaron en la Tabla 8. Para la estimación del periodo de retorno secundario (T_{KEN}) se aplicó la Ecuación (50) para la *FC* Gumbel-Hougaard.

Tabla 11. Periodos de retorno conjuntos de tipo OR, AND y secundario estimados con las *FC* trivariadas de Gumbel-Hougaard simétrica y asimétrica para las crecientes anuales de la estación hidrométrica La Cuña, México.

<i>Tr</i> (años)	Tipo de <i>Tr</i> con la <i>FC</i> simétrica			<i>FC</i> asimétrica	
	OR	Secundario	AND	OR	AND
2	1.5	3.8	3.9	1.4	3.7
5	3.2	11.3	17.1	3.1	15.0
10	6.2	23.9	44.8	6.0	37.2
25	15.0	61.5	137.0	14.6	107.2
50	29.9	124.1	294.5	29.0	226.9
100	59.7	249.4	613.7	58.0	469.3
500	295.1	1 251.8	3 216.5	285.5	2 358.0
1 000	596.1	2 504.1	6 335.8	579.2	4 836.3
5 000	2 957.4	12 529.7	32 202.0	2 865.9	23 899.2
10 000	5 938.8	25 040.6	64 035.2	5 771.3	48 771.0

La similitud entre los periodos de retorno *trivariados* o *conjuntos* de tipo OR de la Tabla 11 es notable, resultando ligeramente inferiores los estimados con la *FC* asimétrica; por lo tanto, los más exactos. Para los de tipo AND, se tienen mayores diferencias y, lógicamente, los más confiables son los estimados con la *FC* asimétrica.

La semejanza que mostraron los periodos de retorno trivariados de tipo OR permite considerar que la *FC* de Gumbel-Hougaard trivariada *simétrica* ofrece una descripción aceptable y confiable de los datos conjuntos trivariados, y por lo tanto el periodo de retorno *secundario* se puede utilizar para obtener los eventos de diseño conjuntos, cuyas variables Q , V y D se obtendrán con las funciones o distribuciones marginales.

Estimación de los eventos de diseño

Suponiendo que en las cercanías de aguas abajo de la estación hidrométrica La Cuña y sobre el Río Verde se van a construir diques para protección de planicies de inundación con fines agrícolas e industriales y un puente para cruzarlo, entonces se requiere estimar *eventos de diseño* con periodos de retorno conjuntos o trivariados de 50, 100, 500 y 1 000 años. Además, se realizará una revisión de la seguridad hidrológica del embalse en proyecto, en el sitio de la estación de aforos, con periodos de retorno conjuntos de 5 000 y 10 000 años. Por lo anterior, es necesario estimar ternas de Q , V y D con los seis periodos de retorno conjuntos T_{KEN} citados.

Con base en la Ecuación (50) de la distribución de Kendall trivariada, establecida para la *FC* de Gumbel-Hougaard, se buscó por tanteos el periodo de retorno univariado (Tr) y su respectiva probabilidad de no excedencia (s), que definen un periodo de retorno *secundario* igual al conjunto o trivariado de diseño. Encontrado tal valor de la variable unitaria (s), se obtienen con las soluciones inversas de las distribuciones marginales (ecuaciones (58) a (60)), las variables Q , V y D respectivas. En la Tabla 12 se exponen los resultados.

Tabla 12. Eventos de diseño obtenidos para el periodo de retorno secundario indicado en las crecientes anuales de la estación hidrométrica La Cuña, México.

Tr de diseño secundario	Tr univariado		Eventos de diseño		
	(años)	Prob. s	Q (m^3/s)	V (Mm^3)	D (horas)
50	20	0.950	1 300	448	431
100	40	0.9750	1 693	605	466
500	200	0.9950	2 935	1 132	533
1 000	400	0.9975	3 657	1 456	556
5 000	1 996	0.9994989	5 952	2 542	601
10 000	3 989	0.9997493	7 288	3 208	617

Estimación de periodos de retorno condicionales

De acuerdo con Grimaldi y Serinaldi (2006b), y Ma *et al.* (2013), una *probabilidad condicional (PC)* interesante está definida por la Ecuación (52) y para el caso estudiado su planteamiento será el siguiente:

$$P(V \leq v, D \leq d | Q \geq q) = PC_{1,2} = \frac{C(v,w) - C(u,v,w)}{1-u} \quad (61)$$

Esta expresión permite encontrar por tanteos los valores del volumen (V) y la duración (D), dado que ha ocurrido un gasto máximo (Q) de un determinado periodo de retorno, el cual debe ser igualado por el *periodo de retorno condicional* siguiente, función de la $PC_{1,2}$:

$$Tr_{1,2} = 1/(1 - PC_{1,2}) \quad (62)$$

En la Ecuación (61), u , v y w se calculan para los valores de Q , V y D con las FDP marginales, según las ecuaciones (58) a (60). En la Ecuación (61), $C(v,w)$ es la *FC* de Gumbel-Hougaard bivariada, definida en la Tabla 6 con $\theta = 1.7148$ y $C(u,v,w)$; son las *FC* de Gumbel-Hougaard trivariadas simétrica ($\theta = 2.1$) y asimétrica ($\theta_1 = 1.3805$ y $\theta_2 = 6.9013$), las que definen las $PC_{1,2}$. Los resultados para los cuatro periodos de retorno indicados se tienen en la Tabla 13.

Tabla 13. Valores de parejas de V y D condicionados a la ocurrencia de Q , cuyo periodo de retorno se indica para las crecientes anuales de la estación La Cuña, México.

Variable aleatoria	Periodos de retorno del Q en años.			
	10	25	50	100
Q (m^3/s) asignado	971	1 419	1 835	2 335
V (Mm^3) buscado	1 500	2 500	3 500	4 500
D_1 (horas) buscada	507	600	651	654
D_2 (horas) buscada	494	594	649	651

En la Tabla 13, los valores altos de la duración (D_1) se estimaron con la *FC* de Gumbel-Hougaard trivariada simétrica y los bajos (D_2) con la *FC* asimétrica.

Conclusiones

Los análisis de frecuencias de crecientes *trivariados* de las variables gasto máximo (Q), volumen escurrido (V) y duración total (D) permitirán una estimación más exacta del hidrograma de la creciente de diseño, asociada con un periodo de retorno conjunto.

En este estudio, para procesar los registros anuales conjuntos de Q y V disponibles, se asignó como tercera variable de las crecientes a D , estimada con el hidrograma de tipo Gamma, para un gasto final del 0.1 % del Q .

El uso de las funciones Cópula (*FC*) en los análisis de frecuencias multivariados permite construir la distribución multivariada a partir de las

funciones marginales. Por lo anterior, las distribuciones de probabilidad idóneas de Q , V y D se definen con la máxima precisión posible, y pueden ser diferentes y de cualquier tipo.

La estimación del periodo de retorno trivariado de tipo AND requiere de las distribuciones bivariadas en el caso estudiado de las variables conjuntas Q - V , Q - D y V - D . Por lo anterior, primero se buscan FC que reproduzcan la dependencia observada (λ_U^{CFG}) y muestren un buen ajuste con las variables conjuntas citadas.

En la aplicación numérica descrita, con 55 crecientes anuales registradas en la estación de aforos La Cuña, de la Región Hidrológica No. 12-3 (río Santiago), México, se emplearon las siguientes cuatro familias de FC : Clayton, Frank, Gumbel-Hougaard y Joe.

Para las ternas de datos anuales de Q , V y D , se aplicaron FC de Arquímedes multivariadas simétricas con un parámetro de asociación (θ) y trivariadas asimétricas con dos parámetros de asociación (θ_1 , θ_2) de las familias citadas. Finalmente, se estimaron periodos de retorno conjuntos de tipo OR, AND y Kendall. Estos últimos permiten obtener los eventos de diseño de Q , V y D mostrados en la Tabla 12.

Los análisis de frecuencias de crecientes trivariados descritos tienen gran sencillez y no presentan complicaciones de cómputo cuando se realizan con base en las FC .

Referencias

- AghaKouchak, A., Sellars, S., & Sorooshian, S. (2013). Chapter 6. Methods of tail dependence estimation. In: AghaKouchak, A., Easterling, D., Hsu, K., Schubert; S., & Sorooshian, S. (eds.). *Extremes in a changing climate* (pp. 163-179). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Aldama, A. A., Ramírez, A. I., Aparicio, J., Mejía-Zermeño, R., & Ortega-Gil, G. E. (2006). *Seguridad hidrológica de las presas en México*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Aldama-Rodríguez, A. A., & Ramírez-Orozco, A. I. (1998). Parametrización de hidrogramas mediante interpolantes hermitianos. *Ingeniería Hidráulica en México*, 13(3), 19-28.
- Barbe, P., Genest, C., Ghoudi, K., & Rémillard, B. (1996). On Kendall's Process. *Journal of Multivariate Analysis*, 58(2), 197-229.
- Bobée, B., & Ashkar, F. (1991). Chapter 1. Data requirements for hydrologic frequency analysis. In: *The Gamma family and derived distributions applied in hydrology* (pp. 1-12). Littleton, USA: Water Resources Publications.
- Box, M. J. (1965). A new method of constrained optimization and a comparison with other methods. *Computer Journal*, 8(1), 42-52.
- Bunday, B. D. (1985). Theme 6.2. The Complex method. In: *Basic optimisation methods* (pp. 98-106). London, England: Edward Arnold publishers, Ltd.

- Campos-Aranda, D. F. (2024). Análisis de frecuencias bivariado de Crecientes Anuales mediante enfoque práctico de las funciones Cópula. *Tecnología y ciencias del agua*, 15(2), 1-56. DOI: 10.24850/j-tyca-15-02-01
- Campos-Aranda, D. F. (2003). Capítulo 7. Integración numérica y Capítulo 9. Optimización numérica. En: *Introducción a los métodos numéricos: software en Basic y aplicaciones en hidrología superficial* (pp. 137-153, 172-211). San Luis Potosí, México: Editorial Universitaria Potosina.
- Chai, T., & Draxler, R. R. (2014). Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)? Arguments against avoiding RMSE in the literature. *Geoscientific Model Development*, 7(3), 1247-1250. DOI: 10.5194/gmd-7-1247-2014
- Chen, L., & Guo, S. (2019). Chapter 2. Copula theory, and Chapter 3. Copula-based Flood Frequency Analysis. *Copulas and its application in Hydrology and Water Resources* (pp. 13-38, 39-71). Gateway East, Singapore: Springer.
- Chowdhary, H., & Singh, V. P. (2019). Chapter 11. Multivariate frequency distributions in hydrology. In: Teegavarapu, R. S. V., Salas, J. D., & Stedinger, J. R. (eds.). *Statistical analysis of hydrologic variables* (pp. 407-489). Reston, USA: American Society of Civil Engineers.
- Davis, P. J. (1972). Chapter 6. Gamma Function and related functions. In: Abramowitz, M., & Stegun, I. A. (eds.). *Handbook of mathematical functions* (pp. 253-296). New York, USA: iDover Publications.

- Davis, P. J., & Polonsky, I. (1972). Chapter 25. Numerical interpolation, differentiation and integration. In: Abramowitz, M., & Stegun, I. A. (eds.). *Handbook of mathematical functions* (pp. 875-926). New York, USA: Dover Publications.
- Dupuis, D. J. (2007). Using Copulas in hydrology: Benefits, cautions, and issues. *Journal of Hydrologic Engineering*, 12(4), 381-393. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2007)12:4(381)
- Favre, A. C., El Adlouni, S., Perreault, L., Thiémonge, N., & Bobée, B. (2004). Multivariate hydrological frequency analysis using copulas. *Water Resources Research*, 40(1), 1-12. DOI: 10.1029/2003WR002456
- Frahm, G., Junker, M., & Schmidt, R. (2005). Estimating the tail-dependence coefficient: Properties and pitfalls. *Insurance: Mathematics and Economics*, 37(1), 80-100. DOI: 10.1016/j.insmatheco.2005.05.008
- Genest, C., & Favre, A. C. (2007). Everything you always wanted to know about Copula modeling but were afraid to ask. *Journal of Hydrologic Engineering*, 12(4), 347-368. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2007)12:4(347)
- Genest, C., & Chebana, F. (2017). Copula modeling in hydrologic frequency analysis. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology* (pp. 30.1-30.10), 2nd ed. New York, USA: McGraw-Hill Education.
- Goel, N. K., Seth, S. M., & Chandra, S. (1998). Multivariate modeling of flood flows. *Journal of Hydraulic Engineering*, 124(2), 146-155. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9429(1998)124:2(146)

- Gómez, J. F., Aparicio, M., & Patiño, C. (2010). Capítulo 6. Análisis de frecuencias bivariado para la estimación de avenidas de diseño. En: *Manual de análisis de frecuencias en hidrología* (pp. 106-127). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Gräler, B., van den Berg, M. J., Vandenberghe, S., Petroselli, A., Grimaldi, S., De Baets, B., & Verhoest, N. E. C. (2013). Multivariate return periods in hydrology: A critical and practical review focusing on synthetic design hydrograph estimation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(4), 1281-1296. DOI: 10.5194/hess-17-1281-2013
- Grimaldi, S., & Serinaldi, F. (2006a). Design hyetograph analysis with 3-copula function. *Hydrological Sciences Journal*, 51(2), 223-238. DOI: 10.1623/hysj.51.2.223
- Grimaldi, S., & Serinaldi, F. (2006b). Asymmetric copula in multivariate flood frequency analysis. *Advances in Water Resources*, 29(8), 1155-1167. DOI: 10.1016/j.advwatres.2005.09.005
- Hosking, J. R., & Wallis, J. R. (1997). Appendix: L-moments for some specific distributions. In: *Regional Frequency Analysis. An approach based on L-moments* (pp. 191-209). Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Joe, H. (1993). Parametric families of multivariate distributions with given margins. *Journal of Multivariate Analysis*, 46(2), 262-282.
- Kite, G. W. (1977). Chapter 12. Comparison of frequency distributions. *Frequency and risk analyses in hydrology* (pp. 156-168). Fort Collins, USA: Water Resources Publications.

- Ma, M., Song, S., Ren, L., Jiang, S., & Song, J. (2013). Multivariate drought characteristics using trivariate Gaussian and Student t copulas. *Hydrological Processes*, 27(8), 1175-1190. DOI: 10.1002/hyp.8432
- Meylan, P., Favre, A. C., & Musy, A. (2012). Chapter 3. Selecting and checking data series and Theme 9.2. Multivariate Frequency Analysis using Copulas. In: *Predictive hydrology. A frequency analysis approach* (pp. 29-70, 164-176). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Nelsen, R. B. (2006). Chapter 2. Definitions and Basic Properties. In: *An introduction to Copulas* (pp. 7-49), 2nd ed. New York, USA: Springer Series in Statistics.
- Nieves, A., & Domínguez, F. C. (1998). Secciones 6.2 y 6.3. Cuadratura de Gauss e Integrales múltiples (pp. 416-434). En: *Métodos numéricos aplicados a la Ingeniería*. México, DF, México: Compañía Editorial Continental.
- Ponce, V. M. (1989). Section 2.4. Runoff. In: *Engineering hydrology. principles and practices* (pp. 62-84). Englewood Cliffs, USA: Prentice Hall.
- Poulin, A., Huard, D., Favre, A. C., & Pugin, S. (2007). Importance of tail dependence in bivariate frequency analysis. *Journal of Hydrologic Engineering*, 12(4), 394-403. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2007)12:4(394)
- Rao, A. R., & Hamed, K. H. (2000). Theme 1.8. Tests on hydrologic data. In: *Flood frequency analysis* (pp. 12-21). Boca Raton, USA: CRC Press.

- Salvadori, G., De Michele, C., Kottegoda, N. T., & Rosso, R. (2007). Chapter 3. Bivariate analysis via Copulas and Appendix C. Families of Copulas. In: *Extremes in Nature. An approach using Copulas* (pp. 131-175, 233-269). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Salvadori, G., De Michele, C., & Durante, F. (2011). On the return period and design in a multivariate framework. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(11), 3293-3305. DOI: 10.5194/hess-15-3293-2011
- Salvadori, G., & De Michele, C. (2007). On the use of Copulas in Hydrology: Theory and Practice. *Journal of Hydrologic Engineering*, 12(4), 369-380. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2007)12:4(369)
- Salvadori, G., & De Michele, C. (2004). Frequency analysis via copulas: Theoretical aspects and applications to hydrological events. *Water Resources Research*, 40(W12511), 1-17. DOI: 10.1029/2004WR003133
- Serinaldi, F. (2015). Dismissing return periods! *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 29(4), 1179-1189. DOI: 10.1007/s00477-014-0916-1
- Shiau, J. T., Wang, H. Y., & Tsai, C. T. (2006). Bivariate frequency analysis of floods using copulas. *Journal of the American Water Resources Association*, 42(6), 1549-1564. DOI: 10.1111/j.1752-1688-2006.tb06020.x
- Snider, D. (1972). Chapter 16. Hydrographs. In: *National Engineering Handbook, Section 4: Hydrology* (pp. 16.1-16.26). Washington, DC, USA: Soil Conservation Service, U. S. Department of Agriculture.

- Stegun, I. A. (1972). Chapter 27. Miscellaneous functions. In: Abramowitz, M., & Stegun, I. A. (eds.). *Handbook of mathematical functions* (pp. 997-1010). New York, USA: Dover Publications.
- Willmott, C. J., & Matsuura, K. (2005). Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. *Climate Research*, 30(1), 79-82. DOI: 10.3354/cr030079
- Xu, C., Yin, J., Guo, S., Liu, Z., & Hong, X. (2016). Deriving design flood hydrograph based on conditional distribution: A case study of Danjiangkou reservoir in Hanjiang basin. *Mathematical Problems in Engineering*, 2016 (4319646), 1-16. DOI: 10.1155/2016/4319646
- Yue, S., Ouarda, T. B. M. J., Bobée, B., Legendre, P., & Bruneau, P. (1999). The Gumbel mixed model for flood frequency analysis. *Journal of Hydrology*, 226(1-2), 88-100.
- Yue, S. (2000). Joint probability distribution of annual maximum storm peaks and amounts as represented by daily rainfalls. *Hydrological Sciences Journal*, 45(2), 315-326. DOI: 10.1080/02626660009492327
- Yue, S., & Rasmussen, P. (2002). Bivariate frequency analysis: Discussion of some useful concepts in hydrological application. *Hydrological Processes*, 16(14), 2881-2898. DOI:10.1002/hyp.1185
- Zhang, L., & Singh, V. P. (2007). Trivariate flood frequency analysis using the Gumbel-Hougaard Copula. *Journal of Hydrologic Engineering*, 12(4), 431-439. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2007)12:4(431)

- Zhang, L., & Singh, V. P. (2019). Chapter 3. Copulas and their properties and Chapter 4. Symmetric Archimedean copulas. In: *Copulas and their applications in water resources engineering* (pp. 62-122, 123-171). Cambridge, United Kingdom. Cambridge University Press.
- Zhang, L. & Singh, V. P. (2006). Bivariate flood frequency analysis using the Copula method. *Journal of Hydrologic Engineering*, 11(2), 150-164. DOI: 10.1061/(ASCE)1084-0699(2006)11:2(150)

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-05-03

Artículos

La valoración plural de un río de flujo libre: análisis comparativo entre dos comunidades usando redes semánticas

The social valuation of a free-flowing river: A comparative analysis between two communities using semantic networks

Aurora Cortés-Espino¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6863-3184>

Alfonso Langle-Flores², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2585-8049>

Carlos Gauna-Ruíz-de-León³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8325-9397>

Rosa María Chávez-Dagóstico⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9063-2957>

¹Escuela Superior en Desarrollo Sustentable, Universidad Autónoma de Guerrero, Guerrero, México, aurocortz@gmail.com

²Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Jalisco, México, alfonsolangle@gmail.com

³Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Jalisco, México, carlos.gauna@academicos.udg.mx



⁴Centro Universitario de la Costa, Universidad de Guadalajara, Jalisco, México, rosa.cdagostino@academicos.udg.mx

Autor para correspondencia: Alfonso Langle-Flores, alfonsolangle@gmail.com

Resumen

Los ríos de flujo libre (RFL) se caracterizan por su conectividad fluvial íntegra y por proveer múltiples beneficios a las comunidades asentadas en ellos. Sin embargo, a nivel mundial estos tipos de ríos se encuentran amenazados por la construcción de obras de infraestructura. En ocasiones, la pluralidad de valores que las comunidades le atribuyen a estos ríos no se toma en cuenta, particularmente al momento de planificar proyectos de desarrollo, lo que podría detonar conflictos ambientales. Se analizaron los valores sociales asociados con el río Los Horcones (RLH) entre dos localidades, río arriba (Las Juntas y Los Veranos) y río abajo (Boca de Tomatlán). A partir del análisis de 35 entrevistas y el uso redes semánticas, se encontró que ambas comunidades tienen un interés común por la protección y conservación del río Los Horcones. Sin embargo, se observa una ponderación diferencial de valores específicos por localidad. Río abajo (Boca de Tomatlán) predominan los valores intrínsecos y relacionales, dado que el RLH es fundamental para la diversificación de sus medios de vida. En contraste, río arriba (Las Juntas y Los Veranos) predominan los valores relacionales e instrumentales debido a la dependencia económica del turismo de naturaleza que se realiza en el RLH. El reconocimiento de la pluralidad de valores asociados

con los ríos de flujo libre es esencial para la formulación de estrategias de manejo y conservación de los recursos hídricos.

Palabras clave: agua dulce, análisis de redes sociales, análisis de redes semánticas, cuencas, servicios ecosistémicos, ríos, ríos de flujo libre, valoración de la naturaleza, valoración plural.

Abstract

Free-flowing rivers (FFRs) are characterized by their integrated river connectivity and their potential to provide multiple benefits to communities settled along them. Nevertheless, the construction of infrastructure poses a threat to these types of rivers on a worldwide scale. Often in planning development projects, the plurality of values that communities assign to these rivers are disregarded, which could trigger environmental conflicts. This study analyzed the social values associated with the Los Horcones River (LHR) between two localities, one downstream (Boca de Tomatlán) and one upstream (Las Juntas y Los Veranos). Based on the analysis of thirty-five interviews and the use of semantic networks, we found that both communities have a common interest in the protection and conservation of the Los Horcones River. However, there is a differential weighting of specific values by locality. Downstream (Boca de Tomatlán) intrinsic and relational values prevail, given that the LHR is fundamental to their diversified livelihood. In contrast, upstream (Las Juntas y Los Veranos) relational and instrumental values dominate due to their economic dependence on the nature tourism that takes place in LHR. The recognition of the plurality of values

associated with free-flowing rivers is essential for the formulation of water resource management and conservation strategies.

Keywords: Freshwater, ecosystem services, free-flowing rivers, rivers, nature valuation, plural valuation, social network analysis, semantic network analysis, watersheds.

Recibido: 18/01/2023

Aceptado: 18/04/2023

Publicado Online: 17/05/2023

Introducción

Las causas de la crisis mundial de la biodiversidad está fuertemente vinculada con las formas en cómo se valora la naturaleza en las decisiones políticas y económicas (IPBES, 2022). En ocasiones, la pluralidad de significados, valores y usos asociados que las comunidades aledañas otorgan a los ríos de flujo libre (RFL) no se toman en cuenta al momento de planificar y aprobar proyectos de infraestructura (Ioris, 2012). Así, la falta de identificación del valor social que tienen los recursos hídricos para los habitantes podría ser un detonante de conflictos socioambientales (Kati & Jari, 2016; Opperman, Grill, & Hartmann, 2015; Tabi & Wüstenhagen, 2017; Valencia-Vargas, 2015).

Valorar los servicios ecosistémicos es un reto por su intangibilidad y la complejidad de relaciones que ocurren dentro de los socioecosistemas, y constituye un proceso intencional para hacer

explícitos los valores que los individuos y comunidades tienen hacia la naturaleza en función de las contribuciones que reciben y la forma en que se relacionan con ella (IPBES, 2022). La valoración se ha sustentado principalmente en lo ecológico y económico (Van Riper, Kyle, Sherrouse, Bagstad, & Sutton, 2017), y de forma sistemática se ha estudiado poco el valor social, el cual está constituido por las emociones, sentimientos, recuerdos o motivaciones asociadas con un determinado lugar o bien natural (Kati & Jari, 2016). Para Felipe-Lucia, Comin y Escalera-Reyes (2015), el valor social es el que la sociedad atribuye a cada servicio ecosistémico. Dicho valor tiene una dimensión económica (oportunidades laborales, potencial turístico, regeneración del área) y una dimensión intangible no financiera (valores asociados con la calidad de vida, como la seguridad alimentaria, la inclusión social, el sentido de lugar e identificación de un estilo de vida) (Saxon, 2005).

Estas definiciones pueden integrarse en la definición de valores específicos: "se refieren a cómo las personas expresan la importancia de elementos particulares o relaciones con la naturaleza en situaciones y contextos dados" (Anderson *et al.*, 2022, p. 4; Arias-Arévalo, Martín-Lopez, & Gomez-Baggethun, 2017). Arias-Arévalo *et al.* (2017) clasifican los valores específicos en tres dominios de valor:

1. Intrínseco: el valor de la naturaleza, los ecosistemas o la vida como fines en sí mismos, independientemente de su utilidad para los humanos.
2. Instrumental: el valor de una entidad como mero medio para un fin.

3. Relacional: importancia atribuida a las relaciones y responsabilidades significativas entre los seres humanos, y entre los seres humanos y la naturaleza (Arias-Arévalo *et al.*, 2017, p. 2).

Por su parte, “los valores articulados son las expresiones concretas de los dominios de valor derivados de los procesos de valoración” (Arias-Arévalo, Gómez-Baggethun, Martín-López, & Pérez-Rincón, 2018, p. 33).

La valoración de los servicios ecosistémicos que brindan los ríos ha tenido múltiples objetivos y enfoques metodológicos (Felipe-Lucia *et al.*, 2015). Destaca la valoración por métodos cuantitativos, como la valoración económica y ecológica (Van Riper *et al.*, 2017). En cuanto a la valoración social, predominan los estudios cualitativos con enfoques participativos y deliberativos (Jorda-Capdevila *et al.*, 2021). Existen también estudios que combinan el enfoque cualitativo con el uso de sistemas de información geográfica (SIG), combinan el uso de SIG para mapear los valores sociales con métodos de valoración económica (Zhang, Yu, Wu, Pereira, & Borja, 2020).

Los RFL son socioecosistemas híbridos, donde la presencia, la ausencia y los flujos de agua no están impulsados únicamente por fuerzas hidrológicas neutrales, sino que se rigen por valores sociales, relaciones e intereses socioeconómicos (Shah & Rodina, 2018). Los ríos son unidades cíclicas esenciales para la existencia de los seres vivos, que brindan múltiples beneficios a la sociedad (Mendoza-Cariño *et al.*, 2014). Los ríos también son el eje de los asentamientos humanos; contribuyen a la economía, dado que permiten la producción del 25 % de los alimentos, y generan actividades comerciales y turísticas (Getzner, 2015; Opperman *et al.*, 2018). Tanto la cultura como el sentido espiritual y

psicológico de los seres humanos también son fomentadas por los ríos (Ávila-García, 2006).

Los RFL también proporcionan diversos beneficios (servicios ecosistémicos) a la sociedad, como la recarga de aguas subterráneas y la regulación de inundaciones, entre otros (MEA, 2005; Perry, Harrison, Fernandes, Burnham, & Nichols, 2021). Estos ríos se caracterizan por mantener su conectividad fluvial íntegra (sin interrupciones por embalses y represas). En dichos efluvios se mantiene el intercambio libre de agua, energía, materiales y especies dentro del sistema fluvial y los paisajes circundantes (Grill *et al.*, 2019). En síntesis, dichos ríos proveen beneficios ambientales, sociales y económicos a la sociedad, por lo que tienen un alto valor intergeneracional (Corraliza & Collado, 2019; Jackson, Stoeckl, Straton, & Stanley, 2008; Kati & Jari, 2016; Khan, Lei, Ali, Ali, & Zhao, 2019).

Sin embargo, los RFL están comprometidos por actividades antrópicas de diversa índole (agrícolas, turísticas, energía, etc.). En ese sentido, se estima que para el año 2050 muchos de los RFL del mundo estarán sujetos a la construcción de represas hidroeléctricas (UNESCO, 2021). Estas obras de infraestructura pueden generar impactos negativos en las cuencas hidrológicas, como la reducción del caudal hidrológico, lo que ocasiona retención de sedimentos necesarios para la vida acuática y la producción agrícola. Estas obras además limitan el tránsito de especies migratorias acuáticas y ribereñas, lo que genera pérdida de la biodiversidad y alteración del paisaje (Perry *et al.*, 2021). Por último, los embalses generan impactos psicológicos y sociales en las localidades ribereñas al ver mermados sus medios de vida, como la agricultura y la

pesca, así como alteraciones en la calidad del agua para uso humano (Sousa, Botelho, Pinto, & Valente, 2019).

Los Horcones es un RFL, principal fuente de agua para los habitantes de las localidades Las Juntas y Los Veranos (río arriba), en el municipio de Cabo Corrientes, y Boca de Tomatlán (río abajo), en el municipio de Puerto Vallarta. Su belleza paisajística es un atractivo para las actividades turísticas, uno de los motores económicos de ambas localidades. Este río es impactado por actividades sociales y económicas, como descargas de aguas residuales, tomas de agua no reguladas, uso del cauce como estacionamiento de embarcaciones. Además, estos impactos negativos pueden magnificarse por la propuesta de construcción de una minicentral hidroeléctrica en su cauce, lo que ha generado movilizaciones sociales y litigios legales para evitar dicha obra (Guzmán-Mejía, Márquez-Rangel, & Ibarra-Rubio, 2021).

Determinar y comprender el valor social de los RFL puede contribuir a la definición de prioridades de protección y restauración de los ecosistemas fluviales (Khan *et al.*, 2019). Así, es urgente identificar los valores sociales atribuidos a los RFL para definir estrategias de manejo y conservación de los recursos hídricos. El objetivo de este estudio es analizar los valores sociales que dos comunidades vecinas le atribuyen a un río RFL. Para tal fin en este trabajo: a) se comparan las propiedades globales y nodales entre las redes semánticas del discurso de las dos localidades; b) se clasifica el discurso de cada localidad usando algoritmos de modularidad; c) se evalúan los valores intrínsecos, relacionales e instrumentales que las dos localidades le atribuyen al río los Horcones.

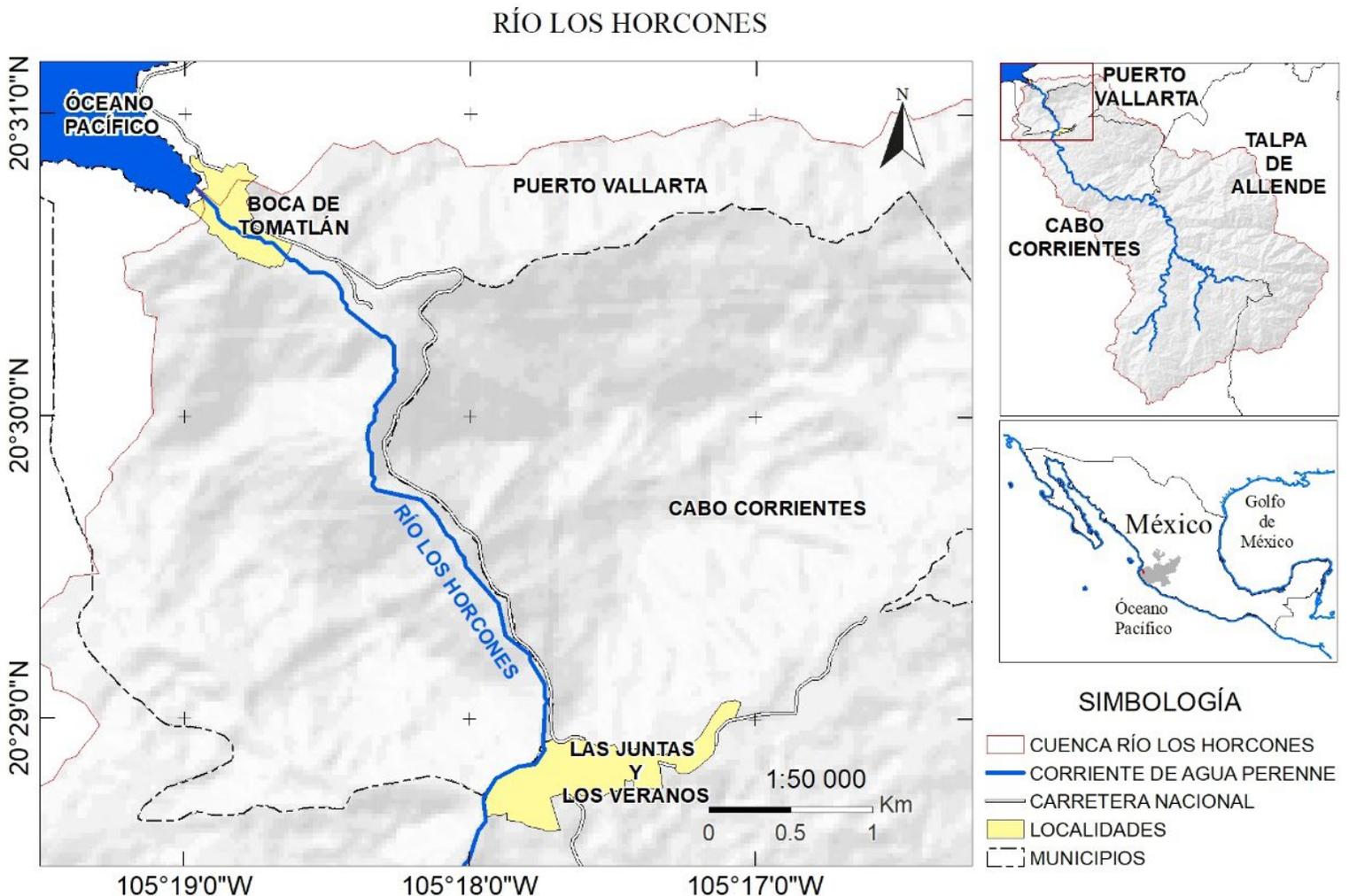
La originalidad de este estudio es la valoración holística de bienes que no tienen valor de mercado, como los servicios ecosistémicos, esto es, cómo las comunidades se apropian de un territorio fluvial otorgándole sentido social. La principal contribución de este trabajo es la integración entre tres elementos: 1) la clasificación de valores sociales propuesta por Arias-Arévalo *et al.* (2017); 2) los grupos temáticos que emergen del análisis del discurso de cada localidad, usando redes semánticas, y 3) los ejemplos de valores sociales sobre el río en palabras de los habitantes locales. Este estudio es pionero en la visualización de los valores, interés y visiones contrastantes de dos comunidades sobre un RFL y sus amenazas, que antecede el desarrollo potencial de un proyecto hidroeléctrico en la zona.

Materiales y métodos

Sitio de estudio

El río Los Horcones se ubica en la subcuenca Tecomala (RH13Aa), que pertenece a la Región Hidrológica No. 13 Río Huicila. El RLH tiene una superficie de aportación de 770.07 km² y un volumen de disponibilidad de 179.37 Mm³ (Comisión Estatal del Agua del Estado de Jalisco, 2015, p. 22). La microcuenca del río Los Horcones (13-053-01-006) ocupa el 33.06 % del territorio de la subcuenca. El RLH está situado en el límite del municipio de Puerto Vallarta y el municipio de Cabo Corrientes; desciende desde la parte este de la cordillera montañosa de la Sierra

Madre del Sur y desemboca en el mar, en el poblado de Boca de Tomatlán (Figura 1) (Guzmán-Mejía *et al.*, 2021).



Datum: WGS 84. Proyección: Geográfica. Se empleó bases de datos ráster del continuo de elevación mexicano (CEM 3.0) con resolución de 30 mt y datos vectoriales de las cartas topográficas F13C69 y F13C79 con escala 1:50 000, distribuida por el INEGI.

Figura 1. Ubicación de la microcuenca del río Los Horcones, Jalisco, México. Fuente: elaboración propia con base en continuo de elevación mexicano (CEM 3.0) y datos vectoriales de las cartas topográficas F13C69 y F13C79 distribuidas por el INEGI.

El río pertenece a tres municipios de Jalisco: Talpa de Allende, Cabo Corrientes y Puerto Vallarta (Secretaría General del Gobierno del Estado de Jalisco, 2014). En la cuenca del RLH se asientan 12 localidades con un total de 1 178 habitantes (Tabla S1) (INEGI, 2020). La tenencia de la tierra dentro del área de estudio es ejidal; predomina el Ejido de Las Juntas y Los Veranos, con un total de 9 060.63 ha, y el ejido de Boca de Tomatlán y Mismaloya con 1 927.59 ha (RAN, 2021). La mayor parte de la población se dedica a actividades agrícolas y al sector servicios (INEGI, 2020).

El RLH es un atractivo natural, donde se desarrollan actividades turísticas complementarias a las ofrecidas por la oferta hotelera de Puerto Vallarta. Estas actividades generan empleo para los habitantes de la región. Puerto Vallarta es uno de los principales destinos de playa más importantes de México: en 2019 recibió 6 millones 428 mil turistas, que dejaron una importante derrama económica para los habitantes (Secturjal, 2020). Dicho destino cuenta con atractivos turísticos naturales y culturales, donde las condiciones climáticas permiten el desarrollo de actividades de sol-playa y asociadas con la naturaleza (Gauna-Ruíz-de-León, & Oliveros-Ocampo, 2021).

En Las Juntas y Los Veranos, las principales actividades turísticas están relacionadas con el turismo naturaleza, como el canopy, tirolesa y recorridos guiados. En esta localidad, los restaurantes se ubican al margen del cauce del RLH. En Boca de Tomatlán se realiza turismo de playa; también dicha localidad es importante para el transporte marítimo de habitantes y turistas a las playas vecinas a través de taxis acuáticos.

El río Los Horcones ofrece a los prestadores de servicios de Boca de Tomatlán un sitio de resguardo de embarcaciones, actividades turísticas y comercio. Otra de las diferencias es la ubicación de la localidad con respecto al río: mientras que en las Juntas y Los Veranos el río fluye en la periferia, en Boca de Tomatlán el río constituye el centro de la localidad.

Sin embargo, la iniciativa de la potencial construcción de un minihidroeléctrica en el cauce del río Los Horcones ha generado un conflicto social con los habitantes de la microcuenca. La presa propuesta es catalogada como minihidráulica porque tendría una capacidad total de generación de 2.95 MW, esto es, una producción estimada anual de energía eléctrica de 14.7 GWh. Estaría ubicada en el margen derecho del río Los Horcones, en el kilómetro 1.9, aguas arriba de su desembocadura en el océano Pacífico, en la localidad de Boca de Tomatlán. Tendría una inversión de construcción de \$109 111 931.62 pesos (Gea Sostenible, 2021).

De acuerdo con estimaciones, dicha obra tendría capacidad para generar electricidad que alimente aproximadamente a mil casas por MW/hora (Gea Sostenible, 2021). "Esta obra se considera como de agua fluyente, donde se desvía parte del agua del río, a través de canales de conducción se lleva a la central donde se turbinan y una vez obtenida la energía eléctrica el agua desviada es devuelta al cauce del río" (Gea Sostenible, 2021, p. 17)

Marco teórico del método

El análisis de redes semánticas es un método que permite representar de manera visual los patrones relacionales entre diferentes conceptos en un texto, así como los vínculos entre diferentes conceptos, y analizar las estructuras que emergen de su coocurrencia. También es posible entender en la medida en que dos conceptos comparten significados y el porqué aparecen juntos en varias ocasiones dentro de un texto (Doerfel, 1998). La metodología de redes semánticas se ha aplicado sobre los resultados de entrevistas semiestructuradas con preguntas abiertas para obtener datos narrativos, ya que este enfoque cualitativo permite obtener valores, beneficios y servicios menos tangibles (Chan *et al.*, 2012).

El uso de ambos métodos en entrevistas semiestructuradas con preguntas abiertas (Chan *et al.*, 2012) y las redes semánticas permiten estructurar datos que inicialmente no son estructurados (Doerfel, 1998). De esta forma es posible conocer de manera global y sistemática las características y relaciones entre los grupos temáticos del discurso de cada localidad, y las expresiones de valor social sobre el río (Tabla 1).

Tabla 1. Vinculación entre los objetivos específicos, disciplinas, métodos y análisis de datos.

Objetivo específico	Enfoques disciplinares	Métodos y análisis de datos
1. Comparar las propiedades globales y nodales entre las redes semánticas de las dos localidades	A. Redes sociales (Doerfel, 1998; Wasserman & Faust, 1994)	Análisis de métricas sobre la estructura de las redes semánticas: densidad y modelo de regresión exponencial de la distribución de frecuencias Análisis de métricas de centralidad de grado de los términos de las redes semánticas
2. Clasificar el discurso de cada localidad en grupos temáticos	B. Redes sociales (Doerfel, 1998; Newman, 2006; Wasserman & Faust, 1994)	Análisis de contenido del discurso de cada localidad usando algoritmos de modularidad
3. Clasificar los valores específicos (intrínsecos, relacionales e instrumentales) que dos localidades le atribuyen al río Los Horcones	C. Valoración de servicios ecosistémicos (Arias-Arévalo <i>et al.</i> , 2017)	Análisis de preguntas abiertas sobre la importancia del río Los Horcones Análisis de contenido para clasificar tres dominios de valor (intrínsecos, instrumentales y relacionales) y los valores articulados
4. Comparar los valores sociales que las localidades le atribuyen al río Los Horcones	Integración de B y C	

Fuente: adaptado de Arias-Arévalo *et al.* (2017).

Población

En la microcuenca del RLH están asentadas 12 localidades, de las cuales 9 pertenecen al municipio de Cabo Corrientes, 2 a Puerto Vallarta y 1 a Talpa de Allende, con un total de 1 178 habitantes (INEGI, 2020) (Tabla S1). Para esta investigación se eligieron las dos localidades con mayor población: Boca de Tomatlán (585 habitantes), y Las Juntas y Los Veranos (537 habitantes) (ver Tabla S1 en el material suplementario). En conjunto, ambas localidades representan el 95.24 % de la población total asentada en la microcuenca del RLH. Sin embargo, al tratarse de un estudio cualitativo, se eligió a los entrevistados a través de la técnica de bola de nieve con base en los criterios de inclusión y saturación (Etikan, Alkassim, & Abubakar, 2016).

Colecta de datos

A través de la entrevista semiestructurada con preguntas abiertas se obtuvo una narrativa colectiva guiada (Chan *et al.*, 2012; Schettini & Cortazzo, 2015). Se entrevistó a 35 actores clave: 19 en Boca de Tomatlán, y 16 en las Juntas y Los Veranos. Los entrevistados se identificaron con la técnica bola de nieve de una onda (Parker, Scott, & Geddes, 2019). Los criterios de selección fueron: a) residir en las localidades de estudio; b) hombres o mujeres mayores de 18 años; c) que realicen acciones de protección y/o conservación del río Los Horcones. La aplicación de las entrevistas se hizo cara a cara de noviembre de 2021 a febrero de 2022. Las entrevistas se transcribieron por completo; para

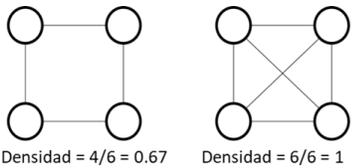
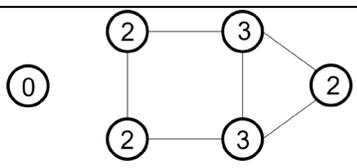
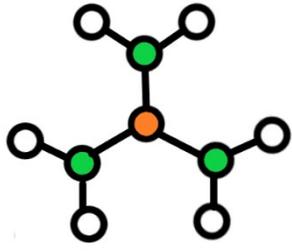
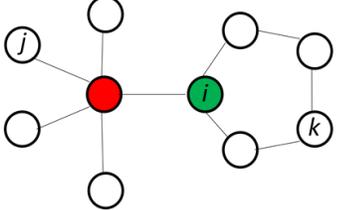
salvaguardar la identidad de las personas, se anonimizaron los nombres de los entrevistados con el uso de códigos.

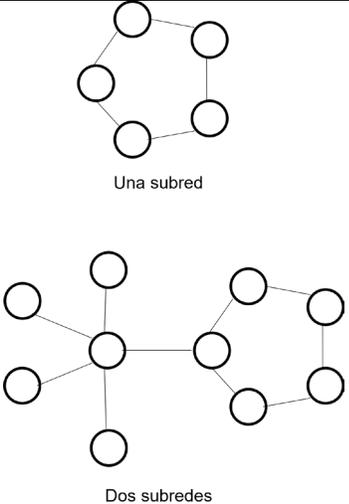
Análisis de datos

Para el modelado de las redes semánticas de este trabajo se siguieron cinco pasos: 1) construcción de un corpus a partir de la transcripción de las entrevistas: 3 287 términos para Las Juntas y Los Veranos, y 4 595 para Boca de Tomatlán; 2) construcción de redes semánticas (conceptos o términos) con el *software* Context (Diesner, 2014); 3) filtrado de la red obtenida con el *software* UCINET (Borgatti, Everett, & Johnson, 2013); 4) eliminación en el análisis de los términos “río” y “agua”, para evitar la concentración de la red en estos dos términos; 5) visualización con el *software* VOSviewer (Van Eck & Waltman, 2017).

Además, con el *software* UCINET se calcularon métricas globales, como la densidad de las redes, y métricas nodales, como las centralidades por grado, vector propio e intermediación. Para comparar la uniformidad entre términos, se utilizó una regresión exponencial ajustada (Bates & Watts, 1998). Después, con un análisis de modularidad (Van Eck & Waltman, 2017), la red se dividió en grupos de nodos que están densamente interconectados interna y débilmente conectados entre sí externamente (Waltman, Van Eck, & Noyons, 2010). Las métricas utilizadas en el análisis se definen en la Tabla 2. Por último, se analizaron e interpretaron las citas textuales de las entrevistas cualitativas para profundizar en la identificación y comprensión de los valores sociales.

Tabla 2. Definición de métricas globales calculadas en las redes semánticas obtenidas.

Métrica	Definición	Ejemplo
Densidad	Corresponde al cociente del número de enlaces observado entre el máximo número de vínculos posibles. Su valor puede variar entre 0 y 1, donde 0 corresponde a una red vacía y 1 a una red con el máximo grado de saturación (Wasserman & Faust, 1994)	 <p>Densidad = $4/6 = 0.67$ Densidad = $6/6 = 1$</p>
Grado de centralidad	Para redes no dirigidas, el grado es la suma de la cantidad de vínculos que tiene un nodo (Borgatti <i>et al.</i> , 2013)	 <p>Los números dentro de cada nodo indican el grado de centralidad</p>
Centralidad por vector propio	La centralidad del vector propio, la influencia de un nodo, con base en qué tan conectado está dicho nodo a nodos vecinos altamente conectados (Bonacich, 1987)	 <p>El nodo naranja está conectado a tres nodos verdes altamente conectados</p>
Centralidad por intermediación	La centralidad de intermediación del nodo i es proporcional al número de distancias más cortas (geodésicas) entre los nodos j y k que cruzan por el nodo i (Freeman, 1977)	 <p>El nodo i se encuentra en las trayectorias más cortas que se pueden trazar entre los nodos j y k</p>

Métrica	Definición	Ejemplo
Modularidad	<p>La red se divide en grupos de nodos que están densamente interconectados internamente y débilmente conectados entre sí externamente (Waltman <i>et al.</i>, 2010). Esta propiedad meso puede indicar grupos o subredes temáticas (Langle-Flores & Cupul-Magaña, 2021)</p>	 <p>Una subred</p> <p>Dos subredes</p>

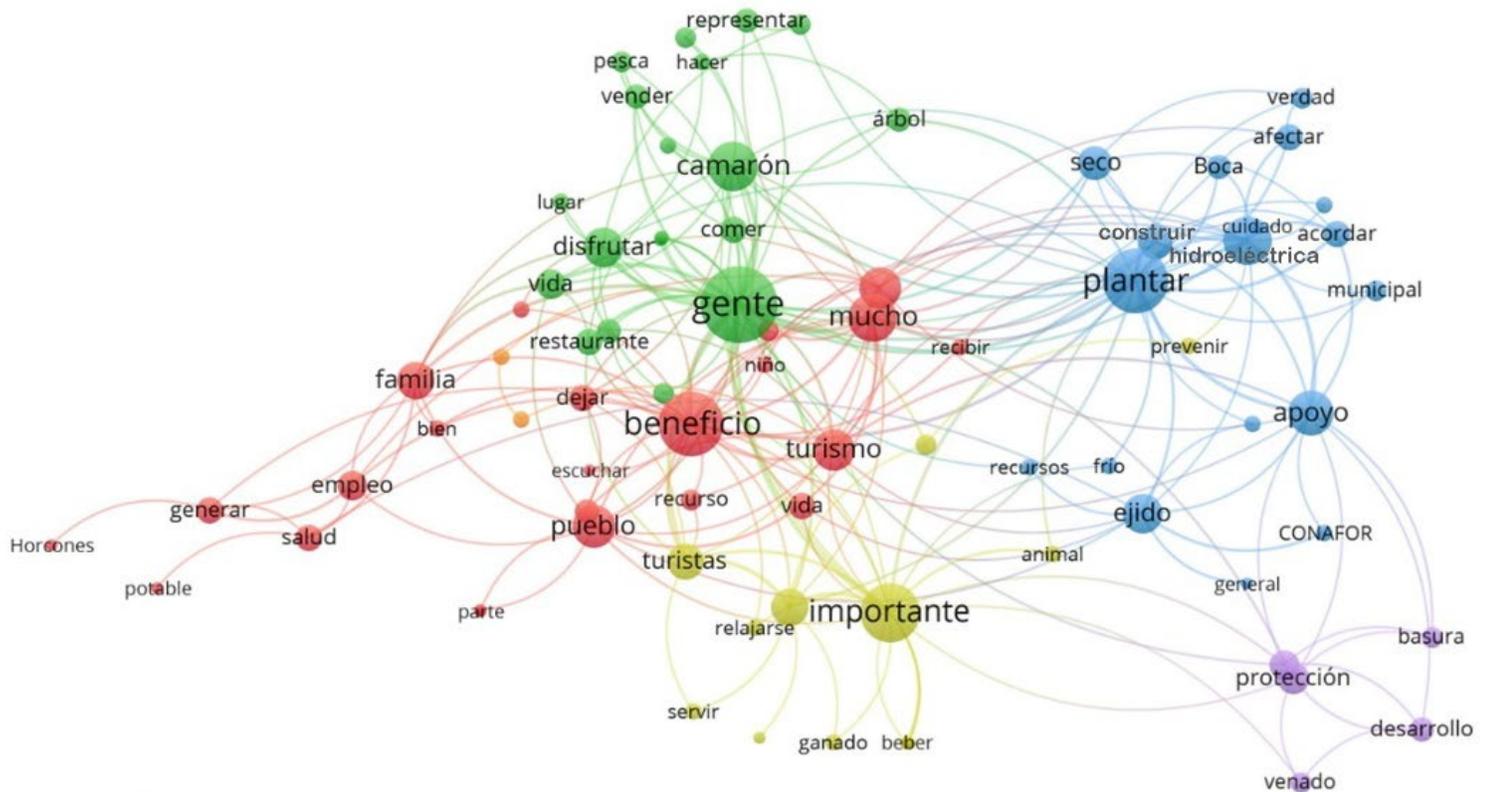
Resultados

Se entrevistó a 35 actores en Las Juntas y Los Veranos (16), y Boca de Tomatlán (19). El 51 % de los entrevistados eran hombres y el 49 % mujeres. En cuanto a su edad, el 32 % se encontraba en el rango de 20 a 39 años; el 28 % de 40 a 59 años, y el 40 % de 60 a 79 años. Según el nivel de estudios, los entrevistados tenían educación básica incompleta (9 %), educación básica (59 %), estudios universitarios incompletos (9 %), estudios universitarios (17 %), y una pequeña fracción (6%) tenía estudios de posgrado. La distribución del nivel socioeconómico de los entrevistados fue la siguientes: A+B (alto) (17 %); C+ (medio alto) (17 %); C (medio) (26 %); C- (medio emergente) (23 %); D+ (bajo) (14 %), y D (bajo extremo) (3 %). Respecto a la religiosidad, el 63 % de los encuestados eran católicos, 11 % cristianos, 9 % testigos de Jehová, 3 % espirituales, 3 % otros y 11 % no profesaba religión alguna. Respecto al

uso del río, el 34 % de los encuestados realiza actividades económicas directamente ligadas al río, mientras que el 66 % menciona no tener uso económico del río. Respecto a la iniciativa de construir la hidroeléctrica, el 86 % de los encuestados no está de acuerdo y el 14 % sí está de acuerdo con la construcción de la obra.

Comparación de las propiedades globales y nodales de las redes semánticas entre las localidades

La red semántica de Las Juntas y Los Veranos (Figura 2) mostró un valor de densidad del 0.279, en contraste con el valor de densidad de 0.377 obtenido para la red de Boca de Tomatlán (Figura 3). En cuanto a la distribución de frecuencias de los 20 términos más utilizados, el valor del exponente del modelo de regresión exponencial ajustado fue de 0.064 para Las Juntas y Los Veranos, en contraste con Boca de Tomatlán que fue de 0.057 (ver Figura S1 y Figura S2 en el material suplementario).



VOSviewer

Figura 2. Red semántica de Las Juntas y Los Veranos, que muestra los 83 términos más comunes (dos desviaciones estándar de la media). El tamaño de la etiqueta representa el grado del término; el grosor del vínculo entre los términos simboliza la frecuencia de concurrencia entre los términos; mientras que el color de los enlaces muestra el grupo al que pertenece el término.

Tomatlán fueron “planta”, “vida”, “gente”, “importante” e “hidroeléctrica” (Tabla 3). Aunque en cada red los términos centrales son similares, la principal diferencia se encontró en el orden de los términos en función de sus puntajes de centralidad, por ejemplo, “gente” ocupó el primer lugar en Las Juntas y Los Veranos, mientras que “gente” en Boca de Tomatlán ocupó el tercer lugar. Además, se encontraron términos únicos que ocupaban posiciones centrales en ambas redes semánticas, por ejemplo, “beneficio” en Las Juntas y Los Veranos, en contraste con el término “vida” en Boca de Tomatlán.

Tabla 3. Comparación de las propiedades nodales (centralidad de grado) de los 15 términos más prominentes asociados con la protección del río Los Horcones entre las localidades de Las Juntas y Los Veranos, así como Boca de Tomatlán, Jalisco.

Centralidad de grado			
Núm.	Término	Las Juntas y Los Veranos	Boca de Tomatlán
1	Gente	2.708	3.882
2	Planta	1.833	5.059
3	Beneficio	1.354	0.753
4	Importante	1.156	2.541
5	Hidroeléctrica	1.042	2.424
6	Vida	0.208	4.824
7	Pez	0.115	1.882
8	Apoyo	0.708	1.624
9	Comunidad	0.49	1.6
10	Animal	0.104	1.576
11	Camarón	0.75	1.459
12	Turismo	0.51	1.2
13	Niños	0.063	0.988
14	Fuente	0.094	0.965
15	Pueblo	0.479	0.8

Encontramos diferencias en el número de conceptos asociados con el río (términos) y la ponderación (centralidad de grado) entre las

localidades. Río abajo (Boca de Tomatlán) existe un mayor número de conceptos (11 términos), con ponderación mayor a 1, en contraste con la localidad río arriba (Las Juntas y Los Veranos), donde solamente cinco términos tienen una ponderación mayor a 1 (Tabla 3) (ver Tabla S2 y Tabla S3 en el material suplementario).

Clasificación del discurso de cada localidad en grupos temáticos

Las Juntas y Los Veranos

El análisis de modularidad clasificó la red semántica Las Juntas y Los Veranos en seis subgrupos temáticos (Tabla 4). Los términos: “gente”, “camarones”, “disfrutar” y “restaurante” se ubicaron en el primer subgrupo con 23 nodos, correspondientes al 27.7 % del total ($n = 83$). Los términos de este clúster corresponden a valores relacionales como subsistencia (provisión de alimentos), y medios de subsistencia como pescar y vender camarón de río (*Macrobrachium tenellum*), y disfrutar del día en el lugar. Estos valores corresponden a un estilo de vida definido en función del río y los beneficios que provee a las personas. En tal sentido, también se encontraron valores relacionales de identidad, dependencia y sentido de lugar.

Tabla 4. Asociación entre grupos temáticos, dominio de valor, valores articulados y ejemplos para las Juntas y Los Veranos.

Núm.	Grupo temático	Dominio de valor	Valor articulado	Ejemplo
1	"gente" "camarones" "disfrutar" "restaurante"	Relacional	Subsistencia Medios de subsistencia	"En el río podemos nadar, acampar y pescar langostinos para comer y venta, hay mucha gente que vende langostino" (E11:1) "Si el río se secura nos moriríamos de hambre" (E28:2)
			Identidad Dependencia Sentido de lugar	"Tiene un valor muy grande, porque sin el río no existiría el ejido ni el pueblo, ni nos conociera nadie; es un valor que forma parte de la vida del pueblo, habitantes y el turismo. Brinda frutos económicos para todos los que aquí viven. Hay pesca de langostino, caminatas y paseos a caballo" (E10:2)
2	"beneficio" "turismo" "empleo"	Instrumental	Generación de empleo Beneficios económicos	"Varias empresas están instaladas en la ribera del río Los Horcones y generan empleo a las personas que viven en el pueblo, y genera que las familias se beneficien dentro de los hogares y buena salud para sus familias" (E10:1). "Su valor es recreativo y económico" (E18:1).
3	"planta", "hidroeléctrica" "ejido"	Intrínseco	Sustento de vida Deberes morales hacia otros organismos y ecosistemas	"Tenemos viveros de plantación de pino, hacemos limpieza de áreas para la siembra (...) contamos con una brigada contra incendios y contamos con el pago por servicios ambientales; el ejido maneja el recurso de acuerdo a lo dispuesto por la Asamblea General de Ejidatarios. Se compra semilla, bolsas, tierra, abonos y mano de obra" (E10:6)

Núm.	Grupo temático	Dominio de valor	Valor articulado	Ejemplo
				"Este río es fundamental en Las Juntas y Los Veranos (...); es importantísimo cuidarlo, tenemos 900 ha de bosque destinadas a la conservación con el apoyo de Conafor" (E28:1)
		Relacional	Altruismo Justicia ambiental	"No estoy de acuerdo con la hidroeléctrica, si la hacen se va a secar el río; aparte, la gente de Boca estaría en peligro por las crecientes; no habría compuerta que las pueda detener" (E16:5)
4	"turista" "atracción"	Relacional	Estético Turismo basado en naturaleza Recreación y ocio	"Es importante porque es hermoso (...), además de que atrae el turismo y de ahí nos beneficiamos todos. Nos da muchos beneficios, como relajamiento, espacio para mis hijos y ganancias económicas, y el mismo turismo deja trabajo y propina" (E29:1)
5	"protección" "animales" "basura"	Intrínseco	Deberes morales hacia otros organismos y ecosistemas	"Es importante que se desarrolle un plan de protección, porque muchas personas piensan que el río es basurero, desaguan aguas negras en el río" (E15:6) "El jaguar, el venado cola blanca, la guacamaya y el perico aquí viven y están protegidos, pero aun así viene la gente y se los lleva; si hubiera un tipo de guardabosque que cuide y proteja los ríos y arroyos, y haya supervisión continua y nos ayude a mantener las cosas para seguir disfrutando de ellas" (E19:3)

El segundo subgrupo, "beneficio", "turismo" y "empleo" contiene 22 nodos, lo que representa el 26.5 % del total; sus términos hacen

referencia a elementos como turismo, beneficios para la comunidad, generación de empleo para las familias y agua potable. Este clúster corresponde a los valores instrumentales que los habitantes perciben como un apoyo a la economía local.

En el tercer subgrupo, "planta", "hidroeléctrica" y "ejido", con 18 nodos, corresponde al 21.6 % del total. Por un lado, este grupo se refiere a visiones contrastantes, como el acuerdo/desacuerdo sobre la construcción de la hidroeléctrica y sus posibles impactos ambientales. Por el otro, en este grupo emergen los vínculos (conflictos) entre partidarios y detractores de la represa. En este clúster surgen valores intrínsecos, como sustento de vida y deberes morales. También muestra valores relacionales, como el altruismo y justicia ambiental, que emerge de la necesidad de preservar el río para las generaciones presentes y futuras.

El cuarto subgrupo, "turista" y "atracción", contiene 16 nodos, que corresponden al 19.7 % del total. Aquí, elementos como el "paisaje" "atractivo turístico" corresponden a valores relacionales. Los servicios de regulación de la temperatura, provisión fluvial y sustento de vida son parte de los valores intrínsecos del río. En su conjunto, este clúster muestra que los valores intrínsecos son parte de la estética del lugar y sirven de atracción turística.

El quinto grupo se refiere a la necesidad de crear planes de gestión de residuos y protección de la biodiversidad; este grupo comprende cinco nodos, que corresponden al 6 % del total. Por último se tiene el sexto grupo, con dos nodos.

Boca de Tomatlán

El análisis de modularidad clasificó la red semántica Boca de Tomatlán en cinco subgrupos temáticos (Tabla 5). Los términos: “gente”, “comunidad”, “limpio” y “guacamaya” estaban en el primer subgrupo con 23 nodos, correspondientes al 31 % del total ($n = 74$). Los términos de este grupo corresponden a valores intrínsecos (altruistas y deberes morales), como organización comunitaria para limpiar el río y protección a las poblaciones de guacamaya militar (*Ara militaris*) y otras especies.

Tabla 5. Asociación entre grupos temáticos, dominio de valor, valores articulados y ejemplos para Boca de Tomatlán.

Núm.	Grupo temático	Dominio de valor	Valor articulado	Ejemplo
1	“gente” “comunidad” “limpio” “guacamayo”	Intrínseco	Deberes morales hacia otros organismos y ecosistemas Organización comunitaria	“He participado en limpieza de la basura en los límites del río constantemente, la gente de cada lado limpia su parte, nos organizamos por grupo; puede ser cada semana o cada 15 días. Convoca la comunidad o los lancheros o la asociación (asociación civil para proteger el río Los Horcones)” (E3:4) “Aquí se protege a la guacamaya verde militar, las orquídeas y otras especies, como el jaguar y la planta el papelillo. Es importante que se haga un plan de protección, porque así podemos cuidar más las especies que viven en el entorno, como es el camarón, el pez trucha, y así tener más, y

Núm.	Grupo temático	Dominio de valor	Valor articulado	Ejemplo
				que más generaciones puedan disfrutar de esas especies" (E8:6)
2	"vida" "pez" "camarón" "bello" "montaña"	Relacional	Subsistencia Modos de subsistencia Dependencia de lugar Estético Espiritual	"Es importante porque nos provee de agua limpia y provee el agua a los animales que viven en el entorno, y nos da comida, como son los peces y los camarones llamados langostinos" (E8:1) "Es importante, porque es bonito, se usa para bañar, las aves vienen, el sonido es agradable. Da pescado, camarones y la brisa es refrescante. (...) me da belleza y paz" (E1:1) "El río da vida a toda la montaña y la montaña da vida a todas las personas, muchos americanos están aquí por eso" (E23:6)
3	"hidroeléctrica" "turismo" "beneficio" "participar"	Relacional	Justicia ambiental Altruismo Turismo	"Yo participo en la lucha para prevenir la construcción de la hidroeléctrica en el río Los Horcones; la rechazamos, porque nos basamos en datos reales sobre el impacto. La comunidad convoca y todos participamos. También hemos realizado festivales para concientizar a la población. Además, hemos realizado estudios de medición de impactos de manera independiente" (E4:5) "Para la comunidad es un beneficio muy grande, tanto, que no dejamos que se haga la hidroeléctrica; sin río, la gente no va a venir y todos trabajamos del turismo" (E24:2)

Núm.	Grupo temático	Dominio de valor	Valor articulado	Ejemplo
4	"niño" "nado" "baño" "barco"	Relacional	Identidad Cohesión social Recreación y ocio Salud física y mental Educación y desarrollo cognitivo	"Es donde todos se apoyan, al final del día es donde todos descansan; sabemos que tenemos río, eso nos da tranquilidad. Cuando se va el agua nadie se preocupa porque ahí está el río" (E4:2) "Es un lugar de esparcimiento, un 'picnic gigante'. Los niños juegan en el río y nadan, las mamás lavan ropa. Es un centro de reunión familiar" (E5:2)
		Instrumental	Beneficios económicos	"Mis hijos pequeños ahí han crecido. Para Boca representa todo, porque la mayoría de aquí vivimos del turismo y todas las lanchas son resguardadas en el río" (E23:2) "Los fines de semana la gente viene a convivir a las orillas del río, hasta gente de Puerto Vallarta viene y las personas que tienen cayaks los rentan. Viene gente por el río y la gente local pone sus sombrillas y sus puestos. La pesca, el comercio" (E23:3)

El segundo subgrupo, "vida", "pez", "camarón", "bello" y "montaña" contiene 18 nodos, lo que representa el 24.3 %; sus términos hacen referencia a valores relacionales, como valores de subsistencia (provisión de agua y alimentos) y estéticos.

Al tercer subgrupo "hidroeléctrica", "turismo", "beneficio", "participar" con 18 nodos, le corresponde el 24.3 % del total. Por un lado, este grupo se refiere a valores como acuerdo/desacuerdo sobre la construcción de la hidroeléctrica y sus impactos sociales, ambientales

potenciales y económicos sobre los medios de subsistencia y estilo de vida de los habitantes. Por otro lado, este clúster muestra el valor relacional de justicia social en su dimensión de participación social, movilización y protesta contra la hidroeléctrica (resistencia social), así como el compromiso personal y comunitario a través campañas de limpieza del río y protección de la biodiversidad. Además, en este grupo se encuentran términos asociados con servicios de abastecimiento de agua potable y culturales (vegetación-turismo).

El cuarto subgrupo, “niño”, “nado”, “baño”, “barco”, contiene 14 nodos, que corresponden al 18.9 % del total. Este clúster muestra valores relacionales esenciales, como cohesión social y recreación, siendo el río el lugar donde los niños juegan y aprenden a nadar, pescar y relacionarse. Por un lado, este grupo muestra una variedad de usos del río, como natación, baño, lavado de ropa y kayak. Además, se identifican valores de identidad y dependencia de lugar. También están presentes valores instrumentales como apoyo a la economía; en este caso, el río brinda oportunidades turísticas, fortalece la pesca, la navegación y el comercio. Además, sirve de estacionamiento de embarcaciones turísticas. Estos valores muestran un estilo de vida definido en función del río. Geográficamente el río es el centro de la comunidad y de la vida de los lugareños. El último clúster solo contiene dos términos, lo que representa el 2.7 % del total.

Integración de los dominios de valor, valores articulados con los grupos temáticos y narrativa de los pobladores locales

La clasificación de los principales grupos temáticos permitió la identificación de los dominios de valor y el valor articulado en función del discurso de los entrevistados. De este modo, se puede observar la clasificación de los valores sociales en función de los grupos temáticos. Esos grupos son generados mecánicamente por el *software* de modularidad a partir del discurso de cada localidad; el dominio de valor y valor articulado se sustentan en la clasificación de Arias-Arévalo *et al.* (2017); por último, la clasificación de los ejemplos de expresiones de valor es elaboración propia (Tabla 4 y Tabla 5).

Discusión

En términos de valoración plural encontramos que ambas comunidades tienen un interés por la protección y conservación del río Los Horcones. Sin embargo, cada localidad le otorga diferente peso a cada grupo de valores específicos (ver diferencias en centralidad de grado entre los términos por localidad en Tabla 2). En la localidad río abajo (Boca de Tomatlán) predominan los valores intrínsecos y relacionales; en contraste, en la localidad río arriba predominan los valores relacionales e instrumentales (Tabla 4 y Tabla 5).

En la localidad río abajo sobresalen los valores intrínsecos, como los deberes morales y organización comunitaria. Estas diferencias se

ejemplifican en la Tabla 5, donde los términos “planta”, “vida”, “gente”, “importante” e “hidroeléctrica” tienen mayor centralidad de grado en Boca Tomatlán que en Las Juntas y Los Veranos. Esto es consistente con Anderson *et al.* (2022) y Arias-Arévalo *et al.* (2017), quienes argumentan que los actores sociales que defienden los recursos naturales priorizan las motivaciones bioesféricas y altruistas sobre el interés privado.

En contraste, en la localidad río arriba, los términos con mayor centralidad de grado son “gente”, “planta”, “beneficio”, “importante” e “hidroeléctrica”. Lo que corresponden a valores relacionales como subsistencia, medios de subsistencia, identidad, dependencia, sentido de lugar. Esto coincide con Kaiser *et al.* (2021), quienes indican que los valores relacionales brindan un alto beneficio para los usuarios de los ríos y están vinculados con la estética del paisaje.

En la localidad río arriba emergen en el discurso grupos temáticos vinculados con valores instrumentales. En contraste, en la localidad río abajo emergen grupos temáticos vinculados con valores intrínsecos. Sin embargo, en ambas localidades son importantes los valores relacionales (Tabla 4 y Tabla 5). En la localidad río arriba, los valores instrumentales, como generación de empleo y beneficios económicos, emergen en el grupo temático 2 con los términos: “beneficio”, “turismo” y “empleo” (Tabla 4). Esto coincide con Opperman *et al.* (2018), quienes establecen que los ríos generan oportunidades económicas, como la agricultura y el turismo. Sin embargo Getzner (2015) argumenta que los RFL, como el río Los Horcones, son más apreciados por los turistas por su valor paisajístico.

En contraste, en la localidad río abajo, los valores intrínsecos, como deberes morales y organización comunitaria emergen en el grupo temático 1, con los términos: “gente”, “comunidad”, “limpio” y “guacamaya” (Tabla 5). Esto coincide con Arias-Arévalo *et al.* (2017), quienes encontraron que las poblaciones rurales tenían mayor probabilidad de atribuir valores intrínsecos a los ríos, pues existe una dependencia directa hacia los recursos naturales y una relación más estrecha con la naturaleza. Esto también es consistente con IPBES (2022), que demuestra que la protección de la naturaleza se sustenta en los valores intrínsecos.

Los valores relacionales comunes para ambas localidades son justicia ambiental, medios de subsistencia, dependencia del lugar, altruismo. En la localidad río arriba estos valores se asocian con tres grupos temáticos (clúster 1, 3 y 4) y corresponden a: “gente”, “camarones”, “disfrutar” y “restaurante”. En contraste, en la localidad río abajo, estos mismos valores emergen en varios grupos (clúster 2, 3 y 4) y se expresan con términos como “vida”, “pez”, “camarón”, “bello”, “montaña”. El río provee agua y alimento a los habitantes, es parte de su identidad, y fomenta el bienestar y la cohesión social (Mooney & Tan, 2012).

Los valores relacionales que las comunidades locales asignan a los ríos se dan en función de los usos recreativos y estéticos (Fitton, Moncaster, & Guthrie, 2016). Esto coincide con IPBES (2022), que afirma que el paisaje ribereño es valorado, pues contribuye al sentido de lugar e identidad de las personas. Los valores relacionales también muestran la importancia que tienen los ríos para realizar actividades de ocio y

esparcimiento, y generar vínculos de aprendizaje, ya que en el río los padres enseñan a los hijos a nadar, pescar y remar. Esto coincide con Corraliza y Collado (2019), quienes demostraron que la experiencias tempranas de la infancia con el entorno natural fomenta en los adultos valores y creencias proambientales. García, Villar y Crespo (2020) mencionan que el ocio en entornos naturales fomenta la conexión emocional con la naturaleza, lo que generará futuras actitudes en favor de la naturaleza.

Los resultados muestran una mayor relevancia de los valores intrínsecos y relacionales para la localidad de Boca de Tomatlán, explicado en parte por la percepción de amenaza de la potencial construcción de la minihidroeléctrica y los posibles impactos negativos tanto para el entorno como para sus medios de vida. Esto coincide con Sousa *et al.* (2019), quienes mencionan que la construcción de presas hidroeléctricas genera impactos sociales y disminuye la calidad de vida en las localidades aledañas al proyecto (García-Sánchez & Güereca, 2019; Perry *et al.*, 2021; Sousa *et al.*, 2019). Por último, el valor estético es fundamental para el desarrollo de actividades turísticas, por lo que debe ser considerado en la toma de decisiones públicas sobre las regulaciones que protegen los recursos naturales (incluyendo los ríos) (Van Riper *et al.*, 2017).

Un resultado no esperado fue encontrar tantas diferencias entre ambas localidades. Se puede explicar que existe una correlación entre estructura social (una es más campesina y la otra más enfocada a los servicios) y valores específicos encontrados, a pesar de su cercanía geográfica. Esto coincide con lo descrito por Chan *et al.* (2012); McNally,

Gold, Pollnac y Kiwango (2016), y Paudyal, Baral y Keenan (2018), quienes afirman que la percepción del valor de los servicios ecosistémicos varía entre comunidades, géneros, ocupaciones y contextos sociopolíticos.

La localidad río arriba está más cohesionada en torno al ejido y tiene una predominancia de valores instrumentales. Ello coincide con Romero, Arteaga-Reyes, Héritier, Thomé-Ortiz y Galicia (2021), quienes subrayan el papel de los ejidos como actores de prestigio, con capacidad de intermediación para la gestión de los recursos naturales. En cambio, la localidad río abajo tiene más actividad turística y mayor interés inmobiliario en relación con el río y mar, lo que ha provocado una mayor presión y organización social al interior de la comunidad, que se potencia por actores externos, donde muestran mayor preponderancia los valores intrínsecos y relacionales. En otro estudio complementario con un enfoque cuantitativo y con una muestra más grande, los resultados son coincidentes en cuanto a ambas localidades. Los de Boca de Tomatlán muestran mayor apropiación social del río en términos de su disposición a pagar que los residentes de Las Juntas y Los Veranos (Cortés-Espino, Langle-Flores, & Gauna-Ruíz-de-León, 2023).

La integración de la teoría, la entrevista y el análisis de redes semánticas permite una mayor especificidad en la identificación de estos valores asociados con la naturaleza, en particular con los RFL. También demuestra que las personas pueden expresar múltiples valores para un mismo ecosistema (Arias-Arévalo *et al.*, 2017). Futuros estudios deberán incluir actores de diversos sectores sociales (gobierno, turistas, ONG y empresarios).

Conclusiones

Este estudio manifiesta la diversidad de valores plurales que los habitantes atribuyen al río Los Horcones; los residentes locales valoran los ríos porque son fundamentales en las relaciones hombre-naturaleza (Arias-Arévalo *et al.*, 2018). La valoración social de los servicios ecosistémicos de los RFL está influenciada por las ocupaciones de sus habitantes, los usos que le dan al río y los beneficios que perciben del bien que valoran. Dicho conjunto de valores específicos genera y es generado por una dependencia de lugar, modela la identidad y los modos de vida sustentables de sus habitantes.

En ocasiones, la planeación del desarrollo relacionada con los recursos hídricos solo toma en cuenta los valores instrumentales, sin considerar los valores intrínsecos y relacionales que tienen los habitantes locales. La exclusión de estos valores a menudo conduce a conflictos socioambientales y exacerba las asimetrías de poder (IPBES, 2022).

La preponderancia de valores intrínsecos y relacionales en el discurso de los habitantes de las comunidades río abajo refleja las relaciones hombre-naturaleza en riesgo (la integridad ecológica del río y los medios de vida sustentables) ante proyectos de desarrollo. La valoración holística de los RFL tiene distintas implicaciones: 1) generación de conocimiento científico sobre la diversidad de valores que los habitantes tienen hacia los ríos y los beneficios (servicios ecosistémicos) que les brindan; 2) el reconocimiento de esta pluralidad de valores en la planeación y gestión de los recursos hídricos puede disminuir los conflictos

socioambientales; 3) algunos de los valores intrínsecos y relacionales observados en este estudio están vinculados con las acciones de protección de los ríos de flujo libre; 4) la integración de valoraciones holísticas en estrategias de conservación de los recursos hídricos incide directamente en la inclusión de valores e intereses de grupos sociales (en ocasiones) excluidos en la toma de decisiones, lo que mejoraría la gobernanza de los ríos y sus cuencas (Cortés-Espino *et al.*, 2023).

Las políticas públicas de planeación del desarrollo deberían contar con mecanismos para incorporar los valores sociales que las comunidades locales tienen hacia los ríos de flujo libre. La formulación de estrategias de manejo y conservación de los recursos hídricos más informadas y con mayor aceptación por parte de las localidades ribereñas es posible al integrar la pluralidad de valores de sus habitantes.

Agradecimientos

Aurora Cortés-Espino fue financiada por Conacyt, beca doctoral número 545040 y por la Universidad Autónoma de Guerrero por la beca de superación académica número 15418. Alfonso Langle-Flores fue financiado por las becas posdoctorales I1200/94/2020 y I1200/320/2022 también de Conacyt. Los autores agradecen al Centro Universitario de la Costa de la Universidad de Guadalajara por su respaldo, así como a Rafael Guzmán Mejía por su asesoría en el trabajo de campo. Por último, manifiestan su agradecimiento a cada uno de los 35 participantes en este estudio.

Material suplementario

Tabla S1. Número de habitantes por localidad en la microcuenca del río Los Horcones.

Núm.	Localidad	Tipo	Población	Estado	Municipio	X	Y
1	Boca de Tomatlán	Rural	585	Jalisco	Puerto Vallarta	-11723493.37	2333791.016
2	Las Juntas y Los Veranos	Rural	537	Jalisco	Cabo Corrientes	-11721136.8	2329933.818
3	El Izote	Rural	2	Jalisco	Cabo Corrientes	-11719530.3	2330879.63
4	Rancho Los Veranos	Rural	1	Jalisco	Cabo Corrientes	-11720000.23	2329748.906
5	Rancho Viejo	Rural	15	Jalisco	Puerto Vallarta	-11718782.61	2331256.278
6	Las Pintadas	Rural	1	Jalisco	Cabo Corrientes	-11720550.89	2328891.808
7	Cerro Verde	Rural	1	Jalisco	Cabo Corrientes	-11718540.95	2331037.352
8	Los Horcones	Rural	9	Jalisco	Cabo Corrientes	-11720638.24	2328231.659
9	Coyonzalo	Rural	5	Jalisco	Cabo Corrientes	-11721651.81	2327378.164
10	Emiliano Zapata	Rural	14	Jalisco	Cabo Corrientes	-11719745.86	2325663.505
11	El Potrero	Rural	1	Jalisco	Cabo Corrientes	-11714478.75	2316144.489
12	Mesa Colorada	Rural	7	Jalisco	Talpa de Allende	-11709564.67	2319057.024

Nota: coordenadas geográficas XY, donde X: longitud y Y: latitud.

Fuente: elaborada con información del *Censo de Población y Vivienda 2020* del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI, 2020).

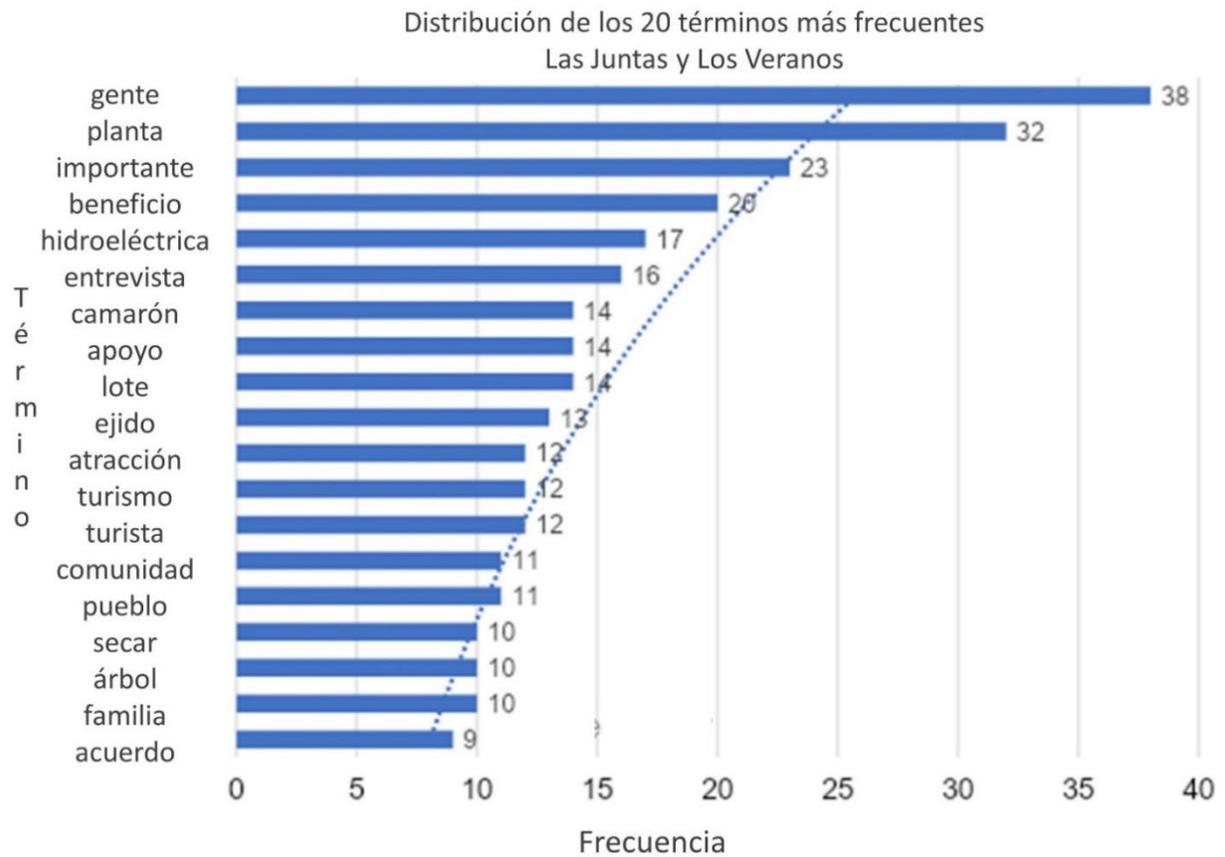


Figura S1. Distribución de frecuencias de los 20 términos más utilizados en las entrevistas de Las Juntas y Los Veranos. La línea punteada corresponde a la representación del modelo de regresión exponencial ajustado ($y = 7.5431 e^{0.0647x}$) para la comparación de la igualdad entre los términos ($R^2 = 0.7982$; coeficiente de correlación del modelo).

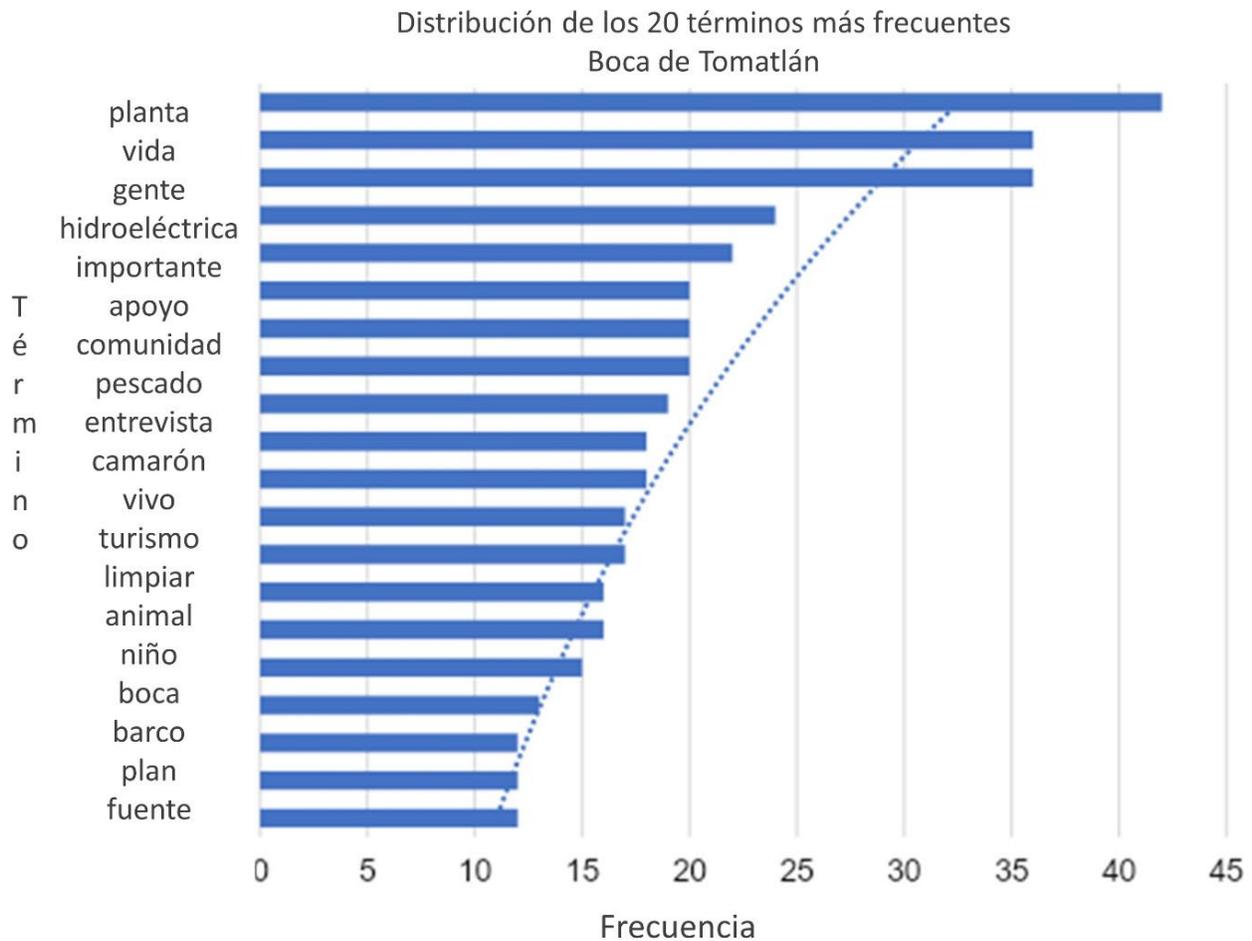


Figura S2. Distribución de frecuencias de los 20 términos más utilizados en las entrevistas de Boca de Tomatlán. La línea punteada corresponde a la representación del modelo de regresión exponencial ajustado ($y = 10.406 e^{0.057x}$) para la comparación de la igualdad entre los términos ($R^2 = 0.8403$; coeficiente de correlación del modelo).

Tabla S2. Valores de grado (G), centralidad de intermediación (I), vector propio (VP) y conglomerado o grupo (C) para los términos de Las Juntas y Los Veranos.

Términos	Grado	Vector propio	Intermediación
Gente	2.708	0.676	0.289
Planta	1.833	0.502	0.226
Beneficio	1.354	0.417	0.158
Importante	1.156	0.332	0.162
Hidroeléctrico	1.042	0.341	0.048
Entrevista	0.833	0.368	0.014
Lote	0.781	0.286	0.026
Camarón	0.750	0.282	0.035
Apoyo	0.708	0.210	0.045
Atracciones	0.625	0.258	0.042
Turistas	0.552	0.234	0.012
Disfrutar	0.510	0.207	0.032
Turismo	0.510	0.190	0.031
Comunidad	0.490	0.199	0.018
Pueblo	0.479	0.131	0.053
Construir	0.448	0.217	0.002
Familia	0.438	0.149	0.028
Ejido	0.438	0.080	0.050
Aceptar	0.333	0.145	0.000
Seco	0.323	0.147	0.004

Términos	Grado	Vector propio	Intermediación
En vivo	0.313	0.154	0.001
Protección	0.292	0.077	0.012
Plan	0.260	0.072	0.009
Restaurante	0.250	0.140	0.000
Empleo	0.219	0.044	0.005
Comer	0.208	0.099	0.001
Afectar	0.208	0.071	0.001
Generar	0.208	0.027	0.026
Vida	0.208	0.087	0.003
Vender	0.198	0.089	0.000
Boca	0.198	0.102	0.001
Abandonar	0.177	0.076	0.001
Árbol	0.167	0.089	0.006
Salud	0.167	0.014	0.022
Blanco	0.146	0.059	0.000
Desarrollar	0.146	0.017	0.001
Representar	0.146	0.043	0.002
Economía	0.135	0.035	0.000
Atraer	0.135	0.063	0.000
Bañarse	0.125	0.073	0.000
Recibir	0.125	0.069	0.000
Garza	0.115	0.048	0.000
Pez	0.115	0.047	0.000

Términos	Grado	Vector propio	Intermediación
Privilegio	0.115	0.032	0.001
Animal	0.104	0.054	0.000
Basura	0.104	0.017	0.000
Proteger	0.104	0.048	0.004
Hermoso	0.104	0.058	0.000
Verdad	0.104	0.030	0.000
Dinero	0.094	0.040	0.000
Ciervo	0.094	0.017	0.001
Municipio	0.094	0.043	0.000
Conafor	0.094	0.015	0.000
Fuente	0.094	0.038	0.000
Actividad	0.083	0.037	0.003
Servicio	0.083	0.000	0.000
Pago	0.073	0.000	0.000
Básico	0.073	0.010	0.000
Pescar	0.073	0.048	0.000
Bueno	0.073	0.029	0.000
Ambiente	0.073	0.000	0.000
Recursos	0.073	0.032	0.001
Atender	0.073	0.023	0.000
Frío	0.073	0.041	0.000
Guardería	0.063	0.024	0.000
Lugar	0.063	0.036	0.000

Términos	Grado	Vector propio	Intermediación
Gastar	0.063	0.025	0.000
Suministro	0.063	0.034	0.000
Ganado	0.063	0.024	0.000
Prevenir	0.063	0.016	0.000
Niño	0.063	0.025	0.000
Relax	0.063	0.030	0.000
Hacer	0.063	0.012	0.000
General	0.052	0.005	0.000
Día	0.042	0.036	0.000
Beber	0.042	0.018	0.000
Climatizado	0.042	0.018	0.000
Tiempo	0.031	0.027	0.000
Bebiendo	0.031	0.001	0.000
Cuidado	0.031	0.020	0.000
Escuchar	0.031	0.017	0.000
Horquillas	0.031	0.001	0.000
Roca	0.031	0.013	0.000
Parte	0.031	0.005	0.000
Casa	0.031	0.027	0.000
Hogar	0.031	0.013	0.000
Veranos	0.031	0.001	0.000
Directamente	0.031	0.010	0.000
Dar	0.031	0.013	0.000

Términos	Grado	Vector propio	Intermediación
Depende	0.031	0.020	0.000
Lavar	0.031	0.027	0.000
Estupendo	0.031	0.005	0.000
Ingreso	0.031	0.020	0.000
Cosa	0.031	0.027	0.000
Sentar	0.000	0.000	0.000
Jaguar	0.000	0.000	0.000

Tabla S3. Valores de grado (G), centralidad de intermediación (I), vector propio (VP) y conglomerado o grupo (C) para los términos de Boca de Tomatlán.

Términos	Grado	Vector propio	Intermediación
Planta	5.059	0.607	0.194
Vida	4.824	0.579	0.170
Gente	3.882	0.484	0.198
Importante	2.541	0.332	0.075
Hidroeléctrico	2.424	0.382	0.014
Pez	1.882	0.312	0.036
Apoyo	1.624	0.277	0.049
Comunidad	1.600	0.200	0.066
Limpio	1.600	0.200	0.120
Animal	1.576	0.284	0.010
Camarón	1.459	0.247	0.029

Términos	Grado	Vector propio	Intermediación
Turismo	1.200	0.179	0.048
Entrevista	1.129	0.245	0.003
Construir	0.988	0.182	0.004
Niño	0.988	0.013	0.117
Fuente	0.965	0.186	0.004
En vivo	0.965	0.193	0.040
Plan	0.894	0.145	0.023
Pueblo	0.800	0.141	0.003
Aceptar	0.776	0.138	0.000
Beneficio	0.753	0.168	0.003
Protección	0.635	0.116	0.000
Boca	0.612	0.043	0.021
Alimento	0.588	0.116	0.000
Municipio	0.565	0.100	0.000
Participar	0.518	0.097	0.003
Pájaro	0.494	0.107	0.000
Barco	0.447	0.004	0.010
Lugar	0.447	0.011	0.032
Tomatlán	0.424	0.036	0.001
Lote	0.424	0.101	0.000
Hacer	0.400	0.041	0.019
Guacamayo	0.353	0.039	0.020
Organizar	0.329	0.049	0.000

Términos	Grado	Vector propio	Intermediación
Seco	0.329	0.094	0.000
Montaña	0.282	0.054	0.002
Protesta	0.282	0.054	0.000
Día	0.282	0.001	0.000
Seguir	0.282	0.072	0.000
Basura	0.235	0.014	0.020
Ambiente	0.235	0.059	0.000
Natural	0.212	0.022	0.000
Pescar	0.212	0.048	0.000
Abandonar	0.212	0.012	0.003
Depender	0.212	0.059	0.000
Dar	0.212	0.030	0.020
Urgente	0.188	0.031	0.000
Nadar	0.188	0.001	0.020
Parte	0.188	0.052	0.000
Traer	0.188	0.045	0.000
Desempeñar	0.188	0.001	0.000
Horcones	0.141	0.045	0.000
Representar	0.141	0.043	0.000
Cuidado	0.141	0.001	0.000
Vallarta	0.141	0.036	0.000
Banco	0.118	0.030	0.000
Kayak	0.118	0.030	0.000

Términos	Grado	Vector propio	Intermediación
Cosa	0.118	0.020	0.000
Actividad	0.118	0.012	0.000
Bañarse	0.118	0.001	0.000
Bebiendo	0.118	0.011	0.000
Correr	0.094	0.000	0.000
Principal	0.094	0.010	0.000
Árbol	0.094	0.029	0.000
Fauna	0.094	0.001	0.000
Fauna silvestre	0.094	0.000	0.000
Tocar	0.094	0.000	0.000
Desarrollar	0.094	0.007	0.000
Recreación	0.094	0.001	0.000
Pertenecer	0.094	0.030	0.000
Sentir	0.094	0.024	0.000
Disfrutar	0.094	0.030	0.000
Lavar	0.094	0.001	0.000
Beber	0.094	0.030	0.000
Flora	0.094	0.000	0.000
Hermoso	0.094	0.015	0.000
Proteger	0.094	0.002	0.000
Vegetación	0.094	0.009	0.000
Casa	0.000	0.000	0.000
Playa	0.000	0.000	0.000

Términos	Grado	Vector propio	Intermediación
Baños	0.000	0.000	0.000
Divertida	0.000	0.000	0.000
Suministro	0.000	0.000	0.000
Tiempo	0.000	0.000	0.000
Extracto	0.000	0.000	0.000

Referencias

Anderson, C. B., Athayde, S., Raymond, C. M., Vatn, A., Arias-Arévalo, P., Gould, R. K., Kenter, J., Muraca, B., Sachdeva, S., Samakov, A., Zent, E., Lenzi, D., Murali, R., Amin, A., & Cantú-Fernández, M. (2022). Chapter 2. Conceptualizing the diverse values of nature and their contributions to people. In: *Methodological assessment report on the diverse values and valuation of nature of the intergovernmental science-policy platform on biodiversity and ecosystem services*. (p. 121). Bonn, Germany: Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Recuperado de <https://zenodo.org/record/7701874>

Arias-Arévalo, P., Gómez-Baggethun, E., Martín-López, B., & Pérez-Rincón, M. (2018). Widening the evaluative space for ecosystem services: A taxonomy of plural values and valuation methods. *Environmental Values*, 27(1), 29-53.

- Arias-Arévalo, P., Martin-Lopez, B., & Gomez-Baggethun, E. (2017). Exploring intrinsic, instrumental, and relational values for sustainable management of social-ecological systems. *Ecology and Society*, 22(4). DOI: 10.5751/ES-09812-220443
- Ávila-García, P. (2006). El valor social y cultural del agua. *Gestión y Cultura del Agua*, 2, 233-248.
- Bates, D., & Watts, D. (1998). *Análisis de regresión no lineal y sus aplicaciones*. Nueva York, USA: Wiley.
- Bonacich, P. (1987). Power and centrality: A family of measures. *American Journal of Sociology*, 92(5), 1170-1182.
- Borgatti, S., Everett, M., & Johnson, J. (2013). *Analizando redes sociales*. Londres, UK, Thousand Oaks, USA: Sage Publications.
- Chan, K. M., Guerry, A. D., Balvanera, P., Klain, S., Satterfield, T., Basurto, X., Bostrom, A., Chuenpagdee, R., Gould, R., Halpern, B. S., Hannahs, N., Levine, J., Norton, B., Ruckelshaus, M., Russell, R., Tam, J., & Woodside, U. (2012). Where are cultural and social in ecosystem services? A framework for constructive engagement. *BioScience*, 62(8), 744-756. DOI: 10.1525/bio.2012.62.8.7
- Comisión Estatal del Agua del Estado de Jalisco. (2015). *Ficha técnica hidrológica del municipio de Puerto Vallarta*. Puerto Vallarta, México: Comisión Estatal del Agua del Estado de Jalisco.
- Corraliza, J. A., & Collado, S. (2019). Conciencia ecológica y experiencia ambiental en la infancia/Ecological awareness and children's environmental experience. *Papeles del Psicólogo/Psychologist Papers*, 40(3), 190-196. DOI: 10.23923/pap.psicol2019.2896

- Cortés-Espino, A., Langle-Flores, A., & Gauna-Ruíz-de-León, C. (2023). Valuing free-flowing rivers: The influence of social value on willingness to pay for ecosystem services protection. *Water*, 15(7), 1279. DOI: 10.3390/w15071279
- Diesner, J. (2014). *ConText: Software para el análisis integrado de datos de texto y datos de red*. 64ª Conferencia Anual de la Asociación Internacional de Comunicación, Seattle, Washington.
- Doerfel, M. (1998). ¿Qué constituye el análisis de redes semánticas? Una comparación de investigación y metodologías. *Conexiones*, 21(12), 16-26.
- Etikan, I., Alkassim, R., & Abubakar, S. (2016). Comparison of snowball sampling and sequential sampling technique. *Biometrics and Biostatistics International Journal*, 3(1), 55.
- Felipe-Lucia, M. R., Comin, F. A., & Escalera-Reyes, J. (2015). A framework for the social valuation of ecosystem services. *Ambio*, 44(4), 308-318. DOI: 10.1007/s13280-014-0555-2
- Fitton, S. L., Moncaster, A., & Guthrie, P. (2016). Investigating the social value of the Ripon rivers flood alleviation scheme. *Journal of Flood Risk Management*, 9(4), 370-378. DOI: 10.1111/jfr3.12176
- Freeman, L. (1977). Un conjunto de medidas de centralidad basado en la intermediación. *Sociometría*, 40(1), 35-41.

- García, R. M., Villar, M. B. C., & Crespo, L. V. (2020). El ocio en el medio natural como promotor de la conexión emocional con la naturaleza. Un estudio en clave ambiental con adolescentes pontevedreses (Galicia-España). *Pensamiento Educativo, Revista de Investigación Latinoamericana (PEL)*, 57(2), 1-16.
- García-Sánchez, M., & Güereca, L. P. (2019). Environmental and social life cycle assessment of urban water systems: The case of Mexico City. *Science of the Total Environment*, 693, 133464. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.07.270
- Gauna-Ruíz-de-León, C., & Oliveros-Ocampo, C. A. (2021). Dinámica evolutiva de Puerto Vallarta a partir de la teoría de la dependencia de la Trayectoria (path dependence). En: *El desarrollo turístico en México. Revisión general y casos de estudio* (pp. 405-429). Jalisco, México: Universidad de Guadalajara.
- Gea Sostenible. (2021). *Manifestación de impacto ambiental modalidad particular del proyecto central mini hidroeléctrica Las Juntas*. Jalisco, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales Jalisco.
- Getzner, M. (2015). Importance of free-flowing rivers for recreation: Case study of the River Mur in Styria, Austria. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 141(2), 04014050. DOI: 10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000442

- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., Babu, S., Borrelli, P., Cheng, L., Crochetiere, H., Ehalt-Macedo, H., Filgueiras, R., Goichot, M., Higgins, J., Hogan, Z., Lip, B., McClain, M. E., Meng, J., Mulligan, M., Nilsson, C., Olden, J. D., Opperman, J. J., Petry, P., Reidy-Liermann, C., Sáenz, L., Salinas-Rodríguez, S., Schelle, P., Schmitt, R. J. P., Snider, J., Tan, F., Tockner, K., Valdujo, P. H., van Soesbergen, A., & Zarfl, C. (2019). Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, 569(7755), 215-221. DOI: 10.1038/s41586-019-1111-9
- Guzmán-Mejía, R., Márquez-Rangel, N., & Ibarra-Rubio, R. (2021). *Agenda Ambiental 21 Bhaía de Banderas. Para un Bienestar Común*. Guadalajara, México: Universidad de Guadalajara.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Censo de Población y Vivienda*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>
- Ioris, A. A. (2012). The positioned construction of water values: Pluralism, positionality and praxis. *Environmental Values*, 21(2), 143-162.
- IPBES, Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. (2022). *Summary for policymakers of the methodological assessment of the diverse values and valuation of nature of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES)*. Bonn, Germany: Zenodo. DOI: 10.5281/zenodo.7075892
- Jackson, S., Stoeckl, N., Straton, A., & Stanley, O. (2008). The changing value of Australian tropical rivers. *Geographical Research*, 46(3), 275-290.

- Jorda-Capdevila, D., Iniesta-Arandia, I., Quintas-Soriano, C., Basdeki, A., Calleja, E. J., DeGirolamo, A. M., Gilvear, D., Ilhéu, M., Kriauciuniene, J., Logar, I., Loures, L., & Padlo, T. (2021). Disentangling the complexity of socio-cultural values of temporary rivers. *Ecosystems and People*, 17(1), 235-247. DOI: 10.1080/26395916.2021.1912186
- Kaiser, N. N., Ghermandi, A., Feld, C. K., Hershkovitz, Y., Palt, M., & Stoll, S. (2021). Societal benefits of river restoration. Implications from social media analysis. *Ecosystem Services*, 50, 101317.
- Kati, V., & Jari, N. (2016). Bottom-up thinking. Identifying socio-cultural values of ecosystem services in local blue-green infrastructure planning in Helsinki, Finland. *Land Use Policy*, 50, 537-547.
- Khan, I., Lei, H., Ali, G., Ali, S., & Zhao, M. (2019). Public attitudes, preferences and willingness to pay for river ecosystem services. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(19), 3707. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/ijerph16193707>
- Langle-Flores, A., & Cupul-Magaña, F. G. (2021). Análisis de redes semánticas de los artículos y notas de la revista *Ciencia y Mar* (1997-2020). *Ciencia y Mar*, 25(73), 3-9.
- McNally, C. G., Gold, A. J., Pollnac, R. B., & Kiwango, H. R. (2016). Stakeholder perceptions of ecosystem services of the Wami River and Estuary. *Ecology and Society*, 21(3), 34. DOI: 10.5751/ES-08611-210334

- MEA, Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: Wetlands and water*. Washington, DC, USA: World Resources Institute.
- Mendoza-Cariño, M., Quevedo-Nolasco, A., Bravo-Vinaja, Á., Flores-Magdaleno, H., De-la-Isla-de-Bauer, M. de L., Gavi-Reyes, F., & Zamora-Morales, B. P. (2014). Estado ecológico de ríos y vegetación ribereña en el contexto de la nueva ley general de aguas de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 30(4), 429-436.
- Mooney, C., & Tan, P.-L. (2012). South Australia's River Murray: Social and cultural values in water planning. *Journal of Hydrology*, 474, 29-37. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2012.04.010
- Newman, M. E. (2006). Modularity and community structure in networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(23), 8577-8582.
- Opperman, J., Grill, G., & Hartmann, J. (2015). The power of Rivers: Finding balance between energy and conservation in hydropower development. *The Nature Conservancy*, 56. DOI: 10.13140/RG.2.1.5054.5765
- Opperman, J., Orr, S., Baleta, H., Garrick, D., Goichot, M., McCoy, A., Morgan, A., Turley, L., & Vermeulen, A. (2018). *Valuing Rivers: How the diverse benefits of healthy rivers underpin economies*. WWF: Gland, Switzerland. Recuperado de https://awsassets.panda.org/downloads/wwf_valuing_rivers__final_.pdf

- Parker, C., Scott, S., & Geddes, A. (2019). *Snowball sampling*. SAGE Research Methods Foundations. DOI: 10.4135/9781526421036831710
- Paudyal, K., Baral, H., & Keenan, R. J. (2018). Assessing social values of ecosystem services in the Phewa Lake Watershed, Nepal. *Forest Policy and Economics*, 90, 67-81. DOI: 10.1016/j.forpol.2018.01.011
- Perry, D., Harrison, I., Fernandes, S., Burnham, S., & Nichols, A. (2021). Global analysis of durable policies for free-flowing river protections. *Sustainability*, 13(4), 2347. DOI: 10.3390/su13042347
- RAN, Registro Agrario Nacional. (2021). *PHINA, Padrón e Historial de Núcleos Agrarios*. Recuperado de <https://phina.ran.gob.mx/buscarNucleoAgrario.php>
- Romero, N. I. G., Arteaga-Reyes, T. T., Héritier, S., Thomé-Ortiz, H., & Galicia, L. (2021). Dinámica relacional de las actividades recreativas en el Área de Protección de Flora y Fauna Nevado de Toluca, México: El enfoque del Análisis de Redes Sociales. *PASOS Revista de Turismo y Patrimonio Cultural*, 19(3), 477-494. DOI: 10.25145/j.pasos.2021.19.031
- Saxon, R. (2005). *Be valuable: A guide to creating value in the built environment*. London, UK: Constructing Excellence.
- Schettini, P., & Cortazzo, I. (2015). *Análisis de datos cualitativos en la investigación social*. La Plata, Argentina: Editorial de la Universidad Nacional de La Plata (EDULP).

Secretaría General del Gobierno del Estado de Jalisco. (31 de octubre, 2014). Acuerdo que establece la regionalización administrativa del estado de Jalisco para impulsar el desarrollo de la entidad. *El Estado de Jalisco Periódico Oficial*, p. 3.

Secturjal, Secretaría de Turismo. (2020). *Estadísticas del sector turístico*. Recuperado de <https://secturjal.jalisco.gob.mx/invierte-en-jalisco/estadisticas>

Shah, S. H., & Rodina, L. (2018). Water ethics, justice, and equity in social-ecological systems conservation: Lessons from the Queensland Wild Rivers Act. *Water Policy*, 20(5), 933-952. DOI: 10.2166/wp.2018.016

Sousa, S., Botelho, A., Pinto, L. M. C., & Valente, M. (2019). How relevant are non-use values and perceptions in economic valuations? The case of hydropower plants. *Energies*, 12(15), 2986. DOI: 10.3390/en12152986

Tabi, A., & Wüstenhagen, R. (2017). Keep it local and fish-friendly: Social acceptance of hydropower projects in Switzerland. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 68, 763-773. DOI: 10.1016/j.rser.2016.10.006

UNESCO, United Nations Educational, Scientific and Cultural organization. (2021). *The United Nations world water development report 2021: Valuing water*. Recuperado de <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000375724>

- Valencia-Vargas, J. C. (2015). Desarrollo de la región hidrológica del Balsas mediante la modificación de su veda. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 6(1), 81-97.
- Van Eck, N. J., & Waltman, L. (2017). Citation-based clustering of publications using CitNetExplorer and VOSviewer. *Scientometrics*, 111(2), 1053-1070.
- Van Riper, C. J., Kyle, G. T., Sherrouse, B. C., Bagstad, K. J., & Sutton, S. G. (2017). Toward an integrated understanding of perceived biodiversity values and environmental conditions in a national park. *Ecological Indicators*, 72, 278-287. DOI: 10.1016/j.ecolind.2016.07.029
- Waltman, L., Van Eck, N. J., & Noyons, E. C. (2010). A unified approach to mapping and clustering of bibliometric networks. *Journal of Informetrics*, 4(4), 629-635.
- Wasserman, S., & Faust, K. (1994). *Análisis de redes sociales. Métodos y aplicaciones*. Cambridge, UK: Prensa de la Universidad de Cambridge.
- Zhang, W., Yu, Y., Wu, X., Pereira, P., & Borja, M. E. L. (2020). Integrating preferences and social values for ecosystem services in local ecological management: A framework applied in Xiaojiang Basin Yunnan province, China. *Land Use Policy*, 91, 104339. DOI: 10.1016/j.landusepol.2019.104339

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-05-04

Artículos

Indicadores de la gestión del suministro de agua en zonas urbanas para evaluar su sostenibilidad

Water supply management indicators for urban areas to assess its sustainability

Mayra Mendoza-Gómez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3924-9674>

Daniel Tagle-Zamora², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6203-7429>

Alex Ricardo Caldera-Ortega³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7609-8724>

Jesús Mora-Rodríguez⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4192-8249>

Gilberto Carreño-Aguilera⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4153-4941>

Xiltlali Delgado-Galván⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7283-0239>

¹Doctorado en Ciencia y Tecnología del Agua, División de Ingenierías, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México, m.mendozagomez@ugto.mx

²División de Ciencias Sociales y Humanidades del Campus León, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México, datagle@ugto.mx



³División de Ciencias Sociales y Humanidades del Campus León, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México, arcaldera@ugto.mx

⁴Departamento de Ingeniería Geomática e Hidráulica, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México, jesusmora@ugto.mx

⁵Departamento de Ingeniería Geomática e Hidráulica, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México, gca@ugto.mx

⁶Departamento de Ingeniería Geomática e Hidráulica, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México, xdelgado@ugto.mx

Autora para correspondencia: Xiltlali Delgado, xdelgado@ugto.mx

Resumen

La gestión del agua potable en zonas urbanas representa en la actualidad uno de los mayores desafíos. Por lo tanto, el suministro de agua potable y el saneamiento ha llevado a los expertos a explorar nuevos enfoques y estrategias para su gestión. Ubicándose en esta línea de trabajo, el presente documento explora los indicadores de evaluación de desempeño para la gestión del recurso hídrico aplicados a los servicios de abastecimiento de agua a nivel nacional e internacional. El objetivo consiste en proponer indicadores relacionados con los enfoques de gestión del agua orientados al derecho humano al agua y a un medio ambiente sano, y armonizando con el ODS-6 se plantea evaluar tanto los indicadores cualitativos como cuantitativos a través de una revisión de la literatura y criterios de selección, como aplicabilidad, relevancia, datos existentes y características locales de manejo que le dan al recurso

hídrico. Aplicando al estudio de caso el Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León, Guanajuato (SAPAL), la investigación aplicó la metodología análisis jerárquico de procesos (AHP), indicando aquellos indicadores relevantes para la gestión del recurso hídrico bajo la perspectiva de soluciones multidisciplinarias, integrales y sostenibles para el servicio de abastecimiento de agua, con lo cual pudo verificarse la disponibilidad de datos para la aplicación de los indicadores propuestos. Se concluye que a partir de este planteamiento se cuenta con indicadores que consideren los enfoques en materia socioambiental que impacten en la gestión sostenible del agua de manera que coadyuve al diseño, seguimiento, evaluación y toma de decisiones de políticas públicas enfocadas a los organismos operadores de manera integral.

Palabras clave: indicadores, derecho humano al agua, objetivo de desarrollo sostenible, abastecimiento de agua.

Abstract

The management of drinking water in urban areas represents one of the greatest challenges today. Therefore, this challenge to supply of drinking water and sewerage has led society to explore new strategies in water management. This document explores the performance of the evaluation indicators for water resource management applied to water supply services at national and international levels. With the objective to propose indicators related to water management, also oriented to the human right to water and a healthy environment, and in accordance with the Sustainable Development objective 6 (SDG-6). It is proposed to evaluate both qualitative and quantitative indicators, through a review of the

literature and selection criteria such as: applicability, relevance, existing data, as well as local characteristics according to the management given to water resources. The results obtained by applying the Hierarchical Analysis of Processes (AHP) methodology, how the most relevant indicators for the management of water resources in a water supply service, in which place multidisciplinary, comprehensive and sustainable solutions are required. The availability of data for the application of the proposed indicators was verified. It is concluded that from this approach, there are indicators oriented to socio-environmental approaches that have an impact on sustainable water management in a way that contributes to the design, monitoring, evaluation and decision making of public policies focused on the water utility in an integral manner.

Keywords: Indicators, human right to water, sustainable development objective, water supply.

Recibido: 17/11/2022

Aceptado: 30/04/2023

Publicado Online: 18/05/2023

Introducción

El agua ha comenzado a transformarse en años recientes de un recurso natural a un recurso político. Su distribución no solamente se está viendo afectada por la ubicación geográfica de cada urbe, sino también debido a intervenciones antrópicas y crecimiento poblacional (Durán & Rodríguez,

2006). A consecuencia de ello, diferentes regiones hidrológicas están alcanzado ya sus límites hídricos por las presiones socioeconómicas y demográficas, obligando a los grupos sociales a modificar sus formas de acceso y uso del agua, lo que tiende a deteriorar especialmente la calidad de vida de la población en situación de pobreza (Coates & Connor, 2018). El derecho al agua como un bien social apunta hacia un concepto distante: la calidad del agua, la falta de accesibilidad y la no disponibilidad para todas las personas la definen como un bien con problemas de escasez socialmente construida; se reconoce al agua como un bien escaso a causa de la contaminación y la producción desmedida, que, sumado a la marginación y pobreza, imposibilitan el acceso y goce de los recursos (Raskin, Gleick, Kirshen, Pontius, & Strzepek, 1997).

Debido a las condiciones en que se encuentran la gran mayoría de los sistemas de agua se despierta un significativo interés para optimizar la utilización de sus recursos tanto en los organismos operadores, administradores, usuarios y la clase política gobernante como en los organismos financieros locales e internacionales, y en los entes reguladores existentes (Benavides, 2010). Para ello, el uso de indicadores ha demostrado ser una herramienta útil de gestión, que permite identificar y evaluar la eficiencia y la eficacia del sistema; sin embargo, aún es necesario realizar ajustes (Ministerio de Obras Públicas y Comunicaciones, 2012). La Asociación Internacional del Agua (IWA, por las siglas en inglés de International Water Association) propuso una metodología e indicadores de desempeño para los servicios de abastecimiento de agua en el año 2000 (Alegre *et al.*, 2006). Esos indicadores se han convertido en el estándar para la evaluación del

desempeño de los servicios de agua en todo el mundo. No obstante, el marco metodológico en ocasiones no se implementa por completo debido a que no satisface de forma plena las necesidades de las regiones en desarrollo. La evaluación del desempeño también ha sido parte clave de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) (Alegre *et al.*, 2018), pero la sostenibilidad del servicio como concepto aún no está tan presente como debería, y las perspectivas a largo plazo para la sostenibilidad siguen siendo una de las cuestiones clave y un desafío. Las presiones actuales sobre el sector incluyen: 1) mantener la oferta ante el ritmo creciente de la población, especialmente en las zonas urbanas de rápido crecimiento, pero también con los cambios sociales (migraciones, envejecimiento, etc.); 2) la adaptación al cambio climático, teniendo en cuenta las situaciones potenciales de estrés hídrico y de fenómenos extremos; 3) la evolución de las expectativas de los usuarios y las presiones políticas para reducir el precio de las tarifas; y 4) el aumento de la edad de las infraestructuras y la sostenibilidad global del servicio (Alegre *et al.*, 2018).

Mantener de forma sostenible un sistema de abastecimiento de agua es complicado, al considerarse la forma variada en que se lleva a cabo la gestión de acuerdo con la situación local (en el marco de la Ley de Aguas Nacionales (LAN) vigente, la prestación del servicio de agua potable y saneamiento es atribución de los municipios, señalado en el artículo 115 Constitucional, por lo que la LAN no establece ninguna normativa relativa a los servicios; por tanto, cada municipio en el marco de sus atribuciones define las formas de otorgar el servicio).

El suministro de agua es un servicio esencial para las comunidades, formando parte de los llamados servicios de interés general, vitales para el bienestar, salud pública y seguridad colectiva de las poblaciones, así como para las actividades económicas y la preservación del medio ambiente (Alegre *et al.*, 2018). Dado lo anterior, es que la gestión del agua debe seguir un enfoque integrado (Gil-Antonio & Reyes, 2021).

La gestión del abastecimiento público urbano requiere considerar la sostenibilidad del agua a largo plazo. Esto implica entender la evolución de la infraestructura (edad, materiales, tecnología y ampliación, etc.), al igual que la demanda y las restricciones del servicio, como pueden ser aquellas zonas que tienen servicio de mala calidad. Esto ha generado la creciente importancia de los sistemas de evaluación de desempeño (Berg, 2020; Corton, 2003).

Un indicador debe capturar alguna dimensión del desempeño que sea importante para quienes reciben el servicio o para quienes esperan tener acceso en el futuro. Por lo general, la legislación identifica las dimensiones del desempeño, por ejemplo, el servicio de agua debe ser asequible, producido de manera eficiente y disponible en todo el país. Los objetivos clave de rendimiento podrían incluir disponibilidad; calidad del agua; reducción de la interrupción del servicio; solidez de las operaciones ante eventos extremos (incluidos el clima y los conflictos); la calidad del servicio; interrupción del suministro; la notificación de problemas de entrega; satisfacción del cliente (a través de encuestas o número de quejas); integridad de los procesos de facturación y cobranza; asequibilidad, acceso, eficiencia, productividad, innovación, seguridad y protección (Berg, 2020). Los indicadores de evaluación de desempeño

para la gestión del sector agua potable y saneamiento representan una herramienta de comunicación entre los diferentes niveles de gobierno, los gestores de los servicios, los políticos y reguladores, e incluso con la sociedad (Cortez, Sainos, Gómez, Maldonado, & Rodríguez, 2017).

En México se realiza la evaluación del desempeño de los sistemas de agua potable y alcantarillado a través del Programa de Indicadores de Gestión de Organismos Operadores (PIGOO); del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI); del Consejo Consultivo del Agua, y en algunas regiones de la Comisión Estatal del Agua (CCA, 2010-2011; CCA, 2011). El objetivo es mejorar la calidad del servicio, dar seguimiento a las decisiones de gestión, particularmente a calidad, sostenibilidad y eficiencia económica; así como proporcionar una base técnica sólida para auditar el funcionamiento del servicio.

En México, Pineda, Salazar y Méndez (2020) hablan sobre la importancia de contar con mecanismos de evaluación de las acciones en la gestión del agua, pero los criterios usados se centran en el porcentaje de cobertura de agua potable y saneamiento, al igual que en la eficiencia comercial de estos servicios, e ignoran la sostenibilidad del recurso, que involucra lo ambiental, económico y social.

En el caso del estado de Guanajuato, éste cuenta con el Sistema de Información de Organismos Operadores (SIOO), que ha sido un importante insumo para el desarrollo de los instrumentos de planeación hidráulica estatal a través de sus indicadores de desempeño desde 1995.

Bajo todo este contexto desarrollado, el presente trabajo se enfoca en plantear indicadores que no se acoten a evaluar el estado actual del abastecimiento público urbano, sino que consideren también aquellos que

sirvan como instrumentos de gestión para medir los progresos sostenibles del recurso, la eficiencia en su uso y la gobernanza del agua.

Se toma como caso de estudio el Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León, Guanajuato. Así, el documento se estructura de la siguiente manera: en el primer apartado se detallan los antecedentes y el desarrollo de los indicadores de desempeño aplicados a los abastecimientos de agua desde un contexto internacional hasta local; en el segundo apartado se describe la metodología AHP con la que se realizó la presente investigación; en la tercera sección se desarrollan los resultados con los que se determinó la importancia de considerar indicadores con un enfoque socioambiental que pueden aportar a una gestión sostenible del recurso hídrico; al final se abordaron la discusión y las conclusiones.

Antecedentes

El servicio público de agua es esencial para las comunidades y forma parte de los llamados servicios vitales para el bienestar, la salud pública y la seguridad colectiva de las poblaciones, así como para actividades económicas y la preservación del medio ambiente (Alegre *et al.*, 2018). La Organización de las Naciones Unidas (ONU) ha reconocido el derecho humano al agua y al saneamiento, reforzando la idea de que todas las personas tienen derecho a agua suficiente, segura, aceptable, accesible y asequible para uso personal y doméstico. Los servicios de abastecimiento de agua son el principal vehículo para garantizar este derecho en todo el mundo (Alegre, Wolfram, Melo, & Parena, 2000).

La provisión de agua potable segura está a cargo de los prestadores de servicios, que deben establecer un modo asequible para los ciudadanos, y ser administrados y operados de acuerdo con los principios de buenas prácticas comerciales y normativas, que tienen por objeto proteger a los usuarios y al medio ambiente (Alegre *et al.*, 2018). La forma en la que se lleva a cabo la gestión variará de acuerdo con la situación local, y puede ser pública, privada o mixta. La gestión de los servicios de agua debe seguir un enfoque integrado y no centrado en el lado de la ingeniería del negocio (Hansen, Saavedra, & Rodríguez, 2018; Tagle & Caldera, 2021). Sin embargo, los servicios de agua, a diferencia de otros sectores, dependen de criterios técnicos para afrontar decisiones estratégicas.

El desarrollo de los indicadores de gestión en el contexto internacional

En el sistema de indicadores de la IWA se establecen las características que deben reunir los indicadores de desempeño, dentro de las cuales destacan la imparcialidad, consistencia, precisión y trazabilidad (Hansen & Alcocer, 2014). Durante los últimos 20 años, los sistemas de evaluación del desempeño en el sector del agua se han convertido en una práctica común en todo el mundo, aumentando también la necesidad de su uso (Ganjidoost, Haas, & Unger, 2018).

El primer paso para que una empresa de servicios públicos evalúe su desempeño anual con el de otras empresas de servicios públicos es establecer indicadores de rendimiento relevantes que sean aplicables de

manera uniforme, comprensibles y significativos para todas las empresas de servicios públicos y tomadores de decisiones (Federación de Municipalidades Canadienses, FCM, por sus siglas en inglés, Federation of Canadian Municipalities, y Consejo Nacional de Investigación) (FCM, 2002).

Los servicios de agua han estado enmarcados en una realidad compleja por la relevancia de los factores macroeconómicos, sociales y ambientales para las funciones básicas del prestador (Alegre *et al.*, 2006; Miner & AWWA, 2008). La creciente complejidad que se está presentando en este servicio requiere del uso de herramientas sistemáticas, que proporcionen una visión global y apoyen la toma de decisiones. Por tanto, los sistemas de evaluación del desempeño se pueden utilizar para facilitar la comunicación entre los diferentes actores involucrados en los servicios de abastecimiento de agua (Ganjidoost *et al.*, 2018).

En el contexto del abastecimiento de agua —independientemente de su naturaleza privada, pública o mixta— se puede asumir que todos los prestadores de servicio comparten un propósito en común y objetivos de gestión, que se pueden expresar como lograr la mayor satisfacción del consumidor y calidad del servicio, en consonancia con el marco regulatorio vigente, al tiempo que se hace mejor uso de los recursos disponibles (Lobato-de-Faria & Alegre, 1996).

Indicadores de desempeño

La Tabla 1 muestra los indicadores de rendimiento que empresas o instituciones del agua usan para comparar sus sistemas de distribución de agua y recolección de aguas residuales. Estos indicadores de desempeño permiten que las empresas identifiquen áreas de oportunidad.

Tabla 1. Indicadores de desempeño.

Instituciones/empresas	Indicadores de rendimiento	Variable de medición
La National Water and Wastewater Benchmarking Initiative (Asociación de Entes Reguladores de Agua Potable y Saneamiento de las Américas) (AECOM, 2015) monitorea y compara el desempeño de los servicios de agua de los municipios canadienses	Costo total de operación y mantenimiento por kilómetro de longitud de tubería	Rentabilidad
	Número de quejas de clientes relacionados con el agua y las aguas residuales por 1 000 personas atendidas	La satisfacción del cliente
	Agua no facturada en litros por conexión de servicio por día	Gestión del sistema, estado y confiabilidad
	Porcentaje de válvulas inoperables o con fugas valor de reemplazo de reinversión de capital promedio de cinco años en funcionamiento	Confiabilidad del sistema
	Porcentaje de longitud principal reemplazada	Nivel de reinversión en infraestructura

Instituciones/empresas	Indicadores de rendimiento	Variable de medición
La Ontario Municipal Benchmarking Initiative (OMBI, 2012) mide, compara y comparte los datos de desempeño y las prácticas operativas de 15 municipios	Costo total de distribución de agua y recolección de aguas residuales por kilómetro de tubería	Rentabilidad
	Megalitros de agua tratada por 100 000 habitantes	Nivel de servicio
	Edad promedio de la tubería de agua o aguas residuales	Servicio al cliente
El Programa de Medición del Desempeño Municipal (MPMP, por sus siglas en inglés de Municipal Performance Measurement Program) (MPMP, 2007)	Costos de operación por kilómetro de aguas residuales o tubería principal	Eficiencia de costos operativos
La American Water Works Association (Lafferty & Lauer, 2005)	Operaciones y mantenimiento relación de costos	Relación entre el costo de operación y mantenimiento y el número de cuentas por millón de galones de agua producida
	Pérdida de agua del sistema de distribución	Agua no contabilizada
	Retorno de activos	Eficacia financiera de la empresa de servicios públicos
	Costo residencial del servicio de agua	Monto promedio de la factura de agua residencial por un mes de servicio

Instituciones/empresas	Indicadores de rendimiento	Variable de medición
La Water Research Foundation (WRF, 2014)	Edad media ponderada de la tubería de agua o aguas residuales	Estabilidad de la infraestructura
	Nivel de información sobre la condición de los activos	
	Grado de identificación de los activos críticos	
	Adecuación del equilibrio del gasto de capital entre gastos de deuda y de capital	Viabilidad financiera
	Consumo per cápita	Adecuación de los recursos hídricos
	Asequibilidad del servicio de agua	Sostenibilidad comunitaria

Fuente: Ganjidoost *et al.* (2018).

Indicadores aplicados en México

Los indicadores de gestión de organismos operadores (OO) han servido para evaluar y comparar el desempeño en su función principal a través de una batería de indicadores, que permiten representar de una manera formal y estándar el estado que guardan los servicios de agua, su eficiencia en operación y gestión, mejorando la toma de decisiones (Flores, Rodríguez, & Alcocer, 2012). En Guanajuato, el SIOO recopila información del uso público urbano, con el que se crean indicadores de gestión para medir y evaluar el desempeño de los organismos operadores, los cuales apoyan a acrecentar el conocimiento de los organismos y a definir áreas de oportunidad para mejorar el servicio (Flores *et al.*, 2012).

En el país existen proyectos que integran comparativas de desempeño de empresas de agua, u OO, y que se hacen públicos con información de 291 organismos participantes hasta 2015. El objetivo principal es apoyar y promover la buena práctica de comparación entre los servicios de agua y saneamiento a través de:

- Asesoramiento sobre indicadores, definiciones y métodos de recopilación de datos.
- Colaboración en la creación de esquemas nacionales o regionales de comparación.
- Creación de vínculos entre empresas, asociaciones y reguladores de servicios públicos (Hansen & Rodríguez, 2015).

La Tabla 2 muestra las instituciones y documentos de carácter oficial en los que se concentra información de indicadores de desempeño de gestión sobre aspectos de cobertura y mejoramiento de los sistemas de abastecimiento de agua potable alcantarillado y saneamiento del país (Hansen & Rodríguez, 2015). En América Latina, la Asociación de Entes Reguladores de Agua Potable y Saneamiento de las Américas (ADERASA, 2014) también difunde las comparativas entre empresas de agua con 30 indicadores de desempeño.

Tabla 2. Indicadores de desempeño en México.

Institución	Descripción	Tipo de indicadores	
Comisión Nacional del Agua (Conagua)	En México, el documento oficial de mayor prominencia es la <i>Situación del Subsector Agua Potable y Alcantarillado</i> de la Conagua, que contiene información de más de 900 ciudades hasta 2014, para conocer la comparación del desempeño de los organismos operadores (Flores <i>et al.</i> , 2012)	Costos de producción e ingresos	Dotación
		Eficiencia comercial	Eficiencia física
		Eficiencia global	Empleados por cada mil tomas (núm.)
		Macromedición	Micromedición
Consejo Consultivo del Agua (CCA, 2011)	Incluye información de 24 ciudades con ocho indicadores que analizan el desempeño de los OO, considerando la calidad, cobertura, eficiencia, equidad en el suministro a poblaciones y su actividad económica; la sustentabilidad a largo plazo de las fuentes de abastecimiento; la eliminación de contaminantes y mantenimiento de la calidad de cuerpos de agua; la sustentabilidad económica de los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento (Hansen & Alcocer, 2014)	Continuidad y extensión en el servicio	Productividad
		Micromedición	Eficiencia física
		Eficiencia comercial	Resultado operativo (subsidiarios implícitos)
		Tratamiento de aguas residuales	Institucional
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA)		Relación costo volumen producido	Relación de trabajo
		Relación inversión-PIB	Relación costo-tarifa

Institución	Descripción	Tipo de indicadores	
	<p>El IMTA evalúa desde 2005 el desempeño de los OO de agua potable a través del PIGOO (Hansen & Rodríguez, 2019). En 2019 se utilizaron 32 indicadores de gestión que sirven para medir aspectos operativos del sistema de agua potable, los temas financieros y las eficiencias, logrando evaluar a 146 organismos operadores de agua potable; se contó con información de 387 ciudades participantes (Hansen & Rodríguez, 2019)</p>	Consumo y costo energético en sistemas de agua potable	Tomas con servicio continuo y horas con servicio en zonas de tandeo
		Redes e instalaciones	Volumen tratado
		Macromedición, micromedición	Usuarios con pago a tiempo
		Reclamaciones por cada mil tomas	Empleados dedicados al control de fugas
		Empleados por cada mil tomas	Rehabilitación de tomas domiciliarias
		Dotación	Consumo
		Autosuficiencia	Usuarios abastecidos con pipas
		Cobertura de agua potable reportada	Cobertura de alcantarillado reportada

Institución	Descripción	Tipo de indicadores	
		Pérdidas por longitud de red y pérdidas por toma	Eficiencia física, comercial, global y de cobro
Comisión Estatal del Agua (CEA), indicadores de desempeño de organismos operadores	Los diagnósticos sectoriales de agua potable y saneamiento se emplean para hacer un uso eficiente del agua a través de indicadores que pueden brindar un panorama general de la situación actual de la gestión del recurso hídrico, infraestructura y servicios de agua en cada cabecera municipal de los diferentes estados; son un apoyo en la toma de decisiones orientada a mejorar la prestación del servicio (Hansen & Rodríguez, 2015).	Relación de trabajo	Costos de personal
		Costo unitario de producción y costo relativo de energía eléctrica	% gastos en energía eléctrica para bombeo
		Consumo promedio	Dotación
		Pérdidas o agua no contabilizada	Cobertura de desinfección del agua
		Cobertura de macromedición y de micromedición	Tarifa promedio del servicio de agua
		Precio del agua y precio del servicio de alcantarillado	Recaudación por servicio de agua por toma al mes
		Ingreso total por m ³ extraído e ingreso total promedio por toma al mes	% de agua consumida por usuarios domésticos, comerciales, industriales

Institución	Descripción	Tipo de indicadores	
		Facturación de agua promedio por toma al mes	Consumo doméstico, comercial, industrial, mixto y público promedio por toma al mes
		Distribución del consumo	Cartera vencida en meses de facturación
		Distribución del personal con base en su área de trabajo	
		Empleados en agua potable, administrativos, en tratamiento de agua y por cada mil tomas de agua	Empleados en drenaje sanitario y empleados en el área de planeación
		Eficiencia física, comercial y global	Tomas con servicio continuo

Fuente: Hansen y Rodríguez (2015).

Indicadores sobre el derecho humano al agua (DHA) en México

La Oficina en México del Alto Comisionado de las Naciones Unidas para los Derechos Humanos (ONU-DH) ha avanzado en el desarrollo de trabajos de contextualización y procesos de construcción del sistema de indicadores sobre el derecho al agua y al saneamiento (ONU-DH, 2012); no obstante, la ausencia de lineamientos específicos (en la conceptualización de indicadores modelo) para este derecho ha seguido una trayectoria distinta.

Uno de los aspectos clave en el proceso de definición y construcción de los indicadores sobre el derecho humano al agua y al saneamiento en México ha sido la sistematización de los indicadores estructurales de este derecho; indicadores que proponen las obligaciones internacionales del Estado mexicano relacionadas con el respeto al derecho de las personas a un medio ambiente sano, y una exploración de las leyes, estrategias, programas y actividades gubernamentales vinculadas con este derecho (ONU-DH, 2012). Todo ello, con la intención de visualizar aquellos indicadores desde una perspectiva de quien provee el servicio, en el sentido de establecer las acciones ligadas al derecho al agua y al saneamiento para todas las personas.

Es importante subrayar que una propuesta de indicadores basada en el derecho humano al agua tiene como finalidad medir el nivel de cumplimiento de éste. Los indicadores deben reflejar los principios transversales del derecho humano al agua enunciados en el artículo 4º de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos, como “toda

persona tiene derecho al acceso, disposición y saneamiento del agua para consumo personal y doméstico en forma: salubre, aceptable, suficiente, accesible, y asequible”.

Aunado a estas consideraciones conceptuales, la selección de indicadores cualitativos y cuantitativos debe permitir medir el cumplimiento del derecho humano al agua. En primer lugar, requieren ser pertinentes, válidos, confiables, simples, oportunos y siempre enfocados al objetivo que se persigue. La generación de indicadores ha ido en aumento exponencial, por lo que se han convertido en una herramienta cada vez más precisa y útil en la gestión de los recursos naturales (Kemper, Foster, Garduno, Nanni, & Tuinhof, 2003). Actualmente se sigue trabajando en la mejora de los indicadores, la disponibilidad y calidad de los datos (Estévez, Herrera, & Tiribocchi, 2019; Thornton, Franz, Edwards, Pahlend, & Nathanaile, 2007). Por tanto, la finalidad de este apartado es plantear, identificar y analizar los indicadores existentes que relacionen la interacción sociedad-ambiente orientados a los enfoques de gestión, como ODS6 de la Agenda 2030, y el artículo cuarto constitucional, que habla del derecho humano a un medio ambiente sano y el derecho humano al agua.

Este cruce de información tiene como finalidad establecer un planteamiento de categorías de análisis, así como sus respectivos indicadores para la gestión del recurso hídrico en abastecimientos públicos de agua. Contar con una amplia comprensión de tales factores resulta fundamental para gestionar de manera adecuada el recurso hídrico y no solo gestionar el desempeño del servicio de agua. Si a esto se le suma el hecho de ir enfocando la gestión integrada para enfrentar

retos actuales y futuros ligados al recurso, se tiene como resultado una propuesta de indicadores apropiados para los servicios de abastecimiento de agua.

Materiales y métodos

De acuerdo con el objetivo determinado en el presente artículo, la selección metodológica se trata de una investigación mixta. A partir de un planteamiento cualitativo de un análisis bibliográfico con apoyo de documentos —como manuales de indicadores de desempeño para servicios de abastecimiento de agua; diagnósticos sectoriales de agua potable y alcantarillado; informes de indicadores de gestión prioritarios en OO, e indicadores para el derecho humano al agua y al saneamiento (un salto cualitativo para su cumplimiento efectivo principalmente)— al igual que la revisión de bases de datos de alcance internacional, se obtuvo información de una detallada revisión documental.

Los datos cuantitativos que se generaron se obtuvieron a través de encuestas. Los pasos metodológicos seguidos en esta investigación se resumen a continuación:

1. Recopilación de indicadores de gestión del agua a través de la revisión de bases de datos de alcance internacional.
2. Selección de indicadores directamente relacionados con los enfoques de gestión del agua, como el derecho humano al agua, el derecho humano a un medio ambiente sano y el acceso a los servicios públicos básicos (ODS-6).

3. Agrupación de los indicadores de acuerdo con su relevancia en la zona o utilización en los sistemas de abastecimiento de agua desde un enfoque internacional, y la coincidencia de éstos con otras fuentes de información analizadas. Con ello, se planteó presentar de forma sistemática la información y tener una idea más clara de aquellos que impactan de manera directa en la gestión de los recursos hídricos.

4. Clasificación de los indicadores en componentes de acuerdo con su tipología y verificación de la disponibilidad de datos para su aplicación.

5. Aplicación de encuestas personales —o a través de medios digitales— a especialistas, expertos en gestión del agua y protección ambiental en áreas de ciencias sociales y jurídicas, a fin de contar con respuestas equitativas y multidisciplinarias.

6. A partir del planteamiento de los componentes e indicadores se aplicó el análisis del método AHP, orientado a determinar la relevancia de cada uno de los indicadores que pueden ser utilizados por los servicios de abastecimiento de agua que impacten de manera directa en la gestión del agua.

De forma previa se analizaron los indicadores orientados al desempeño del servicio en los abastecimientos de agua, por lo que quedaron excluidos de este estudio (Mendoza *et al.*, 2022).

Se agruparon los indicadores por componente, considerando aspectos ambientales y sociales; y el resto de acuerdo con la calidad, uso y su gestión para abordar la realidad multidimensional inherente desde los nuevos enfoques de la gestión del agua, y así identificar aquellas variables que deben estar involucradas en la medición. Por ello, se

recopiló información de indicadores ya existentes y los relacionados con el recurso hídrico de 12 diferentes portales de información. Se trató principalmente de organismos públicos o proyectos dependientes de éstos, que presentan información de libre acceso relacionada con la gestión del agua.

Se agruparon aquellos indicadores que permitieran aportar elementos para una mejor toma de decisiones, así como su relevancia en la zona de estudio y la coincidencia que hubo con las otras fuentes revisadas.

Las fuentes consultadas para la obtención de una primera propuesta de indicadores sobre la gestión del recurso hídrico para el abastecimiento de agua fueron las siguientes: World Resources Institute (WRI-AQUEDUCT); International Groundwater Resources Assessment Centre (UN-IGRAC); Environmental Performance Index (EPI); Global Health Observatory (GHO); International Benchmarking Network for Water and Sanitation Utilities (IB-NET); The World Bank Group; World Water Assessment Programme (WWAP); European Environment Agency (EEA); European Commission (EUROSTAT); Sistema Integrado de Información del Agua (MAGRAMA-SIA); Food and Agriculture Organization (FAO-AQUASTAT), y Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS). Se tomaron en cuenta aquellos indicadores potenciales relacionados con el derecho humano al agua, el derecho a un medio ambiente sano y el ODS-6. Se consideraron los de mayor relevancia en la gestión del agua y de coincidencia con las diferentes fuentes consultadas para la presente investigación.

Para la aplicación de esta propuesta, se seleccionó el OO de la ciudad de León, Guanajuato, México. León es una ciudad ubicada en el estado de Guanajuato, en la región del Bajío. La ciudad cuenta con 1 721 215 habitantes de acuerdo con INEGI (2020), y es la urbe más poblada de la entidad. El área del territorio municipal comprende 1 283.88 km², equivalentes al 3.87 % de la superficie total del estado de Guanajuato. Es el tercer municipio más poblado del país, con un límite urbano de 22 mil hectáreas, alrededor de 600 comunidades rurales, así como más de mil colonias y fraccionamientos. Cuenta con una fuerte dinámica económica, social y urbana. De 2010 a 2020, las viviendas en León pasaron de 330 062 a 440 870, lo cual implica un crecimiento anual de 20.9 % (INEGI, 2015; INEGI, 2020). Es decir, en promedio, el número de viviendas en el municipio de León se incrementó en 11 081 viviendas cada año (H. Ayuntamiento de León, Guanajuato, 2021-2024). Durante los últimos años, la demanda de agua generada por el desarrollo socioeconómico en la región del Bajío ha aumentado de forma considerable debido al incremento tanto de la población como de la producción agrícola e industrial (Caldera & Tagle, 2020).

La ciudad de León ha estado padeciendo problemas de carácter hídrico desde la década de 1980, donde el acuífero del Valle de León asciende a extracciones de 312.5 Mm³/año, con una sobreexplotación de 51.8 Mm³/año, que equivale a un abatimiento del nivel freático de 1.5 a 2.0 m/año (Conagua, 2020), lo que colocando en riesgo la estabilidad y calidad del agua que se extrae. Esto se debe a la sobreexplotación del acuífero, en donde actualmente la profundidad al nivel del agua subterránea varía de 80 a 100 metros; los valores más profundos se

registran entre 120 y 160 metros (Conagua, 2020). De acuerdo con lo anterior se confirma la constante presión ejercida sobre la fuente principal de abastecimiento de agua de la que depende la ciudad.

Esta crisis del agua construida desde el ámbito social no solo resulta de la responsabilidad de los usos y usuarios del acuífero, sino que, y en gran medida, responde a las implicaciones del modelo de gestión del OO local del agua del Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León (SAPAL), que ha respaldado con abasto de agua la lógica de la expansión de la dinámica económica en la parte norte del Bajío guanajuatense, la cual está clasificada como semiárida (Tagle, Caldera, & Fuente, 2019; Tagle & Caldera, 2021; Tagle, 2023) Por tanto, a pesar de que SAPAL se ha constituido como un referente de gestión del agua potable en México, la ciudad de León enfrenta una crisis de agua por el grado de sobreexplotación que registran los cuatro acuíferos de los que se abastece la ciudad.

Ahora bien, autores como Tagle (2023), Tagle y Caldera (2021), Lozano (2014), y Caldera (2014) plantean que esta crisis del agua en León es causa de un modelo de desarrollo que, a través de la extracción irracional de los bienes comunes naturales, favorece la lógica de reproducción, acumulación y centralización del capital. Desde esta misma lógica mencionan que la crisis del agua en León ha estimulado la consideración de megaproyectos hídricos como “El Zapotillo”, como forma de atajar la crisis, ruta que consideran la intensifica en vez de aliviarla. Entonces, las acciones que el OO está realizando para resolver la crisis del agua que actualmente está viviendo la ciudad de León es a través de proyectos o megaproyectos que impliquen transferir costos, y seguir

manteniendo un monopolio de la gestión del agua que sigue generando un proceso de comercialización y mercantilización (Tagle, 2023; Mendoza, Zamora, Mora-Rodríguez, & Delgado-Galván, 2023).

Para aportar al modelo de gestión “pública” del agua urbana en León, este estudio se ha enfocado en realizar una propuesta de indicadores desde un enfoque socioambiental, que impacten en la gestión sostenible del recurso y no solo en el desempeño del servicio, ya que de manera general los indicadores de gestión utilizados por SAPAL están diseñados para desarrollar y aplicar programas para hacer más eficientes los procesos (Mendoza *et al.*, 2022). Sin embargo, dichos indicadores no comprenden todas las áreas que deben ser monitoreadas para evaluar la gestión integral (partes interesadas, usuarios y medio ambiente), y carecen de un seguimiento de la sostenibilidad del uso del agua, que es fundamental para orientar la gestión pública de los recursos hídricos. En este sentido, es importante para las labores de planificación sostenible del recurso conocer la cantidad de agua disponible ofrecida por la fuente, los niveles de demanda y las restricciones de uso necesarias para mantener la salud de la fuente abastecedora, así como las estrategias gubernamentales que se están considerando para mitigar los riesgos meteorológicos y climáticos en la disponibilidad. Es decir, que además de ofrecer agua para consumo humano y abastecimiento de las actividades productivas, es necesario contar con mecanismos para garantizar el acceso al agua potable, y saneamiento e higiene; reducción en la contaminación de los cuerpos de agua; uso eficiente del recurso hídrico; gestión integrada; protección y recuperación de ecosistemas relacionados con el agua, además de una participación social en la gestión del agua.

Esta propuesta, por tanto, busca medir el cumplimiento y el respectivo monitoreo del derecho humano al agua a un medio ambiente sano, y el ODS-6 en el OO de León, Guanajuato, sustentado en los factores que edifican esos derechos y objetivo mediante un mecanismo de medición cuantitativa y cualitativa.

En este estudio se consultaron expertos en gestión del agua (de recursos hídricos, hidráulica y protección ambiental). Se contó con la participación de diez expertos como tomadores de decisiones de diferentes organismos operadores; de la Comisión Estatal del Agua de Guanajuato (CEAG); del Consejo Técnico de Agua Subterránea de León (COTAS), y académicos de la Universidad de Guanajuato. Se les aplicó una encuesta de manera personal y a través de medios digitales. Los expertos consultados están familiarizados con la importancia de los elementos (componentes e indicadores) planteados. Los perfiles profesionales de los especialistas fueron de las ingenierías: hidráulica, ambiental, civil y química; además, algunos de ellos están involucrados en áreas de ciencias sociales y jurídicas.

El método analítico jerárquico AHP

El proceso de análisis jerárquico o método AHP consiste en una herramienta de soporte en los procesos de toma de decisiones de tipo multicriterio discreto, que consta de la construcción del problema de forma jerárquica, el cual permite organizar la información de un problema complejo de forma gráfica y eficiente, de modo tal que se pueda descomponer y analizar por partes (Maurtua, 2006). La idea de la

estructura jerárquica es establecer relaciones entre el objetivo (que se encuentra en la parte superior de la jerarquía); sus factores (criterios y subcriterios), y las alternativas, para presentarlas en un orden lógico dentro del proceso de decisión (Yagmur, 2015).

El método AHP es un fundamento que se basa en dar valores numéricos a los juicios dados por los decisores en la comparación de componentes, logrando medir la contribución de cada elemento de la jerarquía al nivel inmediatamente superior del cual se desprende, lo cual permite dar al gestor la posibilidad de exponer su opinión respecto a la importancia que tiene cada uno de los elementos respecto al objetivo planteado (Aznar & Guijarro, 2008).

El método AHP se basa en las propiedades de las matrices para la asignación de ponderación a los juicios establecidos por los decisores y para la normalización de las matrices de comparaciones por pares, logrando medir la contribución de cada elemento de la jerarquía (Maurtua, 2006). Para estas comparaciones en términos de preferencia o importancia se utiliza la escala fundamental de comparaciones entre pares establecida por Saaty (1980) y Nantes (2019), en términos de preferencia o importancia, que va de 1 a 9. Al realizar comparaciones por pares entre los elementos involucrados, y partiendo de la escala de valores, se construyeron matrices cuadradas (denominada matriz de decisión) (Ecuación (1)):

$$A_{n \times n} = (a_{ij}) \quad (1)$$

donde a_{ij} representa la comparación entre el elemento i y el elemento j a partir de los valores de la escala de Saaty; n es el número de elementos comparados.

La matriz de decisión cumple con las siguientes tres propiedades: 1) de reciprocidad: la intensidad de preferencia de a_i/a_j es inversa a la preferencia a_j/a_i ; 2) de homogeneidad: si i y j son igualmente importantes, $a_{ij} = a_{ji} = 1$, y, además, $a_{ii} = 1$ para todo i , y 3) de consistencia: la matriz no debe contener contradicciones en la valoración realizada (Saaty, 1980; Navarro, Yepes, & Marti, 2020). Para que los pesos se puedan dar por válidos, el método de Saaty exige que la matriz de decisión sea consistente, es decir, que los juicios que el decisor ha emitido al conformar la matriz de decisión sean coherentes entre sí (Navarro *et al.*, 2020). Una consecuencia directa de dicha coherencia es que se cumpla la Ecuación (2), por lo cual es indispensable que la matriz sea linealmente dependiente (Navarro *et al.*, 2020):

$$a_{ij} \times a_{jk} = a_{ik} (\forall i, j, k = 1, 2, 3, \dots n) \quad (2)$$

La consistencia se obtiene mediante el índice de consistencia (CI, por sus siglas en inglés, *Consistency Index*) (Ecuación (3)):

$$CI = \frac{\lambda_{\text{máx}} - n}{n - 1} \quad (3)$$

donde λ_{max} es el máximo autovalor y n es la dimensión de la matriz de decisión; una matriz es consistente si y solo si CI es igual a 0 (Saaty, 1980). Se considera una matriz como válida en cuestiones de consistencia, siempre y cuando la tasa de consistencia (Ecuación (4)) no supere el 10 % (Saaty, 2001; Delgado, Pérez, Izquierdo, & Mora, 2010):

$$TC = \frac{CI}{CI^*} \quad (4)$$

donde CI^* es un valor de consistencia aleatoria, es el índice de consistencia de una matriz de comparaciones pareadas generada en forma aleatoria (Saaty, 1977). Para conocer la magnitud de la inconsistencia, se compara el valor de CI con CI^* .

Si no es posible obtener la consistencia, entonces se deben modificar los juicios emitidos para mejorar la tasa de consistencia y lograr que el análisis sea confiable (Finan & Hurley, 1997; Delgado *et al.*, 2010). Con los resultados obtenidos por los especialistas se analizó la consistencia de las matrices siguiendo el proceso establecido por el método AHP, aplicando las matrices de comparación entre pares de los componentes e indicadores, y se comprobó que el CI tuviera un valor ≤ 0.10 . Cuando la razón de consistencia resultó mayor, la matriz de comparación por pares se define como inconsistente, por lo que fue necesario aplicar algún método de mejora de consistencia, logrando un análisis confiable (Benítez, Delgado, Izquierdo, & Pérez, 2011).

Resultados

La conformación del modelo jerárquico para determinar los elementos que impactan en la gestión sostenible del agua se tiene en la Figura 1. Una vez planteado el problema, se busca conocer cuál indicador tiene mayor relevancia en función de los cinco componentes. Por lo tanto, el primer paso fue ponderar los componentes.

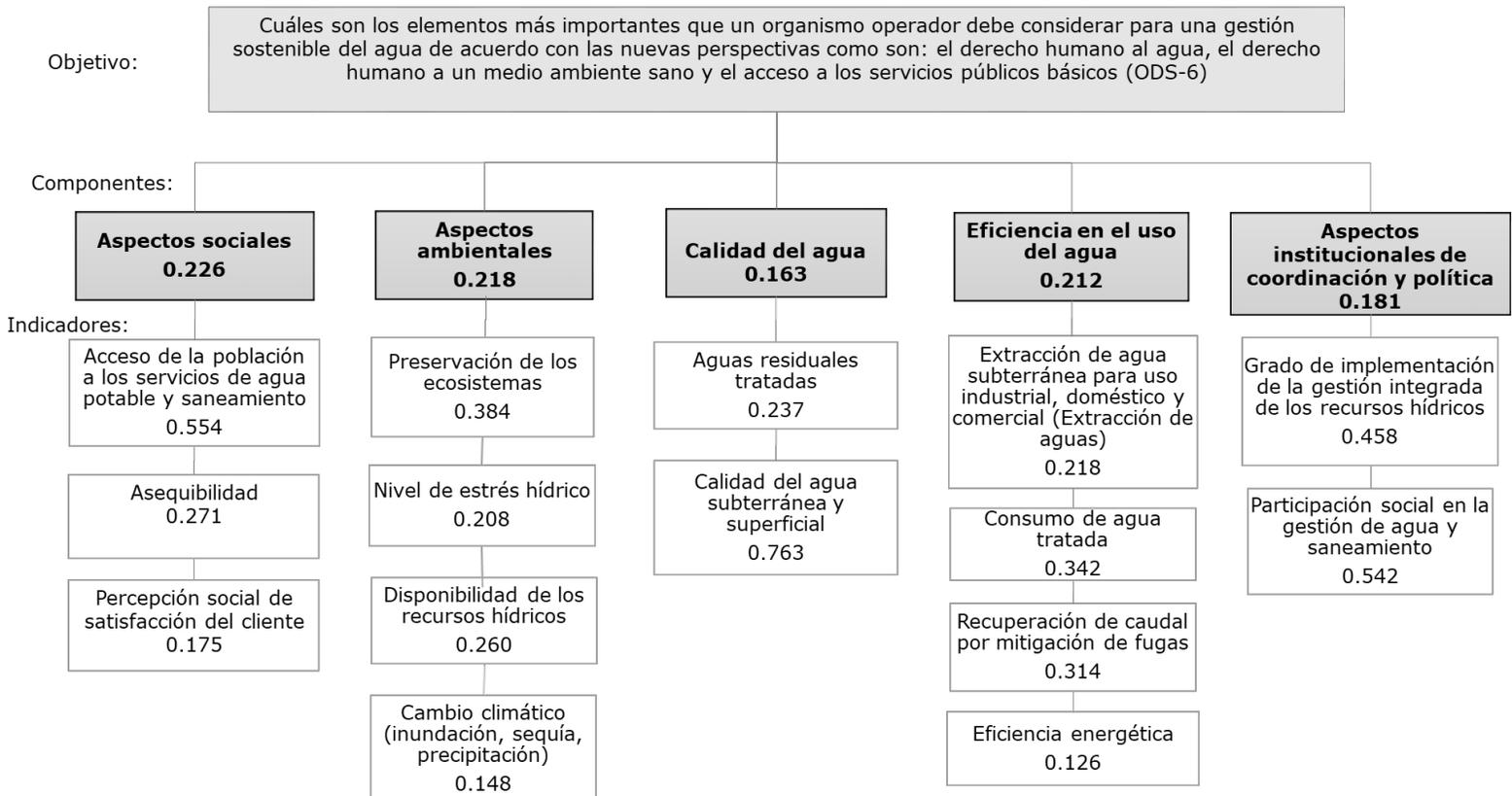


Figura 1. Modelo jerárquico para determinar los elementos que impactan en la gestión sostenible del agua.

Con los resultados obtenidos por los expertos se obtuvo la ponderación, y se construyeron las matrices de comparaciones de los componentes e indicadores, utilizando la comparación de escala pareada establecida por Saaty (1980). Para aplicar la escala se desarrolló la matriz de componentes tanto en fila como en columna. Las comparaciones se realizaron siempre entre filas (numeradores) y columnas (denominadores). Se logró la ponderación de cada indicador en función de los componentes y la importancia de cada componente; esto, con la finalidad de elegir la mejor opción de indicadores que influyan en la gestión del agua.

El modelo jerárquico de la Figura 1 muestra la ponderación de cada indicador en función de los cinco componentes y la importancia de cada uno de ellos; y, por lo tanto, permite elegir el componente e indicadores más relevantes.

De acuerdo con la evaluación del modelo de indicadores propuesto, las categorías de mayor importancia que para el caso de estudio el OO SAPAL debe considerar para una gestión sostenible del agua están apegadas a las nuevas perspectivas, como son el derecho humano al agua, el derecho a un medio ambiente sano y el acceso a los servicios públicos. Los componentes que están relacionados directamente con estos enfoques son los aspectos sociales y ambientales, con una ponderación de 22.6 y 21.8 %, respectivamente. Lo anterior permitió identificar que sin duda aquellos de mayor relevancia son los relacionados con el bienestar social y ambiental. Los resultados de la Figura 1 priorizan aquellos indicadores en los que se debe prestar mayor atención; para el caso de los componentes de aspectos sociales y ambientales son el acceso

de la población a los servicios de agua potable y saneamiento, la preservación de los ecosistemas y la disponibilidad de los recursos hídricos, todos indicadores importantes al estar ligados con los nuevos enfoques del derecho humano al agua, a un medio ambiente sano y al acceso a los servicios públicos básicos, así como por los factores que los afectan, como son salud, pobreza, y grado de deterioro ecológico y ambiental.

Con respecto a los componentes de eficiencia en el uso del agua con 21.2 % y de calidad del agua con 16.3 %, así como de sus respectivos indicadores, se muestra que el OO debe dar prioridad al consumo de agua tratada, recuperación de caudal por mitigación de fugas, y calidad del agua superficial y subterránea. Se puede observar que se trata de indicadores que pueden impactar de modo significativo hacia una gestión sostenible del recurso, es decir, son indicadores vitales para el desarrollo social y económico. Es necesario resaltar la importancia del manejo del recurso hídrico en la eliminación y/o reducción de las características no deseables del agua, una forma de contar con una mejor calidad del agua con características adecuadas para el uso que se le quiera dar. En este sentido, es imprescindible contar con una manera de reutilizar el recurso hídrico sin disponer del agua potable para ciertas actividades de usos no esenciales y lograr eficiencia en el uso del agua.

El componente de aspectos institucionales de coordinación y política es uno de los más importantes con 18.1 %, pues los indicadores que lo conforman están orientados a una gestión del agua integral, fortaleciendo las políticas de gobernanza del agua, así como una concientización del

público en cuanto al manejo de los recursos hídricos desde la participación ciudadana.

Discusión

Con base en Raskin *et al.* (1997), en términos teóricos, para hablar de un derecho humano al agua desde una mirada empírica y no sólo teórica, queda aún un largo recorrido por andar, cuya brecha requiere el planteamiento y la resolución de diversas cuestiones. Como se ha podido ver, aunque se encuentra estipulado como un derecho humano, todavía queda el vacío dentro de los parámetros para su medición. Los indicadores propuestos en el modelo jerárquico (Figura 1) son un medio para integrar conceptos básicos que permitan el desarrollo de nuevas políticas públicas cuyo fin sea monitorear el cambio para una correcta gestión y priorización de los recursos (Domínguez, 2010).

El método AHP permitió trabajar con grupos multidisciplinares y dar una vista panorámica de los indicadores relevantes, como se ha demostrado en este trabajo.

La revisión de los indicadores de las diferentes iniciativas muestra que se centran en aspectos operacionales, de mantenimiento, de eficiencia y eficacia en la distribución de agua, finanzas gerenciales, y en el rendimiento para el desarrollo organizacional del organismo. Esto significa que los indicadores tradicionales representan una limitante al solo mostrar una mejora de oportunidad en el desempeño del servicio de agua centrado en el lado de la ingeniería del negocio, donde no se toman en cuenta todas las dimensiones de sostenibilidad.

Dado que el OO no sólo tiene impacto en el usuario o en el servicio que presta, se requiere de un análisis a mayor profundidad, considerando aspectos orientados a enfoques donde la sostenibilidad del recurso hídrico y las acciones ligadas al derecho de toda persona al agua es fundamental, ampliando de esta manera el espectro de consideraciones para una gestión adecuada del recurso, considerando que el OO tiene una influencia mayor al área donde se ubica su infraestructura.

Por ello, en la estructura de esta propuesta de indicadores, de acuerdo con los resultados, se puede observar el orden prioritario por componente. Sobresalen aquellos que tienen un impacto significativo y mayor relevancia en la gestión sostenible del agua. De acuerdo con los resultados, los indicadores que tienen mayor importancia son los siguientes: el acceso de la población a los servicios de agua potable y saneamiento; la preservación de los ecosistemas; el consumo de agua tratada y la recuperación de caudal por mitigación de fugas; la participación social en la gestión de agua y saneamiento; y la calidad del agua subterránea y superficial. Es importante destacar la existencia de datos suficientes para el uso de los indicadores propuestos. Con estos indicadores no se pretende restar valor a los indicadores de desempeño tradicionales, sino integrar aquellos que incidan en la consideración de aspectos socioambientales, derivados del análisis realizado, evidenciando la importancia de los mismos ante un contexto ampliamente cambiante en la gestión del agua.

Conclusiones

Para el estudio se hizo el análisis de 12 indicadores propuestos para el abastecimiento de agua de León, distribuidos en cinco componentes: aspectos sociales (tres indicadores); aspectos ambientales (cuatro indicadores); calidad del agua (dos indicadores); eficiencia en el uso del agua (cuatro indicadores), y aspectos institucionales y de coordinación y política (dos indicadores). Estos instrumentos de medición permitieron conocer cuáles son prioritarios para ser utilizados o requieren mayor atención por el abastecimiento de agua, bajo los enfoques del derecho humano al agua, el derecho humano a un medio ambiente sano y el acceso a los servicios públicos básicos (ODS-6).

Con base en el análisis de las matrices de comparación utilizadas para la aplicación del método AHP, se destacaron aquellos elementos más importantes, que para este caso el OO SAPAL debe considerar que impacten en la gestión sostenible del agua; se identificaron aquellos indicadores que presentan una tendencia para mejorar el uso y aprovechamiento del agua. Por tanto, no se pretenden incrementar los datos generados por los sistemas actuales (PIGOO y SIOO), sino emplearlos de manera que puedan servir para incluir aspectos más amplios del espectro de la gestión del recurso hídrico en las ciudades.

Contar con una herramienta para la toma de decisiones es indispensable para llevar a cabo los procesos de planeación y programación de los recursos. Es uno de los retos que enfrenta el estado de Guanajuato: poder plantear estrategias que contemplen recuperar la disponibilidad de sus recursos hídricos a través de medidas ligadas a una

gestión para la reducción de los consumos, optimización de rendimientos y eficiencia de uso del agua para mejorar deficiencias ambientales que persisten en la actualidad. A partir de este planteamiento de indicadores, la propuesta es contar con un sistema oficial de indicadores en materia medioambiental apegados al derecho humano al agua y acceso a los servicios públicos, que coadyuve al diseño, seguimiento, evaluación y toma de decisiones de políticas públicas enfocadas en mejorar a los OO.

Una forma de implementar acciones de mejora en diferentes parámetros es con la finalidad de contribuir a soluciones multidisciplinarias, integrales y sostenibles; por lo que es necesario identificar prácticas asociadas con las acciones que tienen un impacto positivo en los valores de los indicadores. Cada OO de acuerdo con sus objetivos o metas particulares debe identificar aquellos indicadores que le son relevantes. Es decir, considerar un sistema de indicadores que incluyan todas las áreas de interés, partes interesadas y factores que influyen en un determinado entorno. Los servicios de agua potable, alcantarillado y saneamiento son aquellos que forman parte de los llamados servicios de interés general, porque inciden sobre el bienestar, la salud pública y la seguridad colectiva de las poblaciones, así como en las actividades económicas y la preservación del medio ambiente. No deben mantenerse en segundo plano. En pocas palabras, es necesario cambiar el paradigma de la administración municipal hacia el propósito del desarrollo sostenible.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt), y a la Dirección de Apoyo a la Investigación y al Posgrado (DAIP).

Referencias

ADERASA, Asociación de Entes Reguladores de Agua Potable y Saneamiento de las Américas. (2014). *Grupo Regional de Trabajo de Benchmarking. Informe Anual*. Recuperado de https://www.aderasa.org/wp-content/uploads/2020/04/Informe_anual_de_benchmarking_de_ADERASA_2014.pdf

AECOM, National Water and Wastewater Benchmarking Initiative. (2015). *Wastewater performance measures*. Recuperado de <http://nationalbenchmarking.ca>

Alegre, H., Cabrera, E., Duarte, P., Merkel, W., Melo, J., Cubillo, F., Hirner, W., & Parena, R. (2018). *Indicadores de desempeño para servicio de abastecimiento de agua. Manual de buenas prácticas* (3a ed.). Valencia, España: Universitat Politècnica de València España e International Water Association. Recuperado de https://www.iwapublishing.com/sites/default/files/ebooks/Manual%20PI%20IWA_ES.pdf

- Alegre, H., Melo, J., Cabrera E., Cubillo, F., Duarte, P., Hirner, W., Merkel, W., & Parena, R. (2006). *Performance indicators for water supply services* (2nd ed.). Londres, UK: International Water Association. Recuperado de <https://www.iwapublishing.com/books/9781843390510/performance-indicators-water-supply-services-second-edition>
- Alegre, H., Wolfram H., Melo, J., & Parena, R. (2000). Performance Indicators for Water Supply Services. IWA Manual of Best Practices. IWA Publishing, 8(14). DOI: 10.2166/9781780405292
- Aznar, J., & Guijarro, F. (2008). *Nuevos métodos de valoración. Modelos multicriterio*. Valencia, España: Universidad Politécnica de Valencia.
- Benavides, H. (2010). *Diagnóstico de la sostenibilidad de un abastecimiento de agua e identificación de las propuestas que la mejoren* (tesis doctoral). Universitat Politècnica de València, España.
- Benítez, J., Delgado, X., Izquierdo, J., & Pérez, R. (2011). Achieving matrix consistency in AHP through linearization. *Applied Mathematical Modelling*, 35(9), 1-9.
- Berg, S. (2020). Performance assessment using key performance indicators (KPIs) for water utilities: A primer. *Water Economics and Policy*, 6, 1-19.

- Caldera, A. (2014). La gestión del agua urbana en León, Guanajuato: un análisis político de las ideas que dan forma a las políticas públicas y sus resultados. En: Tagle, D. *La crisis multidimensional del agua en León, Guanajuato* (pp. 68-86). México, DF, México: Miguel Ángel Porrúa.
- Caldera, A., & Tagle, D. (2020). *Guanajuato: crónica del cambio en su gestión del agua. Agua en el Bajío guanajuatense* (pp. 33-64). Guanajuato, México: Universidad de Guanajuato.
- CCA, Consejo Consultivo del Agua. (2010-2011). *La gestión del agua en las ciudades de México. Indicadores de desempeño de organismos operadores. Primer reporte*. México, DF, México: Consejo Consultivo del Agua.
- CCA, Consejo Consultivo del Agua. (2011). *Indicadores de desempeño de los sistemas de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Segundo Reporte. Gestión del agua en las ciudades de México*. México, DF, México: Consejo Consultivo del Agua.
- Coates, D., & Connor, R. (2018). *Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos: soluciones basadas en la naturaleza para la gestión del agua*. DOI: 10.18356/b77e1f7d-es
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2020). *Situación del subsector agua potable, alcantarillado y saneamiento*. Ciudad de México, México: Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento, Comisión Nacional del Agua.

- Cortez, P., Sainos, A., Gómez, J., Maldonado J., & Rodríguez, M. (2017). *Sistema comercial de organismos de agua potable: organización y funcionamiento para mejorar la calidad del servicio*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Corton, M. (2003). Benchmarking in the Latin American water sector: The Case of Peru. *Utilities Policy*, 11(3), 133-142.
- Delgado, X., Pérez, R., Izquierdo, J., & Mora, J. (2010). Analytic hierarchy process for assessing externalities in water leakage management. *Mathematical and Computer Modelling*, 52, 1194-1202.
- Domínguez, S. J. (2010). El acceso al agua y saneamiento: Un problema de capacidad institucional local. Análisis en el estado de Veracruz. *Gestión y política pública*, vol. 19, núm. 2, pp. 311-350. Recuperado de https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-10792010000200004&lng=es&tlng=es
- Durán, J., & Rodríguez, A. (2006). Los problemas del abastecimiento de agua potable en una ciudad media. *Espiral, Estudios sobre Estado y Sociedad*, 12(36), 129-162. Recuperado de <https://www.scielo.org.mx/pdf/espiral/v12n36/v12n36a5.pdf>
- Estévez, C., Herrera, P., & Tiribocchi, A. (2019). *Garantizar la disponibilidad de agua, su gestión sostenible y el saneamiento para todos. Implementación de políticas públicas en América Latina y El Caribe*. París, Francia: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, Programa Hidrológico Internacional VIII.

- FCM, Federación de Municipalidades Canadienses & NRC, Nacional Consejo de Investigación. (2002). *Desarrollo de indicadores y puntos de referencia: un informe de mejores prácticas elaborado por la guía nacional de infraestructura municipal sostenible., InfraGuide*. Ottawa, Canadá: Federación de Municipalidades Canadienses & NRC, Nacional Consejo de Investigación.
- Finan, J., & Hurley, W. (1997). The analytic hierarchy process: Does adjusting a pairwise comparison matrix to improve the consistency ratio help. *Computers & Operations Research*, 24, 749-755.
- Flores, F., Rodríguez, M., & Alcocer, V. (2012). *Indicadores de gestión prioritarios en organismos operadores*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Ganjidoost, A., Haas, C., & Unger, A. (2018). Benchmark Performance Indicators for Utility Water and Wastewater Pipelines Infrastructure. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 3, 1-11.
- Gil-Antonio, M., & Reyes, H. (2021). Gestión integral del agua desde un enfoque social, hacia una economía ecológica. *Nóesis. Revista de Ciencias Sociales*, 24(47), 159-176. DOI: 10.20983/noesis.2015.1.6
- Hansen, M., & Alcocer, V. (2014). *Indicadores de gestión prioritarios en organismos operadores. Informe final HC1415.1*. Jiutepec, México: Coordinación y Subcoordinación de Hidráulica Urbana del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Hansen, M., & Rodríguez, J. (2015). *Indicadores de gestión prioritarios en organismos operadores. Informe final HC1507.1*. Jiutepec, México: Coordinación y Subcoordinación de Hidráulica Urbana del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

Hansen, M., & Rodríguez, J. (2019). *Indicadores de gestión prioritarios en organismos operadores. Informe final HC1915.1*. Jiutepec, México: Coordinación y Subcoordinación de Hidráulica Urbana del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Recuperado de http://www.pigoo.gob.mx/rep/InformeHC1915_PIGOO_Ed_2019.pdf

Hansen, M., Saavedra, J., & Rodríguez, J. (2018). *Indicadores de gestión prioritarios en organismos operadores. Informe final HC1819.1*. Jiutepec, México: Coordinación y Subcoordinación de Hidráulica Urbana del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

H. Ayuntamiento de León, Guanajuato. (2021-2024). *Programa de gobierno municipal de León, Guanajuato*. León, México: H. Ayuntamiento de León.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2015). *Encuesta intercensal. Subsistema de Información Demográfica y Social, México*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/intercensal/2015/>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Censo de Población y Vivienda. Subsistema de Información Demográfica y Social. México*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/>

- Kemper, K., Foster, S., Garduno, H., Nanni, M., & Tuinhof, A. (2003). *Economic instruments for groundwater management: Using incentives to improve sustainability* (GW Mate Briefing Note Series 7). Washington, DC, USA: World Bank.
- Lafferty, A., & Lauer, B. (2005). *Benchmarking performance indicators for water and wastewater utilities. Survey Data and Analyses Rep.* Denver, USA: American Water Works Association.
- Lobato-de-Faria, A., & Alegre, H. (1996). Paving the way to excellence in water supply systems: A national framework for levels-of-service assessment based on consumer satisfaction. The Maarten Schalekamp Award 1995. *Aqua*, 45(1), 1-12.
- Lozano, G. (2014). La crisis del agua en León: claves para su comprensión. En: Tagle, D. *La crisis multidimensional del agua en León, Guanajuato* (pp. 87- 102). México, DF, México: Miguel Ángel Porrúa.
- Maurtua, D. (2006). *Criterios de selección de personal mediante el uso del proceso de análisis jerárquico. Aplicación en la selección de personal para la empresa Exotic Foods S. A. C.* Lima, Perú: Universidad Nacional Mayor de San Marcos.
- Mendoza, M., Tagle, D., Morales, J., Caldera, A., Mora, J., & Delgado, X. (2022). Water Supply Management Index: Leon, Guanajuato, Mexico. *Water*, 14, 919. DOI: 10.3390/w14060919

- Mendoza, M., Zamora, D., Mora-Rodríguez, J., & Delgado-Galván, X. (2023). Modificaciones al Proyecto Presa el Zapotillo. En: Zamora, D., Delgado-Galván, X., Mora-Rodríguez, J., & Caldera, A. (eds.). *El Zapotillo y su viraje en la 4T. Voces y reacciones* (pp. 90-113). León, Guanajuato: Centro Tlacuilo, S. C. y Tlacuilo Ediciones. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/370715510_El_Zapotillo_y_su_viraje_en_la_4T_Voces_y_reacciones/stats#fullTextFileContent
- Miner, G., & AWWA, American Water Works Association. (2008). Benchmarking performance indicators for water and wastewater utilities: Annual Survey Data and Analysis Report. *American Water Works Association, Journal*, 100(5), 163. Recuperado de <https://www.proquest.com/docview/221605422>
- Ministerio de Obras Públicas y Comunicaciones. (2012). *Manual de indicadores de gestión para agua potable y alcantarillado sanitario. Dirección de agua potable y saneamiento*. Asunción, Paraguay: Ministerio de Obras Públicas y Comunicaciones.
- MPMP, Municipal Performance Measurement Program. (2007). *Municipal performance measurements program handbook*. Toronto, Canadá: Ministry of Municipal Affairs and Housing.
- Nantes, E. (2019). El método Analytic Hierarchy Process para la toma de decisiones. Repaso de la metodología y aplicaciones. *Investigación Operativa*, 46, 54-73.

Navarro, I., Yepes, V., & Marti, J. (2020). Comparación pareada como método de evaluación de competencias transversales en materia de sostenibilidad. En: *VI Congreso de Innovación Educativa y Docencia en Red. IN-RED* (pp. 670-679). DOI: 10.4995/INRED2020.2020.12000

OMBI, Ontario Municipal Benchmarking Initiative. (2012). *Performance measurement report. Wastewater*. Dundas, Canadá: Ontario Municipal Benchmarking Initiative.

ONU-DH, Oficina en México del Alto Comisionado de las Naciones Unidas para los Derechos Humanos. (2012). *Indicadores sobre el derecho al agua en México*. Vol. 1. México, DF, México. Recuperado de https://hchr.org.mx/wp/wp-content/themes/hchr/images/doc_pub/Indicadores_Agua.pdf

Pineda, N., Salazar, A., & Méndez, R. (2020). Gestión municipal exitosa: el Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León. En: Salazar-Adams, A. (coord.). *El agua en las ciudades del norte de México: capacidad institucional y desempeño* (pp. 27-52). Hermosillo, México: El Colegio de Sonora.

Raskin, P., Gleick, P., Kirshen, P., Pontius, G., & Strzepek, K. (1997). *Water futures: Assessment of long-range patterns and problems. Comprehensive assessment of the freshwater resources of the world. SEI*. Recuperado de <https://www.sei.org/publications/water-futures-assessment-long-range-patterns-problems-2/>

Saaty, T. (1977). Scaling method for priorities in hierarchical structures. *Journal of Mathematical Psychology*, 15(3), 234-281. DOI: 10.1016/0022-2496(77)90033-5

- Saaty, T. (1980). *The analytic hierarchy process: Planning, priority setting, resource allocation*. Mclean, USA: McGraw-Hill.
- Saaty, T. (2001). *The analytic network process*. Pittsburgh, USA: RWS Publications.
- Tagle, D., Caldera, A., & Fuente, M. (2019). Normatividad, gestión pública del agua y ambientalismo de mercado en México: un análisis desde los proyectos políticos (2012-2018). *Tecnología y ciencias del agua*, 10(2), 1-34. DOI: 10.24850/j-tyca-2019-02-01
- Tagle, D., & Caldera, A. (2021). Corporatización de tipo neoliberal en la gestión del agua en México. Lecciones de León, Guanajuato. *Tecnología y ciencias del agua*, 12(2), 207-271. DOI: 10.24850/j-tyca-2021-02-05
- Tagle, D. (2023). Presa El Zapotillo: una discusión de su pertinencia para León, Guanajuato, a una década del conflicto por el agua. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 38(1), 247-282.
- Thornton, G., Franz, M., Edwards, D., Pahlend, G., & Nathanaile, P. (2007). The challenge of sustainability: Incentives for brownfield regeneration in Europe. *Environmental Science & Policy*, 10(2), 116-134.
- WRF, Water Research Foundation. (2014). *Performance benchmarking for effectively managed water utilities* (Web Rep. No. 4313b). Denver, USA: Water Research Foundation.

Yagmur, L. (2015). Multi-criterio evaluation and priority analysis for localization equipment in a thermal power plant using the AHP (analytic hierarchy process). *Energy*, 94, 476-482. DOI: 10.1016/j.energy.2015.11.011

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-05-05

Artículos

Evaluación de la precipitación y temperatura del CFSR (Climate Forecast System Reanalysis) en la cuenca del río Mayo

Evaluation of precipitation and temperature of the CFSR (Climate Forecast System Reanalysis) in the Mayo River basin

Madaí Sánchez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4371-0817>

Demetrio S. Fernández², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1734-3152>

José Luis García³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4689-2169>

Salvador Adame⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4499-0099>

Antonia Macedo⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7891-4350>

Adolfo A. Excebio⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3280-0278>

¹Colegio de Postgraduados, Estado de México, México,
sanchez.madai@colpos.mx

²Colegio de Postgraduados, Estado de México, México,
demetrio@colpos.mx

³Universidad Politécnica de Madrid, Madrid, España, josel.garcia@upm.es



⁴Colegio de Postgraduados, Estado de México, México, macedoan@colpos.mx

⁵Universidad Autónoma del Estado de México, Estado de México, México, sadamem@uaemex.mx

⁶Colegio de Postgraduados, Estado de México, México, exebio@colpos.mx

Autor para correspondencia: Demetrio S. Fernández, demetrio@colpos.mx

Resumen

La información climatológica es importante en la aplicación e investigación en distintas disciplinas relacionadas con los recursos naturales y el medio ambiente, sin embargo su adquisición puede ser difícil y demandar mucho tiempo, particularmente en zonas montañosas (Kouwen *et al.*, 2005). Las estaciones meteorológicas terrestres no siempre representan de modo adecuado el clima que ocurre en las regiones de estudio o cuenca hidrográficas por su falta de cobertura geográfica, además de que presentan vacíos de información en sus series de datos. Ante tal problemática, en el presente trabajo de investigación se evaluaron datos mensuales de precipitación, temperatura máxima y mínima provenientes del conjunto de datos meteorológicos globales denominado "Reanálisis del Sistema de Predicción del Clima" (CFSR, por sus siglas en inglés), como una fuente de información de uso alternativo frente a las observadas *in situ* en estaciones convencionales (CLICOM), mediante un análisis estadístico en la cuenca alta del río Mayo, Chihuahua, México. Los

indicadores estadísticos que se emplearon (sesgo porcentual, raíz del error cuadrático medio, error promedio absoluto y coeficiente de determinación) mostraron que, en general, existe un buen desempeño del CFSR en el modelamiento de la precipitación, temperatura máxima y mínima en época seca, y una sobreestimación durante los meses de lluvia.

Palabras clave: regresión lineal múltiple, río Mayo, Chihuahua, CFSR, CLICOM.

Abstract

Quality climate information, with high temporal and spatial resolution, is important for applications and research in different disciplines of the environmental sciences; however, its acquisition can be difficult and time-consuming, particularly in mountainous areas (Kouwen *et al.*, 2005). Land-based meteorological stations do not always adequately represent the climate occurring in the study regions or watersheds, given their uneven distribution and the presence of gaps in their data series. In view of this problem, monthly precipitation and mean temperature data from the CFSR (Climate Forecast System Reanalysis) global meteorological dataset were evaluated in this study as an alternative source of information to those observed in situ at conventional stations (CLICOM), through a statistical analysis in the upper Mayo river basin, Chihuahua, Mexico. The statistical indicators used (percent bias (PBIAS), root mean square error (RMSE), mean absolute error (MAE) and coefficient of determination (r^2)) indicated that, in general, there is a good performance of CFSR for modeling mean temperature and precipitation in the dry season months, and an overestimation during the rainy months.

Keywords: Multiple linear regression, Mayo River, Chihuahua, CFSR, CLICOM.

Recibido: 22/08/2022

Aceptado: 25/03/2023

Publicado Online: 31/05/2023

Introducción

El clima tiene una influencia decisiva en gran parte de los procesos ecológicos y ambientales presentes en la Tierra, que condicionan en buena medida tanto la vida vegetal y animal como la mayoría de las actividades que realiza el ser humano.

La temperatura y la precipitación son elementos climáticos clave del ciclo hidrológico, responsables de suministrar aproximadamente 577 000 km³ del agua dulce en el planeta (Meran, Siehlow, & Hirschhausen, 2021), y por ello son los principales insumos en modelos hidrometeorológicos y estudios de riesgos naturales (hidrometeorológicos) e hidrológicos (disponibilidad de agua, sobreexplotación de acuíferos, estimación de tormentas y crecientes de diseño); estudios agrícolas (programación de cultivos, caracterización de zonas productivas), y especialmente en planificación y ejecución de programas relacionados con el desarrollo de una región y el bienestar de su población (Sorooshian *et al.*, 2011). Todas ellas, predicciones hidrometeorológicas, cuyas precisiones dependen de forma significativa de la calidad de la serie de datos climáticos.

Desafortunadamente, la obtención y recopilación de información climatológica representa un reto por afrontar en gran parte del orbe, pues los registros meteorológicos disponibles están incompletos, y su densidad y ubicación son cuestionadas de manera continua (Collado & Toledo, 1997).

La base de datos climatológica con carácter oficial en México es el CLImate COMputing Project (CLICOM), un sistema de manejo de datos climatológicos desarrollado por las Naciones Unidas (ONU) y administrado por el Servicio Meteorológico Nacional (SMN), que alberga registros diarios de precipitación y temperatura de una red nacional de 5 467 estaciones meteorológicas convencionales en el país. Sin embargo, la falta de mantenimiento ha generado que solo el 53 % (2 926 estaciones) se encuentre en operación; esto se puede atribuir a la ausencia de lecturas, fallas en el instrumental de registro y errores de transcripción, entre otros; asimismo, los datos presentan importantes huecos de información (Collado & Toledo, 1997); además, la densidad nacional es de una estación cada 358 km², muy por debajo del estándar de la Organización Meteorológica Mundial (OMM), que recomienda una estación para un área de 100 a 250 km² en regiones montañosas (OMM, 1994).

Durante las últimas décadas, con el progreso de la tecnología satelital, el desarrollo de modelos atmosféricos de última generación y a partir de observaciones disponibles a nivel global, se producen los denominados datos meteorológicos de reanálisis (DMR) o datos meteorológicos en malla (DMM), estimaciones realizadas a partir del estado de la atmósfera y la superficie terrestre de gran cobertura. Estos datos de reanálisis se consideran una fuente de información alternativa

prometedora para superar las limitaciones de cobertura espacial y temporal (Auerbach, Easton, Walter, Flecker, & Fuka, 2016; Bao & Zhang, 2013; Mollericona-Alfaro, Lopes, Assunção-Montenegro, & Gonçalves-Leal, 2020).

El Climate Forecast System Reanalysis (CFSR) del National Centers for Environmental Prediction (NCEP) de EUA (Saha *et al.*, 2010) es uno de los conjuntos DMR más completos que existe en la actualidad, con 36 años de datos (1979-2014). Dispone para su descarga de varios elementos climatológicos (precipitación, temperatura máxima, temperatura mínima, viento, humedad relativa y radiación solar) para cualquier ubicación terrestre del planeta; es gratuito; con una resolución temporal a nivel diario y una espacial de 0.3125° (unos 38 km). Además, dicho conjunto de datos es una fuente de información recomendada por el sitio Web oficial del modelo SWAT (Neitsch, Arnold, Kiniry, Srinivasan, & Williams, 2002; Globalweather, 2020).

Este conjunto DMR ha sido uno de los más utilizados a nivel mundial en diversas aplicaciones hidrológicas (Fuka *et al.*, 2014; Lauri, Räsänen, & Kummu, 2014; Sperna, Tisseuil, Durr, Vrac, & van Beek, 2012; Velázquez-Zapata & Talledos-Sánchez, 2018); sin embargo, es inevitable que pueda estar sujeto a errores en virtud de las incertidumbres que existen durante el proceso de adquisición y asimilación de datos (Villarini, Krajewski, Ciach, & Zimmerman, 2009), mismos que cambian de acuerdo con la región climática, la topografía y altitud del lugar (Sorooshian *et al.*, 2011), por lo que evaluar su precisión y confiabilidad es vital en regiones específicas (Fernando *et al.*, 2018).

Por lo anterior, la presente investigación tuvo como objetivo determinar el grado de fiabilidad que presentan los datos de precipitación (P), temperatura máxima (Tmax) y mínima (Tmin) media mensual del conjunto DMR del CFSR a través de la comparación estadística con datos observados *in situ* tomados del CLICOM en la región montañosa de la cuenca del río Mayo, Chihuahua, México, una cuenca con una densidad espacial de una estación cada 1 090 km².

La importancia de este estudio radica en evaluar la precisión de los datos de lluvia y temperatura del CFSR —de mayor resolución espacial—, a fin de recomendar su uso para aquellas áreas en las que no se dispone de una adecuada red de estaciones climatológicas con registros climáticos a nivel superficie.

Materiales y métodos

Área de estudio

La cuenca alta del río Mayo se localiza al noroeste de la república mexicana, entre los estados de Sonora y Chihuahua, con una ubicación geográfica de 28° 20' 50.34" - 26° 57' 59.67" N y 109°48' 46.18" - 108° 8' 50.78" O. Limita al oeste con los estados de Sonora y Sinaloa; al sur, con el estado de Durango, y al este con los altiplanos centrales del estado de Chihuahua.

La cuenca bajo estudio abarca una superficie de 7 631.6 km² y en el desfogue de la cuenca se encuentra la estación hidrométrica San

Bernardo (clave: 09 067), localizada en las coordenadas 27° 24' 5.87" N y 108° 50' 50.22" O (Figura 1).

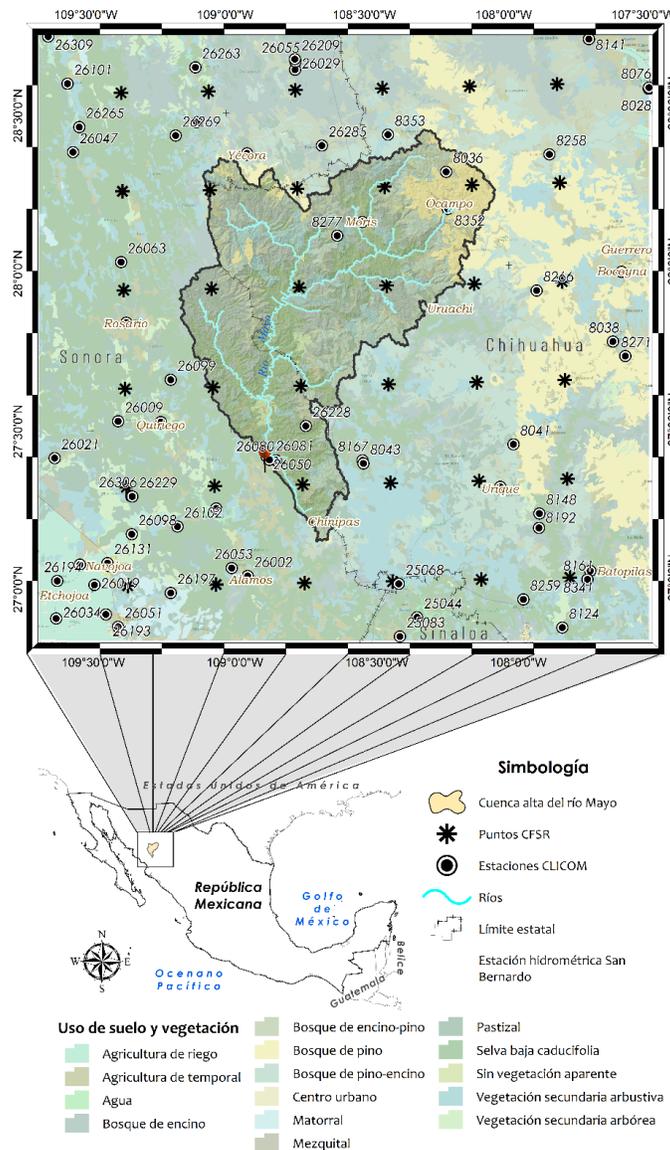


Figura 1. Localización de las estaciones climatológicas del CLICOM, malla del CFSR y uso de suelo y vegetación de la cuenca del río Mayo.

Fuente: elaboración propia con datos del INEGI (2016).

La cuenca queda comprendida dentro de la subprovincia denominada Gran Meseta y Cañones Chihuahuenses, dentro de la Sierra Madre Occidental. Está conformada por sierras altas, cañones y mesetas con cañadas, que constituyen un relieve complejo, pendientes y laderas escarpadas, con variaciones de elevación significativas que van de 112 a 2 841 msnm (INEGI, 2001).

Las condiciones geográficas de la región dan lugar a climas secos y templados, con vegetación de bosques y praderas. Las lluvias son irregulares y se manifiestan en todas las estaciones, aun cuando en algunos sitios son periódicas y con invierno seco. Las temperaturas tienen medias anuales que varían entre 12.6 y 25 °C, dependiendo de la zona (Conagua, 2020).

Metodología

El presente estudio consta de tres etapas: adquisición y procesamiento de datos climáticos, interpolación espacial de la P, Tmax y Tmin media mensual del CFSR, y análisis estadístico (Figura 2).

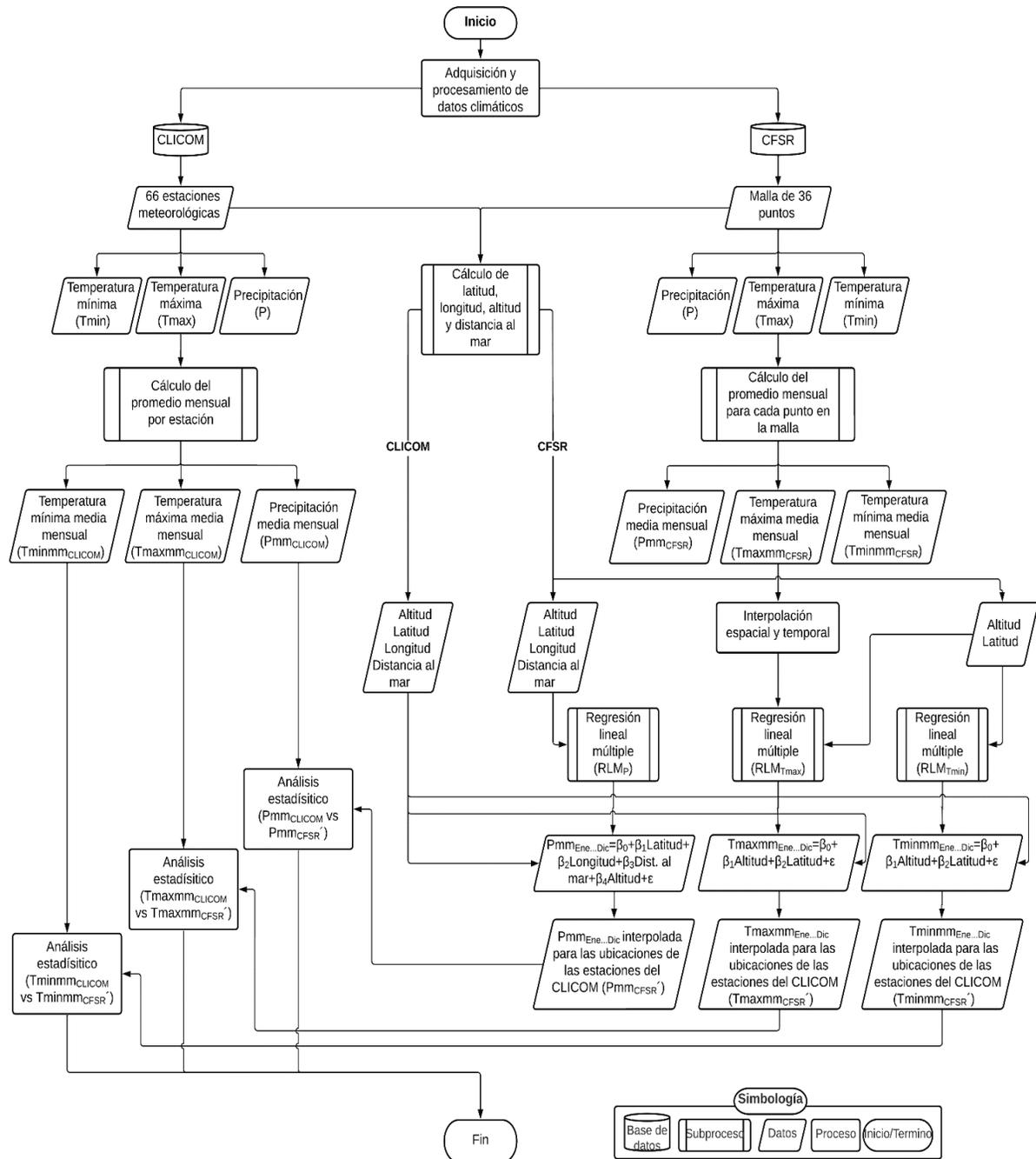


Figura 2. Flujograma de la metodología seguida en la evaluación estadística de la precipitación, y temperatura máxima y mínima media mensual del CFSR frente a datos observados *in situ* del CLICOM.

Adquisición y procesamiento de datos climáticos

Los datos climáticos de este estudio se adquirieron y trabajaron para un área delimitada por un rectángulo de latitud 26.82°-28.75° N y longitud 107.50°-109.67° O. Para la manipulación y análisis de los datos, de forma más asequible se proyectaron en coordenadas métricas UTM, zona 12 norte, bajo el dato geodésico NAD27.

Se utilizaron dos bases climáticas, el conjunto DMR del CFSR (datos estimados) y el CLICOM (datos observados) de la siguiente manera:

- **CLICOM.** Del Servicio Meteorológico Nacional (SMN, 2020) a través de su plataforma Web del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE) se recopiló el total de registros disponibles de precipitación (P_{CLICOM}), temperatura máxima ($T_{max_{CLICOM}}$) y temperatura mínima ($T_{min_{CLICOM}}$) diaria observados en las 66 estaciones meteorológicas convencionales, distribuidas al interior (7) y en las proximidades del área de la cuenca (59).

Del total de estaciones, en 54 % (36) están suspendidas las lecturas por cuestiones no reportadas, tres de ellas ubicadas dentro de la cuenca (claves: 8636, 8277 y 8352) y el 46 % restante (30) se encuentra en operación.

- **CFSR.** Del sitio Web oficial del Globalweather (2020) se descargaron los datos meteorológicos de reanálisis para una malla con 36 puntos (6x6), correspondientes al periodo 1979-2014 (35 años). De esta malla, 9 puntos están dentro de la cuenca y 27 fuera de ella. Los

elementos meteorológicos incluyeron temperaturas máximas ($T_{\max_{\text{CFSR}}}$), mínimas ($T_{\min_{\text{CFSR}}}$) y precipitación (P_{CFSR}) en escala diaria.

Con fines comparativos, los datos de precipitación diaria se calcularon en totales mensuales (P_{mCLICOM} y P_{mCFSR}) y los datos de temperatura diaria a promedios mensuales ($T_{\max\text{mmCLICOM}}$, $T_{\min\text{mmCLICOM}}$, $T_{\max\text{mmCFSR}}$ y $T_{\min\text{mmCFSR}}$).

Interpolación espacial y temporal

Las bases de datos climáticas (CLICOM y CFSR) presentan diferente resolución espacial (Figura 1); los datos de precipitación media mensual (P_{mmCFSR}), temperatura máxima y mínima media mensual ($T_{\max\text{mmCFSR}}$ y $T_{\min\text{mmCFSR}}$), obtenidos para los 36 puntos del CFSR, se interpolaron mediante modelos de regresión lineal múltiple (RLM) para cada uno de los meses del año, con el propósito de obtener espacial y temporalmente la variable climática en los sitios donde se encuentran ubicadas las 66 estaciones meteorológicas del CLICOM y así permitir su comparación estadística puntual.

La RLM, dada por la Ecuación (1), es una técnica estadística que supone el comportamiento de una determinada variable (y), causado por un conjunto de k variables explicativas ($x_1 \dots x_k$), que se ajusta a una función lineal a través de coeficientes de regresión ($\beta_1 \dots \beta_k$), donde el término ε representa el error aleatorio del modelo (Del Barrio, Clar, & Suriñach, 2002; Helsel, Hirsch, Ryberg, Archfield, & Gilroy, 2020):

$$y = \beta_1 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_k x_k + \varepsilon \quad (1)$$

Actualmente, la combinación de modelos de RLM con métodos geoestadísticos hace posible representar de manera fiable la distribución de la precipitación, y la temperatura máxima y mínima media mensual (Pmm, Tmaxmm y Tminmm) con mínima varianza espacial, basándose esencialmente en su relación con datos fisiográficos, como la altitud (Daly, Neilson, & Phillips, 1994; Ninyerola, Pons, & Roure, 2007; Núñez-López *et al.*, 2014; Vicente-Serrano, Saz-Sánchez, & Cuadrat, 2003).

La variabilidad espacial de la precipitación se encuentra influenciada, en mayor medida, por factores que afectan la cantidad de humedad en el aire, como la ubicación geográfica (latitud y longitud), la proximidad a las zonas marítimas (continentalidad) y la complejidad de su relieve (altitud) (Hession & Moore, 2011; Núñez-López *et al.*, 2014; Staub, Stevens, & Waylen, 2014).

Por otro lado, la temperatura del aire está condicionada en gran medida por la latitud, que determina la disponibilidad de radiación solar incidente en la superficie terrestre, y por la altitud, que suele ser la variable independiente con mayor peso (Daly, 2006; García-Lozada & Sentelhas, 2008; Lookingbill & Urban, 2003).

Considerando las relaciones antes mencionadas, y con auxilio de la tecnología de sistemas de información geográfica (SIG), para cada uno de los meses del año, se ajustaron modelos de RLM, a fin de interpolar la Pmm (Ecuación (2)); la Tmaxmm (Ecuación (3)), y la Tminmm (Ecuación (4)) del CFSR en la ubicación de las 66 estaciones del CLICOM para el área de estudio:

$$Pmm_i = \beta_0 + \beta_1 Lat + \beta_2 Lon + \beta_3 DM + \beta_4 Altitud + \varepsilon \quad (2)$$

$$Tmaxmm_i = \beta_0 + \beta_1 Altitud + \beta_2 Lat + \varepsilon \quad (3)$$

$$Tminmm_i = \beta_0 + \beta_1 Altitud + \beta_2 Lat + \varepsilon \quad (4)$$

Donde Pmm_i , $Tmaxmm_i$ y $Tminmm_i$ representan el valor de respuesta de la precipitación (milímetros), y temperatura máxima y mínima (grados centígrados) media mensual, respectivamente, del i -ésimo mes; Lon y Lat denotan, respectivamente, las variables independientes longitud y latitud (representadas en grados decimales); $Altitud$ se refiere a la elevación sobre el nivel medio del mar (metros), obtenida a partir del modelo digital de elevaciones (MDE) con resolución espacial de 15 metros (INEGI, 2013), y DM es la distancia euclidiana al mar (metros), derivada con base en la línea costera de la república mexicana de Conabio (2018). Las constantes β_0 , β_1 , β_2 , β_3 , y β_4 son parámetros que se estimaron en el proceso de ajuste del modelo. El término ε representa error aleatorio que se asume independiente e idénticamente distribuido ajustado a la distribución normal estándar ($\varepsilon \sim iidN(0, \sigma^2)$).

Los modelos generados se sometieron a distintas pruebas estadísticas para validar los supuestos subyacentes a la regresión lineal múltiple mediante el uso del programa *R Studio*®. Se empleó la prueba de Shapiro-Wilk (Shapiro & Wilk, 1965) para evaluar la normalidad en los

residuos; la de Breusch y Pagan (1979), para garantizar la igualdad de varianza; la prueba de Durbin y Watson (1971), que tiene como hipótesis nula la ausencia de autocorrelación, y el criterio de factor de inflación de varianza (VIF) (Uyanık & Güler, 2013), para identificar la posible existencia de multicolinealidad entre variables regresoras.

La bondad de ajuste de los modelos de RLM generados se valoraron mediante el estadístico r^2 (coeficiente de determinación), utilizado como una medida conveniente del éxito de la ecuación de regresión para explicar la variación de los datos. De la misma manera, se empleó el contraste F global, considerando un nivel de significancia de $p < 0.05$, valor usado comúnmente en el análisis estadístico (Hession & Moore, 2011; Naoum & Tsanis, 2004b; Naoum & Tsanis, 2004a).

Las ecuaciones de RLM resultantes fueron resueltas mediante la sumatoria algebraica de los productos de los coeficientes de regresión y los valores de las variables independientes: elevación (m), coordenadas geográficas (grados decimales) y de distancia al mar (m) correspondiente a cada una de las estaciones del CLICOM.

Análisis estadístico

Para evaluar el desempeño mensual de la base climática de CFSR (estimados) con respecto al CLICOM (observadas *in situ*) se emplearon diversas métricas estadísticas que cuantifican la desviación de las unidades de los datos de interés.

Para lograr una comparación visual se utilizaron diagramas de dispersión 1:1 y series de tiempo, fundamentales para una correcta

evaluación de los modelos. El análisis también incluyó una comparación con el coeficiente de determinación (r^2), y un análisis con tasas de error, como error absoluto medio (MAE), raíz del error cuadrático medio (RMSE), porcentaje de sesgo (PBIAS), RMSE-tasa de desviación estándar (RSR) (ecuaciones (5) a (8)):

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n |O_i - P_i| \quad (5)$$

$$RMSE = \sqrt{\left[\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{n} \right]} \quad (6)$$

$$PBIAS = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i) * 100}{\sum_{i=1}^n (O_i)} \right] \quad (7)$$

$$RSR = \frac{\sqrt{\left[\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2 \right]}}{\sqrt{\left[\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 \right]}} \quad (8)$$

Donde n corresponde al número de observaciones; P_i se refiere a los valores de la variable meteorológica obtenidos de la base de datos CFSR, y O_i son los datos observados por el CLICOM.

El coeficiente r^2 describe el grado de colinealidad que existe entre datos simulados y medidos, e indica, en el gráfico de dispersión, qué tan bien se ajustan a la línea 1:1. Los valores de r^2 varían de 0 a 1, y es un indicador del grado de relación lineal entre dos series de datos; los valores

más altos indican una menor variación del error y, en general, los valores superiores a 0.50 se consideran aceptables (Moriasi *et al.*, 2007).

El porcentaje de sesgo (PBIAS) mide la tendencia promedio de los datos simulados a ser más altos o bajos que sus contrapartes observadas, siendo el valor óptimo 0; los valores bajos indican una simulación precisa; los valores positivos indican sesgo de subestimación, y los valores negativos sobreestimación.

Los valores de "buen desempeño" son para $10 \% < \text{PBIAS} < 15 \%$ e "insatisfactorio" cuando el $\text{PBIAS} \geq 25 \%$. El RSR igual a 0 indica una "simulación perfecta". Los valores de MAE y RMSE iguales a 0 indican "ajuste perfecto". El grado en el que RMSE supera el MAE es un indicador del grado en que existen valores atípicos en los datos (Legates & McCabe Jr., 1999; Moriasi, Gitau, Pai, & Daggupati, 2015).

Análisis de la precipitación media mensual (Pmm) por periodos

Dada la naturaleza y variabilidad de la precipitación, se realizó un subanálisis que permitió evaluar el comportamiento temporal y evolución que presenta el conjunto DMR CFSR ante diferentes etapas del tiempo con respecto a lo observado por CLICOM.

Se trabajaron los registros disponibles del CFSR en siete periodos de cinco años (1979-1983, 1984-1988, 1989-1993, 1994-1998, 1999-2003, 2004-2008) y uno de seis años (2009-2014). Para cada periodo de análisis se calculó la precipitación media mensual (*Pmm*) correspondiente

a los 36 puntos en malla del CFSR y la *Pmm* de 63 estaciones climatológicas del CLICOM. Las estaciones 8036, 25038 y 26081 quedaron fuera del análisis debido a la ausencia de datos durante el periodo de estudio.

A través de modelos de regresión lineal múltiple (descritos en el punto de "Interpolación espacial y temporal") y herramientas de geoprocésamiento se generaron mes a mes los valores de *Pm* del CFSR interpolados para las ubicaciones de las estaciones del CLICOM.

Posteriormente se compararon CFSR *versus* CLICOM a través de los análisis estadísticos mencionados en el punto "Análisis estadístico".

Resultados y discusión

A continuación se presentan los resultados obtenidos de la interpolación espacial y temporal mediante RLM para ambas variables respuesta; después se analizaron estadísticamente datos climáticos observados (CLICOM) y simulados (CFSR).

Interpolación espacial y temporal

Precipitación media mensual (*Pmm*)

Para los datos de precipitación derivados del CFSR se construyeron 12 modelos mediante la sumatoria algebraica de los productos de las variables independientes con sus correspondientes coeficientes de

regresión (CR) para cada mes del año (Ecuación (2)). De acuerdo con pruebas de análisis de varianza, todos los modelos fueron estadísticamente significativos ($p < 0.05$), y conforme a las pruebas estadísticas se cumplieron con los supuestos de normalidad y ausencia de autocorrelación y multicolinealidad.

En la Tabla 1 se muestran los CR de las ecuaciones de RLM generadas y su ajuste evaluado mediante el coeficiente de determinación (r^2) para cada uno de los meses de año.

Tabla 1. Coeficientes de regresión y determinación obtenidos a partir de la RLM para datos de precipitación mensual del CFSR.

Mes	Coeficientes					r^2	Ajuste
	β_0	β_1	β_2	β_3	β_4		
Enero	2696.51	27.79	31.20	-0.28	0.00	0.7	Aceptable
Febrero	2191.62	17.18	24.08	-0.15	0.00	0.8	Aceptable
Marzo	840.24	7.27	9.41	-0.02	0.00	0.9	Aceptable
Abril	697.36	8.20	8.38	-0.04	0.00	0.9	Aceptable
Mayo	796.57	7.52	9.14	-0.06	0.00	0.8	Aceptable
Junio	5190.25	40.94	57.36	-0.41	0.01	0.9	Aceptable
Julio	21829.27	247.69	258.58	-2.35	0.03	0.8	Aceptable
Agosto	21665.66	277.67	264.18	-2.98	0.03	0.8	Aceptable
Septiembre	11911.34	123.64	137.85	-1.60	0.02	0.6	Aceptable
Octubre	2996.04	29.71	34.22	-0.39	0.00	0.3	Débil
Noviembre	1383.15	12.57	15.55	-0.11	0.00	0.6	Aceptable
Diciembre	2613.54	14.13	27.08	-0.08	0.00	0.8	Aceptable

r^2 = coeficiente de determinación.

β_1 = coeficiente de la variable latitud.

β_2 = coeficiente de la variable longitud.

β_3 = coeficiente de la variable distancia al mar.

β_4 = coeficiente de la variable altitud.

Se observa un ajuste aceptable para 11 de los modelos mensuales, los cuales presentan un r^2 que osciló entre 0.6 y 0.9; mientras que un modelo presentó un ajuste débil con un r^2 de 0.3 para octubre, que indica

incertidumbre. Los modelos de los meses que comprenden los periodos de primavera-verano explicaron en mayor porcentaje la varianza de la precipitación, mientras que los modelos del periodo de otoño (septiembre-noviembre), así como el modelo de enero mostraron la mayor incertidumbre, dado que no explica más de 60 % de la varianza de la precipitación. Resultados similares obtuvieron Goodale, Aber y Ollinger (1998), Diodato y Ceccarelli (2005), y Ninyerola *et al.* (2007), quienes reportaron valores de r^2 comprendidos entre 0.32 y 0.50 para los meses del periodo seco, y mayores de 0.6 para el periodo húmedo.

De acuerdo con la Tabla 1, la intercepción (coeficiente β_1) presentó la mayor amplitud en la variación con valores que oscilaron entre 697.36 Y 21 829.27, incrementándose su magnitud durante los meses de lluvia. La variable independiente que más explica la precipitación es la longitud, seguida de la latitud. Con respecto a la variable distancia a mar, ésta cuenta con un signo negativo, que indica una relación inversa.

De acuerdo con los ajustes encontrados, este método permitió interpolar la precipitación mensual en las ubicaciones donde se encuentran las 66 estaciones del CLICOM mediante las características topográficas y geográficas con un aceptable nivel de confianza.

Precipitación media mensual por periodos

Se generaron 84 modelos de regresión lineal múltiple, 12 para cada uno de los siete periodos de análisis. Los resultados indican que todas las ecuaciones son estadísticamente significativas al presentar un p -value menor que 0.05.

Los coeficientes de determinación (r^2) resultantes del ajuste de las ecuaciones de RLM ofrecieron ajustes aceptables en la mayoría de los meses para todos los periodos de análisis, presentando valores por encima de 0.5. Los modelos correspondientes al periodo comprendido entre febrero y marzo mostraron el mejor desempeño (r^2 entre 0.80 y 0.97); el resto de los meses presentaron coeficientes de determinación ligeramente más bajos (r^2 entre 0.55 y 0.79); sin embargo, durante el periodo de otoño (septiembre, octubre y noviembre), el desempeño evaluado con r^2 presenta un patrón de descenso, llegando ser de ajuste débil ($r^2 < 0.5$) en octubre para cuatro de los periodos de análisis (1984-1988, 1989-1993, 1994-1998, 2004-2008) (Figura 3).

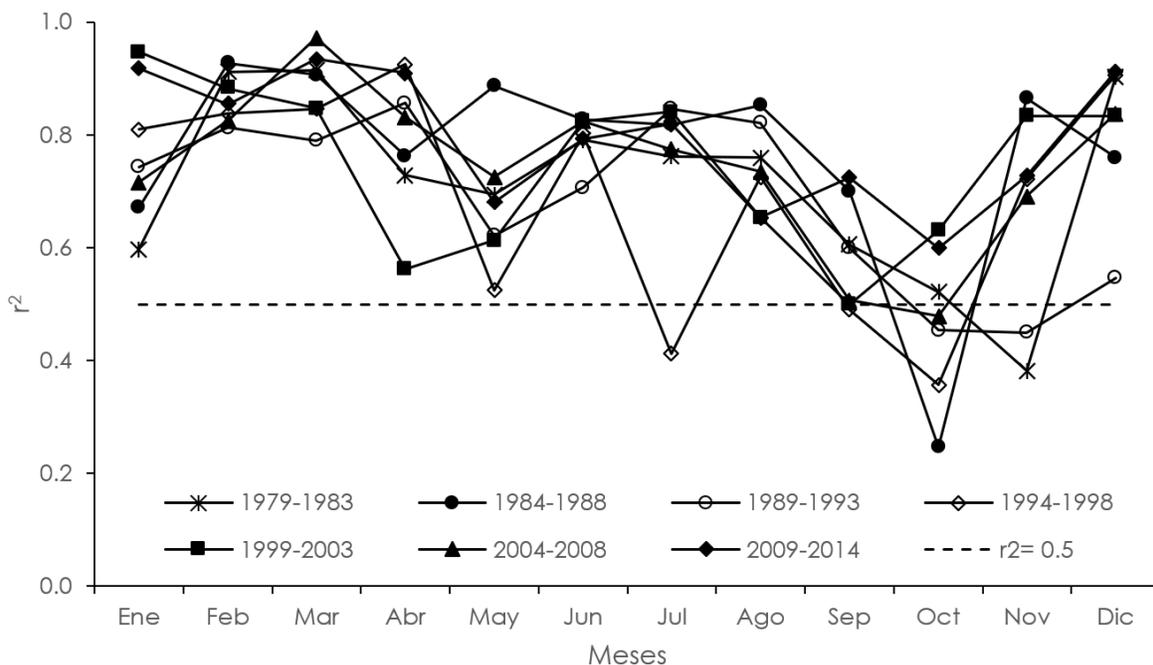


Figura 3. Coeficientes de determinación (r^2) resultantes del ajuste de modelos de regresión lineal múltiple para los siete periodos de análisis de la precipitación.

El patrón de descenso encontrado en el periodo invernal sugiere una mayor aleatoriedad en la ocurrencia de la precipitación durante esos meses, donde puntos en la malla presentan bajas precipitaciones y otros valores altos, variando año con año y generando una oscilación de amplio rango.

Temperatura máxima y mínima media mensual

Los CR y coeficientes de ajuste de los modelos de temperatura máxima y mínima media mensual resultantes del análisis de RLM se muestran en la Tabla 2 y Tabla 3, respectivamente.

Tabla 2. Coeficientes de regresión y determinación obtenidos a partir de la RLM para datos de temperatura máxima media mensual.

Mes	Coeficientes			r^2	Ajuste
	β_0	β_1	β_2		
Enero	67.592	-0.005	-1.511	0.84	Aceptable
Febrero	69.267	-0.004	-1.597	0.85	Aceptable
Marzo	67.497	-0.005	-1.354	0.83	Aceptable
Abril	67.124	-0.005	-1.228	0.82	Aceptable
Mayo	62.874	-0.004	-0.964	0.81	Aceptable
Junio	46.556	-0.004	-0.273	0.79	Aceptable
Julio	48.500	-0.005	-0.406	0.81	Aceptable
Agosto	51.028	-0.005	-0.491	0.82	Aceptable
Septiembre	52.929	-0.005	-0.579	0.82	Aceptable
Octubre	67.717	-0.005	-1.210	0.84	Aceptable
Noviembre	69.940	-0.005	-1.452	0.84	Aceptable
Diciembre	69.267	-0.004	-1.597	0.85	Aceptable

r^2 = coeficiente de determinación.

β_1 = coeficiente de la variable altitud.

β_2 = coeficiente de la variable latitud.

Tabla 3. Coeficientes de regresión y determinación obtenidos a partir de la RLM para datos de temperatura mínima media mensual.

Mes	Coeficientes			r^2	Ajuste
	β_0	β_1	β_2		
Enero	60.130	-0.005	-1.727	0.84	Aceptable
Febrero	60.130	-0.005	-1.727	0.84	Aceptable
Marzo	57.495	-0.005	-1.576	0.83	Aceptable
Abril	55.897	-0.005	-1.411	0.83	Aceptable
Mayo	58.051	-0.005	-1.374	0.83	Aceptable
Junio	62.602	-0.005	-1.390	0.84	Aceptable
Julio	53.669	-0.005	-1.036	0.83	Aceptable
Agosto	55.628	-0.004	-1.159	0.84	Aceptable
Septiembre	64.237	-0.004	-1.500	0.85	Aceptable
Octubre	73.293	-0.005	-1.936	0.86	Aceptable
Noviembre	69.597	-0.005	-1.940	0.86	Aceptable
Diciembre	65.252	-0.005	-1.916	0.85	Aceptable

r^2 = coeficiente de determinación.

β_1 = coeficiente de la variable altitud.

β_2 = coeficiente de la variable latitud.

De acuerdo con pruebas de análisis de varianza, todos los modelos fueron estadísticamente significativos ($p < 0.05$), y conforme a las pruebas estadísticas se cumplieron con los supuestos de normalidad y ausencia de autocorrelación y multicolinealidad.

Se puede observar que las ecuaciones de RLM explicaron en promedio el 83 y 84% de la variabilidad espacial mensual de la temperatura máxima y mínima media, respectivamente, interpretando un ajuste aceptable en todos los meses.

Los resultados indican una buena capacidad predictiva de cada modelo de RLM para la interpolación de la T_{maxmm} y T_{minmm} del CFSR en las ubicaciones donde se encuentran las estaciones climáticas del CLICOM.

Evaluación estadística

A continuación se presentan los resultados de la evaluación estadística realizada al comparar los valores medios mensuales de precipitación y temperatura del CFSR, interpolados mediante análisis de RLM, con las observadas *in situ* para cada estación del CLICOM.

Precipitación media mensual (Pmm)

La Figura 4 muestra el comportamiento mensual de la precipitación media derivada del CFSR (P_{mCFSR}) con respecto a la observada *in situ* por el CLICOM ($P_{mCLICOM}$) para las siete estaciones ubicadas dentro de la cuenca (8182, 26050, 26080, 26228, 8036, 8277 y 8352).

En esta figura se evidencia una sobrestimación general de la P_{mCFSR} en la mayoría de los meses de año, siendo aún más notable y superior en

julio, agosto y septiembre (temporada de lluvias), donde se registran las precipitaciones más altas del año.

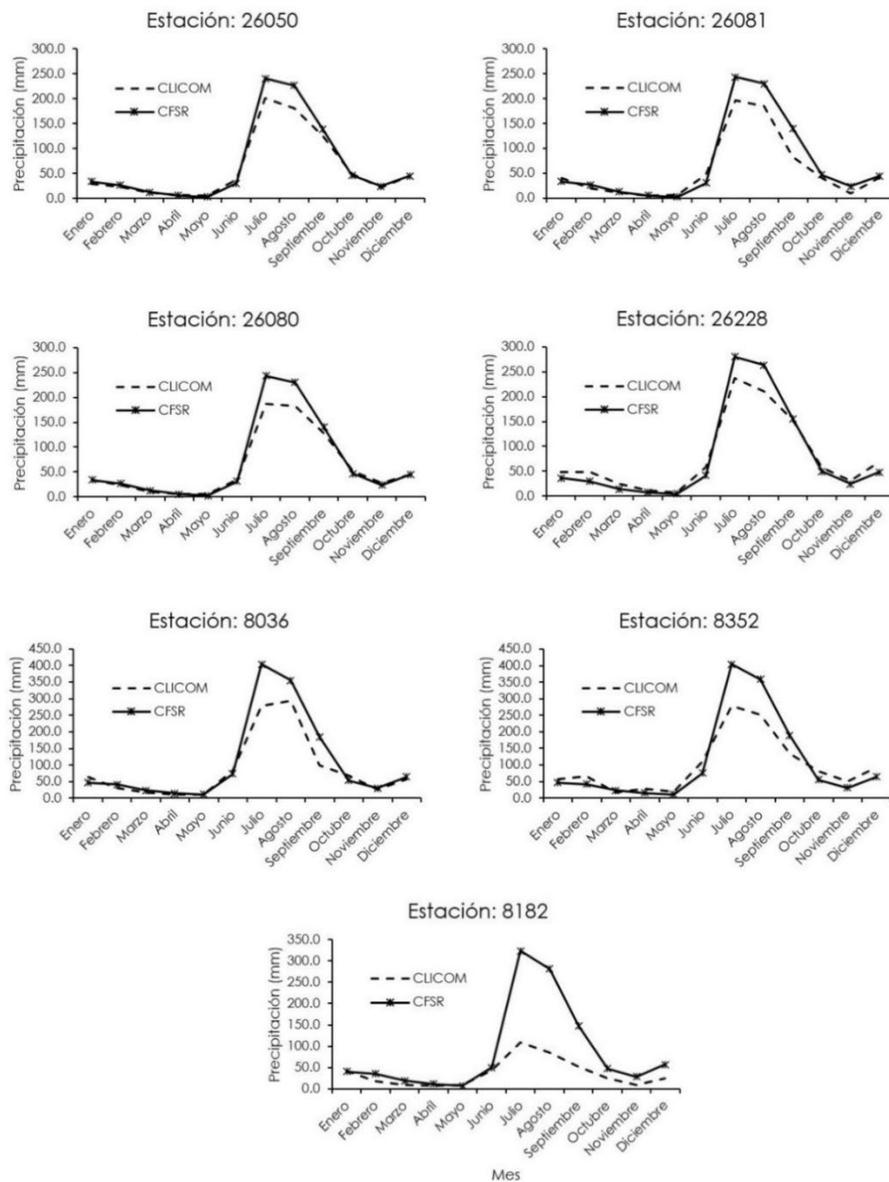


Figura 4. Distribución mensual de la precipitación media (mm) derivada del CLICOM y CFSR para las siete estaciones ubicadas dentro de la cuenca del río Mayo.

En la Tabla 4 el PBIAS concuerda con las observaciones gráficas, sus valores son positivos e indican un sesgo de sobreestimación. Los valores más altos de PBIAS corresponden julio, agosto y septiembre, con un valor de 64.2, 61.2 y 45%, respectivamente.

Tabla 4. Indicadores estadísticos de desempeño resultantes de la comparación entre CLICOM y datos de reanálisis del CFSR, para estimación de precipitación a nivel mensual en la cuenca del río Mayo.

Estadístico	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
r^2	0.85	0.76	0.82	0.73	0.74	0.78	0.84	0.87	0.89	0.89	0.84	0.80
MAE	10.50	10.91	4.65	3.23	4.33	16.84	111.19	99.64	47.98	12.79	7.82	15.36
RMSE	16.09	15.87	7.16	5.31	5.58	25.24	152.46	129.34	62.03	15.93	10.48	23.13
PBIAS (%)	27.10	46.32	33.75	43.20	51.78	37.64	64.23	61.29	45.41	29.43	32.70	37.48
RSR	0.13	0.10	0.03	0.02	0.02	0.10	0.13	0.12	0.11	0.11	0.08	0.17

En la Tabla 4, las métricas estadísticas, como el coeficiente de determinación, califican a la precipitación predicha por cuadrícula como "aceptable" de buena capacidad predictiva, al obtener valores que oscilan entre 0.73 y 0.89.

Sin embargo, el MAE y RMSE presentan valores que indican la existencia de datos atípicos en los datos en todos los meses del año, y de mayor magnitud en julio y agosto (152.46 y 129.34, respectivamente). Estos resultados coinciden con los propuestos por Worqlul *et al.* (2014),

quienes concluyen que este error puede deberse probablemente a que ciertas estaciones son afectadas por lluvias convectivas.

En la Figura 5 se muestra la relación 1:1 entre Pm_{CLICOM} y Pm_{CFSR} de cada uno de los meses del año para las 66 estaciones del CLICOM. En ella se puede apreciar una pendiente de la línea de regresión superior a 1.0 en febrero, julio, agosto, septiembre y diciembre, indicando de manera general que los datos del CFSR sobreestiman en 7, 52, 50, 33 y 5 %, respectivamente, a los datos observados por el CLICOM; resultados similares reportan Tang *et al.* (2019) para la cuenca del río Lancang, China, y Zhu, Xuan, Liu y Xu (2016) al concluir que el modelo del CFSR sobreestima la Pmm durante el periodo húmedo.

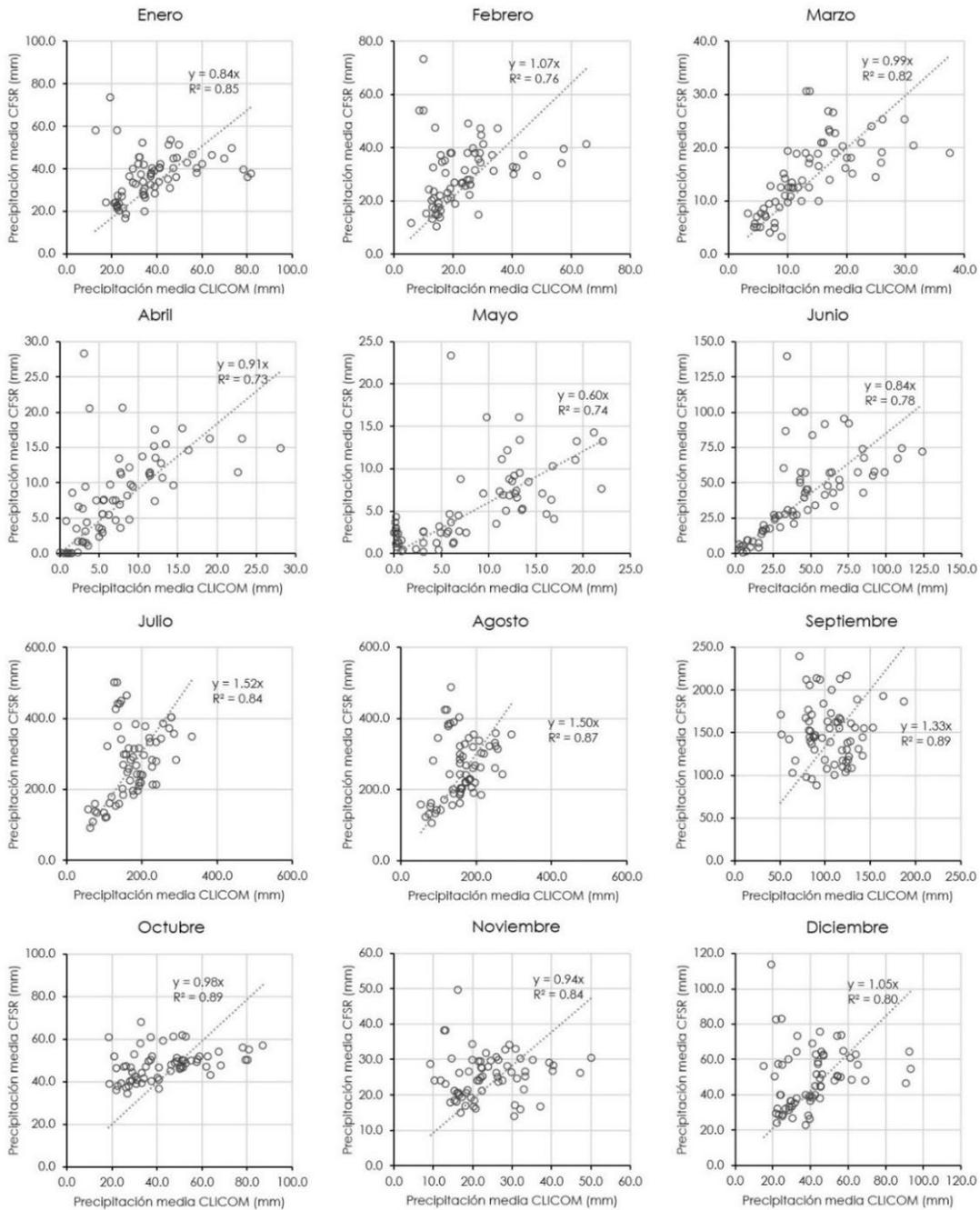


Figura 5. Diagramas de dispersión 1:1 para la comparación mensual global entre la precipitación estimada (CFSR) y la observada *in situ* (CLICOM) de las 66 estaciones del CLICOM.

Asimismo, las gráficas indican una subestimación en los meses restantes, siendo mayor en mayo, con un 40 %. Al mismo tiempo, se puede notar la presencia de valores discrepantes (*outliers*) para todos los meses, representando principalmente a las estaciones 8028 (Guerrero, Chihuahua); 8076 (Guerrero, Chihuahua); 8141 (Tejolocachi, Chihuahua), y 8277 (El Pilar, Chihuahua), los lugares donde el modelo CFSR tiene una notable deficiencia a estimar la precipitación.

Esa situación —que puede deberse a la orografía escarpada que presenta el lugar donde se encuentran estas estaciones (altitud mayor de los 1 800 m)— da lugar a una mayor acumulación de lluvia sobre las laderas occidentales, resultado del fenómeno de sombra orográfica.

Precipitación media mensual por periodos

Al evaluar estadísticamente la $P_{m_{CLICOM}}$ versus $P_{m_{CFSR}}$ mes con mes en las 63 estaciones del CLICOM (Tabla 5), se encontró una correspondencia significativa entre las $P_{m_{CLICOM}}$ versus $P_{m_{CFSR}}$ para casi todos meses; periodos con r^2 entre 0.18 y 0.89; RMSE de 4.0 a 312, y MAE de 2.5 a 232.8 (Tabla 5), siendo abril en los periodos de 1994-1998 y 2009-2014 el que presenta la peor concordancia ($r^2 = 0.2$), y julio, agosto y septiembre los de mayor error.

Tabla 5. Indicadores estadísticos de desempeño resultantes de la comparación entre CLICOM y datos de reanálisis del CFSR para estimación de precipitación a nivel mensual en la cuenca del río Mayo para los siete periodos de análisis.

	Estadístico	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
1979-1983	r^2	0.9	0.7	0.5	0.6	0.6	0.7	0.8	0.8	0.9	0.8	0.8	0.8
	MAE	16.5	11.9	16.1	6.3	8.6	16.9	130.6	82.8	63.3	16.5	10.9	14.0
	RMSE	21.5	18.6	32.3	9.8	11.6	22.2	157.2	115.4	83.2	22.3	16.2	20.4
	PBIAS	29.4	58.3	47.2	57.6	84.0	65.2	87.5	53.0	50.4	40.7	36.9	38.7
	RSR	0.2	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
1984-1988	r^2	0.8	0.6	0.5	0.7	0.6	0.6	0.7	0.8	0.7	0.7	0.7	0.8
	MAE	22.7	9.3	4.4	6.7	7.3	36.0	125.4	126.3	47.2	23.9	7.0	40.5
	RMSE	33.4	13.0	6.6	9.2	10.8	52.8	164.2	165.1	57.7	30.1	10.0	61.1
	PBIAS	52.1	78.6	66.0	52.9	57.4	53.7	69.1	79.2	59.4	57.7	48.5	50.2
	RSR	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.1	0.2	0.2	0.1	0.0	0.1
1989-1993	r^2	0.7	0.9	0.7	0.2	0.5	0.6	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8
	MAE	22.8	14.7	12.1	4.0	5.9	14.0	64.7	69.7	44.8	12.2	12.5	29.3
	RMSE	29.1	21.2	14.5	6.4	9.4	18.7	96.0	105.1	57.5	14.6	16.8	38.3
	PBIAS	43.6	29.0	88.1	110.0	78.4	56.6	41.1	45.5	43.6	48.5	36.7	42.6
	RSR	0.2	0.1	0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
1994-1998	r^2	0.5	0.8	0.5	0.6	0.5	0.8	0.8	0.9	0.9	0.8	0.9	0.7
	MAE	2.5	8.4	7.2	5.2	4.9	14.9	77.2	64.6	38.8	7.4	10.9	17.5
	RMSE	4.0	13.6	9.3	6.9	7.9	20.9	95.4	89.0	47.8	8.5	13.7	24.4
	PBIAS	63.5	44.8	149.8	61.3	72.8	43.7	54.2	35.7	33.6	42.3	31.5	41.8
	RSR	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1

	Estadístico	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
1999-2003	r^2	0.6	0.7	0.5	0.8	0.6	0.6	0.8	0.8	0.9	0.8	0.8	0.8
	MAE	5.5	10.2	5.0	5.0	5.0	25.2	55.2	50.0	30.2	22.9	5.2	6.4
	RMSE	9.1	17.2	8.2	13.8	11.5	36.3	79.1	67.1	36.7	34.7	8.5	9.2
	PBIAS	61.2	37.7	79.5	76.0	100.8	48.4	32.9	34.1	31.4	44.1	46.9	67.3
	RSR	0.2	0.1	0.2	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2
2004-2008	r^2	0.8	0.8	0.8	0.5	0.4	0.8	0.9	0.9	0.8	0.9	0.7	0.9
	MAE	22.5	12.6	5.0	6.8	3.8	22.3	127.4	138.5	55.5	32.0	11.1	11.9
	RMSE	28.8	17.7	7.6	12.6	6.2	32.3	158.4	165.9	70.6	35.2	14.9	15.0
	PBIAS	41.5	43.8	39.7	72.2	81.2	48.0	67.0	83.2	43.4	65.1	50.9	37.9
	RSR	0.2	0.1	0.0	0.0	0.0	0.1	0.2	0.2	0.1	0.2	0.1	0.1
2009-2014	r^2	0.7	0.8	0.5	0.2	0.7	0.6	0.7	0.8	0.7	0.8	0.8	0.4
	MAE	6.6	7.5	3.9	3.0	5.3	23.4	232.8	207.3	126.3	20.5	11.4	23.6
	RMSE	8.4	9.0	5.9	4.2	8.0	38.0	312.3	237.2	153.8	30.9	16.8	34.4
	PBIAS	52.8	95.0	78.7	635.6	78.4	78.6	138.5	146.4	152.8	40.6	55.8	187.7
	RSR	0.2	0.3	0.1	0.1	0.1	0.3	0.3	0.3	0.4	0.1	0.3	0.6

El BIAS, por otro lado, muestra un sesgo de sobreestimación presente en mayor o menor medida en todos los meses de los periodos analizados. Sin embargo, durante los periodos 1979-1983 y 1984-1988, los valores más altos de sesgo lo presentan mayo, junio, julio y agosto.

La Figura 6 muestra de manera gráfica el comportamiento mensual de la precipitación media derivada del CFSR (Pm_{CFSR}) y CLICOM (Pm_{CLICOM}) para los siete periodos de análisis correspondiente a las estaciones ubicadas dentro de la cuenca.

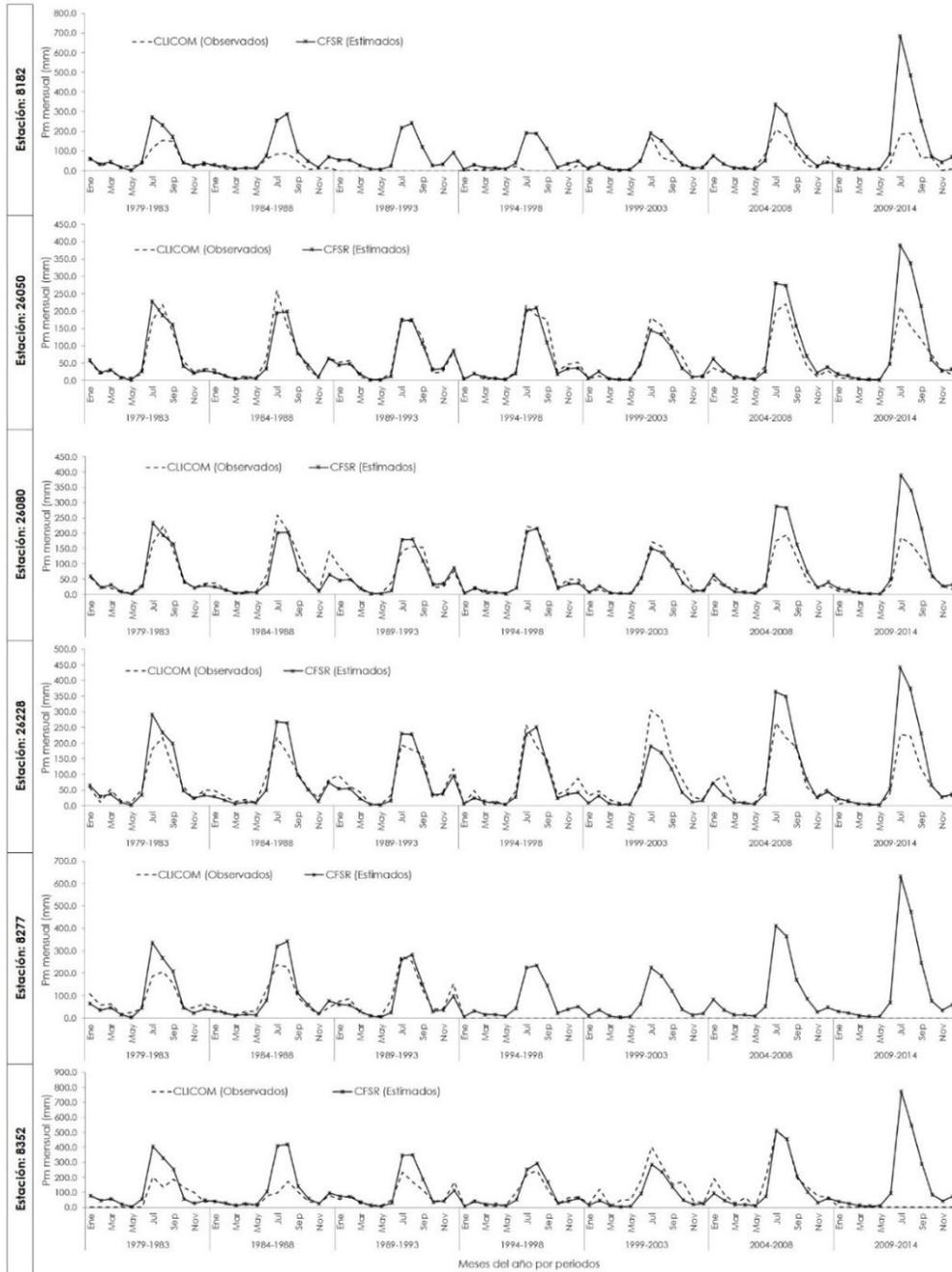


Figura 6. Distribución mensual de la precipitación media (mm) para siete periodos derivada del CLICOM y CFSR para las estaciones ubicadas dentro de la cuenca del río Mayo.



Al analizar este gráfico se observa que la $Pm_{CF\text{SR}}$ presenta un patrón significativo al representar la variabilidad estacional y cíclica de la Pm_{CLICOM} en todas las estaciones ubicadas dentro de la cuenca.

Sin embargo, existe una tendencia del CF\text{SR} a sobreestimar la Pm_{CLICOM} durante la temporada de lluvias (julio, agosto y septiembre) de manera similar a lo percibido en el análisis completo (Figura 4). Este comportamiento es más acentuado durante los periodos 2004-2008 y 2009-2014. Para el periodo de 1999-2003 se observa en todas las estaciones una ligera subestimación de la Pm_{CLICOM} .

Esta tendencia podría atribuirse a los efectos de la temporada de huracanes en la ocurrencia de la precipitación en el noreste de México, fenómenos de variabilidad climática como El Niño-Oscilación del Sur (ENSO) y la Oscilación Decadal del Pacífico (DOP), que influyen año con año en la precipitación durante esos meses (Magaña, Vázquez, Pérez, & Pérez, 2003).

Temperatura máxima y mínima media mensual

En la Figura 7 se muestra la dinámica mensual que presenta la temperatura máxima y mínima observada por CLICOM y la simulada por CF\text{SR} en las siete estaciones ubicadas dentro de la cuenca. En ella se puede observar que, en general, la variación temporal de la $Tmax_{CF\text{SR}}$ y $Tmin_{CF\text{SR}}$ presenta un comportamiento cercano a lo observado al reproducir los cambios mensuales presentes en la mayoría de los meses,

tal y como sucede durante el pico más alto presentado durante el mes de julio para $T_{max_{CFSR}}$ y junio para $T_{min_{CFSR}}$.

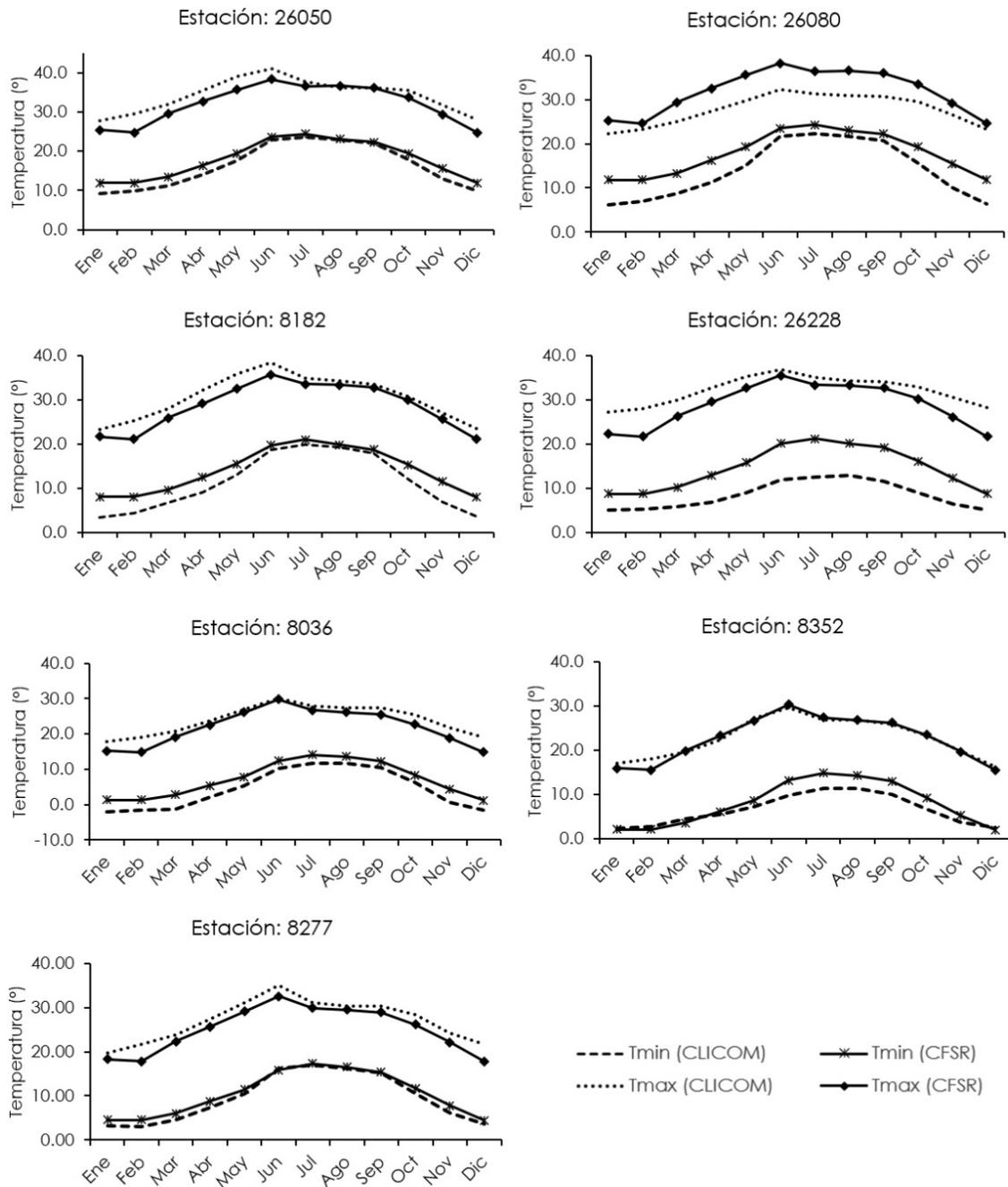


Figura 7. Distribución temporal de la temperatura máxima y mínima media mensual (°C) derivada del CFSR y la observada con el CLICOM en las siete estaciones localizadas dentro de la cuenca del río Mayo.

Sin embargo, se aprecian diferencias aparentes para temperatura máxima durante febrero, donde $T_{max_{CFSR}}$ reproduce un descenso atípico. De la misma manera, se puede notar que la $T_{max_{CFSR}}$ presenta una ligera tendencia a subestimar durante el periodo que comprenden los meses de enero-mayo y octubre-diciembre; caso contrario sucede con la $T_{min_{CFSR}}$, donde los datos muestran una tendencia a sobreestimar a los datos observados durante la mayoría de los meses, siendo más notable en la estación 26228, ubicada al sur de la cuenca.

Los resultados de las pruebas estadísticas aplicadas para el total de 66 estaciones (Tabla 6) muestran un PBIAS positivo en todos los meses para ambas temperaturas, que de acuerdo con Moriasi *et al.* (2015), los datos simulados por parte del CFSR indican una tendencia promedio menores que las contrapartes observadas por CLICOM, siendo de mayor magnitud en la temperatura mínima durante los meses de otoño-invierno ($50 \% < PBIAS < 82 \%$), donde se presentan las temperaturas más bajas del año. Con respecto a la temperatura máxima, el desempeño del CFSR puede juzgarse como "satisfactorio" al encontrar valores de PBIAS $< 15 \%$ en todos los meses. Esto puede deberse a que el comportamiento del ciclo medio diurno de la temperatura en diciembre-febrero presenta pequeñas variaciones debido a la disminución de la radiación solar entrante en comparación con junio-agosto (Decker *et al.*, 2012).

Tabla 6. Indicadores estadísticos de desempeño resultantes de la comparación entre CLICOM y datos de reanálisis del CFSR, para estimación de temperatura máxima y mínima a nivel mensual, en la cuenca del río Mayo.

Mes	r^2		MAE		RMSE		PBIAS		RSR	
	T _{max}	T _{min}								
Ene	0.99	0.84	1.94	4.07	2.49	4.49	8.41	85.24	0.51	0.97
Feb	0.98	0.87	3.49	3.53	4.13	3.98	14.06	64.93	0.81	0.84
Mar	0.98	0.90	2.29	3.53	2.93	3.98	8.44	50.38	0.56	0.85
Abr	0.99	0.93	2.44	3.80	3.20	4.34	8.02	39.57	0.59	0.90
May	0.99	0.95	2.54	3.64	3.37	4.26	7.52	28.06	0.62	0.83
Jun	0.99	0.98	2.32	2.75	3.13	3.33	6.40	15.10	0.61	0.63
Jul	0.99	0.99	1.63	1.86	2.33	2.40	4.77	9.35	0.47	0.49
Ago	0.99	0.99	1.42	1.46	2.09	2.09	4.27	7.49	0.44	0.43
Sep	0.99	0.98	1.61	1.65	2.27	2.28	4.88	9.04	0.45	0.44
Oct	0.99	0.97	1.99	2.82	2.62	3.30	6.39	20.85	0.49	0.61
Nov	0.99	0.92	2.21	4.11	2.78	4.51	8.06	50.04	0.53	0.87
Dic	0.99	0.86	2.55	3.62	3.16	4.09	10.75	69.47	0.65	0.85

En la Figura 8 se muestran, a través de diagramas de dispersión 1:1, la relación que guarda la $T_{max_{CLICOM}}$ y $T_{min_{CLICOM}}$ con la simulada por CLICOM. Al forzar la línea de regresión al origen, se obtuvieron coeficientes de determinación (r^2) elevados (> 0.90) para ambas temperaturas, considerados aceptables de acuerdo con Moriasi *et al.* (2007) y pendientes de la línea superiores a uno para $T_{min_{CFSR}}$ indicando

la presencia de una sobreestimación (3 %) de la $T_{min_{CLICOM}}$ y de modo contrario para $T_{max_{CFSR}}$, donde las pendientes de la línea son ligeramente superiores a uno, indicando la presencia de una subestimación (3 %) de la $T_{max_{CLICOM}}$.

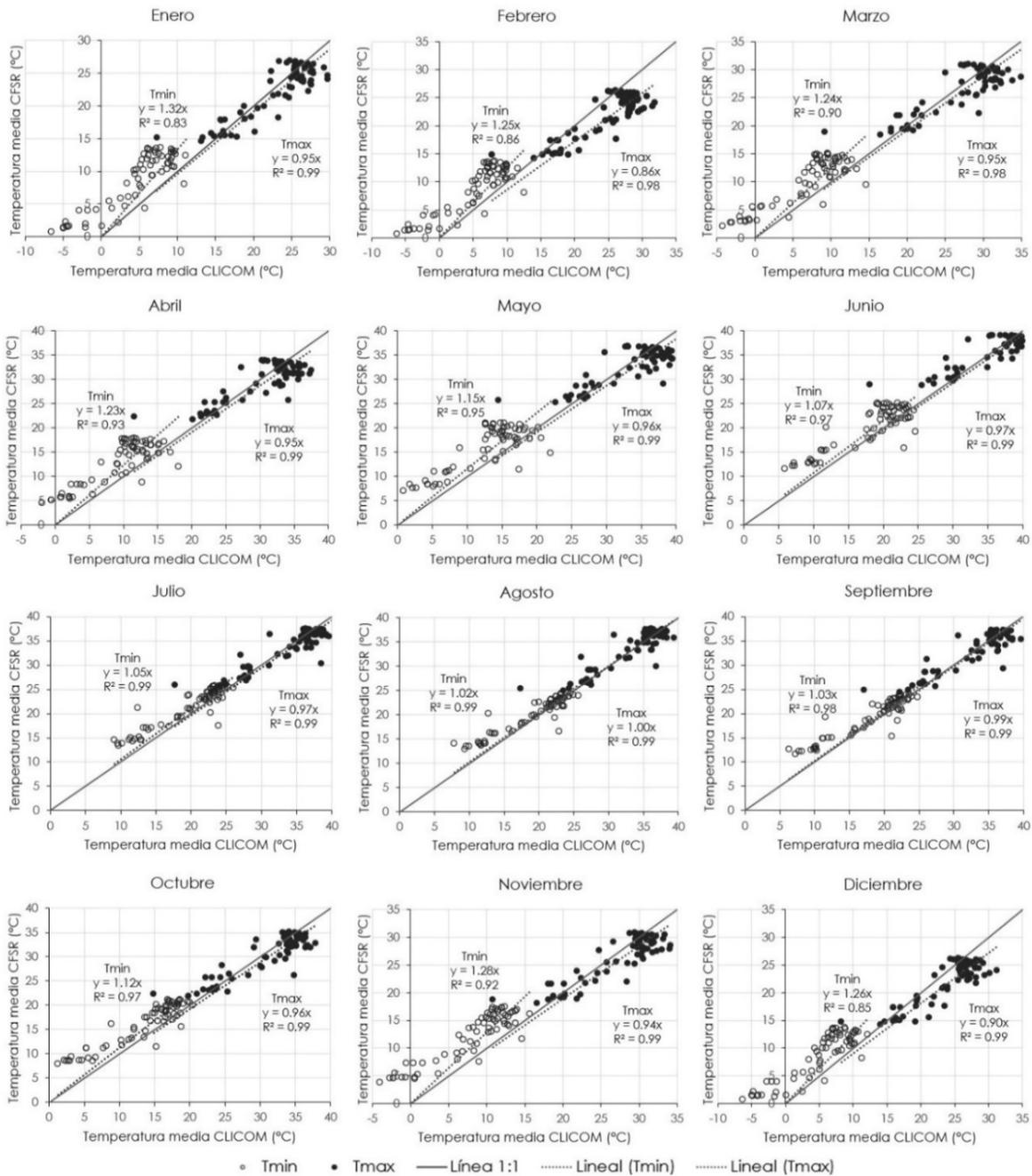


Figura 8. Diagramas de dispersión 1:1 de la temperatura mínima y máxima media mensual, estimada (CFSR) y observada *in situ* (CLICOM) de las 66 estaciones del CLICOM.

De manera similar, los índices de bondad de ajuste RMSE, MAE y RSR (Tabla 6) señalan la ausencia de errores significativos al encontrar valores menores a la desviación estándar y cercanos a cero en el caso de la RSR.

Estos resultados indican que en general los datos de temperatura representan con precisión los valores observados al mostrar una excelente concordancia entre ellos, tomando en cuenta que en los meses más fríos el desempeño de CFSR disminuye. Lo mencionado anteriormente es consistente con estudios previos con correlaciones superiores a 0.95 (Liu, Shanguan, Liu, & Ding, 2018). Cabe resaltar que, a diferencia de lo encontrado en el presente estudio, Decker *et al.* (2012) reportan una subestimación general por parte de los datos del CFSR.

Cabe resaltar que la distribución espacial de temperaturas medias y precipitación en la zona de estudio es altamente variable debido a que el gradiente longitudinal es más fuerte que el latitudinal, forzado por la posición de la Sierra Madre Occidental que cruza a la cuenca en su porción oriental, provocando temperaturas medias anuales más bajas y mayor acumulación de lluvia, principalmente sobre las laderas occidentales.

Conclusiones

Con base en los resultados obtenidos en este estudio se concluye que:

- Los datos de reanálisis del CFSR en la cuenca del río Mayo simulan de buena manera la temperatura máxima y mínima para cada mes del año, al presentar coeficientes de regresión (r^2) elevados, y errores cercanos a cero.
- La precipitación media derivada del CFSR durante los meses secos (noviembre-junio) presentan en general un buen ajuste ($r^2 > 0.72$) y menor incertidumbre en sus predicciones, mientras que durante los meses húmedos (julio, agosto y septiembre), la precipitación media presenta una sobreestimación considerable de hasta 45 % sobre lo observado en las estaciones del CLICOM y una mayor incertidumbre para estimar la precipitación en estos meses.
- Este tipo de estudio contribuye a la evaluación de la representatividad de los datos de reanálisis en una cuenca con relieve accidentado, y al estudio y manejo de los recursos hídricos en regiones con baja disponibilidad de datos meteorológicos.
- Este artículo constituye una base de referencia para otras áreas o cuencas con situación orográfica accidentada.

Agradecimientos

Nuestro sincero agradecimiento para el Conacyt y el Colegio de Postgraduados.

Referencias

- Auerbach, D. A., Easton, Z. M., Walter, M. T., Flecker, A. S., & Fuka, D. R. (2016). Evaluating weather observations and the Climate Forecast System Reanalysis as inputs for hydrologic modelling in the tropics. *Hydrological Processes*, 30(19), 3466-3477. DOI: 10.1002/hyp.10860
- Bao, X., & Zhang, F. (2013). Evaluation of NCEP-CFSR, NCEP-NCAR, ERA-Interim, and ERA-40 reanalysis datasets against independent sounding observations over the Tibetan Plateau. *Journal of Climate*, 26(1), 206-214. DOI: 10.1175/JCLI-D-12-00056.1
- Breusch, T. S., & Pagan, A. R. (1979). A simple test for heteroscedasticity and random coefficient variation. *The Econometric Society*, 47(5), 1287-1294.
- Collado, J., & Toledo, V. (1997). Localización óptima de estaciones climatológicas y observatorios meteorológicos en la república mexicana. *Ingeniería Hidráulica en México*, 7(1), 47-64.
- Conabio, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. (2018). *Línea de costa de la república mexicana (2011-2014)*. Recuperado de <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2020). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero San Bernardo (2658), estado de Sonora*. Recuperado de https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/Edos_Acuiferos_18/sonora/DR_2658.pdf

- Daly, C., P. Neilson, R., & Phillips, D. (1994). A statistical-topographic model for mapping climatological precipitation over mountainous terrain. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 33(2), 140-158. DOI: 10.1175/1520-0450(1994)033<0140:ASTMFM>2.0.CO;2
- Daly, C. (2006). Guidelines for assessing the suitability of spatial climate data sets. *International Journal of Climatology*, 26(6), 707-721. DOI: 10.1002/joc.1322
- Decker, M., Brunke, M. A., Wang, Z., Sakaguchi, K., Zeng, X., & Bosilovich, M. G. (2012). Evaluation of the reanalysis products from GSFC, NCEP, and ECMWF using flux tower observations. *Journal of Climate*, 25(6), 1916-1944. DOI: 10.1175/JCLI-D-11-00004.1
- Del Barrio, C. T., Clar, L. M., & Suriñach, C. J. (2002). *Modelo de regresión lineal múltiple: especificación, estimación y contraste*. Barcelona, España: Universidad Abierta de Cataluña (UOC).
- Diodato, N., & Ceccarelli, M. (2005). Interpolation processes using multivariate geostatistics for mapping of climatological precipitation mean in the Sannio Mountains (southern Italy). *Earth Surface Processes and Landforms: The Journal of the British Geomorphological Research Group*, 30(3), 259-268.
- Durbin, J., & Watson, G. S. (1971). Testing for serial correlation in Least Squares Regression III. *Biometrika*, 58(1), 1-19. Recuperado de <https://www.jstor.org/stable/2334313>

- Fernando, D., Velásquez, A., Alfonso, G., Carrillo, A., Oswaldo, E., Barbosa, R., Andrés, D., Latorre, G., Ernesto, F., & Maldonado, M. (2018). Interpolación regnie para lluvia y temperatura en las regiones Andina, Caribe y Pacífica de Colombia. *Colombia Forestal*, 21(1), 102-118. DOI: 10.14483/2256201X.11601
- Fuka, D. R., Walter, M. T., Macalister, C., Degaetano, A. T., Steenhuis, T. S., & Easton, Z. M. (2014). Using the Climate Forecast System Reanalysis as weather input data for watershed models. *Hydrological Processes*, 28(22), 5613-5623. DOI: 10.1002/hyp.10073
- García-Lozada, B. I., & Sentelhas, P. C. (2008). Modelos de estimación de las temperaturas promedio de la mínima, máxima y media diaria para la región andina de venezuela. *Agronomía Tropical*, 58(2), 141-153.
- Globalweather. (2020). *NCEP Climate Forecast System Reanalysis (CFRS)*. Recuperado de <http://globalweather.tamu.edu/>
- Goodale, C. L., Aber, J. D., & Ollinger, S. V. (1998). Mapping monthly precipitation, temperature, and solar radiation for Ireland with polynomial regression and a digital elevation model. *Climate Research*, 10(1), 35-49. DOI: 10.3354/cr010035
- Helsel, M., Hirsch, R., Ryberg, K., Archfield, S., & Gilroy, E. (2020). Book 4. Hydrologic analysis and interpretation. In: *Statistical methods in water resources* (p. 458). Reston, USA: U.S. Geological Survey. DOI: 10.3133/tm4A3

Hession, S. L., & Moore, N. (2011). A spatial regression analysis of the influence of topography on monthly rainfall in East Africa. *International Journal of Climatology*, 31(10), 1440-1456. DOI: 10.1002/joc.2174

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2001). *Unidades climáticas escala 1:1 000 000*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/temas/climatologia/#Mapa>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2013). *Modelo digital de elevaciones CEM 3.0*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/geo2/elevacionesmex/index.jsp>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2016). *Uso del suelo y vegetación, escala 1:250000, serie VI (continuo nacional)*. Portal de geoinformación Conabio. Recuperado de http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/?vns=gis_root/usv/inegi/usv250s6gw

Kouwen, N., Danard, M., Bingeman, A., Luo, W., Seglenieks, F. R., & Soulis, E. D. (2005). Case study: Watershed modeling with distributed weather model data. *Journal of Hydrologic Engineering*, 10(1), 23-38.

Lauri, H., Räsänen, T. A., & Kummu, M. (2014). Using reanalysis and remotely sensed temperature and precipitation data for hydrological modeling in monsoon climate: Mekong river case study. *Journal of Hydrometeorology*, 15(4), 1532-1545. DOI: 10.1175/jhm-d-13-084.1

- Legates, D. R., & McCabe Jr., G. J. (1999). Evaluating the use of “goodness-of-fit” measures in hydrologic and hydroclimatic model validation. *Water Resources Research*, 35(1), 233-241. DOI: 10.1029/1998WR900018
- Liu, J., Shangan, D., Liu, S., & Ding, Y. (2018). Evaluation and hydrological simulation of CMADS and CFSR reanalysis datasets in the Qinghai-Tibet Plateau. *Water (Switzerland)*, 10(4). DOI: 10.3390/w10040513
- Lookingbill, T. R., & Urban, D. L. (2003). Spatial estimation of air temperature differences for landscape-scale studies in montane environments. *Agricultural and Forest Meteorology*, 114(3-4), 141-151.
- Magaña, V. O., Vázquez, J. L., Pérez, J. L., & Pérez, J. B. (2003). Impact of El Niño on precipitation in México. *Geofísica Internacional*, 42(3), 313-330.
- Meran, G., Siehlow, M., & Hirschhausen, C. von. (2021). The economics of water: Rules and institutions. *Scottish Journal of Political Economy*, 2(2). DOI: 10.1007/978-3-030-48485-9
- Mollericona-Alfaro, M. D., Lopes, I., Assunção-Montenegro, A. A., & Gonçalves-Leal, B. (2020). CFSR- NCEP performance for weather data forecasting in the Pernambuco Semiarid, Brazil. *DYNA*, 87(215), 204-213. DOI: 10.15446/dyna.v87n215.89952

- 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. DOI: 10.13031/2013.23153
- Moriasi, D. N., Gitau, M. W., Pai, N., & Daggupati, P. (2015). Hydrologic and water quality models: Performance measures and evaluation criteria. *Transactions of the ASABE*, 58(6), 1763-1785. DOI: 10.13031/trans.58.10715
- Naoum, S., & Tsanis, I. K. (2004a). A multiple linear regression GIS module using spatial variables to model orographic rainfall. *Journal of Hydroinformatics*, 6(1), 39-56. DOI: 10.2166/hydro.2004.0004
- Naoum, S., & Tsanis, I. K. (2004b). Orographic precipitation modeling with multiple linear regression. *Journal of Hydrologic Engineering*, 9(2), 79-102. DOI: 10.1061/(asce)1084-0699(2004)9:2(79)
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Srinivasan, R., & Williams, J. R. (2002). Soil and water assessment tool user's manual. *TWRI Report TR-192*, 412.
- Ninyerola, M., Pons, X., & Roure, J. M. (2007). Monthly precipitation mapping of the Iberian Peninsula using spatial interpolation tools implemented in a Geographic Information System. *Theoretical and Applied Climatology*, 89(3-4), 195-209. DOI: 10.1007/s00704-006-0264-2

- Núñez-Lopez, D., Treviño-Garza, E. J., Reyes-Gómez, V. M., Muñoz-Robles, C. A., Aguirre-Calderón, O. A., & Jiménez-Pérez, J. (2014). Uso de modelos de regresión para interpolar espacialmente la precipitación media mensual en la cuenca del río Conchos. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5(2), 201-213.
- OMM, Organización Meteorológica Mundial. (1994). Guía de prácticas hidrológicas: adquisición y proceso de datos, análisis, predicción y otras aplicaciones (pp. 475-488). Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial.
- Saha, S., Moorthi, S., Pan, H.-L., Wu, X., Wang, J., Nadiga, S., Tripp, P., Kistler, R., Woollen, J., Behringer, D., Liu, H., Stokes, D., Grumbine, R., Gayno, G., Wang, J., Hou, Y.-T., Chuang, H.-Y., Juang, H.-M. H., Sela, J., Iredell, M., Treadon, R., Kleist, D., Van Delst, P., Keyser, D., Derber, J., Ek, M., Meng, J., Wei, H., Yang, R., Lord, S., van den Dool, H., Kumar, A., Wang, W., Long, C., Chelliah, M., Xue, Y., Huang, B., Schemm, J.-K., Ebisuzaki, W., Lin, R., Xie, P., Chen, M., Zhou, S., Higgins, W., Zou, C.-Z., Liu, Q., Chen, Y., Han, Y., Cucurull, L., Reynolds, R. W., Rutledge, G., & Goldberg, M. (2010). The NCEP climate forecast system reanalysis. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 91(8), 1015-1058. DOI: 10.1175/2010BAMS3001.1
- Shapiro, S., & Wilk, M. (1965). An analysis of variance test for normality. *Biometrika*, 52(3), 591-611.
- SMN, Sistema Meteorológico Nacional. (2020). *Datos climáticos diarios del CLICOM del SMN a través de su plataforma web del CICESE*. Recuperado de <http://clicom-mex.cicese.mx>

- Sorooshian, S., AghaKouchak, A., Arkin, P., Eylander, J., Fofoula-Georgiou, E., Harmon, R., Hendrickx, M. H. J., Imam, B., Kuligoswi, R., Skahill, B., & Skofronick-Jackson, G. (2011). Advanced concepts on remote sensing of precipitation at multiple scales. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 92(10), 1353-1357. DOI: 10.1175/2011BAMS3158.1
- Sperna, W., Tisseuil, C., Durr, H. H., Vrac, M., & van Beek, L. P. H. (2012). Selecting the optimal method to calculate daily global reference potential evaporation from CFSR reanalysis data for application in a hydrological model study. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(3), 983-1000. DOI: 10.5194/hess-16-983-2012
- Staub, C. G., Stevens, F. R., & Waylen, P. R. (2014). The geography of rainfall in Mauritius: Modelling the relationship between annual and monthly rainfall and landscape characteristics on a small volcanic island. *Applied Geography*, 54, 222-234. DOI: 10.1016/j.apgeog.2014.08.008
- Tang, X., Zhang, J., Wang, G., Yang, Q., Yang, &, Guan, T., Liu, C., Jin, J., Liu, Y., & Bao, Z. (2019). Evaluating suitability of multiple precipitation products for the Lancang River Basin. *Chinese Geographical Science*, 29(1), 37-57. DOI: 10.1007/s11769-019-1015-5
- Uyanık, G. K., & Güler, N. (2013). A study on multiple linear regression analysis. *Procedia-Social and Behavioral Sciences*, 106, 234-240. DOI: 10.1016/j.sbspro.2013.12.027

- Velázquez-Zapata, J., & Talledos-Sánchez, E. (2018). Capítulo 6. Comparación del uso de datos meteorológicos observados y procesados en malla en la simulación hidrológica de eventos extremos en una cuenca en México. En: *Riesgo de desastres en México: eventos hidrometeorológicos y climáticos* (pp. 153-173). Recuperado de <https://colsan.repositorioinstitucional.mx/jspui/bitstream/1013/978/1/Comparaci%C3%B3n%20del%20uso%20de%20datos%20meteorol%C3%B3gicos.pdf>
- Vicente-Serrano, S. M., Saz-Sánchez, M. A., & Cuadrat, J. M. (2003). Comparative analysis of interpolation methods in the middle Ebro Valley (Spain): Application to annual precipitation and temperature. *Climate Research*, 24(2), 161-180.
- Villarini, G., Krajewski, W. F., Ciach, G. J., & Zimmerman, D. L. (2009). Product-error-driven generator of probable rainfall conditioned on WSR-88D precipitation estimates. *Water Resources Research*, 45(1), 1-11. DOI: 10.1029/2008WR006946
- Worqlul, A. W., Maathuis, B., Adem, A. A., Demissie, S. S., Langan, S., & Steenhuis, T. S. (2014). Comparison of rainfall estimations by TRMM 3B42, MPEG and CFSR with ground-observed data for the Lake Tana basin in Ethiopia. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18(12), 4871-4881. DOI: 10.5194/hess-18-4871-2014

Zhu, Q., Xuan, W., Liu, L., & Xu, Y. P. (2016). Evaluation and hydrological application of precipitation estimates derived from PERSIANN-CDR, TRMM 3B42V7, and NCEP-CFSR over humid regions in China. *Hydrological Processes*, 30(17), 3061-3083. DOI: 10.1002/hyp.10846

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-05-06

Artículos

Rugosidad e iniciación al movimiento de una protección flexible contra la erosión

Roughness and Initiation of motion on a new flexible mattress protection to erosion

Agostina Gratton¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0002-1168-181X>

Franco M. Francisca², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6965-9036>

Carlos M. García³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4091-6756>

Andrés Rodríguez⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4110-6464>

Leticia Tarrab⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5594-4848>

Gerardo Hillman⁶, ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-1608-6013>

¹Universidad Nacional de Córdoba (UNC), Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Córdoba, Argentina, ing.agostinagrattton@gmail.com

²Universidad Nacional de Córdoba (UNC), Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, e Instituto de Estudios Avanzados en Ingeniería y Tecnología (IDIT) (UNC-CONICET), Córdoba, Argentina, franco.francisca@unc.edu.ar

³Universidad Nacional de Córdoba (UNC), Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, e Instituto de Estudios Avanzados en Ingeniería y

Tecnología (IDIT) (UNC-CONICET), Córdoba, Argentina,
carlos.marcelo.garcia@unc.edu.ar

⁴Universidad Nacional de Córdoba (UNC), Facultad de Ciencias Exactas,
Físicas y Naturales, Laboratorio de Hidráulica, e Instituto de Estudios
Avanzados en Ingeniería y Tecnología (IDIT) (UNC-CONICET), Córdoba,
Argentina, andres.rodriguez@unc.edu.ar

⁵Universidad Nacional de Córdoba (UNC), Facultad de Ciencias Exactas,
Físicas y Naturales, Laboratorio de Hidráulica, Córdoba, Argentina,
leticia.tarrab@unc.edu.ar

⁶Universidad Nacional de Córdoba (UNC), Facultad de Ciencias Exactas,
Físicas y Naturales, Laboratorio de Hidráulica, Córdoba, Argentina,
gerardo.hillman@unc.edu.ar

Autora para correspondencia: Leticia Tarrab, leticia.tarrab@unc.edu.ar,
ltarrab@gmail.com

Resumen

La erosión constituye uno de los problemas habituales de la hidráulica fluvial y costera. Existen numerosas tipologías para su control, desde estructuras discontinuas, como espigones de variados tipos, y continuas, como enrocados, gaviones y colchonetas. En este trabajo se describe una configuración de manta articulada flexible y superponible para el control de la erosión hidráulica. Se presentan los ensayos experimentales para evaluar rugosidad, comportamiento hidráulico y estabilidad al inicio de movimiento de la misma, demostrando su efectividad frente a alternativas

como enrocados. Los resultados muestran que una manta de bloques constitutivos (de densidad $\rho = 1.92 \text{ kg/m}^3$ y altura igual a 1 cm) con sus respectivos conectores flexibles se comporta igual a un lecho de sedimentos ($\rho = 1.65 \text{ kg/m}^3$) de diámetro característico igual a 2 cm, en lo que respecta a su rugosidad y a su condición de iniciación al movimiento. Esto permite concluir que las protecciones flexibles desarrolladas para el control de la erosión presentan una alta efectividad, buen desempeño y menores volúmenes y costos asociados.

Palabras clave: erosión fluvial y costera, experimentación hidráulica, rugosidad, tensión de corte crítica.

Abstract

Shore erosion is one of the typical problems of the river and coastal hydraulics. There are different typologies to control this problem, including discontinuous structures, such as breakwaters, and continuous structures as rip-rap, gabions, and mattresses. This paper describes a flexible and stackable articulated blanket configuration for hydraulic erosion control. The experimental tests include the characterization of roughness, hydraulic behavior, and stability of the articulated blanket. The results are compared with those expected for rock filling, a classical alternative for erosion control. The results show that the articulated structure developed in this work (density $\rho = 1.92 \text{ kg/m}^3$ and height equal to 1 cm) behaves similarly to a bed of sediments ($\rho = 1.65 \text{ kg/m}^3$) with a characteristic diameter equal to 2 cm. The results confirm that the flexible protection developed for erosion control presents high effectiveness, good performance, and lower volumes and costs.

Keywords: Fluvial and coastal erosion, hydraulic experiments, roughness, critical shear stress.

Recibido: 23/06/2022

Aceptado: 11/05/2023

Publicado Online: 07/06/2023

Introducción

Para las protecciones contra la erosión hídrica en costas marinas y márgenes fluviales y marítimas existe hoy una variada cantidad de opciones que deben seleccionarse cuidadosamente considerando aspectos técnicos, económicos, ambientales y sociales. Una buena revisión de estado del arte se puede consultar en Fracassi (2018) para protección de márgenes de ríos, y en Kamphuis (2020) para costas sometidas a la acción de oleaje.

Dentro del tipo de soluciones tecnológicas, las protecciones pueden ser discontinuas (p. ej., espigones) o continuas. Estas últimas, a su vez, pueden ser rígidas o flexibles. Las de tipo rígido se han ido abandonando en su uso por su incapacidad de acompañar las deformaciones del suelo y su alto costo. Por ello han comenzado a utilizarse las de tipo continuo y flexible, como las compuestas por elementos articulados, que presentan alternativas como moldes rellenables (ECORASTER, 2022); unidades de concreto como BetonFlex (CORIPA, 2020), o concreto articulado (ECOMEX, 2022), entre otros. Una revisión de distintos tipos de

protecciones de bloques de concreto flexible se presenta en Gratton (2008), y de variantes flexibles en Maccaferri (2022), y recientemente en Nelson, Campbell y Nelson (2023). En la bibliografía, como en Klaassen, Pilarczyk y San (2005), y Pilarczyk (Pilarczyk, 2000; Pilarczyk, 2008), se observa que en general estos tipos son utilizados en márgenes o taludes fluviales donde la acción desestabilizante es principalmente debida a las tensiones de corte y fluctuaciones de presión generadas por las variaciones de las corrientes fluviales.

El diseño típico de una protección continua y flexible contempla una base consolidada, una geomembrana, y una o más capas de elementos pesados y articulados. Un ejemplo de este tipo de análisis se realizó en 2005, en ocasión de estudiar las defensas en las costas del estuario del Río Grande, Tierra del Fuego, Argentina, donde la gran carrera de marea, fuertes vientos y oleaje ocasional dificultaban la selección del tipo de defensa óptima (Francisca *et al.*, 2005).

El objeto de este trabajo consiste en mostrar el comportamiento de una manta flexible, articulada y encastrable, capaz de generar estructuras de protección diversas. Se busca evaluar las principales características de las mismas para su posterior diseño hidráulico, incluyendo rugosidad, resistencia al flujo y estabilidad, y tensión de corte crítica para la iniciación al movimiento.

Sistema de protección

La protección presentada en este trabajo consta de unidades troncocónicas de concreto vinculadas entre sí con cuerdas sintéticas en una grilla ortogonal, que pueden funcionar como bicapa y apilarse en un número mayor de ser necesario (Figura 1). Este diseño es original y fue patentado en distintos países (p. ej., en Argentina; INPI, 2007).

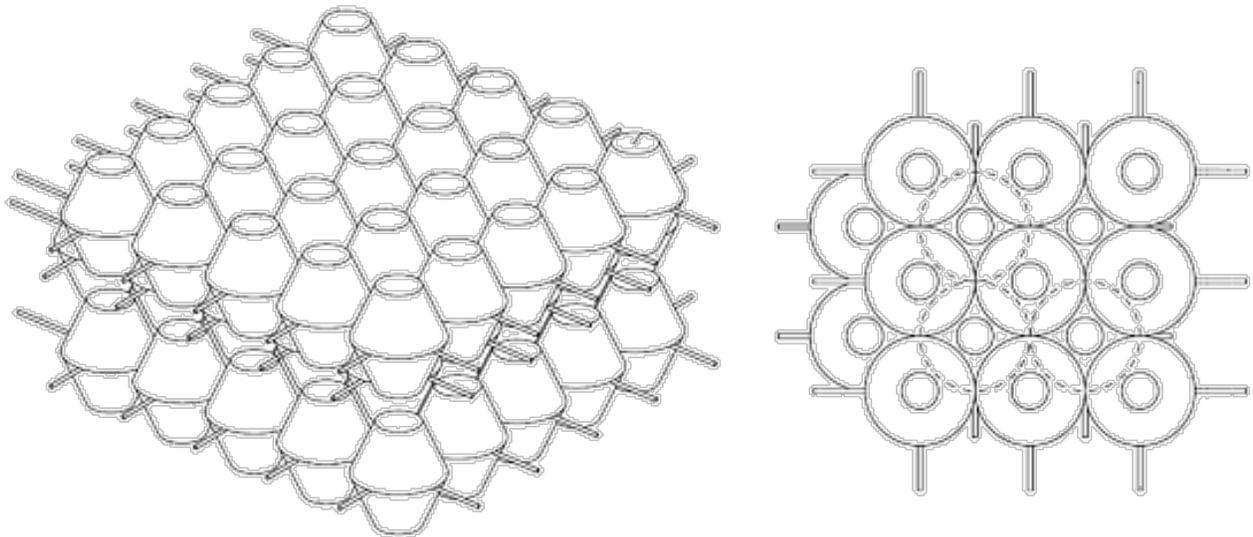


Figura 1. Esquema de colocación de las mantas flexibles de unidades de concreto troncocónicas: a) vista 3D, b) vista superior.

Algunas ventajas de las protecciones mencionadas son que pueden apilarse en capas que tienen trabazón por la geometría, que permite un buen encastre, con lo cual se logra una mayor estabilidad sin incrementar

el peso y tamaño de cada elemento. Además, pueden construirse localmente, con la consecuente disminución de los costos de transporte.

Geometría de los bloques

Cada bloque resistente del sistema es un volumen poliédrico formado por la superposición invertida de dos cuerpos tronco-cónicos. La Figura 2a muestra de forma esquemática la geometría de los bloques en cuestión y en la Figura 2b se puede observar la perspectiva del mismo. Los cuerpos que integra el bloque presentan una superficie inferior y superior de forma circular (Figura 2a), con diámetro D y d , respectivamente, cuya relación es aproximadamente igual a dos; esto es: $D \approx 2d$. El ángulo entre la superficie cónica y la vertical es igual a 27° . En cuanto a la altura total del bloque H , es aproximadamente igual al diámetro central del mismo ($H \approx D$). De manera alternativa, para aplicaciones en superficies transitables, se desarrollaron piezas cuyo cuerpo superior es tronco piramidal (Figura 2b).

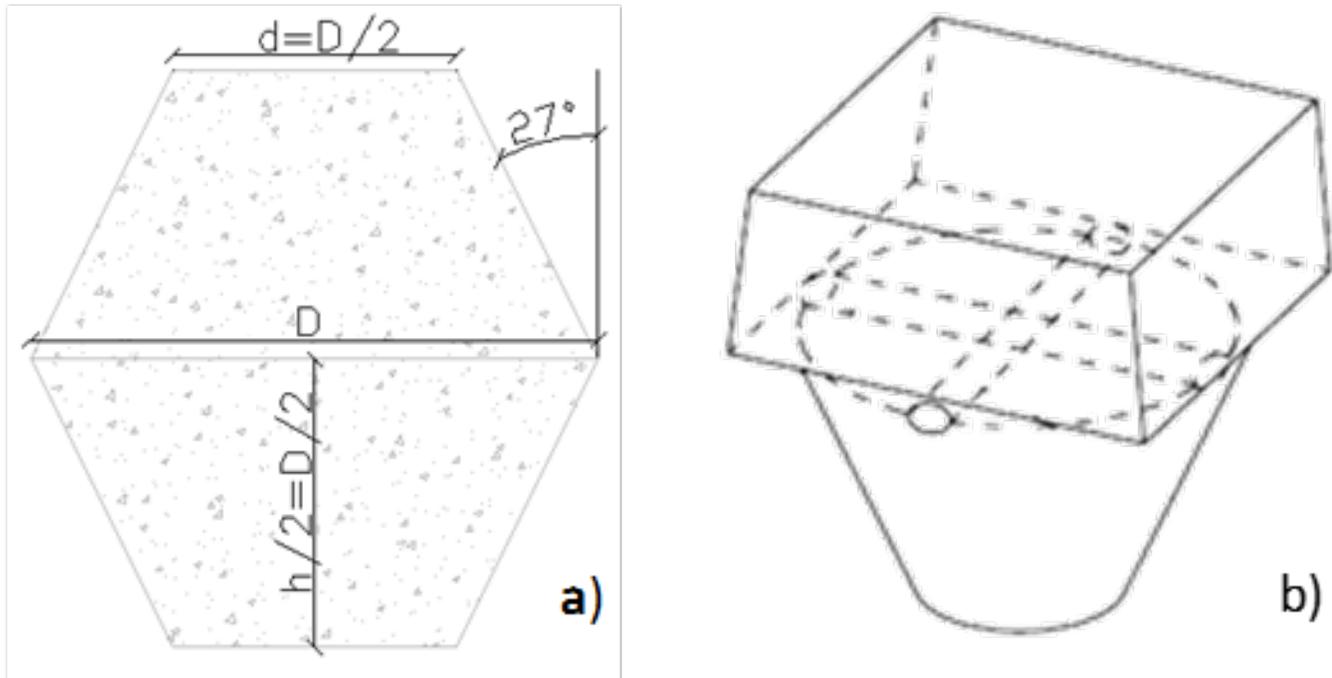


Figura 2. Geometría de los bloques: a) geometría original; b) geometría con cuerpo superior tronco piramidal para cubiertas transitables.

Tanto el peso como el tamaño de los bloques son variables a determinar según el caso en que se pretenda utilizar este sistema. En general, la elección estará definida por el tipo de margen a proteger, la disponibilidad de materiales (y sus costos de transporte) en el sitio, el método constructivo, la posibilidad de colorarlo en multicapas, el tamaño del paño, etcétera.

Materiales y métodos

Los experimentos para caracterizar hidráulicamente el sistema de protección se dividieron en dos partes. La primera parte orientada a obtener el coeficiente de fricción de las mantas y la segunda para la determinación de la tensión de corte crítica al inicio de movimiento de las mismas por deslizamiento y levantamiento. Los ensayos se realizaron en el Laboratorio de Hidráulica de la Universidad Nacional de Córdoba, Argentina, y corresponden a experimentos en régimen permanente de un flujo turbulento con velocidades medias entre 0.5 y 1.0 m/s, para obtener la estabilidad o iniciación de movimiento de las mantas flexibles.

Se ensayó en un canal de vidrio de pendiente S variable de 14 m de longitud, 0.5 m de ancho, 0.9 m de alto. Los experimentos fueron con pendiente $S = 0.1 \%$, caudales Q en un rango de 0.07 a 0.0385 m³/s, aforados con vertedero triangular utilizando limnímetros de punta y tomas estáticas de presión. Las velocidades se midieron con un sensor ultrasónico ADV Sontek 3D a 50 Hz y con un equipo laser PIV Dantec 2DV, Figura 3.

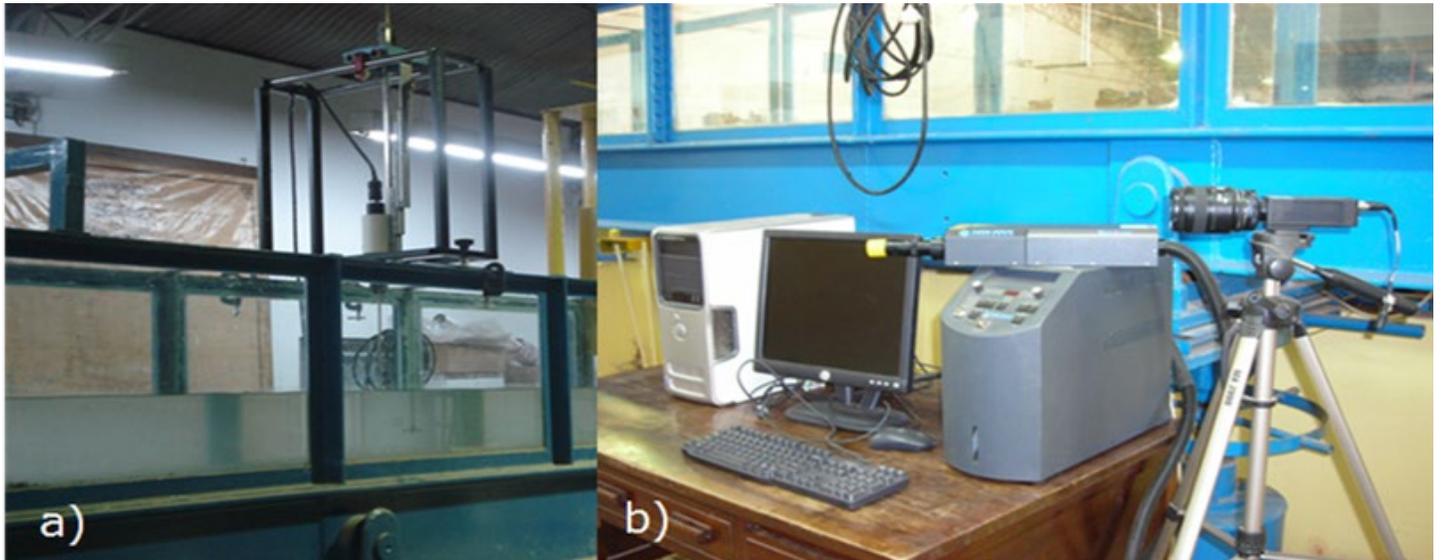


Figura 3. a) ADV Sontek 3D YSI y b) PIV Láser Dantec 2DV.

Para caracterizar hidráulicamente las mantas flexibles, los experimentos se dividieron en:

1. Resistencia al escurrimiento:
 - 1.1 Con fondo de grava (para comparar con la de las mantas).
 - 1.2 En un tramo de 2 m de longitud con fondo de mantas flexibles.
2. Tensión de corte crítica al movimiento de las mantas por levantamiento.

Las mantas ensayadas se muestran en la Figura 4. Se construyeron cuidadosamente para cumplir las condiciones geométricas del diseño. La densidad fue de $\rho_s = 1.91 \text{ g/cm}^3$.

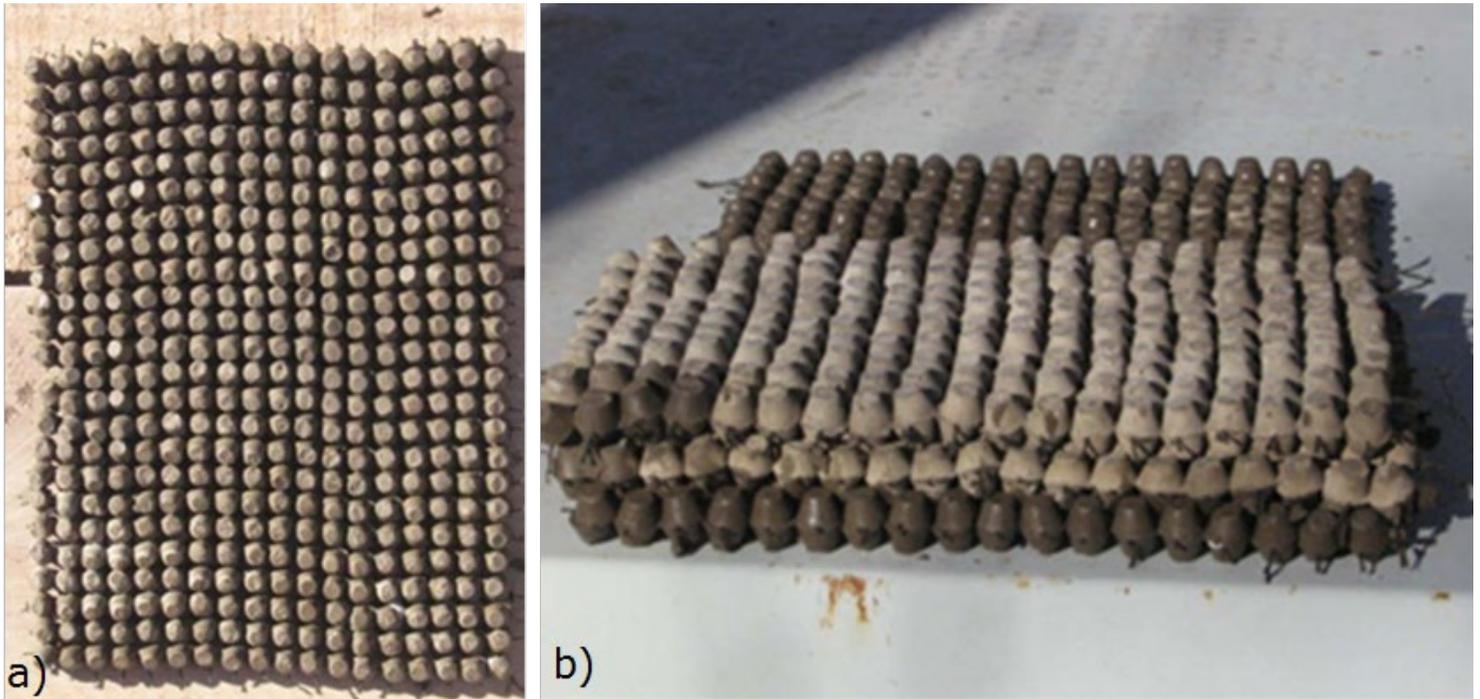


Figura 4. a) Vista superior de una manta con elementos de 10 mm de altura y ancho y largo de 18 por 23 cm; b) tres capas apiladas.

Con el fin de evaluar la rugosidad de las mantas flexibles, se hizo una comparación con fondos de grava. Se utilizó grava con diámetro medio D_{50} de 20 mm, con una capa de fondo de 50 mm de espesor (Figura 5). En la Figura 6 se presentan un corte longitudinal y un corte transversal del canal utilizados en los ensayos.



Figura 5. Vista desde aguas abajo del fondo de grava $D_{50} = 20$ mm.

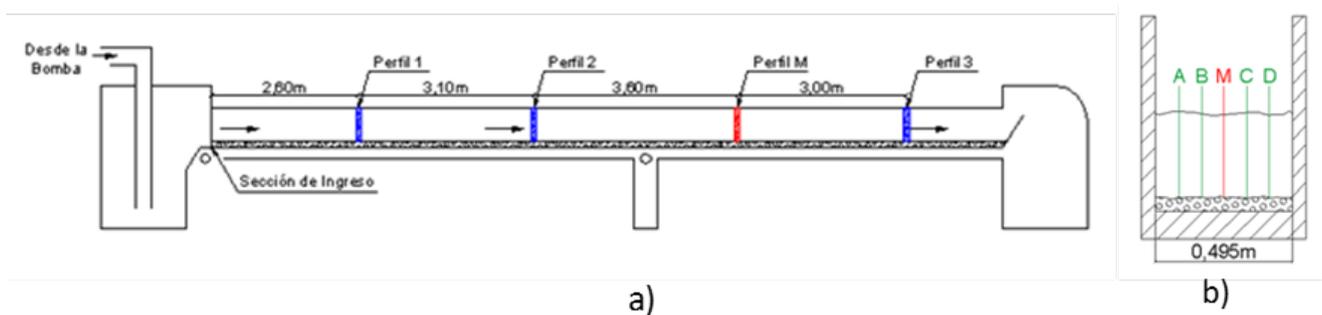


Figura 6. Ensayos con fondo de grava: a) corte longitudinal del canal y ubicación de los perfiles verticales de velocidad horizontal medidos; b) corte transversal en el perfil M, donde se observa rugosidad compuesta (paredes de vidrio y fondo de grava). Se midieron cinco perfiles en la sección.

Para un flujo uniforme, el factor de sección de Manning es:

$$AR^{2/3} = \frac{nQ}{\sqrt{S}} \quad (1)$$

Luego, de la Ecuación (1) se deduce que para una determinada condición de n , Q y S existe sólo una profundidad posible para mantener un flujo uniforme. Esta profundidad es la llamada profundidad normal, que es constante en cada sección del canal. Las condiciones de ensayo fueron caudal $Q = 0.0385 \text{ m}^3/\text{s}$; el tirante normal $h = 17.8 \text{ cm}$; la pendiente del canal $S = 1.0 \text{ }^{\circ}/_{00}$; el área mojada $A = 0.089 \text{ m}^2$; el perímetro mojado $P_w = 0.856 \text{ m}$, y el radio hidráulico $Rh = 0.104 \text{ m}$.

Para estimar la rugosidad compuesta n_{equiv} se utilizó la ecuación de Horton (1933):

$$n_{equiv} = \left[\frac{\sum_1^i (P_i n_i^{1.5})}{\sum_1^i P_i} \right]^{2/3} \quad (2)$$

donde n_i es el coeficiente de Manning del perímetro mojado P_i .

Por otro lado, se tiene que:

$$n_{equiv} = \frac{AR^{2/3} S^{1/2}}{Q} = 0.0161 \quad (3)$$

Combinando las ecuaciones (2) y (3), con $i = 3$, $n_{\text{vidrio}} = 0.01$ (determinado experimentalmente en el canal) y despejando n_{fondo} , se obtuvo un coeficiente de Manning para la grava $n_{\text{grava1}} = 0.0204$.

Para flujo uniforme y siendo g la aceleración de la gravedad, se pueden relacionar los dos parámetros de rugosidad más comúnmente utilizados en la práctica para el estudio de flujos en canales abiertos son el coeficiente de fricción de Manning n , y la altura de rugosidad equivalente k_s . Mediante la Ecuación (4) de Manning-Strickler (Govers, Giménez, & Van Oost, 2007) se calculó el valor de $k_{S\text{grava1}}$ de 0.0204 m:

$$n = \frac{k_s^{1/6}}{8g^{1/2}} \quad (4)$$

Evaluación de iniciación al movimiento

Las condiciones de iniciación de movimiento de la manta se realizaron mediante el criterio de Shields (Shields, 1936), el cual ha sido extensamente validado para fondos móviles (Miedema, 2010). Una modificación a la curva de Shields fue propuesto por Brownlie (1981), que permite calcular el valor de la tensión de corte crítica adimensional τ_c^* mediante la Ecuación (5):

$$\tau_c^* = 0.22 R_{ep}^{-0.6} + 0.06 e^{(-17.77 R_{ep}^{-0.6})} \quad (5)$$

donde el número de Reynolds de la partícula R_{ep} es definido como (e.g. Garcia, 2008):

$$R_{ep} = \frac{\sqrt{GgDD}}{\nu} \quad (6)$$

siendo G la gravedad específica del sedimento sumergido:

$$G = \frac{\rho_s - \rho}{\rho} \quad (7)$$

donde g es la gravedad; ρ , la densidad del agua; ρ_s , la densidad del sedimento; D , el diámetro medio del sedimento, y ν es la viscosidad cinemática del fluido.

En el diagrama se observan tres curvas que permiten determinar para diferentes valores de τ^* y R_{ep} , si el sedimento de fondo se encuentra en estado de iniciación de movimiento, y si el modo de transporte que prevalece es la suspensión o el arrastre por el fondo.

La tensión de corte en el fondo puede ser calculada como:

$$\tau_b = \rho C_f V^2 \quad (8)$$

donde C_f es el coeficiente de fricción y V es la velocidad media del flujo. La velocidad media debajo de la compuerta se obtiene dividiendo el caudal por la sección de paso (ancho del canal por abertura de la misma).

En este caso, el coeficiente de fricción se calculó a partir de la altura de rugosidad k_s utilizando la formulación presentada en el estudio experimental de Rajaratnam y Wu (1990):

$$C_f = 0.0065 + 0.025 \left(\frac{k_s}{Dc} \right) \quad (9)$$

donde Dc es el espesor de la contracción del flujo, que en este trabajo corresponde a la apertura de la compuerta.

Con lo cual, reemplazando (9) en (8), se pudo obtener de la siguiente manera la tensión de corte adimensional:

$$\tau^* = \frac{\tau_b}{\rho g D} \quad (10)$$

Los ensayos para determinar la iniciación de movimiento se configuraron con lechos de tres tipos de gravas y flujo uniforme. Para las condiciones de flujo uniforme aun con el máximo caudal ($0.07 \text{ m}^3/\text{s}$) y la máxima pendiente del canal ($S = 1 \%$) no se alcanzaron tensiones de corte adimensionales τ^* mayores a la tensión crítica (0.057). El segundo tipo de experimento permitió aumentar las velocidades y tensiones de corte mediante la contracción generada por el descenso de una compuerta

ubicada a 8 m desde el inicio del canal (Figura 7). La compuerta operó en descarga libre (no ahogada).

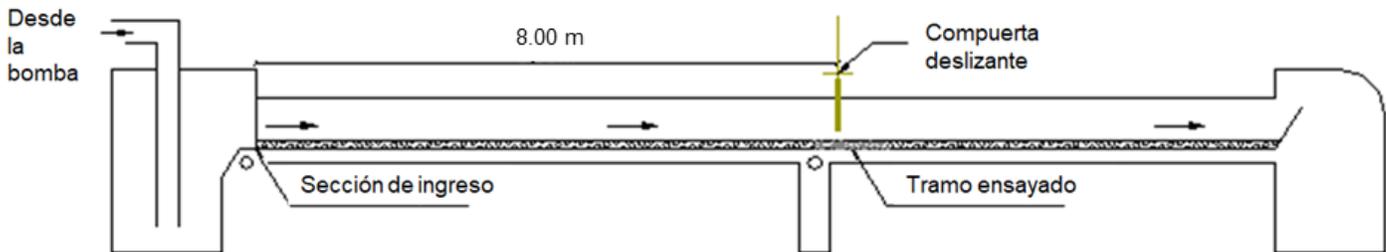


Figura 7. Esquema del canal y posición de la compuerta (prog. 8 m).

Los ensayos se realizaron colocando en el fondo del canal, en un tramo determinado, sedimentos de diferentes características granulométricas. Después de los ensayos con los sedimentos se colocaron las mantas desarrolladas en dos configuraciones diferentes y se repitió la metodología para determinación de iniciación de movimiento. La Tabla 1 presenta una síntesis de las configuraciones ensayadas. Las mantas cubrieron una longitud de dos anchos del canal centradas abajo de la compuerta. Las mismas fueron colocadas a partir de la progresiva 7.5 m desde el inicio del canal.

Tabla 1. Materiales y configuraciones utilizados en los ensayos de iniciación de movimiento.

Ensayo	Material	D_{50} (mm)
1	Grava	20.0
2	Piedra triturada	12.5
3	Grancilla	6.0
4	Mantas colocadas en capa simple	
5	Mantas colocadas en capa doble	

D_{50} = diámetros medios.

Para corroborar la representatividad de los resultados de los experimentos para cada material de fondo, cada ensayo fue realizado dos veces y en todos los casos ambos ensayos arrojaron el mismo resultado.

Resultados

Perfiles de velocidad con ADV y fondo de grava

Se realizaron perfiles de velocidad en cuatro progresivas (Figura 6b), a fin de determinar la uniformidad del flujo y el k_s de la grava; se tomaron series de tiempo de 90 s en cada punto con el ADV a 25 Hz. El caudal fue $Q = 0.0385 \text{ m}^3/\text{s}$. Los resultados obtenidos se presentan en la Figura 8.

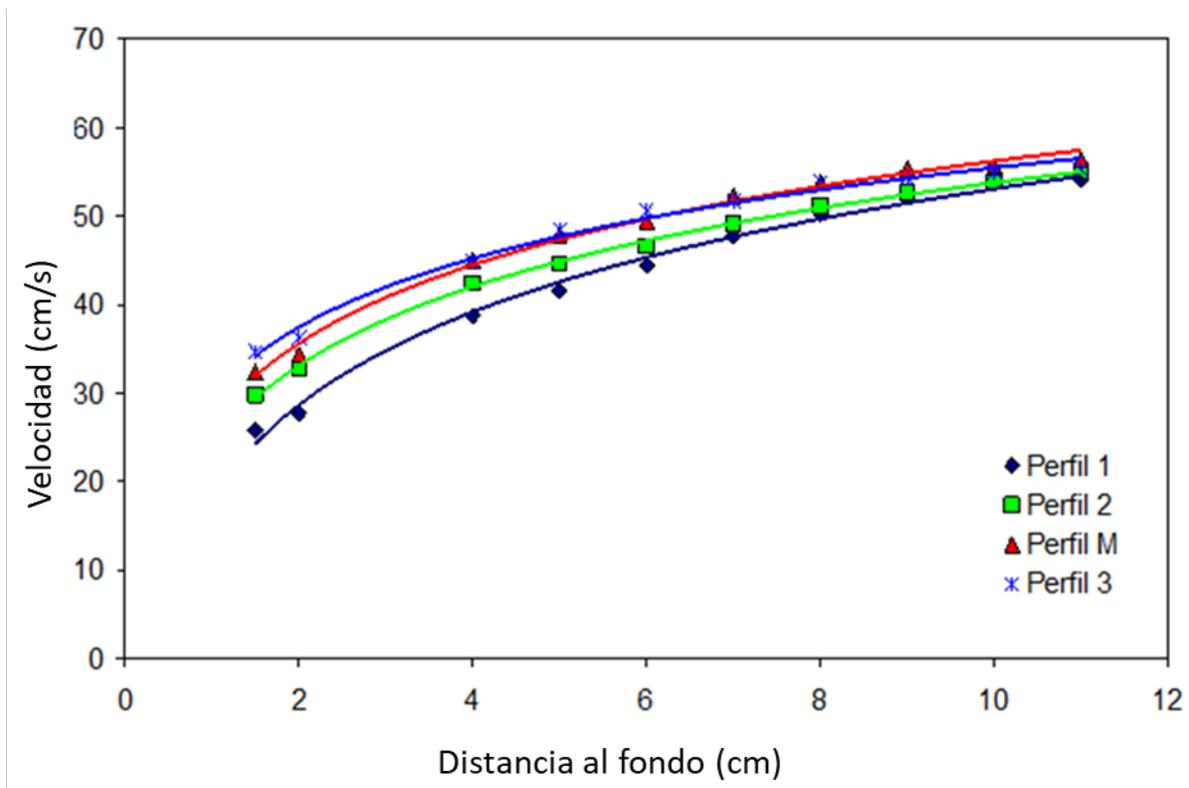


Figura 8. Perfiles de velocidad sobre el fondo de grava en secciones a lo largo del canal, en función de la distancia al fondo y.

Entre las progresivas 6 m (perfil 2) y 10 m (abajo del perfil M), se observó flujo uniforme desarrollado. La longitud de transición necesaria para que la capa límite turbulenta alcance el tirante normal fue cercana a los 6 m, con lo que se verifica que la progresiva de la sección en que se realizaron las mediciones fue correcta.

Si se compara el perfil de velocidades obtenido (Figura 8) con la distribución teórica de velocidades logarítmicas en un canal con flujo uniforme turbulento e hidráulicamente rugoso:

$$\frac{V}{u_*} = \frac{1}{\kappa} \ln\left(\frac{y}{k_s}\right) + 8,5 \quad (11)$$

donde u_* es la velocidad de corte; κ , la constante de Von Karman (igual a 0.4), y k_s es la altura efectiva de la rugosidad de las mantas. A partir de la Ecuación (11) se obtuvo el valor de $k_{S_{grava2}} = 0.0180$ m y mediante la Ecuación (4) se obtuvo un $n_{grava2} = 0.0209$. La diferencia fue del orden del 2 % en n con respecto a los valores obtenidos con la formulación de la rugosidad equivalente.

Rugosidad inducida por las mantas

Una vez verificada la condición de flujo uniforme en el canal experimental, se ensayó el modelo del sistema de protección, a fin de conocer la rugosidad que él mismo induce. Para determinar los coeficientes de altura de rugosidad k_s y n de Manning que caracterizan la rugosidad inducida por el sistema de protección se utilizaron tres alternativas, que consistieron en un cálculo teórico y la determinación a partir de dos mediciones independientes de velocidad mediante un instrumento acústico Doppler (ADV) y la técnica de velocimetría de imágenes de partículas (PIV). La ventaja del último respecto del ADV radica en que permite realizar mediciones de velocidad a distancias muy próximas al fondo y en la superficie libre del flujo. Las mediciones de PIV se hicieron para las mismas condiciones de flujo uniforme que con ADV ($Q = 0.0385$ m³/s), a una frecuencia de 1 Hz y durante 60 segundos.

Para el cálculo teórico con la formulación de n equivalente se aplicaron las ecuaciones básicas de la hidráulica, tal como se procedió para el caso del fondo de grava (ecuaciones (2), (3) y (4)). Los resultados obtenidos arrojaron un coeficiente de Manning para las mantas $n_{manta1} = 0.0205$ y altura de rugosidad $k_{Smanta1} = 0.0186$ m.

Posteriormente, se efectuaron mediciones de perfiles de velocidades del flujo en un tramo del canal revestido con las mantas en un tramo entre las progresivas 8 y 10.8 m (Figura 9 y Figura 10). En la Figura 10 se observan los tres perfiles seleccionados ubicados en las progresivas P1 = 8.7, P2 = 9.5 y P3 = 10.3 m, las cuales se encuentran a 0.6, 1.4 y 2.2 m, respectivamente, desde el comienzo del tramo revestido con mantas.



Figura 9. a) Sistema de protección colocado sobre fondo rugoso de gravas, visto desde agua abajo (foto del caso de fondo levemente ondulado naturalmente); b) los experimentos fueron con mantas apoyadas en un fondo plano de madera.

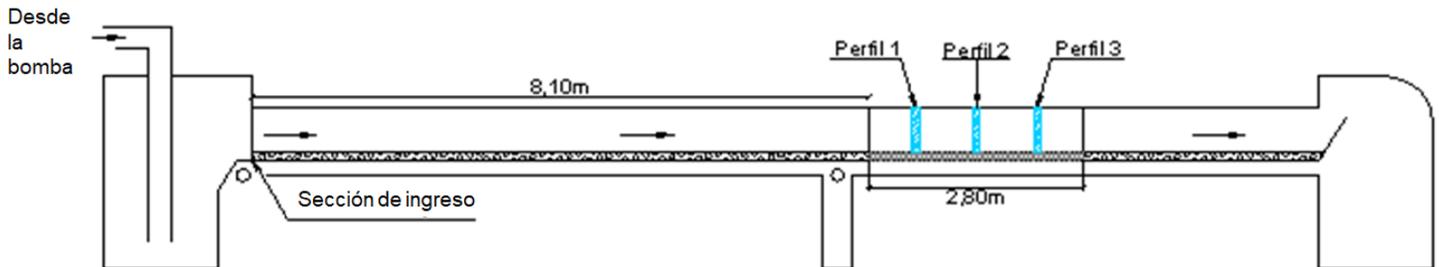


Figura 10. Corte longitudinal del canal y tramo revestido por mantas para ensayos de rugosidad.

A partir de los perfiles de velocidad medidos con ADV y PIV es posible verificar si los resultados en el canal experimental coinciden con los teóricos calculados. Los perfiles de velocidad obtenidos mediante ambas técnicas se muestran en la Figura 11. La diferencia entre las velocidades que se obtuvieron con ADV y PIV es del 2.5 %.

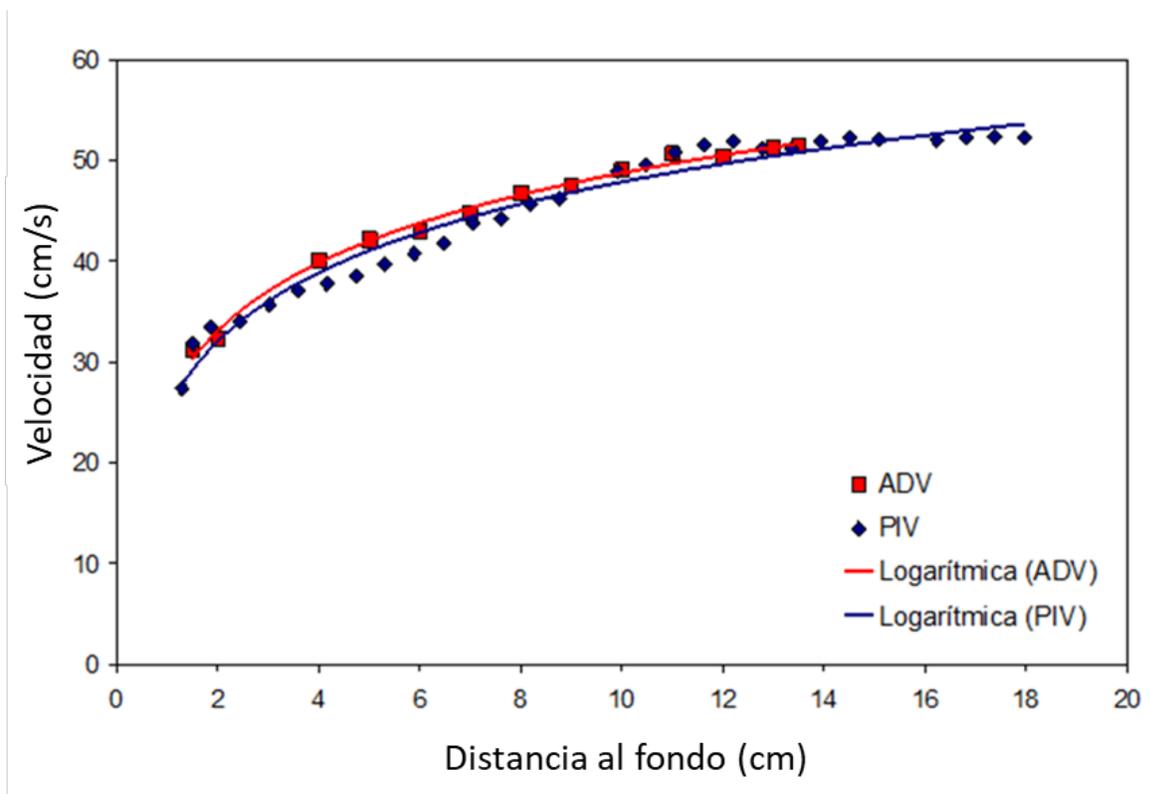


Figura 11. Perfiles de velocidad sobre fondo de manta.

En el caso del ADV, la curva que mejor se aproximó a la distribución logarítmica es la correspondiente a la vertical ubicada en el medio del tramo donde se ubicaron las mantas y a una distancia de 9.50 m desde aguas arriba del canal en la vertical 2. Cabe mencionar que la vertical M de las mediciones realizadas previamente con fondo de grava, donde se constató la mejor distribución logarítmica de velocidades, se ubicaba a 9.30 m desde aguas arriba del canal, muy próximo al perfil 2.

De forma similar al caso de fondo con gravas a partir de la Ecuación (11) se obtuvo una altura de rugosidad equivalente $ks_{manta2} = 0.0198$ m (muy próximo al ks_{manta1} antes calculado). A partir de esta altura, la

rugosidad de Manning, calculada con las ecuaciones (3 y 4), resulta $n_{manta2} = 0.0208$.

Este segundo resultado obtenido es muy similar al valor de n_{manta} que fue calculado previamente aplicando la ecuación de Manning, según los parámetros hidráulicos medios. La diferencia relativa entre ambos valores es del 1 % y se considera que los resultados obtenidos son confiables según las mediciones realizadas con ADV. Mediante mediciones de velocidad con PIV se obtuvo una tercera estimación de la altura de rugosidad equivalente y del coeficiente de rugosidad de las mantas.

Para las mediciones con PIV, la cámara digital se acomodó en la progresiva 9.80, medida desde aguas arriba del canal. No fue necesario sembrar el canal con trazadores artificiales. Esta progresiva se corresponde prácticamente con la del perfil 2 obtenido con el ADV. Respecto del láser, se ubicó en la misma progresiva, apoyado en un soporte especial sobre la parte superior del canal experimental, apuntando al flujo desde la superficie libre. Un ejemplo del campo de velocidades obtenido se muestra en la Figura 12. Conocido el campo de velocidades, pudieron extraerse distintos perfiles de velocidad para todo el ancho medido.

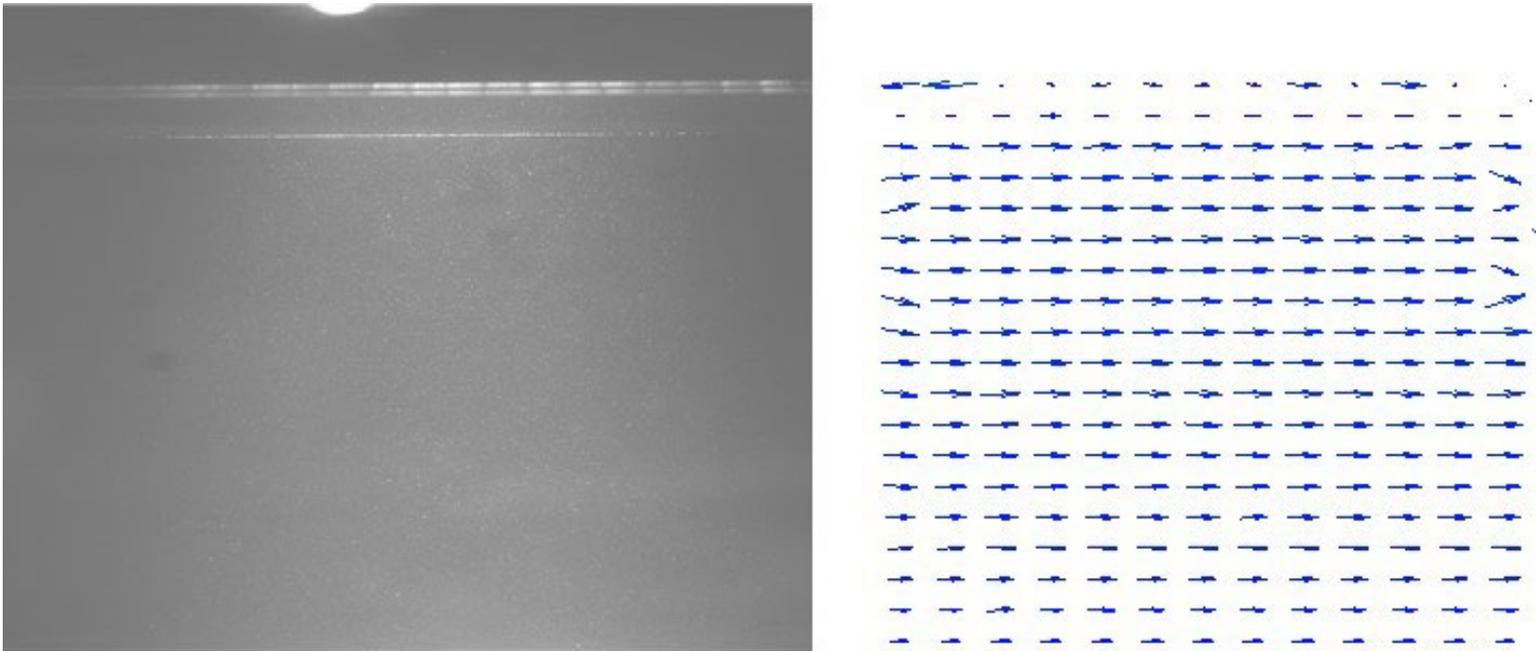


Figura 12. Plano vertical iluminado por el láser en el centro de la sección transversal de la progresiva 9.8 m (perfil 2) y campo bidimensional longitudinal de velocidades determinado mediante PIV ($V_{\text{máx}} = 51 \text{ cm/s}$).

Siguiendo el mismo procedimiento, pero utilizando los perfiles de velocidad determinados con el PIV, se obtuvo una altura de rugosidad para las mantas $k_{s_{\text{manta3}}} = 0.029 \text{ m}$ y un coeficiente de rugosidad de Manning $n_{\text{manta3}} = 0.0213$. Los tres valores obtenidos para k_s y n de la manta fueron similares, con diferencias menores al 3.5 %, adoptándose como valores representativos el promedio: $n_{\text{manta}} = 0.0209$ y $k_{s_{\text{manta}}} = 0.0225$.

Evaluación de condición de iniciación de movimiento

Se realizó el ensayo número 1 (Tabla 1) para grava con $D_{50} = 20$ mm y se determinó que el coeficiente de fricción C_f para las condiciones de ensayo era igual a 0.019. Posteriormente se repitieron los ensayos para otros materiales granulares (piedra triturada con $D_{50} = 12.5$ mm y grancilla con $D_{50} = 6$ mm), determinándose sus condiciones de iniciación de movimiento (Figura 16). Esto permitió validar el uso del C_f obtenido, que resultó constante para todos los casos.

En primer lugar, se procedió a evaluar la iniciación de movimiento con las mantas simples colocadas en el fondo del canal, tal como se muestra en la Figura 13. Las condiciones de ensayo iniciales se presentan en la Tabla 2 y Tabla 3, mientras que los resultados obtenidos para cada apertura de compuerta se muestran en la Tabla 4.



Figura 13. Tramo con mantas (capa simple con elementos de 10 mm de altura).

Tabla 2. Condiciones del flujo-ensayo de mantas: capa simple.

Condiciones de flujo	
Q (m ³ /s)	0.0385
Profundidad inicial (m)	0.177
ρ (kg/m ³)	1 000
ν (m ² /s)	0.000001

Tabla 3. Características obtenidas para las mantas.

Características de las mantas	
ρ_s (kg/m ³)	1.92
G (mezcla)	0.92

Tabla 4. Condiciones del ensayo con capa simple en la sección de la compuerta.

Ensayo	D_c (m)	V (m/s)	τ_b (Pa)	Condición	Froude	Reynolds
1	0.161	0.48	4.3	Fija	0.38	77 280
2	0.144	0.53	5.4	Fija	0.45	76 320
3	0.122	0.63	7.5	Fija	0.58	76 860
4	0.092	0.84	13.3	Vibración	0.88	77 280
5	0.085	0.91	15.5	Despegue	1.00	77 350
6	0.079	0.97	18	Socavación	1.10	76 630

En la Tabla 4 se observa que las mantas no presentaron cambio alguno para los ensayos 1, 2 y 3 (Figura 14a). A partir de allí, a medida que la compuerta se deslizó hacia abajo, las mantas comenzaron a deformarse. El intervalo temporal entre cada posición de compuerta fue de 4 min. En el ensayo 4 (apertura de compuerta de 9.2 cm), las mantas comenzaron a vibrar individualmente. En el ensayo 5, al incrementarse la velocidad del flujo, las mantas comenzaron a levantarse (Figura 14b). A esta apertura de la compuerta se observó la iniciación de movimiento de las mantas. En el ensayo 6, las mantas ubicadas más lejos de la compuerta se desprendieron y se observó socavación de la capa de grava de fondo (Figuras 14c y 14d).

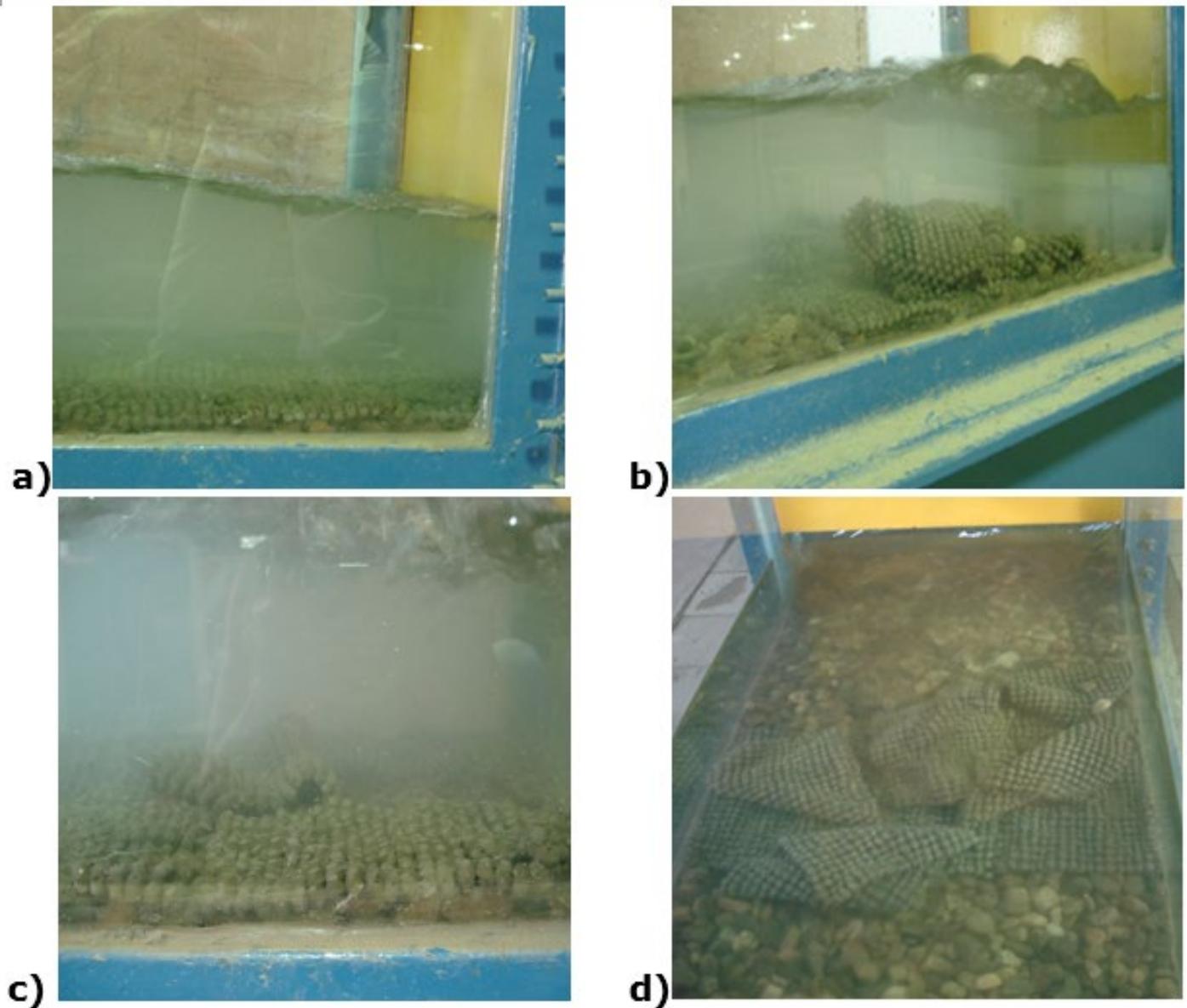


Figura 14. Etapas del ensayo de iniciación de movimiento realizado con mantas en capa simple: a) mantas en reposo; b) desprendimiento individual de mantas; c) desprendimiento general de mantas y socavación, d) fin del ensayo.

Se calculó el diámetro equivalente de los bloques vinculados de una manta, considerándolos como una partícula aislada de peso específico igual a la del cuarzo. Para ello, se realizaron iteraciones utilizando las ecuaciones (5) y (10), siendo condición que el τ^*_c sea igual al τ^* adimensional calculado según el τ_b para el cual se produjo movimiento. Los resultados muestran que cada bloque de la manta con sus conectores flexibles equivale a una partícula de sedimento de 2 cm de diámetro. Tanto para las gravas de $D_{50} = 20$ mm como para las mantas simples, la iniciación de movimiento se produjo para un mismo valor de apertura de compuerta ($D_c = 8.5$ cm).

Los resultados obtenidos permiten afirmar que cada bloque con sus conectores flexibles equivale a una partícula de sedimento del doble de tamaño y con una densidad levemente mayor.

En el caso de la configuración con mantas dobles (superpuestas), se observó que el desprendimiento de la manta se produjo para una abertura de compuerta de 8.5 cm (punto 5 en la Tabla 3). Esta misma condición fue la que produjo iniciación de movimiento para el caso de la manta simple (Figura 15). Por lo cual, en estos experimentos, la doble capa no mejoró sustancialmente la estabilidad, porque el encastrado (encaje entre elementos de la manta) no fue perfecto.

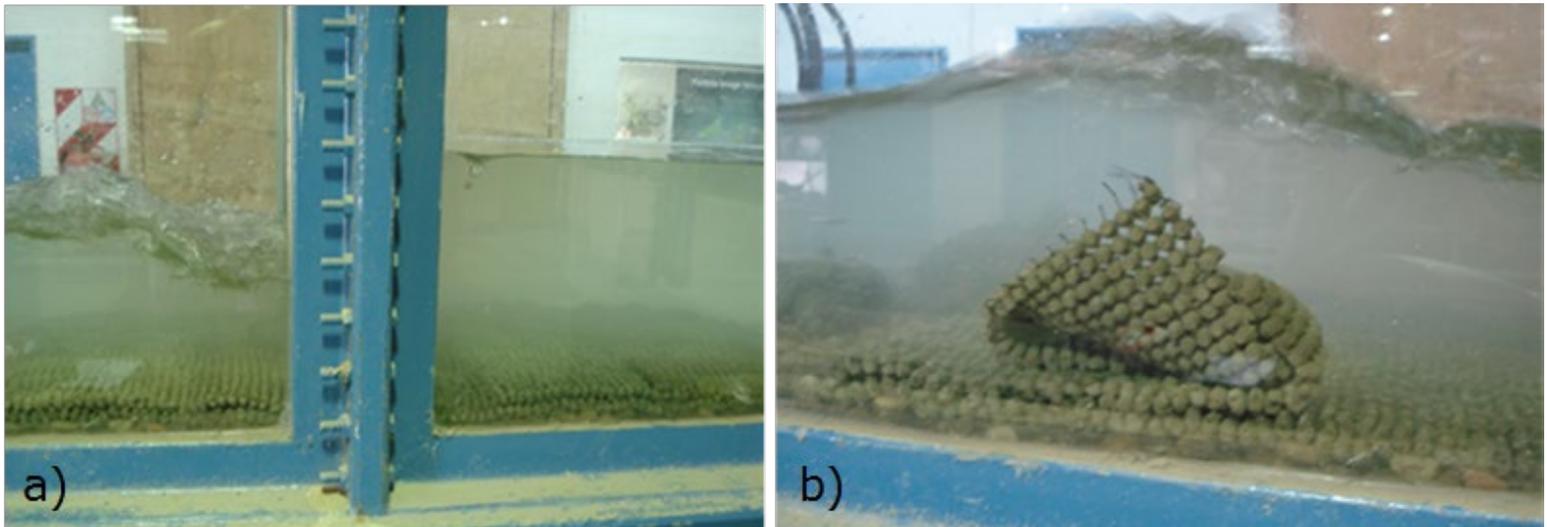


Figura 15. Ensayo de iniciación de movimiento de mantas en capa doble: a) vibración de las mantas, y b) desprendimiento de capa superior de mantas e inmediato desprendimiento de la capa inferior.

Discusión de resultados

Debido a que el coeficiente de rugosidad de Manning promedio para la grava en el fondo del canal ($n_{\text{grava}} = 0.0206$) y las mantas desarrolladas en este trabajo ($n_{\text{manta}} = 0.0209$), a igualdad de condiciones hidráulicas (pendiente, caudal, área), el flujo que circula por un canal revestido con las mantas tendrá el mismo comportamiento hidráulico que si el fondo del mismo fuese cubierto con grava de un diámetro medio $D_{50} = 20$ mm. Es importante destacar que los resultados obtenidos mostraron que bloques de 10 mm de altura presentaron una altura de rugosidad media de $ks_{\text{manta}} = 0.022$ m. Por lo tanto, un bloque de la manta con sus respectivos conectores flexibles equivale, desde el punto de vista de la rugosidad, a

un grano de sedimento de diámetro igual o levemente mayor al doble de la altura del bloque.

Análisis de semejanza para la rugosidad

Los resultados obtenidos en el modelo pueden ser extrapolados a un prototipo para conocer el comportamiento de las mantas en un caso real. Con similitud geométrica entre el modelo y el prototipo, y asumiendo un modelo de Froude, resulta que la escala de rugosidad λ_n es igual a $\lambda_L^{1/6}$, siendo λ_L la escala de longitud entre el prototipo y el modelo. Conocida la altura de los bloques del modelo ($H_m = 10$ mm), en la Tabla 5 se proponen diferentes escalas de longitud y se calculan los valores de n de Manning correspondientes.

Tabla 5. Relación de semejanza entre coeficiente de rugosidad de Manning en modelo y prototipo para mantas con altura $H_m = 10$ mm.

L modelo H_m (m)	Escala de L $\lambda_L = L_m/L_p$	L prototipo H_p (m)	n_{modelo}	Escala de n $\lambda_n = n_m/n_p = \lambda_L^{1/6}$	$n_{\text{prototipo}}$
0.01	1	0.01	0.0205	1.000	0.021
0.01	10	0.1	0.0205	1.468	0.030
0.01	20	0.2	0.0205	1.648	0.034
0.01	50	0.5	0.0205	1.919	0.039
0.01	100	1	0.0205	2.154	0.044
0.01	200	2	0.0205	2.418	0.050

Comparación entre la estabilidad de sedimentos gruesos y las mantas

La Figura 16 muestra que todos los ensayos se ubican sobre la línea que define la situación crítica de movimiento. Además, se encuentran en el tramo τ^* constante igual a 0.019 (C_f no dependiente de Reynolds). Se observa que las mantas sin costura tienen una estabilidad equivalente a una grava del doble de su diámetro. Las coordenadas del gráfico de Shields para la manta son $Rep_{malla} = 11\ 379$ y $\tau^*_{malla} = 0.065$.

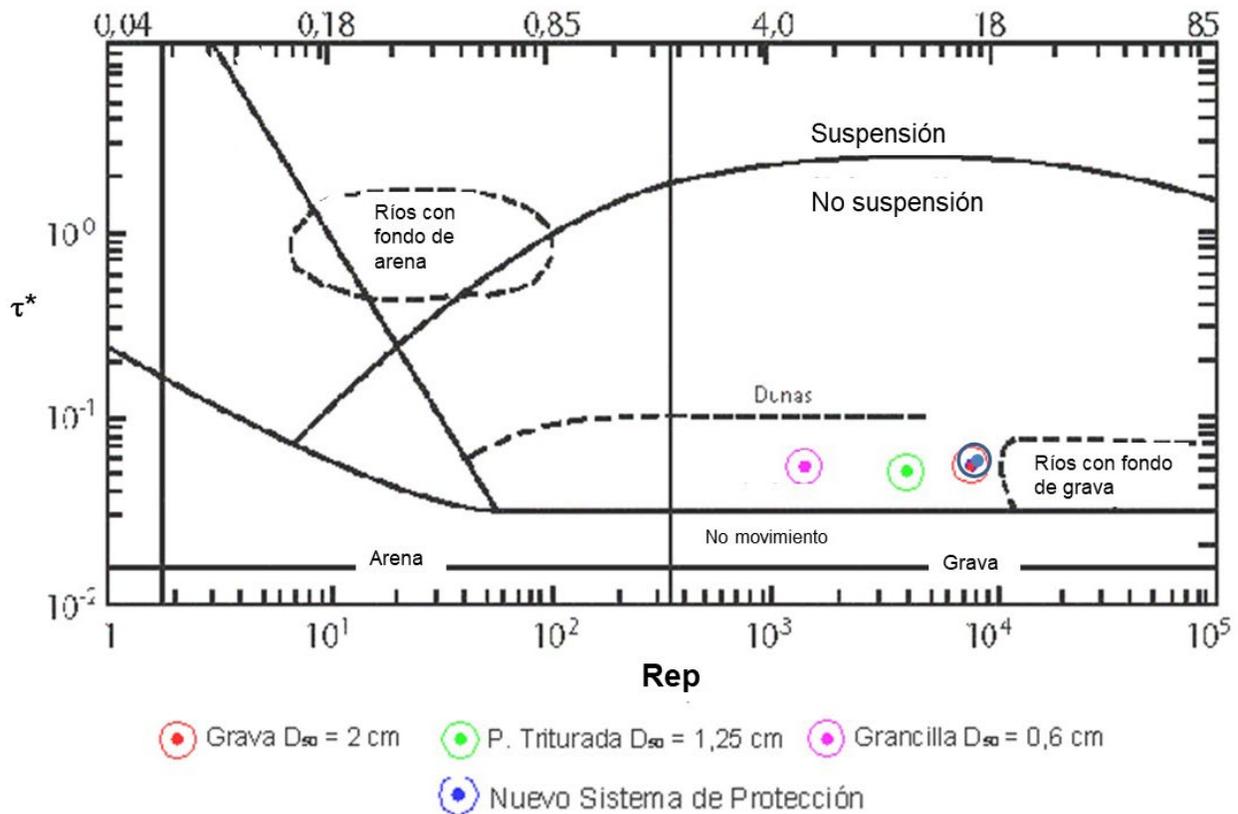


Figura 16. Representación de la condición de movimiento observada para los materiales granulares en el diagrama de Shields modificado.

Análisis de semejanza para iniciación de movimiento

Los resultados obtenidos en el modelo reducido pueden ser extrapolados al prototipo para conocer el comportamiento del sistema de protección contra erosión de suelos en un caso real. Para esto debe verificarse la igualdad de tensiones de corte adimensional de modelo y prototipo. Esto se traduce en decir que el τ^*_c que da lugar a la iniciación de movimiento en el prototipo es igual a 0.057. Para que se cumpla debe considerarse el tipo de material y determinarse λ_D en función de las escalas de longitud

λ_L y de gravedad específica λ_G . Si los materiales son los mismos $\lambda_G = 1$. Caso contrario, si el prototipo se elabora de un material distinto al del modelo puede usarse la Tabla 6, donde se determinó el tamaño que debe tener un bloque del prototipo del sistema de protección contra erosión si es elaborado en hormigón (H-24), para que el τ_c^* del prototipo sea igual a 0.057 (que es el determinado para el modelo). En este caso, $D_m = 1$ cm y $G_m = 0.92$.

Tabla 6. Relación de semejanza entre el modelo y del prototipo.

Material	G prototipo	Escala G $I_G = G_m / G_p$	Escala L $I_L = L_m / L_p$	L prototipo (m)	Escala D $I_D = I_L / I_G$	D prototipo (m)
Cemento	0.92	1	1	0.01	1	0.01
			10	0.1	10	0.1
			20	0.2	20	0,2
			50	0.5	50	0,5
			100	1	100	1
			200	2	200	2
Hormigón	1.40	0.66	1	0.01	0.66	0.007
H-24			10	0.1	6.58	0.07
			20	0.2	13.16	0.13
			50	0.5	32.89	0.33
			100	1	65.79	0.66
			200	2	131.57	1.32

Conclusiones

Se ensayaron gravas y mantas flexibles para determinar la rugosidad en condiciones de flujo permanente, uniforme y turbulento. Para estas condiciones es válida la ecuación de Manning y el uso de su coeficiente de resistencia n . El coeficiente de Manning de las mantas representativo de la rugosidad inducida se estimó de diferentes maneras: a partir de los parámetros del flujo medio y a partir del ajuste de un perfil logarítmico de velocidades medido con ADV y PIV, siendo su valor medio de $n = 0.0208$ y de $k_s = 2.03$. Cada bloque del sistema de protección contra erosión propuesto con sus respectivos conectores flexibles equivale, desde el punto de vista de su comportamiento hidráulico, a una partícula de sedimento aislada de dimensión igual al doble de la del bloque.

Se determinó que la tensión de corte crítica (τ^*_c) para el modelo del sistema de manta (simple capa de 10 mm de altura) es igual a 0.057. Esta tensión de corte crítica se corresponde con la τ^*_c calculada para la grava de $D_{50} = 20$ mm. Esto permite concluir que un bloque constitutivo del sistema de protección en estudio (de densidad específica igual a 0.92 y altura igual a 1 cm) con sus respectivos conectores flexibles se comporta igual a una partícula de sedimento de cuarzo ($G = 1.65$) de diámetro característico igual a 2 cm, frente a condiciones de iniciación de movimiento. Por lo cual, un bloque de la manta vinculado equivale a una partícula de sedimento aislada del doble de su tamaño. Por otra parte, no se encontró mayor estabilidad en la configuración bicapa. El mismo resultado de $\tau^*_c = 0.057$ se obtuvo cuando se ensayó con una configuración de mantas superpuestas. La causa principal a la que se le

adjudica este comportamiento es al hecho de que, si bien en la teoría los espacios interbloques de las mantas tienen la forma adecuada para que se encastran en ellos los bloques, en la práctica no se logró la superposición exacta entre mantas. Esto generó que la transmisión de esfuerzos entre mantas superpuestas no sea eficiente y que cada una responda individualmente a los efectos de la corriente.

Los resultados permiten ser extrapolados para prototipos de diferentes tamaños respecto del modelo, y elaborados con un material distinto al que se utilizó para la elaboración de las mantas del sistema de protección.

Agradecimientos

Los autores agradecen al Laboratorio de Hidráulica de la FCEFyN de la UNC por las facilidades experimentales, apoyo de personal y financiación de los ensayos. También se menciona el valioso aporte del ingeniero Juan Carlos Amuchástegui.

Referencias

Brownlie, W. (1981). *Compilation of alluvial channel data: Laboratory and field* (Technical Report KH-R-43B). Pasadena, USA: California Institute of Technology.

CORIPA. (2020). *BetonFlex®*. Recuperado de <http://www.coripa.com.ar/novedad/94-betonflex-una-solucion-ecologica-e-ideal-para-proteccion-de-costas>

- ECOMEX. (2022). *Concreto articulado*. Recuperado de <https://ecomex.com.mx/service/concreto-articulado/>
- ECORASTER. (2022). *ECORASTER, el sistema de estabilización de superficies inclinadas*. Recuperado de <https://www.ecoraster.com/es/aplicaciones/proteccion-contra-la-erosion>
- Fracassi, G. (2018). *Defensas rivereñas con soluciones*. San Pablo, Brasil: Maccaferri.
- Francisca, F., Giovine, L., Rodriguez, A., Moya, G., Hillman, G., Pagot, M., & Corral, M. (2005). Protección de las márgenes del Río Grande en Tierra del Fuego. *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente*, (21), 59-69.
- Garcia, M. (Ed.). (2008). *Sedimentation engineering: Processes, measurements, modeling, and practice.*, ASCE Manual 110. Reston, USA: American Society of Civil Engineers.
- Govers, G., Giménez, R., & Van Oost, K. (2007). Rill erosion: Exploring the relationship between experiments, modelling and field observations. *Earth-Science Reviews*, 84(3-4), 87-102.
- Gratton, A. I. (2008). *Comportamiento hidráulico de un nuevo Sistema de protección contra erosión de suelos* (trabajo final de Ingeniería Civil). Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Horton, R. E. (1933). Separate roughness coefficients for channel bottom and sides. *Engineering New Record*, 111(22), 652-653.

- INPI, Instituto Nacional de la Propiedad Industrial. (2007). *Patente compartida (Patent shared)*. Autores: Rodríguez, A., Francisca, F., & García, M. (24.5 % UNC y 24.5 % CONICET) & Amuchástegui, J. C. (51 %). Título: *Estructura articulada de desarrollo superficial para consolidación de suelos (Articulated structure for surface development for soil consolidation)*. Código: P-070100955. *Intellectual Property Agent: ETERRA Trade Mark & Patents y OIT UNC, Argentina*. Buenos Aires, Argentina: Instituto Nacional de la Propiedad Industrial.
- Kamphuis, J. W. (2020). Introduction to coastal engineering and management. In: *Advanced series on ocean engineering* (vol. 16) (3rd ed.). London, UK: World Scientific.
- Klaassen, G. J., Pilarczyk, K.W., & San, D.C. (2005). River bank erosion and mitigation strategies in Vietnam. In: Van, A., & van Beek, T. (eds.). *Floods from defense to management* (pp. 269-279). London, UK: Taylor & Francis Group.
- Maccaferri. (2022). *Colchones de bloques de concreto articulados*. Recuperado de <https://www.maccaferri.com/mx/productos/colchones-de-bloques-de-concreto-articulados/>
- Miedema, S. A. (2010). Constructing the Shields curve, a new theoretical approach and its applications. En: *WODCON XIX*. Beijing, China. Recuperado de <https://www.cedaconferences.org/wodconxix>
- Nelson, L., Campbell, M., & Nelson, R. (2023). *Stabilizing structural fills* (Patente USA number 11555286).

- Pilarczyk, K. (2000). *Geosynthetics and geosystems in hydraulic and coastal engineering*. Boca Ratón, USA: CRC Press.
- Pilarczyk, K. (2008). Alternatives for coastal protection. *Journal of Water Resources and Environmental Engineering*, 23, 181-188.
- Rajaratnam, N., & Wu, S. (1990). Circular turbulent wall jets on rough boundaries. *Journal of Hydraulic Research*, 28(5), 581-589.
- Shields, A. (1936). *Anwendung der Aehnlichkeitsmechanik und der Turbulenzforschung auf die Geschiebebewegung* (Heft 26). Berlin, Deutschland: Mitteilung der Preussischen Versuchsanstalt für Wasserbau und Schiffbau.

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-05-07

Notes

Reasons for bottled water consumption in Mexico and consumer perceptions

Motivos del consumo de agua embotellada en México y las percepciones del consumidor

Jorge Silva¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0961-4696>

¹Instituto Politécnico Nacional, Escuela Superior de Comercio y Administración, Unidad Santo Tomás, Mexico City, Mexico, j.a.silva@outlook.com

Corresponding author: Jorge Silva, j.a.silva@outlook.com

Abstract

The main objective of this research paper is to analyse the reasons for bottled water consumption in Mexico and consumer perceptions. It was conducted a systematic literature review using the Preferred Reporting Item for Systematic Reviews (PRISMA) and the STROBE Checklist. The study design was chosen because it involves the utilization of explicit and reproducible methods for searching, appraising and synthesizing information on the topic. Electronic searches were conducted via Web of Science and Scopus, with articles published between 1987 and 2022 being



identified. The articles were then screened for relevance, applicability, validity, and reliability. The data extraction process involved the use of the Systematic Review Data Repository (SRDR). The tool is web-based and seminal in the extraction and management of data for systematic review. A total of 26 articles were identified which offered a historical review of bottled water consumption in Mexico. The articles cite that the spike in demand for bottled water is caused by organoleptic and health perceptions among the customers. The perceptions are traced back to the 1985 earthquake and cholera outbreak in 1991, which caused water scarcity and contamination issues. The research is novel, with a review of the articles showing there is an apparent dearth of knowledge with regards to the main reason why Mexico is the number one consumer of bottled water. The information presented is seminal in helping public administrators improve water supply service quality and customer satisfaction rates.

Keywords: Bottled water, consumer expectations, drinking water, per capita consumption, satisfaction, tap water.

Resumen

El presente trabajo de investigación tiene como objetivo principal analizar los motivos del consumo de agua embotellada en México y las percepciones del consumidor. Se realizó una revisión sistemática de la literatura utilizando el elemento de informe preferido para revisiones sistemáticas (PRISMA) y la lista de verificación STROBE. El diseño del estudio fue elegido porque involucra el empleo de métodos explícitos y reproducibles para buscar, evaluar y sintetizar información sobre el tema.

Se llevaron a cabo búsquedas electrónicas a través de Web of Science y Scopus, identificándose artículos publicados entre 1987 y 2022. Luego, los artículos se seleccionaron por relevancia, aplicabilidad, validez y confiabilidad. El proceso de extracción de datos involucró el uso del Repositorio de Datos de Revisión Sistemática (SRDR). La herramienta está basada en la Web, y es fundamental en la extracción y gestión de datos para la revisión sistemática. Se identificaron 26 artículos que ofrecían una revisión histórica del consumo de agua embotellada en México. Los artículos citan que el aumento en la demanda de agua embotellada se debe a las percepciones organolépticas y de salud entre los clientes. Las percepciones se remontan al terremoto de 1985 y al brote de cólera de 1991, que provocó escasez de agua y problemas de contaminación. La investigación es novedosa, con una revisión de los artículos que muestra que existe una aparente escasez de conocimiento con respecto a la razón principal por la que México es el consumidor número uno de agua embotellada. La información presentada es fundamental para ayudar a los administradores públicos a mejorar la calidad del servicio de suministro de agua y los índices de satisfacción del cliente.

Palabras clave: agua embotellada, expectativas del consumidor, agua potable, consumo per cápita, satisfacción, agua del grifo.

Received: 22/08/2022

Accepted: 27/03/2023

Published Online: 28/03/2023



Introduction

The quality of drinking water in Mexico has in recent years been the subject of disputatious debates, with scholars and practitioners alike agreeing that the supply system is marred by a myriad of issues. The water supply system in Mexico falls short of the Sustainable Development Goal target 6.1, which emphasizes the need to ensure that every denizen has universal and equitable access to safe and affordable drinking water (WHO, 2022a; WHO, 2012). Statistical data presented by United Nations (UN, 2022) shows that at least 43 % of the population in Mexico use a safely managed drinking water service which leaves 57 % facing accessibility issues. Furthermore, the service quality levels of the water supply system differ in the national, urban and rural areas (UN, 2022). For instance, 40 % of people in the national frontier derive drinking water from safely managed services, while another 60 % rely on basic services (UN, 2022). In the urban areas, 100 % of the population is served by basic water supply systems which barely meet their needs (Silva-Rodríguez-de-San- Miguel, 2018; UN, 2022). The rural areas are compounded by accessibility issues to safe drinking water, with 90 % using basic services while another 10 % utilizing surface water (UNODC, 2021).

The lack of iron-clad water supply services has harnessed a perception of below-par service quality. As a matter of fact, people in Mexico rarely drink tap water since it is polluted by compounds that, in turn, cause health care issues. The gap in access to safe drinking water has created a viable opportunity for the growth in demand for bottled

water. Espinosa-García *et al.* (2015) highlight that the surge in demand is commingled with beliefs that bottled water is healthier and safer compared to tap water. Furthermore, most Mexicans believe that bottled water contains the requisite organoleptic properties that improve their quality of life and overall health (Espinosa-García *et al.*, 2015; Delpla, Legay, Proulx, & Rodriguez, 2020; Da-Silva-Costa *et al.*, 2021).

An in-depth review of the statistical data reveals that Mexico is one of the top countries in per capita bottled water consumption. Espinosa-García *et al.* (2015) cite that the nation consumes up to 5 billion liters of water on an annual basis. Mexico News Daily (2019) builds upon this disposition by citing that 9 out of every 10 Mexicans regularly consume bottled water which is more than four times the per capita level of consumption in the United States of America. The increased water consumption has necessitated the entry of renowned bottled companies like Pepsi, Coca-Cola and Danone into the market. Webber (2013) cites that Mexico is the world's biggest market for bottled water which is a commodity that most western countries take for granted. The average Mexican spends up to 173 pesos (\$9) on drinking water which is quite high considering the fact that most people are below the poverty line (WBG, 2015; Webber, 2013; Mexico News Daily, 2019; Transparencia Presupuestaria, 2021). The minimum wage in 2022 was 172.87 pesos daily and in the Northern Border Free Zone it was 260.34 pesos daily (Comisión Nacional de los Salarios Mínimos, 2021), thereby meaning that not everybody can afford to buy bottled water. In light of this, it goes without saying that poor families are paying more for bottled water while rich families spend less on drinking water (Expat Insurance, 2022; Biswas

& Uitto, 1999; Yaniz, 2016). This, in turn, creates market asymmetry and inequality, which has grown significantly over the past three decades.

The main purpose of this research is to analyse the reasons for bottled water consumption in Mexico and consumer perceptions. The paper is written from a public administration perspective with the aim of understanding why most Mexicans prefer bottled water over tap water. A systematic review is conducted in various works of erudition, with the themes being divided substantially. Furthermore, the content is distributed into four succeeding components, including the methodology, results, discussion (findings and gaps) and conclusions. The results derived from the research are substantial in improving knowledge on how the quality of drinking water in Mexico can be improved in order to attain the aforementioned Sustainable Development Goal 6.

Methodology

The proposed study is novel by nature, ergo it requires a comprehensive analysis of key gaps in research on the topic of bottled water consumption in Mexico. For this purpose, a systematic review methodology was chosen, which involved the utilization of explicit and reproducible methods for searching, appraising and synthesizing information on the topic (Lawati, Dennis, Short, & Abdulhadi, 2018; Mokssit, Gouvello, Chazerain, Figuères, & Tassin, 2018). The methodology was deemed effective because it delivers a clear and comprehensive analysis of available evidence. Furthermore, it helped the research highlight methodological concerns in previous works of erudition, ergo providing a foundation on

how future work in the topic area can be improved (The University of North Carolina, 2022).

The systematic review methodology was defined according to the Preferred Reporting Item for Systematic Reviews (PRISMA) statement. The statement is substantial as it breaks down the literature identification process into a select number of steps, as shown below.

Research question

The burgeoning research question guiding the systematic review is "how is bottled water consumption in Mexico and consumer perceptions?". This research question was substantial in redefining the scope of review and ensuring that the requisite data sources were identified and critically appraised.

Search strategy

The identification of the relevant studies was conducted by searching through Web of Science and Scopus databases between June 30th and July 2nd 2022. There were keyed in free-text words including "bottled water", "per capita consumption", "Mexico", "organoleptic characteristics", "service quality", and "tap water". It was ensured that there was a mixture of the subject terms and keywords in order to expand the number of literature articles identified. Furthermore, truncation and adjacency searching was used. The truncation strategy involved the keying in of words like "drinking water quality*" and "bottled water*" into

the databases (Schmidt *et al.*, 2020). The adjacency searching, on the other hand, involved searching for the articles using a phrase such as "bottled water per capita consumption", "perceptions of drinking water in Mexico", and "organoleptic and health factors influencing drinking water consumption in Mexico." To improve the search process, it was utilized a snowball sampling method which identified any papers that did not directly answer the research question. The method was seminal in ensuring that the number of articles identified could help to improve knowledge regarding the topic.

Eligibility criteria and selection process

There were individually evaluated and screened the articles using inclusion and exclusion criteria. The inclusion criteria defined the articles based on their information regarding bottled water in Mexico. Furthermore, the year of publication was substantial in the selection process, with articles written between 1987 and 2022 being included.

Additionally, the inclusion criteria explored whether the articles were in English with the aim of reducing the time spent translating articles. It is imperative to note that translating foreign articles can also lead to a dip in the quality of the information provided, which inadvertently undermines effective analysis. The exclusion criteria, on the other hand, focused on articles which focused on water and sanitation topics. Furthermore, articles that did not directly mention the concept of bottled water were not included in the selection process.

The pertinent articles were extracted from the database with two reviewers helping determine whether they satisfied the inclusion criteria. In the event that there were disagreements on a specific article, then it was tasked with judging whether it could be included or not. The PRISMA statement was also complemented by the STROBE guidelines during the selection process.

The STROBE guidelines were chosen because they helped in charting the data/ articles and ensuring that they conform to the predefined inclusion criteria. Despite having 22 checklist items, only a few were chosen. The first was the title and abstract, with the work evaluating the article to determine if the author indicated the study's design and provided an informative/ balanced summary of the findings (Cuschieri, 2019). The second checklist item was the introduction, with viable articles being chosen for their ability to explain the background and rationale for the investigation. Furthermore, the articles had to explicitly state the specific objectives and aims of the research.

The third checklist item was the methods used in the data collection process. Considering this is a novel systematic review, it was deemed it fit to go for articles which utilized either qualitative or quantitative methodologies. Previous systematic reviews and meta-analyses were not included as it was wanted to determine the key gaps in knowledge from their own analysis (Cuschieri, 2019). Furthermore, the variables used for quantitative studies were reviewed to determine whether the authors explained their application, clearly defined all outcomes.

The fourth checklist item focused on the results, with the review of articles based on whether the information is relevant and if it could

translate estimates of relative risk/benefits into absolute risks/benefits. The final checklist item explored the discussion section of the articles, whereby the key results were summarized and gauged based on if they were aligned with the study objectives. Articles which did not identify the objectives and research aims were excluded from the final tally. Furthermore, there were evaluated the articles on whether the researchers discussed the study limitations while taking into account key causal factors behind bias or imprecision. On top of this, the interpretation of the results was analyzed while evaluating if they were generalizable.

Data extraction

The data extraction process involved the use of the Systematic Review Data Repository (SRDR). The tool is web-based and seminal in the extraction and management of data for systematic review. It was created a form on the tool, which was then transferred into the document, as shown in the next section (Schmidt *et al.*, 2020; Wayant, Page, & Vassar, 2019). During the extraction process, there were trained the external reviewers on the key inclusion categories and the type of data expected.

Thereafter, a pilot activity was conducted to ensure that the data extractors were recording similar data. The extraction form was then revised as necessary, with discrepancies in the data collection process being discussed. It was reserved the right to determine which disputed articles could be included or not which depended on the relevance of them for the theme developed in this research. The final step involved

documenting and charting the data while keeping track of the decisions made regarding the included articles.

Charting the data

Following the extraction using SRDR, a preliminary data charting table was created, which distinguishes the articles/literature based on the title, type, authors and key findings.

Results

The implementation of the PRISMA technique and the STROBE checklist helped in the identification of a grand total of 100 papers which were then reviewed using the inclusion and exclusion criteria. 40 of the articles were found to be inconclusive with regard to the topic of drinking water in Mexico; ergo, they were excluded. The remaining 60 articles were then reviewed based on whether they define the proclivity and demand for bottled water in Mexico by the customers. Another 34 articles were removed, with the final tally including 26 articles as shown in Table 1. The findings from the articles are analyzed conclusively in the subsequent section, with the necessary gaps being identified.

Table 1. Articles identified from the systematic review.

Title	Type of document	Authors	Comments on Main Findings
The macro social level of communication science	Book	McLeod and Blumler (1987)	The book explores how big companies utilize advertising and marketing strategies to influence customer perception about a product or service
Evaluation of the effects of the 1985 Michoacan earthquake on the water systems in Metropolitan Mexico	Journal article	Ayala, O'Rourke and Escobar (1990)	The paper explores the negative impact of the 1985 earthquake on the drinking water supply system in Mexico, which contributed to an influx in demand for bottled water
Mexico City's water supply: Improving the outlook for sustainability	Government report	The Joint Academies Committee on the Mexico City Water Supply, Commission on Geosciences, Environment and Resources, National Research Council, Academia Nacional de la Investigación Científica, A.C., and Academia Nacional de Ingeniería, A. C. (1995)	The report focuses on the issues and gaps prevalent in the drinking water supply system and how this contributed to the demand for bottled water
Impulsa cólera agua embotellada (Bottled water boosts cholera)	Article	Zapata (2000)	The article evaluates how the people of Mexico were forced to start buying bottled water due to the risk of cholera in the conventional drinking water supply system

Title	Type of document	Authors	Comments on Main Findings
Fluoride concentration of bottled water, tap water, and fluoridated salt from two communities in Mexico	Journal article	Martínez-Mier, Soto-Rojas, Buckley, Zero, and Margineda (2005)	The journal article shows that tap water contained higher levels of fluoride compared to bottled water which contributes to decreased confidence and high consumption of the latter as a viable choice
Specific action plan: 2007–2012: Cholera	Government report	Mexico Secretary of Health (2008)	The government report analyses the measures taken by the government to curb the cholera outbreak through effective treatment of drinking water supply systems
A Battle Against the Bottles: Building, Claiming, and Regaining Tap-Water Trustworthiness	Journal article	Parag and Roberts (2009)	The journal article highlights the negative environmental impact of bottled water which is 100 times higher compared to tap water due to transportation, manufacturing and storage concerns
Supply vs. demand of agri-industrial meat and fish products: A chicken and egg paradigm?	Journal article	Rivera-Ferre (2009)	The article introduces the consumer-choice theory, which shows that most customers make purchase decisions based on their perceptions about service quality and satisfaction rates

Title	Type of document	Authors	Comments on Main Findings
Hydrocarbons derived from petroleum in bottled drinking water from Mexico City	Journal article	Vega <i>et al.</i> (2011)	The journal article explores the negative impact of bottled water production in Mexico. The findings indicate that some of the drinking water samples contained concentrations of aliphatic hydrocarbons and polycyclic aromatic hydrocarbons, which can negatively affect the health and stature of the consumers
<i>Vibrio cholerae</i> classical biotype strains reveal distinct signatures in Mexico	Journal article	Alam <i>et al.</i> (2012)	The journal article evaluates the cholera prevalence rates in Mexico following the outbreak caused by the contamination of tap water
Mexico's water war	Article	Castano (2012)	The article shows that the government nudged the people to shift to consuming bottled water due to the apparent gaps in the existing water supply system
Bottled-water habit keeps tight grip on Mexicans	Article	Malkin (2012)	The article shows that Mexicans exhibit favourable perceptions of bottled drinking water out of fear of the health risks posed by tap water

Title	Type of document	Authors	Comments on Main Findings
Factors affecting the quality of bottled water	Journal article	Diduch, Polkowska and Namieśnik (2013)	The article explores the risk of contaminants seeping into bottled water during the treatment, manufacturing and storage processes
Exploring beliefs about bottled water and intentions to reduce consumption: The dual-effect of social norm activation and persuasive information	Journal article	Linden (2013)	The study alludes that increased consumption of bottled water is correlated with a spike in pollution rates and the risk of contamination
Drinking water quality in a Mexico City University Community: Perception and preferences	Journal article	Espinosa-García <i>et al.</i> (2015)	The journal article highlights that most people in Mexico prefer bottled water due to organoleptic and health reasons. Furthermore, the perception of service quality regarding the water supply systems has increased customer dissatisfaction and minimized reliance on tap water for drinking purposes

Title	Type of document	Authors	Comments on Main Findings
<p>Tap <i>versus</i> bottled water consumption: The influence of social norms, affect and image on consumer choice</p>	<p>Journal article</p>	<p>Etale, Jobin and Siegrist (2018)</p>	<p>The authors explore the causal factors that drive people to purchase bottled water. The findings show that convenience and safety are contextual predictors which cause an influx in the consumption of bottled drinking water</p>
<p>Bottled water in Mexico: The rise of new access to water paradigm</p>	<p>Journal article</p>	<p>Greene (2018)</p>	<p>The article evaluates how and why bottled water is the main source of drinking water in Mexico. At least three factors are identified, namely the 1985 earthquake, cholera outbreak and market entry by top bottled water companies, which capitalized on an existent gap and customer dissatisfaction</p>
<p>(Re)theorizing the Politics of Bottled Water: Water Insecurity in the Context of Weak Regulatory Regimes</p>	<p>Journal article</p>	<p>Pacheco-Vega (2019)</p>	<p>The article explores the causal factor behind the en masse shift from tap water to bottled water. The author argues that water insecurity has increased the consumption of bottled water in Mexico due to a lack of a rigid water supply system</p>

Title	Type of document	Authors	Comments on Main Findings
Water scarcity and supply challenges in Mexico City's informal settlements	Technical report	Gutierrez (2019)	The technical report explores the water scarcity and supply challenges faced by people in informal settlements in Mexico. The author expatiates that rapid urbanization has contributed to a decline in water availability which in turn causes shifts towards bottled water options which are more expensive
Perception of tap water quality: Assessment of the factors modifying the links between satisfaction and water consumption behavior	Journal article	Delpla <i>et al.</i> (2020)	The paper explores the perceptions of tap water and how they inspire a shift towards bottled water due to organoleptic and health reasons
Unsafe waters: The hidrosocial cycle of drinking water in Western Mexico	Journal article	McCulligh, Arellano-García and Casas-Beltrán (2020)	The authors argue that the water supply system in Mexico is undermined by contamination and availability issues. This, in turn, prompts customers to go for alternative sources such as bottled drinking water

Title	Type of document	Authors	Comments on Main Findings
Water consumption practices in university campuses. The experience of the National Autonomous University of Mexico	Journal article	Arriaga-Medina and Piedra-Miranda (2021)	The journal article highlights that bottled water has gained widespread attention in Mexico due to the below-par quality of tap water. Furthermore, the marketing strategies of large corporations in the market have led to the transfiguration of the value of water from a vital element of life to a commodity correlated with lifestyles and ideas
Potential risk of BPA and phthalates in commercial water bottles: A mini-review	Journal article	Da-Silva-Costa <i>et al.</i> (2021)	The article highlights that continuous consumption of bottled water exposes individuals to health risks caused by bisphenol and phthalates
Country overview- Mexico	Technical Report	Sanitation and Water for All (2021)	The technical report explores the challenges facing people in Mexico with regard to drinking water availability
Can you drink the water in Mexico?	Article	Barbezat (2022)	The article highlights that it is preferable to consume bottled water in Mexico because tap water is contaminated from the source

Title	Type of document	Authors	Comments on Main Findings
Cholera	Article	WHO (2022b)	The article provides a background on how cholera is spread through contaminated water sources, ergo explaining the reason why most Mexicans resort to bottled water

Discussion (findings and gaps)

The topic of bottled water is a well-searched and reviewed area, although a good chunk of the information is located in online news articles. There is an apparent dearth of knowledge regarding the causal factors that contributed to the shift towards bottled water consumption which in turn morphed Mexico into the world's largest per capita consumer. Prior to highlighting the causal factors, it is imperative for the reader to gain an insight into the current state of the drinking water supply in Mexico. As per Sanitation and Water for All (2021), drinking water coverage is distributed unequally in Mexico, with urban areas getting more water compared to those in the rural areas. Sanitation and Water for All (2021) shows that a grand total of 89.4 million have access to both standard and basic drinking water, while only 2.6 million urban denizens lack it. Furthermore, there is an 85 % coverage in the rural areas, with 4.1 million out of the 23.3 million people lacking access to safe drinking water. The increased urbanization in Mexican cities has caused water scarcity, with the government resorting to wastewater treatment which is then supplied as drinking water through taps and the pipe system (Gutierrez, 2019;

Silva-Rodríguez-de-San-Miguel, 2018; Silva-Rodríguez-de-San-Miguel, Lambarry-Vilchis, & Trujillo-Flores, 2019).

The introduction of wastewater treatment systems as a complementary feature to the inherent drinking water system can be traced back to the 20th century. As Mexico shifted from supply-based policies to demand management frameworks, the government argued the importance of having complementary features/structures to improve customer satisfaction (McCulligh & Tetreault, 2017; Barbezat, 2022). The shift was, however, short-lived, with the 8.1 magnitude earthquake of 1985 destroying both the existent and complementary water distribution system. The earthquake left up to 5.3 million people without water, thus creating a service gap which was then capitalized upon by the bottled drinking water companies (Ayala *et al.*, 1990; The Joint Academies Committee on the Mexico City Water Supply *et al.*, 1995). Most denizens were compounded by the issues of contamination and leakages, which made it hard for them to consume the drinking water supplied via the pipe system. The denizens complained of organoleptic factors such as brown or yellow water, which prompted them to purchase bottled water as an alternative since it was safer but more costly (Malkin, 2012).

Fast forward to 1991, Mexico was hit by a cholera outbreak which further exacerbated the water supply issues. As per the World Health Organization (WHO, 2022b), cholera is spread via contaminated sources of water which partially explains the prevalence of the outbreak in Mexico. The outbreak spanned from 1991 to 2001, with up to 45,000 recognized cases (Alam *et al.*, 2012; Mexico Secretary of Health, 2008; Zapata, 2000). Contrarily, there were thousands of unrecognized and suspected cases with the people associating the outbreak with the below-par water

supply system (Sepúlveda, Valdespino, & García-García, 2006). An influx in mistrust was correlated with beverage companies like Coca-Cola and Danone taking control of the market

Castano (2012) further shows that the government facilitated the market entry of the companies since it felt that it had fallen short of its objectives to supply the people with safe water. The firms utilized the consumer-choice theory coined by Rivera-Ferre (2009) to signal a shift from tap water toward bottled water. The customers felt that bottled water was a safer and more effective source since it was devoid of any contaminants that could spark an outbreak similar to the one witnessed in 1991 (Linden, 2013; Sajjadi, Alipour, Matlabi, & Biglari, 2016; Sisto, Ramírez, Aguilar-Barajas, & Magaña-Rueda, 2016; Wunderlich, St. George-Freeman, Galindo, Brown, & Kumpel, 2021). The apparent lack of market regulation further ensured that the beverage companies took hold of the target market and harnessed perceptions that were against the government-funded water supply system (Etale *et al.*, 2018; Greene, 2018).

Arriaga-Medina and Piedra-Miranda (2021) build upon this disposition by highlighting that the corporations have transfigured the value of drinking water through their marketing strategies (McLeod & Blumler, 1987). There has been a change in perception that water is a commodity related to a myriad of lifestyles, beliefs and ideas. Previously, water was termed an essential element of life, with every person holding the right to safe and equitable access. Corporations have thus far capitalized on water insecurity and connected bottled water with rich or middle-income lifestyles as well as safety and health beliefs (McCulligh *et al.*, 2020).

As of 2010, bottled water consumption in Mexico had risen to 234 liters per year which is quite high compared to the 134 liters per year reported in Germany (Espinosa-García *et al.*, 2015). A comparative analysis of Mexico's and Brazil's per capita consumption reveals that the former has a higher rate of up to 10 % on an annual basis. This is because bottled water is the main source for more than 80 % of the population (Espinosa-García *et al.*, 2015).

Furthermore, the consumption per capita has increased due to information asymmetry, with the customers complaining of a lack of transparency regarding how the water is treated or distributed. The trust regarding tap water has dwindled in tandem with overall satisfaction (Delpla *et al.*, 2020). Most of the customers present organoleptic reasons such as odour, turbidity, bad taste and dirt as the main reasons why they do not consume tap water. Health comes in second, with the people citing the importance of avoiding a repeat outbreak as the one witnessed in the 20th century (Biswas & Uitto, 1999).

Consequently, Pacheco-Vega (2019) denotes that the Mexican government has done nothing to handle the concerns raised by customers regarding drinking water. The government understands that water insecurity is a major phenomenon in the cities and rural areas due to its inability to enable a steady water supply as well as the lack of supporting mechanisms, infrastructures and strategies that improve accessibility (Pacheco-Vega, 2019; Raj, 2005; Suffet & Rosenfeld, 2007). As a matter of fact, the government has facilitated the entry of beverage companies under the assumption that bottled water can help Mexico attain the SDG 6 requirements.

Parag and Roberts (2009) argue that the environmental impact of consuming bottled water is 100 times higher than tap water consumption. Espinosa-García *et al.* (2015) allude that the increased reliance on bottled water has made the government and people completely oblivious of the probable risks (Whelton, Dietrich, Burlingame, Schechs, & Duncan, 2007). At the top of the risk matrix is the generation of polyethene terephthalate waste by beverage companies and consumers (Diduch *et al.*, 2013; Delpla *et al.*, 2020; Parag & Roberts, 2009; Dorria, 2006). The solid waste from the bottled water causes energy expenses related to the production processes. Furthermore, the waste has deleterious effects on the environment since most of the bottles are non-recyclable (Etale *et al.*, 2018; Greene, 2018).

Vega *et al.* (2011) further show that bottled water contains hydrocarbons which are caused by anthropogenic sources. Since the water is derived from aquifers in and around Mexico, the risk of consuming polycyclic aromatic hydrocarbons and fluoride increases (Martínez-Mier *et al.*, 2005; Mazari-Hiriart *et al.*, 2005). Furthermore, Da-Silva-Costa *et al.* (2021) highlight that water bottles contain bisphenol and phthalates, which have potential estrogenic effects on the bodies of consumers. An influx in estrogenicity can undermine development and maturation as well as digestive system issues. Moreover, research shows that tap water contained higher levels of fluoride compared to bottled water which contributes to decreased confidence and high consumption of the latter as a viable choice (Linden, 2013; McCulligh *et al.*, 2020; McCulligh & Tetreault, 2017).

The preceding systematic review evaluates the causal factors behind the rise in demand for bottled water in Mexico. Despite their

seminal nature, the works of erudition barely evaluate the importance of regulating bottled water production. In light of this, there is a need for more research on how the beverage companies can be regulated with regard to the quality and price of bottled water that they produce (Smith, Jackson, Peters, & Herrera-Lima, 2020; Murray, 2020). This will go a long way in mitigating the risk of contaminants in bottled water which contribute to health disparities. Furthermore, the price regulations will ensure that every denizen can afford bottled water regardless of their income level.

Conclusion

In due summation, bottled water consumption in Mexico is increasing on an annual basis which in turn facilitates growing dissatisfaction with regard to the government-funded water supply systems. The reasons for the growing consumption rates of bottled water consumption in the country include organoleptic and health issues. Furthermore, previous occurrences such as the 1985 earthquake and cholera outbreak in 1991 facilitated the surge in demand for bottled water. This has, in turn, made it hard for the government to apprise the people of the benefits of tap water, thus losing focus and control over its role in the water supply system. Consumer perceptions have not been positive, particularly with tap water, so people have opted for bottled water. This has had other implications, such as the increase in the bottled water sales business that is concentrated in a few companies such as Pepsi, Coca-Cola and Danone.

The research has positive implications for public administration as it explores the correlation between customer choice and government responsibilities. Using this insight, the government of Mexico can develop an iron-clad mechanism that improves customer satisfaction by minimizing the service quality gaps inherent in the water supply systems. However, there is a need for more research on how the beverage companies can be regulated because it is something that has been getting out of control by the government.

Acknowledgments

Instituto Politécnico Nacional is thanked for the financial support provided through the Secretariat for Research and Graduate Studies within the framework of the scientific research and technological development project with SIP registration: 20230705, entitled "Responsible social consumption of bottled water in Mexico in the face of a circular economy".

References

Alam, M., Islam, M. T., Rashed, S. M., Johura, F. T., Bhuiyan, N. A., Delgado, G., Morales, R., Mendez, J. L., Navarro, A., Watanabe, H., Hasan, N.-A., Colwell, R. R., & Cravioto, A. (2012). *Vibrio cholerae* classical biotype strains reveal distinct signatures in Mexico. *Journal of Clinical Microbiology*, 50(7), 2212-2216. DOI: 10.1128/JCM.00189-12

- Arriaga-Medina, J. A., & Piedra-Miranda, A. G. (2021). Water consumption practices in university campuses. The experience of the National Autonomous University of Mexico. *Water Science and Technology*, 84(5), 1125-1135. DOI: 10.2166/wst.2021.306
- Ayala, A. G., O'Rourke, M. J., & Escobar, J. A. (1990). Evaluation of the effects of the 1985 Michoacan earthquake on the water systems in Metropolitan Mexico City. *Earthquake Spectra*, 6(3), 473-496. DOI: 10.1193/1.1585583
- Barbezat, S. (2022). *Can You drink the water in Mexico?* Recovered from <https://www.tripsavvy.com/can-i-drink-water-in-mexico-1589019#:~:text=Bottled%20water%20is%20readily%20available,There%20are%20various%20brands>
- Biswas, A. K., & Uitto, J. I. (1999). *Water for urban areas: Challenges and perspectives*. Tokyo, Japan: United Nations University Press.
- Castano, I. (August 16, 2012). Mexico's Water War. *Forbes*. Recovered from <https://www.forbes.com/sites/ivancastano/2012/02/22/mexicos-water-war/?sh=6d4bfe53fa36>
- Comisión Nacional de los Salarios Mínimos. (2021). *Resolución del H. Consejo de Representantes de la Comisión Nacional de los Salarios Mínimos que fija los salarios mínimos generales y profesionales que habrán de regir a partir del 1 de enero de 2022*. Recovered from https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/686335/Resoluci_n_SM_2022_DO211208.pdf
- Cuschieri, S. (2019). The STROBE guidelines. *Saudi Journal of Anaesthesia*, 13(1), 31-34. DOI: 10.4103/sja.SJA_543_18

- Da-Silva-Costa, R., Maia-Fernandes, T. S., De-Sousa-Almeida, E., Oliveira, J. T., Carvalho-Guedes, J. A., Zocolo, G. J., De Sousa, F. W., & Do Nascimento, R. F. (2021). Potential risk of BPA and phthalates in commercial water bottles: A minireview. *Journal of Water and Health*, 19(3), 411-435. DOI: 10.2166/wh.2021.202
- Delpla, I., Legay, C., Proulx, F., & Rodriguez, M. J. (2020). Perception of tap water quality: Assessment of the factors modifying the links between satisfaction and water consumption behavior. *Science of the Total Environment*, 722, 137786. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137786
- Diduch, M., Polkowska, Ż., & Namieśnik, J. (2013). Factors affecting the quality of bottled water. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 23(2), 111-119. DOI: 10.1038/jes.2012.101
- Dorria, M. (2006). Bottled water versus tap water: Understanding consumers' preferences. *Journal of Water and Health*, 4(2), 271-276. DOI: 10.2166/wh.2006.0023
- Espinosa-García, A. C., Díaz-Ávalos, C., González-Villarreal, F. J., Val-Segura, R., Malvaez-Orozco, V., & Mazari-Hiriart, M. (2015). Drinking water quality in a Mexico city university community: perception and preferences. *Ecohealth*, 12(1), 88-97. DOI: 10.1007/s10393-014-0978-z
- Etale, A., Jobin, M., & Siegrist, M. (2018). Tap versus bottled water consumption: The influence of social norms, affect and image on consumer choice. *Appetite*, 121, 138-146. DOI: 10.1016/j.appet.2017.11.090

- Expat Insurance. (2022). *How to get drinking water in Mexico*. Recovered from <https://www.expatinsurance.com/articles/how-to-get-drinking-water-in-mexico>
- Greene, J. (2018). Bottled water in Mexico: The rise of a new access to water paradigm. *Wires Water*, 5(4), 1-16. DOI: 10.1002/wat2.1286
- Gutierrez, J. (2019). *Water scarcity and supply challenges in Mexico City's informal settlements*. Recovered from https://pennur.upenn.edu/uploads/media/02_Gutierrez.pdf
- Lawati, M. H., Dennis, S., Short, S. D., & Abdulhadi, N. N. (2018). Patient safety and safety culture in primary health care: A systematic review. *BMC Family Practice*, 19, 1-12. DOI: 10.1186/s12875-018-0793-7
- Linden, S. (2013). Exploring Beliefs about bottled water and intentions to reduce consumption: The dual-effect of social norm activation and persuasive information. *Environment and Behavior*, 47(5), 526-550. DOI: 10.1177/0013916513515239
- Malkin, E. (July 16, 2012). Bottled-water habit keeps tight grip on Mexicans. *The New York Times*. Recovered from <https://www.nytimes.com/2012/07/17/world/americas/mexicans-struggle-to-kick-bottled-water-habit.html>
- Martínez-Mier, E. A., Soto-Rojas, A. E., Buckley, C. M., Zero, D. T., & Margineda, J. (2005). Fluoride concentration of bottled water, tap water, and fluoridated salt from two communities in Mexico. *International Dental Journal*, 55(2), 93-99. DOI: 10.1111/j.1875-595x.2005.tb00040.x

- Mazari-Hiriart, M., López-Vidal, Y., Ponce-de-León, S., Calva, J. J., Rojo-Callejas, F., & Castillo-Rojas, G. (2005). Longitudinal study of microbial diversity and seasonality in the Mexico City metropolitan area water supply system. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(9), 5129-5137. DOI: 10.1128/AEM.71.9.5129-5137.2005
- McCulligh, C., & Tetreault, D. (2017). Water management in Mexico. From concrete-heavy persistence. *Water Alternatives*, 10(2), 341-369. Recovered from <https://www.water-alternatives.org/index.php/alldoc/articles/vol10/v10issue2/359-a10-2-9/file>
- McCulligh, C., Arellano-García, L., & Casas-Beltrán, D. (2020). Unsafe waters: The hydrosocial cycle of drinking water in Western Mexico. *The International Journal of Justice and Sustainability*, 25(8), 1-21. DOI: 10.1080/13549839.2020.1805598
- McLeod, J. M., & Blumler, J. G. (1987). The macrosocial level of communication science. In: Chaffee, S., & Berger, C. (eds.). *Handbook of communication science* (pp. 271-322). Beverly Hills, USA: Sage.
- Mexico News Daily. (September 18, 2019). *Mexico leads world in per-capita consumption of bottled water*. Recovered from <https://mexiconewsdaily.com/news/mexico-leads-world-in-per-capita-consumption-of-bottled-water/>
- Mexico Secretary of Health. (2008). *Specific action plan: 2007–2012: Cholera*. Mexico, DF, Mexico: Secretaría de Salud, Subsecretaría de Prevención y Promoción de la Salud.

- Mokssit, A., Gouvello, B. D., Chazerain, A., Figuères, F., & Tassin, B. (2018). Building a methodology for assessing service quality under intermittent domestic water supply. *Water*, 10(9), 1-24. DOI: 10.3390/w10091164
- Murray, C. (December 28, 2020). *As reservoirs run low, Mexico City seeks durable fix for water woes*. Recovered from <https://www.reuters.com/article/us-mexico-water-climatechange-feature-tr-idUSKBN2921BM>
- Pacheco-Vega, R. (2019). (Re) theorising the politics of bottled water: Water insecurity in the context of weak regulatory regimes. *Water*, 11(4), 1-16. DOI: 10.3390/w11040658
- Parag, Y., & Roberts, T. (2009). A Battle against the bottles: Building, claiming, and regaining tap-water trustworthiness. *Society and Natural Resources*, 22(7), 625-636. DOI: 10.1080/08941920802017248
- Raj, S. D. (2005). Bottled water: How safe is it? *Water Environment Research: A research publication of the Water Environment Federation*, 77(7), 3013-3018. DOI: 10.2175/106143005x73893
- Rivera-Ferre, M. G. (2009). Supply vs. demand of agri-industrial meat and fish products: A chicken and egg paradigm? *International Journal of Sociology of Agriculture and Food*, 16(2), 90-105. DOI: 10.48416/ij saf.v16i2.425
- Sajjadi, S. A., Alipour, V., Matlabi, M., & Biglari, H. (2016). Consumer perception and preference of drinking water sources. *Electronic Physician*, 8(11), 3228-3233. DOI: 10.19082/3228

- Sanitation and Water For All. (2021). *Country overview-Mexico*. Recovered from https://www.sanitationandwaterforall.org/sites/default/files/2021-01/2020%20Country%20Overview_Me%CC%81xico_EN.pdf
- Schmidt, L., Olorisade, B. K., Thomas, J., McGuinness, L. A., Thomas, J., & Higgins, J. P. T. (2020). Data extraction methods for systematic review (semi)automation: A living review protocol. *F1000 Research*, 9, 2010 DOI: 10.12688/f1000research.51117.2
- Sepúlveda, J., Valdespino, J. L., & García-García, L. (2006). Cholera in Mexico: The paradoxical benefits of the last pandemic. *International Journal of Infectious Diseases*, 10(1), 4-13. DOI: 10.1016/j.ijid.2005.05.005
- Silva-Rodríguez-de-San-Miguel, J. A. (2018). Organizational effectiveness evaluation in Mexico City's drinking water system. *Revista Espacios*, 39(45), 1-16. Recovered from <https://www.revistaespacios.com/a18v39n45/a18v39n45p02.pdf>
- Silva-Rodríguez-de-San-Miguel, J. A., Lambarry-Vilchis, F., & Trujillo-Flores, M. M. (2019). Integral drinking water management model in Iztapalapa, Mexico City. *Management of Environmental Quality*, 30(4), 768-782. DOI: 10.1108/MEQ-04-2018-0080
- Sisto, N. P., Ramírez, A. I., Aguilar-Barajas, I., & Magaña-Rueda, V. (2016). Climate threats, water supply vulnerability and the risk of a water crisis in the Monterrey Metropolitan Area (Northeastern Mexico). *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 91, 2-9. DOI: 10.1016/j.pce.2015.08.015

Smith, C. D., Jackson, K., Peters, H., & Herrera-Lima, S. (2020). Lack of safe drinking water for Lake Chapala basin communities in Mexico inhibits progress toward sustainable development goals 3 and 6. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(22), 8328. DOI: 10.3390/ijerph17228328

Suffet, I. H., & Rosenfeld, P. (2007). The anatomy of odour wheels for odours of drinking water, wastewater, compost and the urban environment. *Water Science and Technology*, 55(5), 335-344. DOI: 10.2166/wst.2007.196

The Joint Academies Committee on the Mexico City Water Supply, Commission on Geosciences, Environment and Resources, National Research Council, Academia Nacional de la Investigación Científica, A.C., & Academia Nacional de Ingeniería, A. C. (1995). *Mexico City's water supply: Improving the outlook for sustainability*. Washington, DC, USA: National Academy Press.

The University of North Carolina. (August 2, 2022). *Systematic reviews: Data extraction*. Recovered from <https://guides.lib.unc.edu/systematic-reviews/data-extraction>

Transparencia Presupuestaria. (2021). *Recaudación local*. Recovered from https://www.transparenciapresupuestaria.gob.mx/es/PTP/Recaudacion_Local

UN, United Nations. (2022). *Mexico*. Recovered from <https://www.sdg6data.org/country-or-area/Mexico>

UNODC, United Nations Office on Drugs and Crime. (2021). *Iztapalapa Report 2021*. Recovered from https://www.unodc.org/documents/Urban-security/210521_UGSA_Iztapalapa_Ingles.pdf

Vega, S., Gutiérrez, R., Ortiz, R., Schettino, B., Ramírez, M. D. L., & Pérez, J. J. (2011). Hydrocarbons Derived from petroleum in bottled drinking water from Mexico City. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86(6), 632-636. DOI: 10.1007/s00128-011-0268-1

Wayant, C., Page, M. J., & Vassar, M. (2019). Evaluation of reproducible research practices in oncology systematic reviews with meta-analyses referenced by national comprehensive cancer network guidelines. *JAMA Oncology*, 5(11), 1550-1555. DOI: 10.1001/jamaoncol.2019.2564

Webber, F. (August 2, 2013). Mexico's bottled water addiction. *Financial Times*. Recovered from <https://www.ft.com/content/b24b14cc-f4ee-3b8a-b1b9-56f56972d8c5>

Whelton, A. J., Dietrich, A. M., Burlingame, G. A., Schechs, M., & Duncan, S. E. (2007). Minerals in drinking water: Impacts on taste and importance to consumer health. *Water Science and Technology*, 55(5), 283-291. DOI: 10.2166/wst.2007.190

WBG, World Bank Group. (2015). *A shared vision for the Cutzamala System: A model basin in water management*. Recovered from <https://documents1.worldbank.org/curated/en/751831468182346389/pdf/96496-WP-PUBLIC-Box391453B-WB-zamalaA4-CMYK-may11-PUBLIC.pdf>



- WHO, World Health Organization. (2012). *Global costs and benefits of drinking-water supply and sanitation interventions to reach the MDG target and universal coverage* (Report No. WHO/HSE/WSH/12.01). Recovered from https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/75140/WHO_HSE_WSH_12.01_eng.pdf
- WHO, World Health Organization. (March 21, 2022a). *Drinking-water*. Recovered from <https://www.who.int/news-room/factsheets/detail/drinking-water>
- WHO, World Health Organization. (March 30, 2022b). *Cholera*. Recovered from <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs107/en/>
- Wunderlich, S., St. George-Freeman, S., Galindo, L., Brown, C., & Kumpel, E. (2021). Optimizing household water decisions for managing intermittent water supply in Mexico City. *Environmental Science & Technology*, 55(12), 8371-8381. DOI: 10.1021/acs.est.0c08390
- Yaniz, L. (March 22, 2016). Water in Mexico: A human right, bottled. *AIDA*. Recovered from <https://aida-americas.org/en/blog/water-mexico-human-right-bottled>
- Zapata, C. (October 6, 2000). Impulsa cólera agua embotellada. *El Norte*. Recovered from <https://vlex.com.mx/vid/impulsa-colera-agua-embotellada-78158106>

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-05-08

Notes

**Evolutionary law of the relationship between Dongting
Lake and three outlets of Jingjiang River in recent 60
years**

**Ley evolutiva de la relación entre el lago Dongting y las
tres desembocaduras del río Jingjiang en los últimos 60
años**

GuangWei Hu¹

YeWei Liang²

YiLan Ma³

HaiLi Feng⁴

¹School of Economics and Management, Dali University, Dali, Yunnan Province, 671003, China / School of Urban and Environmental Sciences, Hunan University of Technology, Zhuzhou, Hunan Province, 412007, China, 280452570@qq.com

²College of Urban and Environmental Science, Hunan University of Technology, Zhuzhou, Hunan province, China, 1134564131@qq.com



³College of Urban and Environmental Science, Hunan University of Technology, Zhuzhou, Hunan province, China, 965478796@qq.com

⁴College of Urban and Environmental Science, Hunan University of Technology, Zhuzhou, Hunan province, China, 410000591@qq.com

Corresponding author: GuangWei Hu, 280452570@qq.com

Abstract

The Three Gorges Reservoir has begun to play a comprehensive role in power generation, flood control, shipping and other aspects, since June 1, 2003. Using long time series runoff and sediment transport data, the evolution of the relationship of the Dongting Lake and the three outlets of the Jingjiang River after operation of the Three Gorges Project was analyzed using Back Propagation neural networks, Mann-Kendall trend test, and double cumulative curves. The results show that: 1) On interannual and interdecadal scales, the decrease in runoff from Dongting Lake is mainly caused by the sharp decrease in runoff from the three outlets. To some extent, the siltation of the Dongting Lake was alleviated because of the reduction of sediment transport coming from the three outlets; 2) by analyzing the consistency of runoff and sediment transport in and out of Dongting Lake, it was found that the influence of the hydraulic engineering in the Yangtze River on runoff and sediment entering and leaving Dongting Lake is asynchronous. The rate of decay of sediment into the Lake is much greater than the decay rate of sediment

out of the Lake; 3) from the trend change of the dried-up days of the three outlets, the three outlets tend to be silted, and the Ouchi River and the Hudu River gradually decline; 4) From the sedimentation process line of Dongting Lake, cumulative sedimentation of Dongting Lake from 2003 to 2018 was -2.829×10^4 t, and the Dongting Lake changed from siltation state to erosion state; 5) a back propagation neural network model was used to simulate the runoff and sediment transport of Dongting Lake, and the results show that the simulation accuracy met the needs of Dongting Lake runoff and sediment transport prediction.

Keywords: Back propagation neural network, runoff and sediment variation, Jingjiang three outlets, Dongting Lake, the Three Gorges Reservoir

Resumen

El embalse de las Tres Gargantas ha comenzado a desempeñar un papel integral en la generación de energía, el control de inundaciones, el transporte marítimo y otros aspectos desde el 1° de junio de 2003. Utilizando datos de escorrentía y transporte de sedimentos de series temporales largas, la evolución de la relación del lago Dongting y las tres desembocaduras del río Jingjiang después de la operación de las Tres Gargantas, el proyecto se analizó utilizando redes neuronales de propagación posterior, prueba de tendencia de Mann-Kendall y curvas acumulativas dobles. Los resultados muestran lo siguiente: 1) a escala interanual e interdecadal, la disminución de la escorrentía del lago

Dongting se debe principalmente a la fuerte disminución de la escorrentía de las tres desembocaduras; hasta cierto punto, la sedimentación del lago Dongting se alivió debido a la reducción del transporte de sedimentos procedentes de las tres desembocaduras; 2) al analizar la consistencia de la escorrentía y el transporte de sedimentos dentro y fuera del lago Dongting, se encontró que la influencia de la ingeniería hidráulica en el río Yangtze en la escorrentía, y el sedimento que entra y sale del lago Dongting es asincrónico; la tasa de descomposición del sedimento en el lago es mucho mayor que la tasa de descomposición del sedimento fuera del lago; 3) a partir del cambio de tendencia de los días secos de las tres desembocaduras, éstas tienden a estar sedimentadas, y los ríos Ouchi y Hudu disminuyen gradualmente; 4) desde la línea de proceso de sedimentación del lago Dongting, la sedimentación acumulada del lago Dongting desde 2003 hasta 2018 fue de $-2\ 829 \times 10^4$ t, y el lago Dongting cambió de estado de sedimentación a estado de erosión; 5) se utilizó un modelo de red neuronal de propagación trasera para simular la escorrentía y el transporte de sedimentos del lago Dongting, y los resultados muestran que la precisión de la simulación satisfizo las necesidades de predicción de la escorrentía y el transporte de sedimentos del lago Dongting.

Palabras clave: red neuronal de propagación trasera, escorrentía y variación de sedimentos, tres salidas de Jingjiang, lago Dongting, embalse de las Tres Gargantas.

Received: 22/12/2022

Accepted: 25/03/2023

Published Online: 10/04/2023

Introduction

For nearly 100 years, under the dual effects of human activities and nature, Dongting Lake has been shrinking and the flood control situation is grim. Especially after the Three Gorges Project was in function, the runoff and sediment transport from the three outlets into Dongting Lake has undergone dramatic changes, and the river-lake relationship is more complicated. A lot of scholars have had many research results in relation of Yangtze River and Dongting Lake (Chen, 2016; Han, 2014; Hu & Wang, 2014; Hu, Mao, Li, Tan, & Feng, 2013; Li & Wang, 1997; Lu, 2005; Lu & Luo, 1999; Lu & Yao, 2018; Wan, Yang, Wang, Qin, & Dai, 2014). Especially in the past 10 years, many scholars have made a lot of explorations on the impact of human activities on the Dongting Lake, such as reclamation of land from the lake, construction of the Three Gorges Project, etc. (Ban *et al.*, 2014; Chen, 2016; Dai, Lu, Li, & Wang, 2017; Hu *et al.*, 2013; Hu, Mao, Li, Tian, & Feng, 2014a; Hu, Mao, Li, Zeng, & Feng, 2014c; Hu & Zhang, 2018; Shuai, Li, Li, & Li, 2018; Xi *et al.*, 2014; Zhang, Wang, & Tian, 2016). Most studies focus on sedimentation calculations (Guo, Yao, & Yan, 2011; Hong, Dong, & Li, 2007; Hu & Wang, 2014; Jiang,



Huang, & Sun, 2009; Lu & Yao, 2018; Shi, Xia, & Yang, 1999); flood and flood control (Hu & Mao, 2017; Lu, 2009; Mao & Xia, 2005); lake water situation (Hu & Mao, 2017; Huang, Sun, & Jiang, 2011; Sun *et al.*, 2018a); water environment (Hu, 2014; Hu & Zhang, 2018; Shuai *et al.*, 2018; Wang, Ou, Zhang, & Lu, 2015); water level (Hong *et al.*, 2007; Jiang & Huang, 1996; Sun *et al.*, 2018b); ecosystem service function (Deng, Zhong, Xie, Wan, & Song, 2019); wetland (Wu, 2016); aquatic organisms (Wang *et al.*, 2018), etc. The existing literatures have analyzed the time dynamic characteristics of the annual sediment transport in the three outlets and the sediment transport out of the Dongting Lake in recent decades. The results show that the Jingjiang Bending Project and the Three Gorges Project are the fundamental reasons for the substantial reduction of the sediment transport out of the Dongting Lake. However, there are few relevant articles that simultaneously analyze and study the sediment loads of Jingjiang's three outlets and Four Rivers entering the lake, the outflow of Dongting Lake, and the sedimentation of Dongting Lake. Therefore, the systematic study of the response of the lake systems to runoff and sediment variation under the combined effects of natural and human activities is still a frontier field of Dongting Lake research. BP neural networks, M-K test, double cumulative curve and other methods are used to analyze the evolution law of the relationship between Dongting Lake and Jingjiang three mouths in the past 60 years after the operation of the Three Gorges Project, in order to provide reference for the study of Dongting Lake water and sediment.

Materials and methods

Study area

Dongting Lake is located in the northeastern of Hunan Province, on the southern bank of Jingjiang River, spanning Hunan and Hubei provinces. Dongting Lake is located closely with the middle reaches of the Yangtze River. Changes in lake runoff and sedimentation caused by the river-lake interaction have been the focus of attention of hydrologists and geographers. Dongting Lake is an important river-linked lake in the middle of Yangtze River, distributing runoff and sediment from the three outlets of Songzi, Taiping, and Ouchi, and bringing together the Sishui Rivers of Xiang, Zi, Yuan, and Li, as well as the surrounding Miluo River and the Xinqiang River and other small rivers, which forms a complicated river-lake relationship (Figure 1). Dongting Lake is an area which has significant role in regulating floods and protecting wetland ecosystems. The total catchment area of Dongting Lake is 259 430 km², of which the water area of the Lake is 2 625 km².

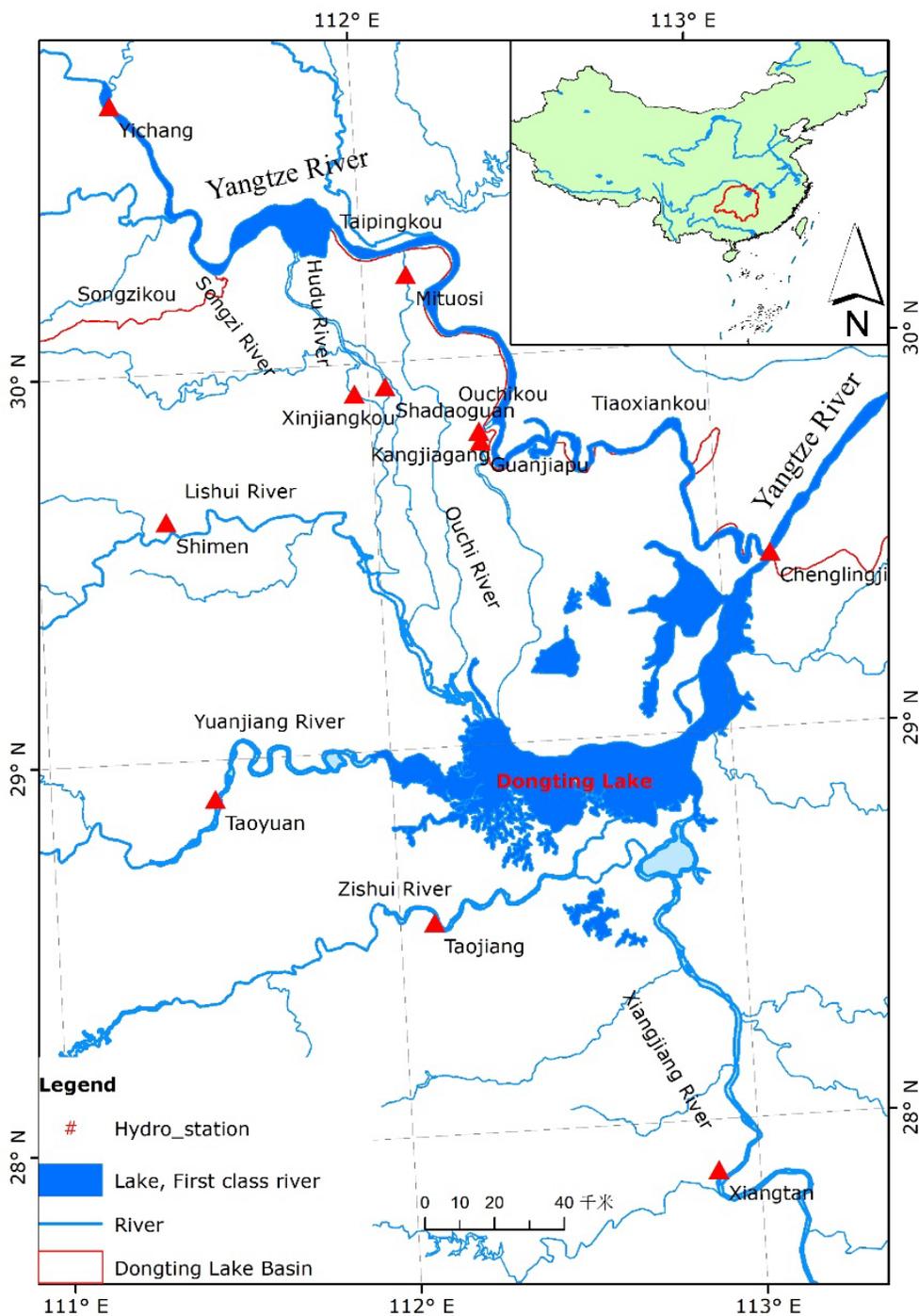


Figure 1. Water system structure of Dongting Lake Basin.

Data

The measured runoff and sediment data of the major control stations were selected as the basic data for the variation analysis of runoff and sediment process at Dongting Lake during 1956-2018 (<http://yzt.hnswkcj.com:9090/#/>). The control stations in and out of the Dongting Lake include Xiangtan, Taojiang, Taoyuan, Shimen, Xinjiangkou, Shadaoguan, Mituosi, Kangjiagang, Guanjiapu, Chenglingji. The measured water and sediment data over the years came from the Hunan Provincial Hydrology and Water Resources Survey Bureau and the "Changjiang Sediment Bulletin 2000-2018" (<http://www.cjw.gov.cn/zwzc/bmgb/nsgb/>). The cut off data of the three outlets over the years comes from the daily water situation report on the website of the Hunan Provincial Department of Water Resources (<https://slt.hunan.gov.cn/slt/hnsw/index.html>).

Methods

The following research methods are applied in this paper:

1. Back propagation (BP) neural network. At present, artificial neural networks have been broadly applied in the analysis and simulation



of hydrology and water resources systems, and the BP artificial neural network model is the most widely used (Karunanithi, Grenney, Whitley, & Bovee, 1994). The essence of BP algorithm is to transform a set of system input-output fitting problems into a nonlinear optimization problem. The learning process of neural networks consists of forward propagation of signals and back propagation of errors. The forward and back propagation processes alternate until the neural networks model output reaches our expectations and the network reaches convergence.

After the optimization selection of model training parameters, the runoff and sediment BP neural networks models are trained on the input sample data using a 3-layer network. The input layer of the runoff artificial neural model is the runoff of three outlets and Four Rivers with a total of 9 nodes. The output of the system is 1 node of the sediment transport from the lake in Chenglingji, the number of hidden layer nodes is 9, and the maximum training step is set at 20 000 steps; the input layer of the sand transport artificial neural networks model is the runoff and sediment transport of nine hydrological control stations in three outlets and Four Rivers. A total of 18 nodes are used to transport sediment from 1 node of the lake in Chenglingji is the output of the system, the number of hidden layer nodes is 19, and the maximum training step size is 20 000 steps.

2. Mann-Kendall (M-K) trend test method is used to test and analyze the trend mutation of long sequence data. Please refer to the literature for the specific calculation process (Hu, Mao, Li, & Xu, 2014b). M-K trend test method is widely accepted by hydrologists because it not

expected that the raw material data obey a specific probability distribution and satisfies only the stochastic independence of time series.

In the case of the null hypothesis H_0 : No change in the hydrological sediment time series, let the time series $X = \{x_1, x_2, x_3, \dots, x_n\}$ of one n samples, construct an order column m_i , m_i represents the i -th sample $x_i > x_j$ ($1 \leq j \leq i$) The cumulative number defines the statistic:

$$dk = \sum_{i=1}^k m_i, (2 \leq k \leq n)$$

Under the premise that the original sequence is random and independent, the mean and variance of dk are defined as:

$$E[dk] = k(k - 1)/4$$

$$Var[dk] = k(k - 1)(2k + 5)/72, (2 \leq k \leq n)$$

Further normalization of dk , defining statistics:

$$UF_k = \frac{dk - E[dk]}{\sqrt{var[dk]}}, (k = 1, 2, 3, \dots, n)$$

Inverse the time series $x \{x_n, x_{n-1}, x_{n-2}, \dots, x_1\}$, $UB_k = -UF_k$ ($k = n,$

$n - 1, \dots, 1$).

The UB_k and UF_k curves intersect at a certain point in the time series, and the intersection point is the mutation point. If the mutation point is between the given 95 % confidence level, the mutation time is statistically significant.

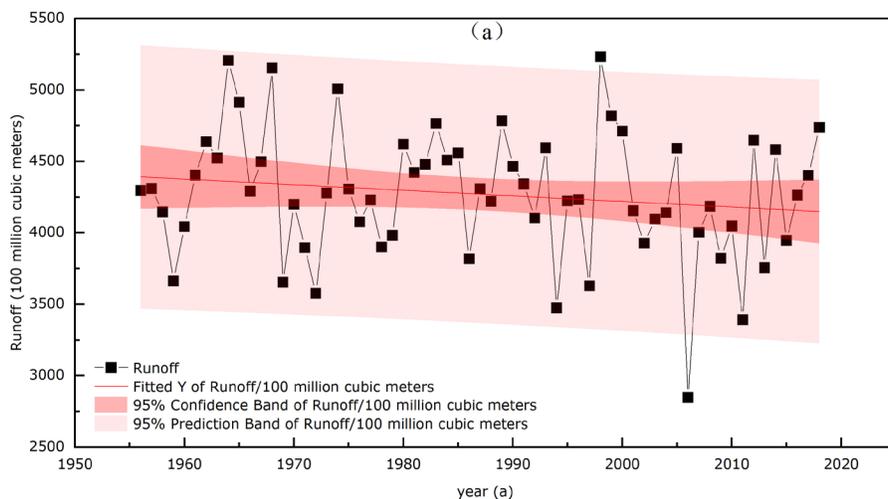
Results

Analysis of water and sediment evolution characteristics of Yichang station

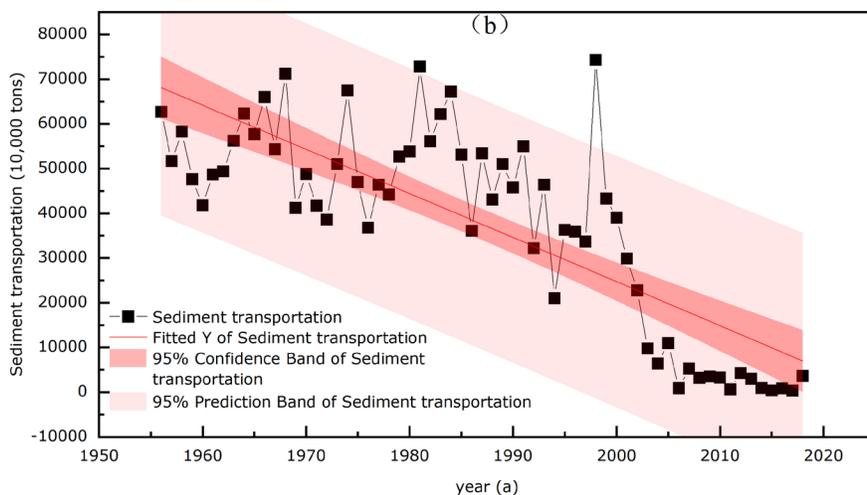
Annual runoff

The multi-year average runoff of Yichang station from 1956 to 2018 was $4.271 \times 10^8 \text{ m}^3$, and the annual runoff was in a state of fluctuating decline (Figure 2a). From the different periods when major human disturbances occurred, the overall trend is relatively stable, except for a decline from 2003-2018 ($4.092 \times 10^8 \text{ m}^3$) after the operation of the Three Gorges Dam and for the period of 1967-1972 ($4.164 \times 10^8 \text{ m}^3$) during the cutting phase has declined. For example, it was $4.404 \times 10^8 \text{ m}^3$ before bending from 1956 to 1966, $4.301 \times 10^8 \text{ m}^3$ after bending from 1973 to 1980, $4.354 \times 10^8 \text{ m}^3$

after the operation of Gezhouba Dam from 1981 to 2002. The low runoff from 2003 to 2018 may be closely related to the low rainfall of the upper and middle Yangtze River during this period. M-K statistical analysis showed that the annual runoff from Yichang station had been fluctuating in the 63 years, but always changed within the confidence interval ($|U| < 1.96, \alpha = 0.05$), indicating that no significant changes in annual runoff have occurred.



$y = (12035.5) + (-3.9075) * x$	
Runoff/100 million cubic meters	
Pearson's r	-0.1593
Adj. R-Square	0.0094
Intercept	12035.51615 ± 6161.18323
Slope	-3.9075 ± 3.10062



$y = (1.99671e+06) + (-985.99) * x$	
Sediment transportation	
Pearson's r	-0.79543
Adj. R-Square	0.62669
Intercept	1996709.54047 ± 191129.15104
Slope	-985.98968 ± 96.18578

Figure 2. The variation of annual runoff and sediment transport in Yichang station during 1956-2018.

Annual sediment transport

The annual average value of sediment transport at Yichang station from 1956 to 2018 is $37\,548 \times 10^4$ t, the fluctuation downward trend is obvious, especially after 2003 (Figure 2b). From different periods, the annual sediment transport showed a downward trend, and it was $54\,764 \times 10^4$ t from 1956 to 1966 (before bending), $49\,300 \times 10^4$ t in 1967-1972 (during bending), $49\,925 \times 10^4$ t in 1973-1980 (after bending), $45\,936 \times 10^4$ t from 1981 to 2002 (after the operation of Gezhouba dam), only $3\,583 \times 10^4$ t in 2003-2018 (after the operation of the Three Gorges Dam). M-K statistical analysis shows that in the past 63 years, the annual sand discharge of Yichang station presents a very obvious downward trend. The mutation point occurred in 2003 and exceeded the 95 % confidence interval in 1995. It can be seen that after the Three Gorges Project impoundment, the annual sediment transport downstream of the reservoir decreased significantly.

Runoff and sediment transportation evolution in Dongting Lake

Annual runoff

The runoff and sediment in Dongting Lake largely derived from Four Rivers in Hunan (Xiang, Zi, Yuan, Li River), and three outlets of Jingjiang River. The Measured runoff and sediment data of the Dongting Lake from 1956 to 2018 (Table 1) show that the average runoff into the lake is 2.446×10^8 m³/a from the three outlets and Four Rivers, and that of Chenglingji is 2.753×10^8 m³/a, of which the inflow of the three outlets is 792×10^8 m³/a, accounting for 28.78 % of the total runoff of the Lake, and the runoff of the Four Rivers is 1.654×10^8 m³/a, accounting for 60.07 %, and the interval recharge is 307×10^8 m³/a, accounting for 11.15 % of the total water of the lake. In the early stage of the operation of the Three Gorges Project (1994-2002), the average runoff of the Four Rivers was 1.908×10^8 m³/a, and after the operation of the Three Gorges Project (2003-2018), the average runoff of the Four Rivers was 1.604×10^8 m³/a, and the attenuation rate was 15.93 %. The average runoff of the three outlets is 616×10^8 m³/a in the early stage of impoundment operation (1994-2002) and 481×10^8 m³/a in the post-storage period, with a decay rate of 22.3 and 39.3 %, respectively, compared to multi-year averages. The average runoff out of the lake at the beginning of the Three Gorges water storage

was $2\,748 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$, while the average runoff out of the lake after the Three Gorges impoundment dropped to $2\,400 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$. The amount of runoff coming from the Four Rivers has not changed much, while the amount of water entering three outlets has decreased significantly. M-K trend test (Figure 3) results show that the runoff from the Four Rivers into the lake did not change significantly, while the runoff from the three outlets into the Lake changed abruptly in 1980 and decreased significantly, indicating that the decrease in the amount of runoff in the Dongting Lake is mainly due to the sharp decrease in the amount of runoff from the three outlets (Figure 4a).

Table 1. Runoff and sediment statistics into and out of the Dongting Lake during 1956-2018.

Statistical period/year	The volume of runoff entering the lake/ 10^8 m^3			The volume of runoff out of the lake/ 10^8 m^3	The volume of sediment entering the lake / 10^4 t			The volume of sediment in the lake/ 10^4 t	The amount of sedimentation / 10^4 t	sedimentation rate/%
	Three outlets	Four rivers	three outlets + four rivers		three outlets	Four rivers	three outlets + four rivers			
1956-1966	1 313	1 517	2 830	3 126	19 564	2 921	22 485	5 690	16 795	74.69
1967-1972	1 010	1 729	2 739	2 982	14 108	4 081	18 190	5 263	12 926	71.06
1973-1980	8 27	1 699	2 526	2 789	11 075	3 663	14 737	3 839	10 899	73.95
1981-2002	6 86	1 722	2 408	2 748	8 574	2 128	10 702	2 757	7 946	74.24
2003-2018	481	1 604	2 085	2 400	867	814	1 680	1 857	-177	-10.52
1956-2018	792	1 654	2 446	2 753	9 380	2 314	11 694	3 416	8 277	70.78

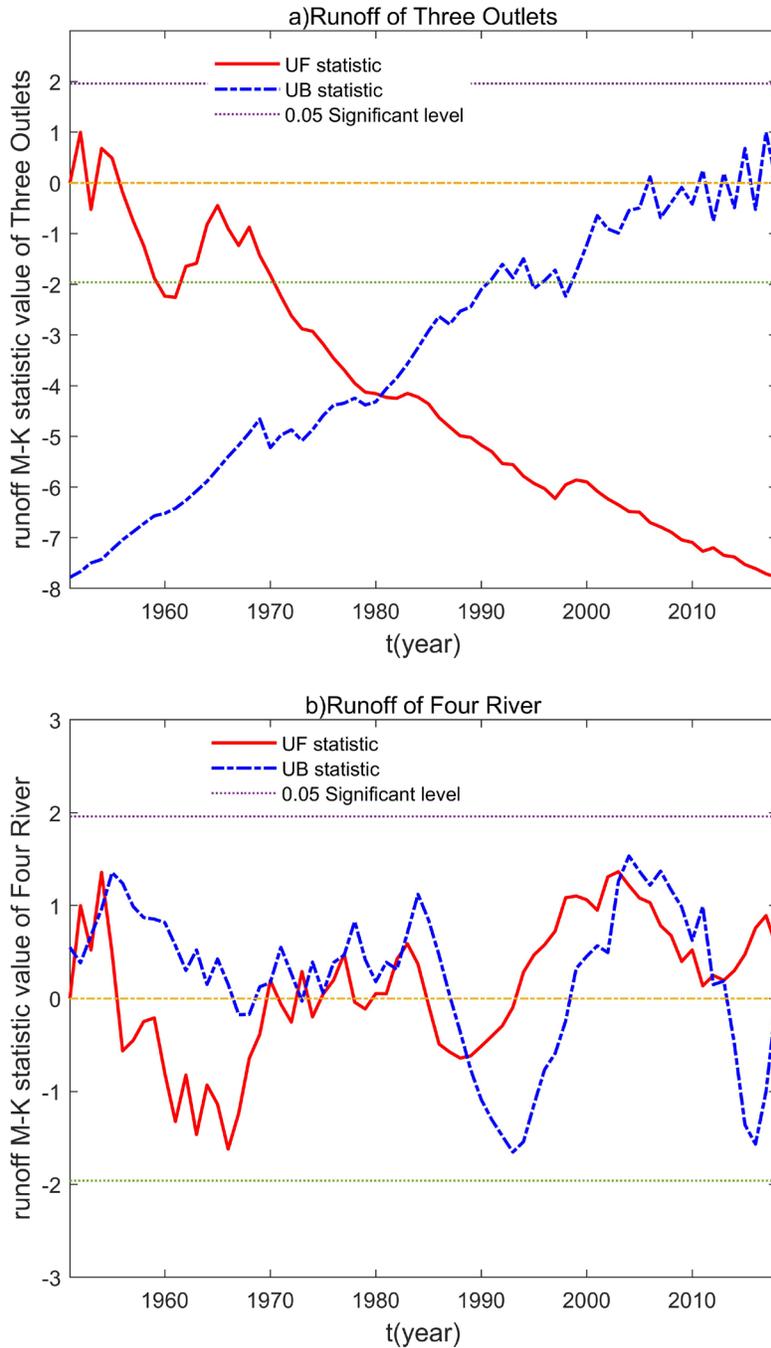


Figure 3. The M-K test statistics of runoff of three outlets and four rivers.

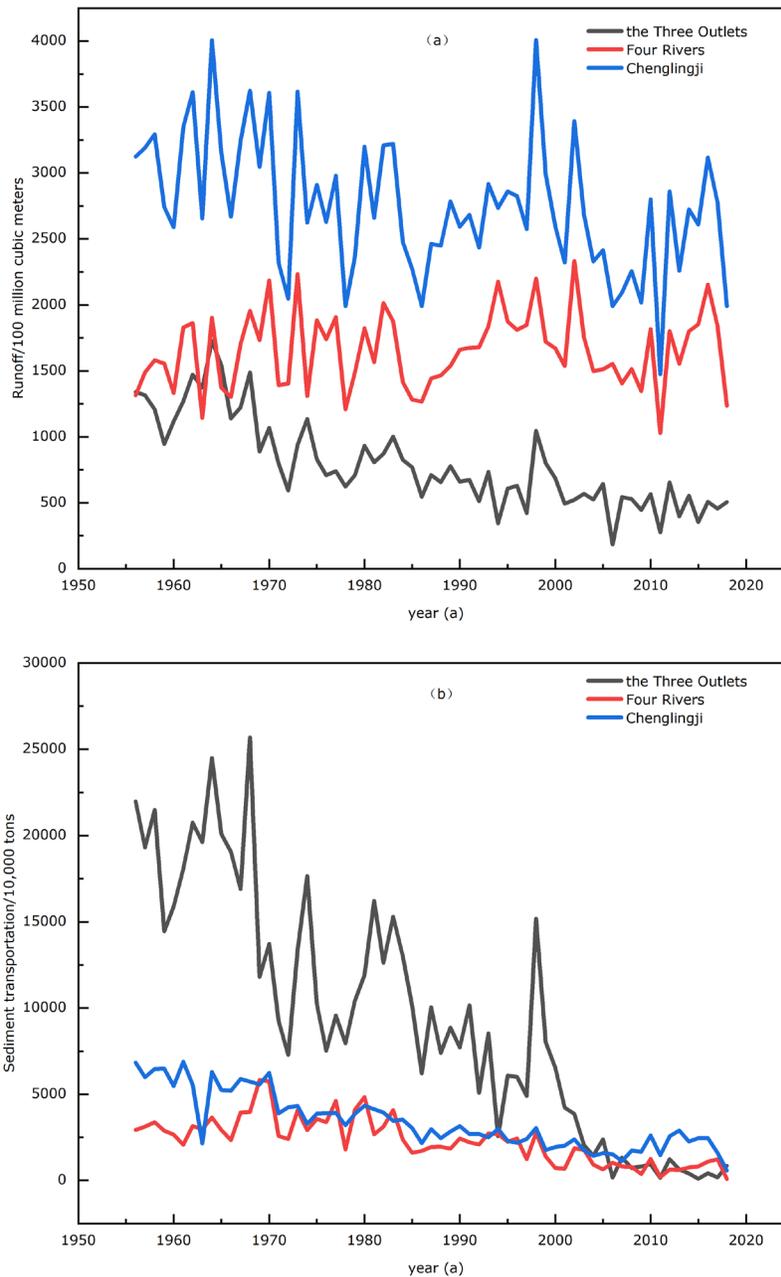


Figure 4. Trends of runoff and sediment transport at the three outlets, four rivers, and Chenglingji during 1956-2018.

Annual sediment transport

The multi-year average sediment transport of three outlets and Four Rivers is $11\,694 \times 10^4$ t/a, of which the sediment transport of the three outlets into the Lake is $9\,380 \times 10^4$ t/a, accounting for 80.22 % of the total sediment transport into the Lake, and sediment transport from Four Rivers into the Lake is $2\,314 \times 10^4$ t/a, accounting for 19.78 % of the total sediment transport into the Lake. The annual average sediment transport of Chenglingji out of the Lake is $3\,416 \times 10^4$ t/a, and the annual siltation amount of the Lake is $8\,277 \times 10^4$ t/a, with a siltation rate of 70.78 %. Before the Three Gorges Project operation, sediment transport into the Lake at three outlets was stable at 75-87 %, but after the Three Gorges Project operation, the sediment volume in Jing River decreased, and sediment entering the Lake from three outlets dropped significantly. The mean sediment transport in the Three Gorges operation period (2003-2018) is only 867×10^4 t/a, accounting for 51.57 % of the incoming sediment transport, which is $5\,507 \times 10^4$ t/a lower than the average value of $6\,374 \times 10^4$ t/a in the early stage of the Three Gorges operation period (1994-2002), with a reduced rate of 86.40 %. In addition, from the perspective of changes in the amount of sediment in and out of the Lake over the years (Figure 4b), the amount of sediment flowing out of the Lake has exceeded the amount of sediment in the Lake since 2006, and

Dongting Lake starts to change from siltation to scouring, indicating that the Three Gorges Project operation has a significant effect on sediment interception in the downstream, which reduces the siltation of Dongting Lake to a certain extent.

Consistency analysis of annual runoff and sediment transport in the three outlets and Chenglingji

Figure 5 shows the double accumulation curves of annual runoff and sediment transport from three outlets into Dongting Lake and Chenglingji out of the Lake, which show that the runoff and sediment in and out of Dongting Lake have changed significantly in the past 63 years. According to the slope of the double accumulation curve, the slope K of the double accumulation curve of runoff and sediment entering the Lake attenuates from 14.4 in the first period to 1.5 in the fifth period, with a decay rate of 89.6 %; while the slope K of the double accumulation curve of runoff and sediment decreases from 1.8 in the first period to 0.8 in the fifth period, with a decay rate of 55.6 %. In particular, it should be noted that the slope of the lake sand curve K decreased from 12.1 to 1.5, indicating the change of the lake sand in Dongting Lake from 2003 to 2018 and the Three Gorges Storage Water operation is closely related, and the trend of the runoff and sediment curve out the lake is not strong. It can be seen that the influence of the water conservancy project of the Yangtze River

on runoff and sediment entering and leaving Dongting Lake is not synchronized, and the attenuation rate of sediment entering the Lake is much greater than that of sediment exiting the lake.

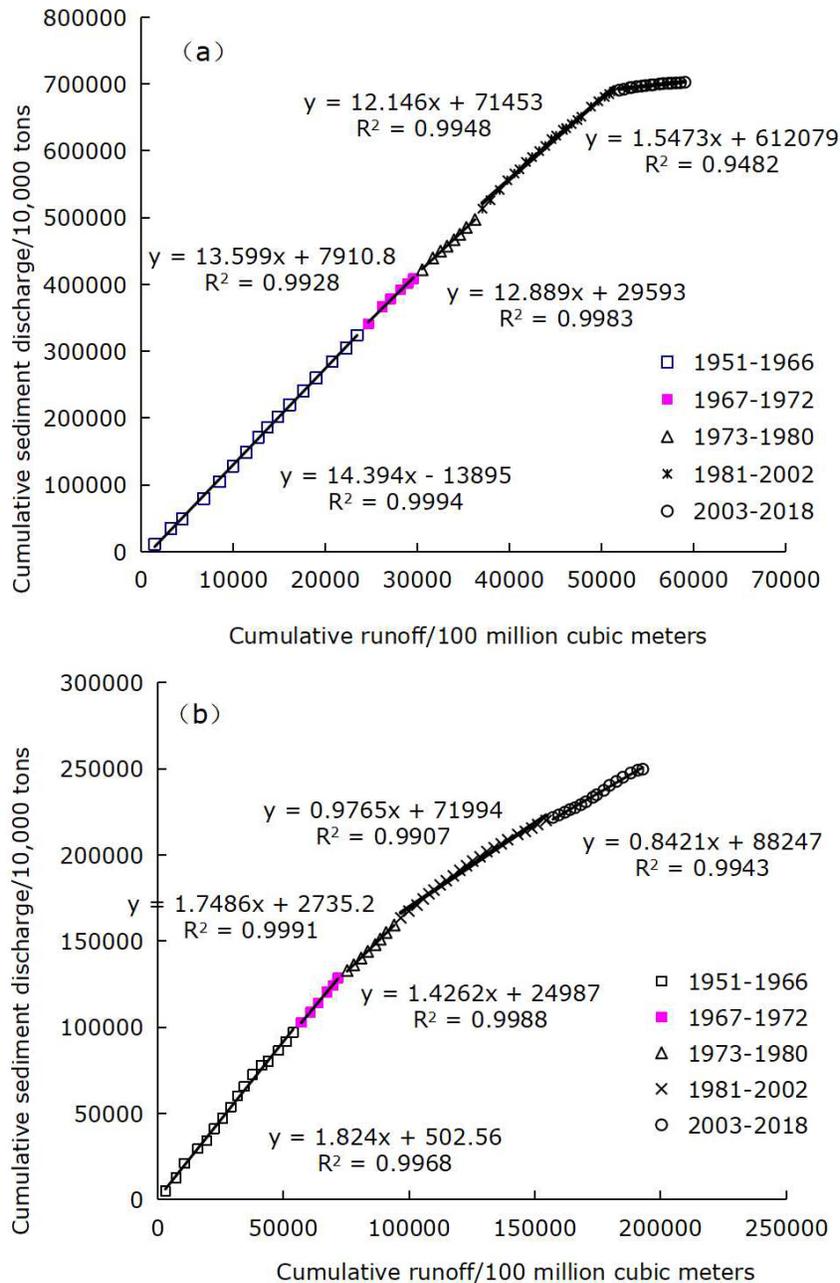


Figure 5. Double cumulative curve of runoff and sediment in and out of Dongting Lake: a) Cumulative runoff and sediment into the lake; b) cumulative runoff and sediment out of the lake.

Impact of Three Gorges Project operation on the relationship between Dongting Lake and Jingjiang River

On June 1, 2003, the Three Gorges Project was officially lowered to store water and began to operate at 135-139 m, which had a profound impact on the relationship between three outlets and Dongting Lake.

Impact on the inflow of the Lake from three outlets

Variation of the runoff of the three outlets

The attenuation of runoff and sediment distribution from three outlets is the direct cause of the change of runoff and sediment in Dongting Lake. With the Lower Jingjiang Cutting Bend, construction of Gezhouba dam, and the Three Gorges Reservoir operation, the amount of runoff entering the Dongting Lake from the three outlets continues to decrease. Before the Three Gorges Dam operation (1994-2002), the total amount of runoff diversion from three outlets was $616 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$, while during the Three Gorges Dam operation (2003-2018), the runoff from the three outlets into the Dongting Lake has dropped to $481 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$, with a reduction of

22.00 %. The total diversion ratio of three outlets decreased from 29.82 % before the lower Jingjiang River cutting bend to 11.77 % at the initial stage of the Three Gorges operation (Table 2). Among them, the runoff diversion and split ratio of the Ouchikou outlet have the fastest attenuation rate among the three outlets. From 1956 to 1966, its multi-year average runoff diversion was $629 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$. From 2003 to 2018, its multi-year average runoff diversion was only $105 \times 10^8 \text{ m}^3/\text{a}$, which was reduced by 83.3 %. The corresponding shunt ratio dropped from 14.29 to 2.58 %.

Table 2. Runoff and the split ratio at the Yichang Station and the three outlets during different periods.

Statistical period	runoff / $\times 10^8 \text{ m}^3$					split ratio / %			
	Yichang Station	Songzikou	Taipingkou	Ouchikou	Total runoff of the three outlets	Songzikou	Taipingkou	Ouchikou	Total runoff of the three outlets
1956-1966	4 404	479	205	629	1 313	10.87	4.66	14.29	29.82
1967-1972	4 164	441	186	383	1 010	10.58	4.46	9.21	24.25
1973-1980	4 301	423	160	244	827	9.83	3.72	5.68	19.23
1981-2002	4 354	370	132	183	686	8.51	3.04	4.20	15.75
2003-2018	4 092	294	82	105	481	7.18	2.01	2.58	11.77
1956-2018	4 271	383	141	268	792	8.97	3.30	6.28	18.55

The characteristics and trend changes of the number of dried-up days of the three outlets

After the Three Gorges Project operation, three outlets cutoff has changed to varying degrees. Since a long time, the sediment of the flood channel and entrance in the three outlets of the Jingjiang River has been silting and shrinking year by year, so that the other entrances (Shadaoguan, Guanjiapu, Kangjiagang, and Mituosi) have been cut off year after year during the dry period, except for a small amount of diversion into Dongting Lake at the Xinjiangkou of Songzikou (Table 3 and Figure 6), and the number of dried up days at the three outlets showed an increasing trend. In recent years, the dry-flow time of the three outlets has been maintained at about 5-6 months every year, and the average dry-flow time of the Kangjiagang station has exceeded 8 months for many years. According to statistics from 2003 to 2018, the annual average number of dried-up days at Shadaoguan, Mituosi, Guanjiapu, and Kangjiagang has reached 186 days, 138 days, 175 days, and 269 days respectively, compared to the multi-year average, the number of dried-up days has increased by 70 days, 34 days, 44 days, and 20 days respectively. Among them, in 2006, due to comprehensive factors such as low precipitation in upstream Yangtze River and water storage in the Three Gorges Project, the number of dried-up days at three outlets was the highest over the years, and the number of dried-up days at Shadaoguan, Mituosi,

Guanjiapu, and Kangjiagang reached 269d, 206d, 235d, and 336d, respectively. The cut-off time mainly occurs in dry months such as January-April and November-December, which coincides with the adjustment and replenishment operation period of the Three Gorges Project. Therefore, according to the length of the dry season, optimize the water replenishment dispatch scheme of the Three Gorges Reservoir, and while ensuring the demand for the power generation, shipping, and irrigation during the dry period of the reservoir, increase the discharge flow of the reservoir in due course or pre-discharge in advance, to increase the runoff of the Yichang-Zhicheng section of the Yangtze River and ensure the safety of industrial and agricultural production and domestic water in the Dongting Lake area.

Table 3. Variation of average dried up days at the three outlets during different periods.

Statistical period	The multi-year average annual number of dried up days at each station of the three outlets by period (d)				the corresponding flow of Zhicheng station when the flow is cut off at each station (m ³ /s)			
	Shadaoguan	Mituosi	Guanjiapu	Kangjiagang	Shadaoguan	Mituosi	Guanjiapu	Kangjiagang
1956-1966	0	36	18	212	/	4 292	3 925	13 070
1967-1972	0	3	80	240	/	3 470	4 958	15 950
1973-1980	75	70	145	257	4 660	5 180	7 790	18 350
1981-2002	172	155	167	252	8 920	7 676	8 665	17 390
2003-2018	186	138	175	269	10 824	7 321	8 788	14 500
1956-2018	117	104	131	248	8 594	5 932	7 337	16 000

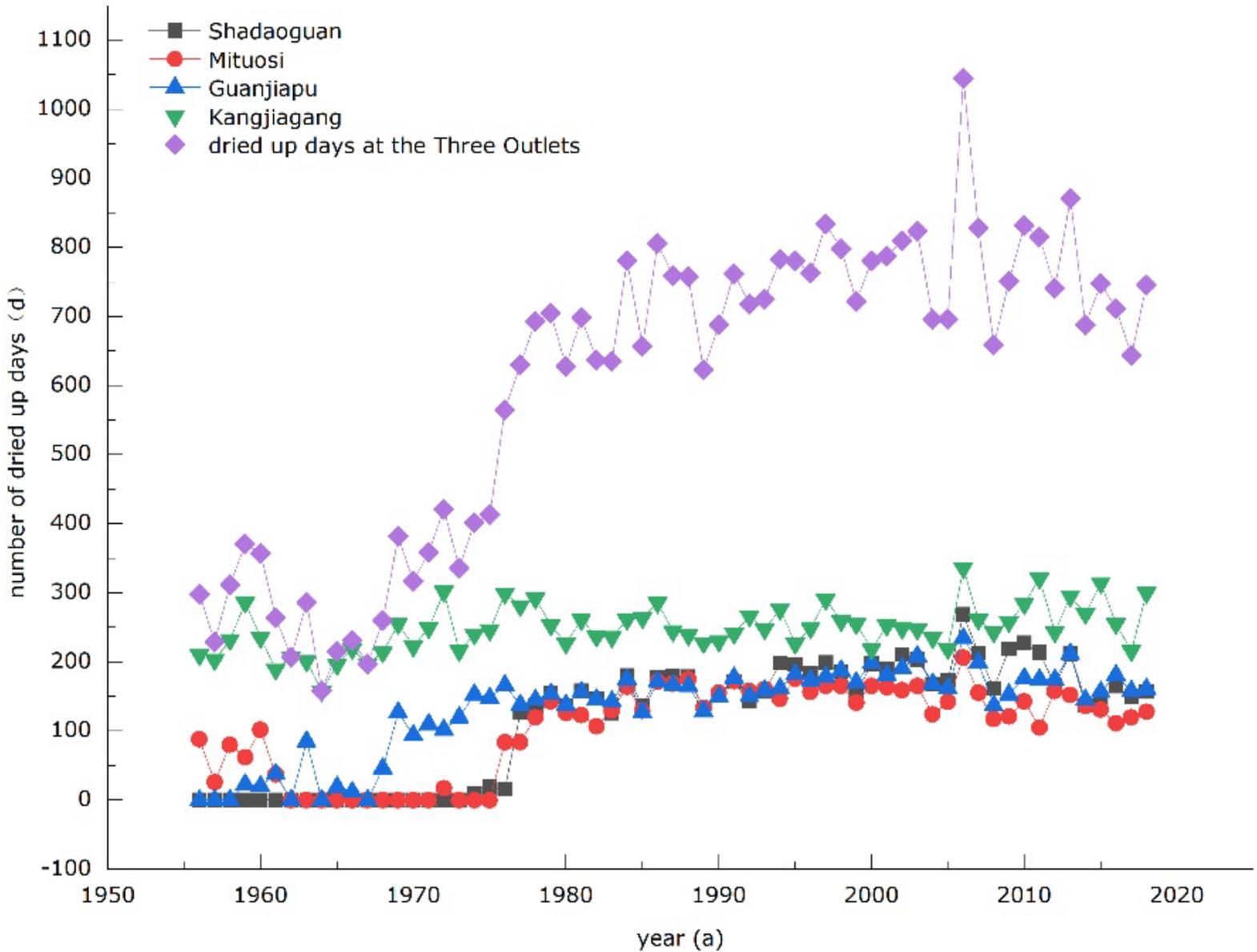


Figure 6. Trend of dried-up days at the three outlets in the Jingjiang River.

To more intuitively reveal the trend change of the number of dried up days of three outlets, using M-K trend test method, taking the large-scale hydro project on the mainstream of Yangtze River as the node, the number of dried up days of the three outlets have been divided into 6 stages. The first stage is 1951-1958 (the Tiaoxiankou blocked), and the Kandel rank correlation test value is $|U| = 1.359 < U(0.05/2) = 1.96$, the number of dried-up days has an increasing trend, but the increasing trend is not significant. In the second stage, from 1959 to 1973 (the Lower Jingjiang River cutting period), the Kandel rank correlation test value $|U| = 1.039 < U(0.05/2) = 1.96$, showing an ascending trend, but the trend is not obvious, and it can be seen that the blockage of Tiaoxiankou has no fundamental impact on three outlets interruption. In the third stage, from 1974 to 1981 (Gezhouba dam for power generation), the relevant test values of Kandel rank were $|U| = 2.473 > U(0.05/2) = 1.96$, the number of dried-up days showed an increasing trend, and the increasing trend was significant, indicating that the Lower Jingjiang Cutting Project had a significant impact on the three outlets interruption. In the fourth stage, from 1982 to 2003 (before the impoundment of the Three Gorges Reservoir), the Kandel rank correlation test value $|U| = 3.016 > U(0.05/2) = 1.96$, the number of dried-up days of the three outlets showed a significant increasing trend, indicating that the construction of Gezhouba has a significant impact on the three outlets interruption. In the fifth stage, from 2004 to 2018 (the operation period of the Three Gorges Reservoir), the Kandel rank correlation test value $|U| = 0.842 < U(0.05/2) = 1.96$,

the number of dried-up days of the three outlets has an increasing trend, but the trend is not significant, indicating that the Three Gorges Reservoir water storage has not had a fundamental impact on the three outlets interruption. In a comprehensive analysis, the number of dried-up days of the three outlets showed an increasing trend from 1956 to 2018, but the increasing trend was not significant from 2004 to 2018, indicating that the increase in the number of dried-up days of the three outlets has slowed down since the Three Gorges Reservoir operation. This shows that the dispatch of the Three Gorges Reservoir during the dry period has an obvious resupply effect on the downstream water volume, which is beneficial to the stability of the runoff of the three outlets.

Effect on the change of erosion and siltation in Dongting Lake

From sediment statistics data from 1956 to 2018 and the sedimentation process line of the Dongting Lake (Figure 7), it is evident that the sediment distribution at three outlets has contracted significantly under the influence of the Three Gorges Project. The sediment deposition in the Dongting Lake showed a clear decay trend, and the average annual sediment deposition amount has decreased from $11\,155 \times 10^4$ t/a before the Three Gorges operation (1956-2002) to 29×10^4 t/a during the Three Gorges operation period (2003-2018), with a decrease of 99.8 %. The

sediment deposition rate decreased from 72.01 % before the Three Gorges operation to -43.38 % during the Three Gorges operation. In 2006, the sediment volume out of the Lake was $1\,520 \times 10^4$ t, and the amount of sediment from the three outlets and Four Rivers was $1\,188 \times 10^4$ t, ignoring the amount of sediment coming from the interval, the Dongting Lake began to turn into a washout state in 2006, except for the slight siltation in 2007 and 2018, the Dongting Lake showed an erosion state from 2008 to 2017. It can be seen from Figure 7 that the siltation amount of the Dongting Lake has been decreasing year by year, especially after the Three Gorges Dam operation, the decrease has shown an increasing trend, and a sudden change is shown in 2006.

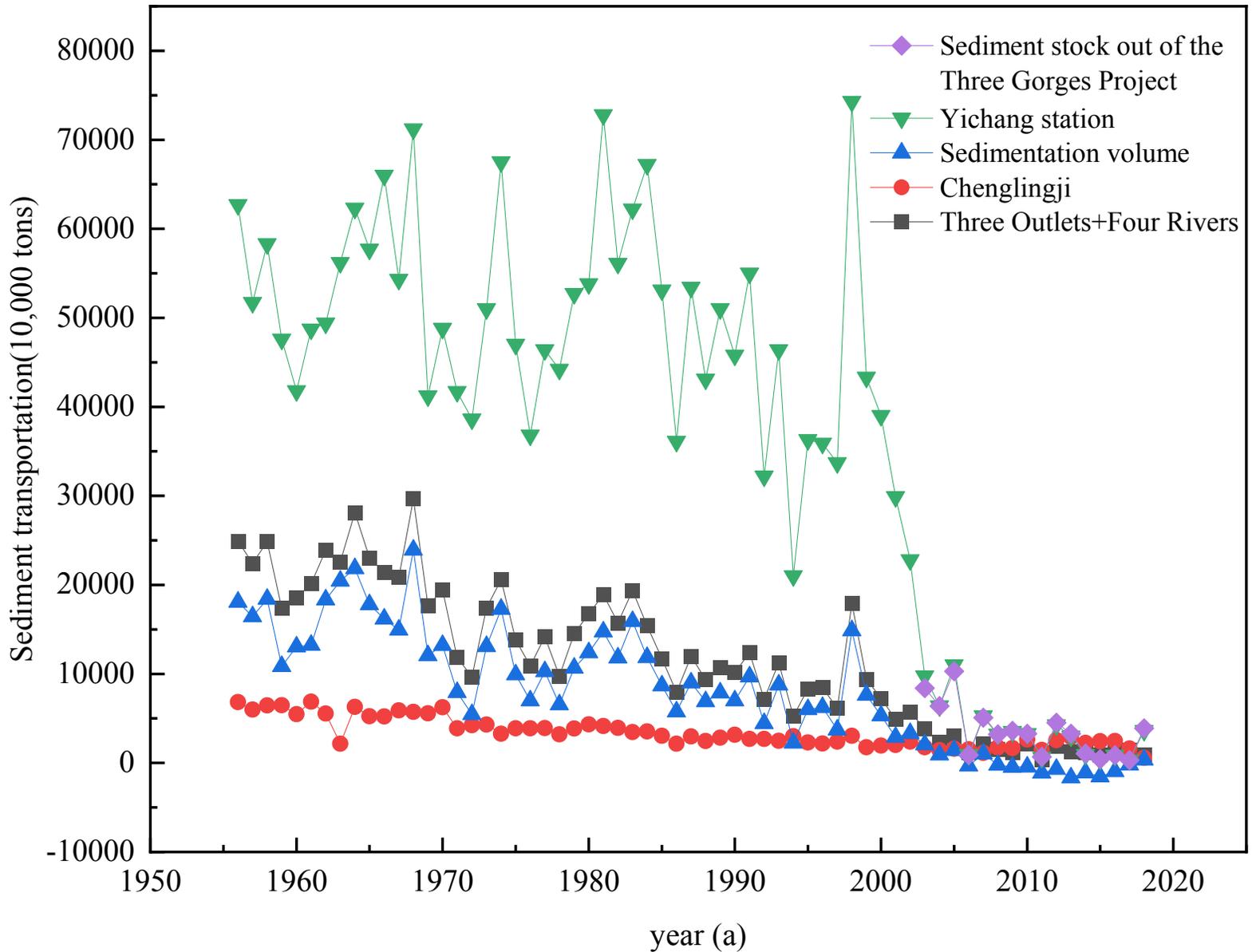


Figure 7. Process line of sediment deposition in Dongting Lake during 1956-2018.

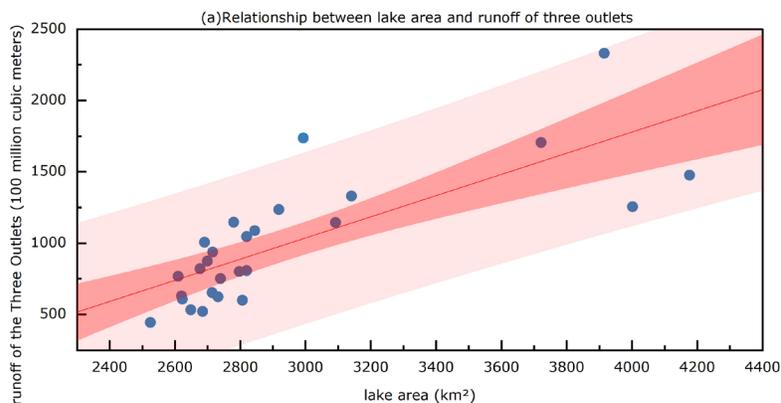
The average annual sediment inflow of three outlets into the Lake decreased from $19\,590 \times 10^4$ t (1956-1966), $6\,960 \times 10^4$ t (1966-2002) to 867×10^4 t (2003-2018), with a decrease of 95.6 and 87.6 %, respectively. Without considering the interval sediment input, the average annual sediment into the Dongting Lake was $1\,917.65 \times 10^4$ t in 15 years after the Three Gorges Project operation, which is 16.4 % of the multi-year average sediment inflow of $11\,694 \times 10^4$ t. From 2003 to 2018, the accumulated siltation volume of the Dongting Lake was $-2\,829 \times 10^4$ t, showing a washed-out state, which was $55\,154 \times 10^4$ t less than the accumulated siltation sediment volume of $52\,325 \times 10^4$ t from 1994 to 2002, with a reduction of 105.4 %.

Effects on the area and volume changes of Dongting Lake

Three outlets and Four Rivers of Hunan are the main sources of runoff and sediment in Dongting Lake. Due to the small amount of runoff and sediment changes in Four Rivers, the runoff and sediment variation at three outlets has a significant effect on Dongting Lake (Hu *et al.*, 2013; Hu & Zhang, 2018). Through the comparative analysis of the relationship between runoff and sediment volume of three outlets and the area and volume of the Lake in different years, it was found that there was a positive correlation between the magnitude of the runoff and sediment volume transported into the lake by three outlets and the area and volume

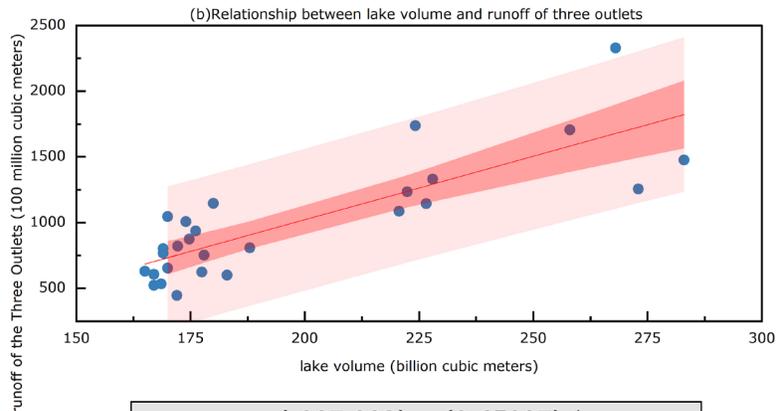
of Dongting Lake (Figure 8a-d). According to the measured data of Dongting Lake, the lake area decreased from 6 000 km² in 1852 to 4 350 km² in 1949, reduced by 1 650 km², and the area of the Lake decreased by 37.6 % and the volume decreased by 42 % during the 63a period from 1949 to 2012, and the Dongting Lake changed from the largest freshwater lake in China to the second largest freshwater lake. From the statistical data of the area of Dongting Lake, it can be seen that from 1825 to 2012, the lake area of Dongting Lake showed a continuous shrinking trend, with the smallest area shrinking to 2 525 km². From 1949 to 1982, the reduction of the Lake area changed significantly, of which the annual reduction rate from 1954 to 1958 was the largest, reaching 10 km²/a, which was related to a large number of reclaiming farmlands from lakes in this stage. From 1977 to 2012, the volume of the Lake was between 165 and 178×10⁸ m³. In 1998, the area and volume of the Lake rebounded. According to the statistics of the Water Resources Department of Hunan Province, since 1998, Dongting Lake has implemented the project of returning farmland to the lake. The flood storage capacity has increased by 27×10⁸ m³, the flood storage area has been expanded by 554 km², and the Lake area has shown an increasing trend. In 2003, the Three Gorges Project was put into operation, and three outlets were discharged with clear water, and Dongting Lake was changed from siltation to scouring with obvious effect, and the area of Dongting Lake has the tendency to continue to increase. Generally, the reduction in runoff and sediment amounts has led to an important factor in the

reduction of the lake area and volume, but it is not the only influencing factor, and the area or volume of the Lake is also significantly affected by the construction of fields around the lake or returning farmland to the lake.



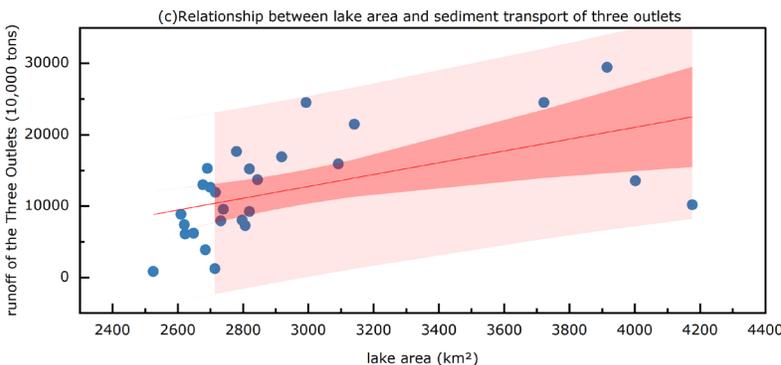
$$y = (-1190.41) + (0.742277) * x$$

	runoff of the Three Outlets
Pearson's r	0.76857
Adj. R-Square	0.57432
Intercept	-1190.40569 ± 368.06204
Slope	0.74228 ± 0.12358



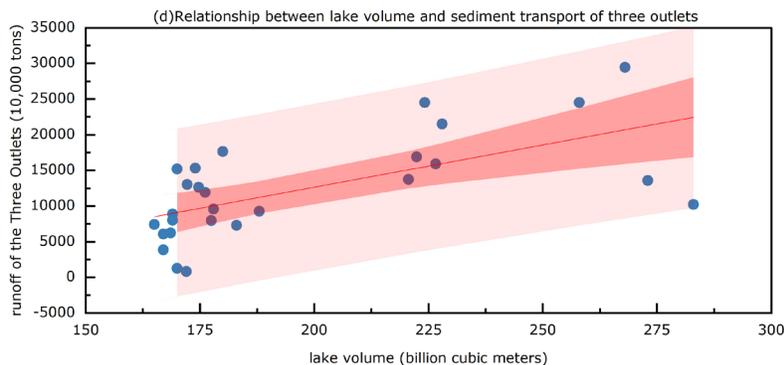
$$y = (-907.992) + (9.65097) * x$$

	runoff of the Three Outlets
Pearson's r	0.82071
Adj. R-Square	0.6605
Intercept	-907.99172 ± 269.55996
Slope	9.65097 ± 1.34373



$$y = (-12057.4) + (8.27536) * x$$

	runoff of the Three Outlets
Pearson's r	0.53712
Adj. R-Square	0.26004
Intercept	-12057.39484 ± 7741.32499
Slope	8.27536 ± 2.59916



$$y = (-11001.6) + (118.206) * x$$

	runoff of the Three Outlets
Pearson's r	0.63013
Adj. R-Square	0.37294
Intercept	-11001.58755 ± 5844.16722
Slope	118.20614 ± 29.13266

Figure 8. Relationship between area, the volume of the Dongting Lake and runoff, sediment transport at the three outlets.

Prediction of changes in runoff and sand transport out of the Dongting Lake

According to the long-term sequence data of runoff and sediment discharge from three outlets and the Chenglingji, a BP neural network model was constructed to train and analyze runoff and sediment emission of Dongting Lake. In the simulation, a BP neural network prediction model for the prediction of annual runoff and annual sediment delivery was established, and the simulation results are shown in Figure 9.

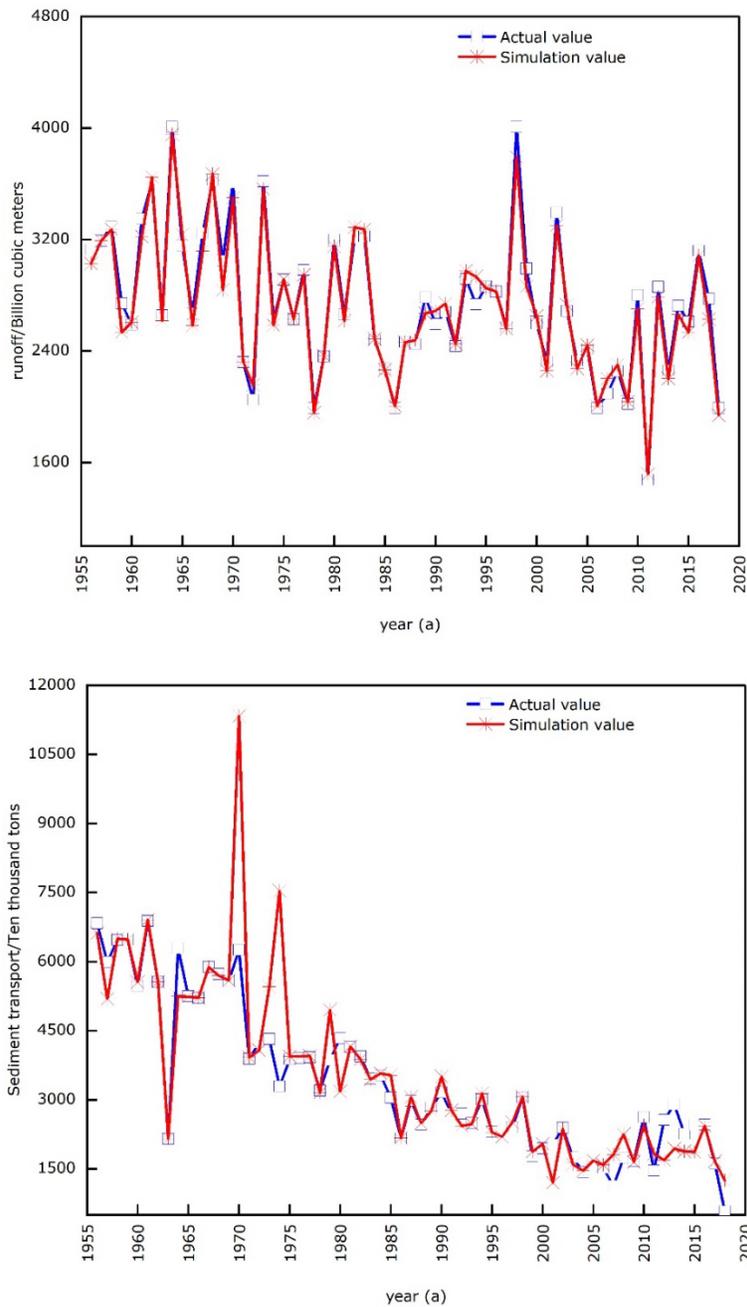


Figure 9. Results of BP network fitting on annual runoff and sediment transport.

According to the results of the model, the average percent error of annual runoff and sand transport were 0.65 and 5.16 %, respectively (Table 4). It can be seen that the runoff prediction results are relatively ideal, and the error percentage is between 0.02 and 7.59 %, however, due to the large interannual variation of sediment transport, the sediment transport forecast results are worse than the runoff forecast results, and the data errors of individual years are larger.

Table 4. Comparison of measured and predicted values of runoff and sediment out of the Dongting Lake basin after the Three Gorges Reservoir operation.

Time after the construction of the reservoir (year)	Runoff ($\times 10^8 \text{ m}^3$)			Sediment transport ($\times 10^4 \text{ t}$)		
	Measured value	Simulated values	Error percentage	Measured value	Simulated values	Error percentage
1	2 685	2 728.47	1.62	1 750	1 592.08	-9.02
2	2 329	2 274.75	-2.33	1 430	1 460.64	2.14
3	2 415	2 441.06	1.08	1 590	1 676.12	5.42
4	1 990	2 003.94	0.70	1 520	1 586.37	4.37
5	2 094	2 201.38	5.13	1 120	1 806.07	61.26
6	2 256	2 299.70	1.94	1 740	2 247.50	29.17
7	2 018	2 035.58	0.87	1 670	1 642.87	-1.62
8	2 799	2 702.60	-3.44	2 620	2 438.32	-6.93
9	1 475	1 515.60	2.75	1 460	1 819.62	24.63
10	2 860	2 788.02	-2.52	2 560	1 687.99	-34.06
11	2 259	2 202.44	-2.50	2 900	1 934.93	-33.28
12	2 725	2 662.61	-2.29	2 260	1 876.50	-16.97
13	2 610	2 533.36	-2.94	2 450	1 868.12	-23.75
14	3 119	3 085.88	-1.06	2 460	2 432.35	-1.12
15	2 776	2 626.53	-5.38	1 610	1 664.66	3.40
16	1 990	1 936.04	-2.71	575	1 247.27	116.92
17		2 041.45			335.46	
18		2 138.85			216.19	
19		2 153.68			259.90	
20		2 198.67			303.85	
21		2 238.43			367.12	

After the completion of the Three Gorges Reservoir, a large amount of sediment was trapped in the reservoir, and the riverbed downstream of the dam was obviously scoured. According to the calculation of the measured and simulated values of runoff and sediment transport at Dongting Lake, it can be seen that after the Three Gorges operation for 16 years, the riverbed of the Yangtze mainstream has been greatly scoured, the water level has dropped, the sediment separation of three outlets continued to decrease, and the runoff diversion ratio of three outlets dropped from 22.26 % before the operation to 11.77 % after the operation. In terms of sediment transport volume, after the Three Gorges impoundment operation, the sediment transport volume at Yichang Station dropped sharply from $37\,356 \times 10^4$ t (1994-2002) before the operation to $3\,583 \times 10^4$ t (2003-2018) after the operation, and the sediment transport capacity of the three outlets was sharply reduced to 467×10^4 t, 119×10^4 t, 280×10^4 t, respectively. It is evident that the completion of the Three Gorges Reservoir has had a significant effect on the interception of sediment entering Dongting Lake.

Table 4 provides the forecast data for 21 years after the completion of the Three Gorges Reservoir. This shows that the blocking effect of the Three Gorges Reservoir on sediment is obvious. Due to the obvious decrease in the amount of sediment entering the lake from three outlets, the amount of sediment leaving Dongting Lake has also decreased significantly. It is predicted that the amount of sediment entering the Lake

from Chenglingji in 2023 will only be 367.12×10^4 t. The runoff from the lake is relatively stable, and the amount of runoff out of the Lake will remain at about 2238.43×10^8 m³ by 2023.

Conclusions and discussion

Conclusions

According to the latest observations of water and sand available in Dongting Lake area, an analysis of the variation characteristics of runoff and sediment in Dongting Lake and the interrelationship between rivers and lakes is presented, the impact of Three Gorges Reservoir storage on the relationship between Dongting Lake and three outlets is discussed, and the following main conclusions are drawn:

1. From the perspective of interannual and interdecadal scales, the sharp reduction in the amount of runoff from three outlets is mainly responsible for the decrease in runoff in Dongting Lake. The impoundment of the Three Gorges Dam has a significant intercepting effect on downstream sediments. Hence, Dongting Lake has a reduced degree of siltation. Human activities, such as the Three Gorges Project and the reduction of precipitation in upper Yangtze River reaches, have the largest impact on the lake.

2. By analyzing the consistency of runoff and sediment transport in and out of Dongting Lake, it can be seen that the impact of the hydro projects of the mainstream of the Yangtze River on runoff and sediment transport of the Dongting Lake is not synchronized, and the rate of decay and change of sediment entering the lake is much greater than the decay rate of sediment out of the Lake.

3. From the characteristics and trend changes of the number of days without flow in three outlets, it can be seen that the changing environment conditions have led to a sharp decline in runoff and sediment diversion of three outlets as a result of the changing of Dongting Lake basin. Three outlets are gradually silting up, and the Ouchi River and Hudu River are slowly declining.

4. From the perspective of the sediment sedimentation process line of the Dongting Lake, the cumulative sediment deposition amount of the Dongting Lake from 2003 to 2018 was $-2\,829 \times 10^4$ t, and the lake area was converted from siltation to erosion.

5. BP neural network is used to simulate runoff and sediment from Dongting Lake, according to the results, simulation accuracy is sufficient to predict runoff and sediment out of Dongting Lake.

Discussion

The changes in the relationship between Jingjiang River and Dongting Lake are of great significance to the flood control of the middle reaches of the Yangtze River. Due to the influence of the bending of the Jingjiang River, the construction of the Gezhou Dam, and the impoundment of the Three Gorges Reservoir, the relationship between water and sediment in the Jingjiang River and Dongting Lake has become more and more complicated.

1. The process of water and sediment coming from the three outlets of the Jingjiang River and the Four Rivers is complex, and the floods from different sources form a mutual top-supporting effect with the Dongting Lake, resulting in a complicated process of water and sediment variation, which aggravates the flood control situation in the Dongting Lake area. The reduction of sediment distribution in the three outlets of the Jingjiang River is mainly caused by the drop of the water level of the Jingjiang River and the change of the rushing of the three outlets flood channels, which is rooted in the change of water and sediment in the main stream of the Yangtze River. In addition to the bending of the Jingjiang River and the Three Gorges impoundment, the construction of Wudongde, Baihetan, Xiluodu and Xiangjiaba hydropower stations had a great impact on the diversion of the three outlets. The total storage capacity of the four hydropower stations exceeds that of the Three Gorges Reservoir, reaching

$136 \times 10^8 \text{ m}^3$. Especially in dry years, the situation of the three outlets dry-flow is more serious, which must be paid attention to, and countermeasures should be taken to reduce the impact of the three outlets dry-flow on the water volume of Dongting Lake.

2. Different water conservancy projects have different impacts on the relationship between water and sediment in the Jingjiang River and Dongting Lake. The bending of the Jingjiang River has caused a sharp drop in the diversion of the three outlets, and the Jingjiang River section has been eroded greatly, reducing the amount of water and sediment entering the lake at the three outlets, slowing down the deposition of Dongting Lake. However, with the increase in the amount of water and sediment in the lower reaches of the Jingjiang River, the supporting role of the Jingjiang River on the outlet of Dongting Lake has increased, making the relationship between the rivers and lakes more complicated. The impoundment of the Three Gorges Reservoir also causes the scouring of the Jingjiang River. The difference is that the water level of the Jingjiang River caused by the storage of the Three Gorges Reservoir did not drop much, but the interception effect of the Three Gorges Dam on sediment was obvious, which reduced the siltation of Dongting Lake to a large extent.

It is a long-term systematic study to find out how the Three Gorges Dam impacts runoff and sediment in Dongting Lake, as there have been no runoff and sediment process data of the Three Gorges Reservoir over the years and no topographic map data of the bottom of Dongting Lake.

The relationship between rivers and lakes, as well as sediment, is quite complex. The coupling study of the operation of the Three Gorges Reservoir and the change of runoff and sediment in Dongting Lake, as well as the study of soil erosion and sedimentation changes in Dongting Lake, only involve quantitative statistics. Researchers are only now beginning their study of the impact of the Three Gorges Reservoir operation on three outlets and Dongting Lake, and more observational data tests are needed to support relevant statistical results. It is our goal to conduct spatial coupling studies with complete data and to closely monitor runoff and sediment changes at three outlets as they relate to the evolution of the watershed. Ensure the long-term stability of the Dongting Lake Basin by coordinating reservoirs' and Dongting Lake's operating schedules and implementing flood control and dredging measures in time.

Acknowledgments

Thanks to Professor Mao Dehua for his valuable revisions during the writing of the paper. Fund project : Ministry of Education Humanities and Social Sciences Fund Project (19YJCZH053); General Project of Hunan Provincial Department of Education (19C0592); Social Science Achievement Review Committee Fund of Hunan Province (XSP20YBC296); Social Science Research Project of Zhuzhou City (ZZSK2021043); Science and Technology Plan Project of Zhuzhou.

Two additional projects are funded by the following grants: Hunan



Provincial Social Science Achievement Review Committee Project (Characteristics of Spatial and Temporal Differentiation of Nitrogen and Phosphorus Pollution in Cultivated Land Across Administrative Regions and Synergistic Paths of Governance, XSP24YBC383); and Dali University Ph.D. Research Initiation Fee Project (Study on Influencing Factors and Driving Mechanisms of Rural Tourism Development--Taking the West Yunnan Tourism Loop as an Example, KY24YBC383). Tourism Loop, KY2419121740).

References

- Ban, X., Jiang, L., Zeng, X., Du, Y., Xiao, F., & Ling, F. (2014). Quantifying the spatio-temporal variation of flow and sediment in the middle Yangtze River after the impoundment of the Three Gorges. *Advances in Water Science*, 25(5), 650-657 (in Chinese). DOI: 10.14042/j.cnki.32.1309.2014.05.014
- Chen, Y. (2016). The variation and response of water and sediment exchange between Yangtze River and Dongting Lake after the Three Gorges reservoir impoundment (dissertation). Beijing, China: China Institute of Resources & Hydropower Research (in Chinese).
- Dai, W., Lu, D., Li, J., & Wang, J. (2017). Evolution characteristics and driving factors of runoff and sediment changes in Dongting Lake During 1951-2014. *Journal of Soil and Water Conservation*, 31(2), 142-150, 176 (in Chinese). DOI: 10.13870/j.cnki.stbcxb.2017.02.025

- Deng, C., Zhong, X., Xie, B., Wan, Y., & Song, X. (2019). Spatial and temporal changes of land ecosystem service value in Dongting Lake area in 1995-2015. *Geographical Research*, 38(4), 844-855 (in Chinese). DOI: 10.11821/dlyj020170999
- Guo, X., Yao, S., & Yan, L. (2011). Variation of Split flow and sediment diversion at the three outlets along Jingjiang River and water and sediment transport at the outlet of Dongting Lake. *Journal of Yangtze River Scientific Research Institute*, 28(8), 80-86 (in Chinese). DOI: 10.3969/j.issn.1001-5485.2011.08.017
- Han, Q. (2014). Variation mechanism of the relation between Jingjiang River and Dongting Lake. *Journal of Yangtze River Scientific Research Institute*, 31(6), 104-112 (in Chinese). DOI: 10.3969/j.issn.1001-5485.2014.06.021
- Hong, L., Dong, L., & Li, W. (2007). Impact of Three Gorges Reservoir on water level sediment and water quality of Dongting Lake. *China Water Resources*, 0(6), 13-14 (in Chinese). DOI: 10.3969/j.issn.1000-1123.2007.06.008
- Hu, C., & Wang, Y. (2014). Sediment problems and relationship between river and lakes since the operation of three gorges project. *Journal of Yangtze River Scientific Research Institute*, 31(5), 107-116 (in Chinese). DOI: 10.3969/j.issn.1001-5485.2014.05.022

- Hu, G. (2014). Study on the temporal-spatial evolvement of Runoff and sediment of the Dongting Lake and its impact on water security. Changsha, China: Hunan Normal University (in Chinese).
- Hu, G., & Mao, D. (2017). A study on the precipitation features and water regime of flood disaster in Dongting Lake Region during late spring and early summer of 2016. *Territory & Natural Resources Study*, (4), 20-26 (in Chinese). DOI: 10.16202/j.cnki.tnrs.2017.04.007
- Hu, G., Mao, D., Li, Z., Tan, Z., & Feng, C. (2013). Water and sediment process variation and impact analysis of Dongting Lake since the operation of the Three Gorges Project. *Research of Soil and Water Conservation*, 20(5), 170-175, 192 (in Chinese). Recuperate the https://caod.oriprobe.com/articles/40350591/Water_and_Sediment_Process_Variation_and_Impact_Analysis_of_Dongting_L.htm
- Hu, G., Mao, D., Li, Z., Tian, Z., & Feng, C. (2014a). Analysis on the runoff characteristics in and out dongting lake in recent 60 years. *Scientia Geographica Sinica*, 34(1), 89-96 (in Chinese). DOI: 10.13249/j.cnki.sgs.2014.01.002
- Hu, G., Mao, D., Li, Z., & Xu, Y. (2014b). Evolution processes and characteristics of annual runoff and sediment in Xiangjiang River from 1951 to 2011. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 34(1), 166-172 (in Chinese). DOI: 10.13961/j.cnki.stbctb.2014.01.020

- Hu, G., Mao, D., Li, Z., Zeng, Y., & Feng, C. (2014c). Characteristics and driving factors of runoff and sediment changes fluxes into the Dongting Lake from three outlets in Jingjiang River during past 60 years. *Journal of Natural Resources*, 29(1), 129-142 (in Chinese). DOI: 10.11849/zrzyxb.2014.01.012
- Hu, G., & Zhang, L. (2018). The present situation in Dongting Lake Basin after the operation of Three Gorges Project and its influencing factor of drinking water safety. *Science & Technology Review*, 36(12), 86-93 (in Chinese). DOI: 10.3981/j.issn.1000-7857.2018.12.012
- Huang, Q., Sun, Z., & Jiang, J. (2011). Impacts of the operation of the Three Gorges Reservoir on the lake water level of Lake Dongting. *Journal of Lake Sciences*, 23(3), 424-428 (in Chinese). DOI: 10.18307/2011.0316
- Jiang, J., & Huang, Q. (1996). Study on impacts of the Three Gorge Project on water level of Dongting Lake. *Resources and Environment in the Yangtze Valley*, 5(4), 367-374 (in Chinese).
- Jiang, J., Huang, Q., & Sun, Z. (2009). Study on sediment deposition and shoal change in Dongting Lake. *Yangtze River*, 40(14), 74-75 (in Chinese). DOI: 10.16232/j.cnki.1001-4179.2009.14.027
- Karunanithi, N., Grenney, W. J., Whitley, D., & Bovee, K. (1994). Neural networks for river flow prediction. *Journal of computing in civil engineering*, 8(2), 201-220.

- Li, X., & Wang, C. (1997). Evolution trend of hydrologic and sediment regime in Jingjiang River and Dongting Lake. *Yangtze River*, 28(8), 7-9, 47 (in Chinese). DOI: 10.16232/j.cnki.1001-4179.1997.08.003
- Lu, C. (2005). The current status and problems of river and lake relations. *Hunan Hydro & Power*, 6(6), 22-25 (in Chinese). DOI: 10.16052/j.cnki.hnslsd.2005.06.010
- Lu, J., & Luo, H. (1999). Preliminary analysis on variation of the relation between Yangtze River and Dongting Lake. *Yangtze River*, 30(4), 24-26 (in Chinese). DOI: 10.16232/j.cnki.1001-4179.1999.04.010
- Lu, J., & Yao, S. (2018). Response mechanism of the river and lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River under the combined effect of reservoir groups. *Journal of Hydraulic Engineering*, 49(1), 36-46 (in Chinese). DOI: 10.13243/j.cnki.slxb.20170827
- Lu, S. (2009). Numerical simulation on waterlogging and flooding of the Four River and the Dongting Lake. Wuhan, China: Yangtze River Academy of Sciences (in Chinese).
- Mao, D., & Xia, J. (2005). Causing mechanism analysis of flood and waterlogged disaster in Dongting Lake Region. *Journal of Wuhan University (Natural Science Edition)*, 51(2), 199-203 (in Chinese). DOI: 10.3321/j.issn:1671-8836.2005.02.014

- Shi, X., Xia, W., & Yang, B. (1999). Sediment deposition and erosion in Dongting Lake (1956-1995). *Journal of Lake Science*, 11(3), 199-205 (in Chinese). DOI: 10.18307/1999.0302
- Shuai, H., Li, H., Li, S., & Li, R. (2018). Water environmental quality of Dongting Lake caused by impoundment of the Three Gorges Project. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 27(6), 1315-1323 (in Chinese). DOI: 10.11870/cjlyzyyhj201806015
- Sun, S., Xie, P., Chen, K., Sang, Y., Dong, Q., Ning, M., & Zhou, H. (2018a). Impact of different refill operation rules of the Three Gorges Reservoir on the water level of the outlet of Dongting Lake. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 27(8), 1819-1826 (in Chinese). DOI: 10.11870/cjlyzyyhj201808018
- Sun, S., Xie, P., Zhao, J., Sang, Y., Ning, M., & Zhou, H. (2018b). Variability in the annual flood peak discharge and water level in three outlets of Lake Dongting. *Journal of Lake Science*, 30(3), 812-824 (in Chinese). DOI: 10.18307/2018.0323
- Wan, R., Yang, G., Wang, X., Qin, N., & Dai, X. (2014). Progress of research on the relationship between the Yangtze River and its connected lakes in the middle reaches. *Journal of Lake Sciences*, 26(1), 1-8 (in Chinese). DOI: 10.18307/2014.0101

- Wang, M., Wang, J., Wang, Q., Yang, C., Zou, Z., & Qian, B. (2018). Characteristics of plankton community structure and eutrophication status in Dongting Lake in the season with normal water level. *Chinese Journal of Ecology*, 37(8), 2418-2429 (in Chinese). DOI: 10.13292/j.1000-4890.201808.004
- Wang, Q., Ou, F., Zhang, L., & Lu, S. (2015). Changes of water environment in Dongting Lake and its impact analysis after the Three Gorges Project operation. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 24(11), 1843-1849 (in Chinese). DOI: 10.11870/cjlyzyyhj201511006
- Wu, H. (2016). Effects of ecological and environmental restoration and changes of relationship between lake and river on soil microorganisms in Dongting Lake wetland. Changsha, China: Hunan University (in Chinese).
- Xi, H., Wang, S., Zheng, B., Liu, Z., Yang, C., Feng, M., & Zhang, L. (2014). Ecological security evolvement in Poyang Lake influenced by basin human activity. *Research of Environmental Sciences*, 27(4), 398-405 (in Chinese). DOI: 10.13198/j.issn.1001-6929.2014.04.08
- Zhang, G., Wang, C., & Tian, Q. (2016). Changes of water quality in Lake Dongting before and after Three Gorges Project operation. *Journal of Lake Sciences*, 28(4), 734-742 (in Chinese). DOI: 10.18307/2016.0406

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-05-09

Notas

Análisis multitemporal y espacial del sedimento depositado en el embalse San Jacinto

Multitemporal and spatial analysis of sediment deposited in the San Jacinto reservoir

Moisés Perales¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8067-0773>

Freddy Soria², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1951-950X>

Oliver Saavedra³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1674-7737>

¹Centro de Investigación del Agua (Ciagua), Universidad Autónoma Juan Misael Saracho, Tarija, Bolivia, moisesperales@uajms.edu.bo

²Centro de Investigación en Agua, Energía y Sostenibilidad (Cinaes), Universidad Católica Boliviana, La Paz, Bolivia, soriakaigan@gmail.com

³Centro de Investigaciones en Ingeniería Civil y Ambiental (CIICA), Universidad Privada Boliviana, Cochabamba, Bolivia, oliversaavedra@upb.edu

Autor para correspondencia: Moisés Perales-Avilés,
moisesperales@uajms.edu.bo



Resumen

El tratamiento y análisis de las mediciones topobatimétricas genera una mejor comprensión de la dinámica sedimentaria de un embalse; esto contribuye a los encargados de la operación del embalse a implementar mejores prácticas de manejo, además de diseñar e implementar medidas efectivas para el manejo y conservación de estas importantes infraestructuras para asegurar su sostenibilidad. El propósito de este estudio fue analizar la información disponible de las topobatimetrías del embalse San Jacinto que fueron ejecutadas en 1989, 1995, 2004, 2013, 2016 y 2019, para así poder determinar la variación temporal y espacial del sedimento depositado. Este estudio permitió identificar los cursos de agua de mayor aporte de sedimentos y los patrones morfológicos longitudinales. Los resultados muestran que en 30 años de operación se tiene un volumen acumulado de sedimento de 16.5 hm³, 3.1 hm³ por encima del volumen muerto previsto en proyecto, evidenciando la subestimación de la vida útil en la etapa de diseño.

Palabras clave: embalse, sedimentos, topobatimetría, vida útil.

Abstract

The treatment and analysis of topobatimetric measurements generates a better understanding of the sedimentary dynamics of a reservoir, which contributes to those in charge of reservoir operation to implement better management practices, as well as to design and implement effective measures for the management and conservation of these important infrastructures to ensure their sustainability. The purpose of this study was to analyze the available information from the topo-bathymetries of

the San Jacinto reservoir that were executed in 1989, 1995, 2004, 2013, 2016 and 2019, in order to determine the temporal and spatial variation of the deposited sediment. This study made it possible to identify the watercourses with the highest sediment input and longitudinal morphological patterns. The results show that in 33 years of operation there is an accumulated sediment volume of 16.5 hm³, 3.1 hm³ above the dead volume foreseen in the project, evidencing the underestimation of the useful life in the design stage.

Keywords: Reservoir, sediments, topo-bathymetry, useful life.

Recibido: 30/12/2021

Aceptado: 17/04/2023

Publicado Online: 19/04/2023

Introducción

El mayor problema que enfrentan los embalses es el acortamiento de su vida útil y por ende una disminución periódica de su capacidad de almacenamiento, esto ocasionado por la acelerada erosión de las cuencas de captación.

El uso sostenible de los recursos hídricos requiere del estudio y la gestión de la sedimentación en arroyos y ríos, desarrollando el uso eficiente de las obras hidráulicas, embalses y redes fluviales (Aybek, Luqmon, & Kaletova, 2021). La acumulación de sedimentos influye en gran medida en los beneficios integrales de los embalses y en los

beneficios obtenidos de las estructuras hidráulicas relacionadas con ellos (Liu, Walling, & He, 2018; Morris, 2020; Tan *et al.*, 2019).

Annandale, Morris y Karki (2016) afirman que la disminución de la capacidad de los embalses amenaza directamente la capacidad de proporcionar un suministro fiable de agua para uso agrícola y urbano, y también interfiere con otros usos, como el control de inundaciones, la energía hidroeléctrica, la navegación y la pesca.

Según Adebayo, Ogedengbe y Ajani (2019), la gestión sostenible de pequeños embalses requiere información adecuada sobre el volumen del embalse, la carga y las tasas de sedimentación.

Todos los embalses del departamento de Tarija, Bolivia, se han diseñado basándose en el paradigma de la "vida útil del embalse". Las entradas de sedimentos se han calculado utilizando un horizonte de planificación de 50 a 100 años. No se han tenido en cuenta las consecuencias de la sedimentación más allá de este horizonte de planificación.

El embalse San Jacinto tiene un interés económico muy importante para la región debido a la dependencia de las aguas almacenadas para la agroindustria y la producción agrícola. La Gobernación del Departamento Autónomo de Tarija a inicios de 2020 presentó su Plan de Reactivación Económica y uno de los pilares es la inclusión de cultivos de alto valor, como el arándano, la frambuesa, la nuez, la uva y otros (GAD Tarija, 2019). Para concretar estos objetivos se tendrá una mayor dependencia de la disponibilidad de agua almacenada.

Una vez iniciada la operación del embalse San Jacinto el problema de la sedimentación fue encarado desde el primer año de operación con

el objetivo de verificar los criterios para la determinación del aporte de sedimentos; en virtud de ello, se ejecutaron estudios para la actualización de la superficie batimétrica en 1989, 1995, 2004, 2013, 2016 y 2019.

El objetivo de este estudio es sistematizar la información de topobatimetrías ejecutadas en el embalse San Jacinto, realizar su procesamiento y ajuste correspondiente para que puedan ser comparables, y así determinar la variabilidad temporal y espacial de los sedimentos, además de verificar la vida útil del embalse con base en los valores de capacidad de almacenamiento actualizados.

Materiales y métodos

Se plantea para el presente estudio desarrollar una investigación aplicada, ya que tiene la intención de resolver un problema en un contexto determinado, es decir, busca la aplicación o uso de conocimientos o herramientas científicas, con el propósito de implementarlos de forma práctica para satisfacer una necesidad concreta, proporcionando una solución a problemas del sector social o productivo.

Los materiales y el equipamiento que fueron empleados para la ejecución del levantamiento topobatimétrico del embalse han sido dispuestos por el Centro de Investigación del Agua de la Universidad Autónoma Juan Misael Saracho.

Para el desarrollo del presente trabajo el estudio se dividió en tres etapas:

Etapas 1. Recopilación, sistematización y ajuste de la información de topobatimetrías

Etapa 2. Ejecución de mediciones topobatimétricas en el embalse.

Etapa 3. Análisis multitemporal y espacial de la sedimentación del embalse y estimación de la vida útil.

Área de estudio

La investigación se llevó a cabo en el embalse San Jacinto, que se encuentra a 10 km de la ciudad de Tarija en el Departamento de Tarija del Estado Plurinacional de Bolivia (Figura 1).

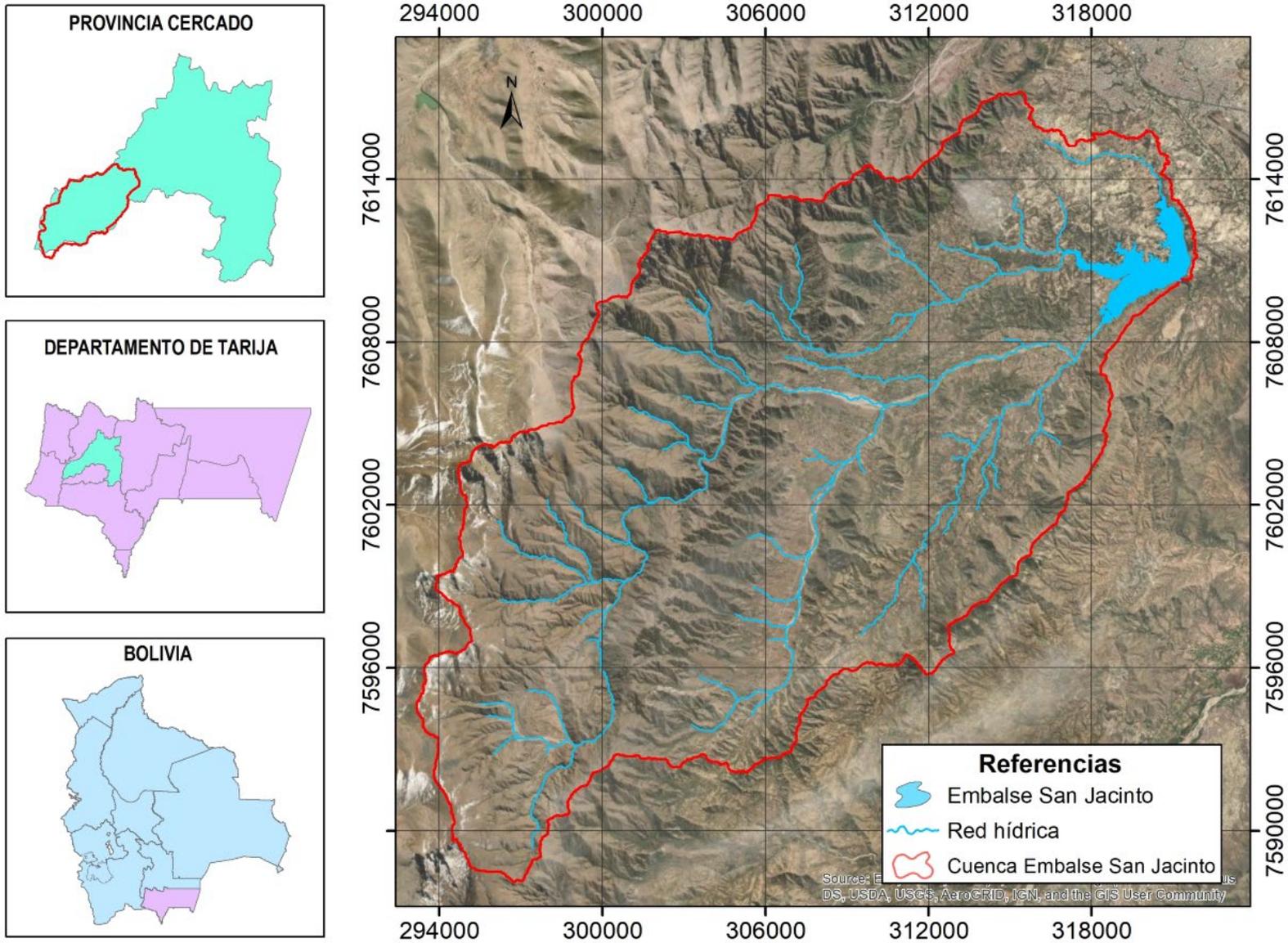


Figura 1. Ubicación del embalse San Jacinto.

La infraestructura construida está constituida de una presa de hormigón en arco de doble curvatura de 46.5 m de altura desde el nivel de la fundación, una longitud de coronamiento de 100 m, con cuatro

vertederos dispuestos en el mismo cuerpo de la presa con capacidad de evacuar de $900 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, adicionalmente, en la ribera noreste del embalse, se construyó una presa de tierra, con núcleo impermeable de 2 900 m de longitud y una altura variable de 40 m (Tabla 1).

Tabla 1. Principales características de la presa San Jacinto.

Tipo de presa	Área de la cuenca	Altura de la presa	Vertederos	Longitud de cada vertedero	Longitud de coronamiento	Cota de vertedero con presa inflable	Cota vertedero de cemento	Capacidad de generación
Presa de hormigón armado de doble curvatura	436.5 km ²	46.5 m	4	10 m	100 m	1 884 msnm	1 882.50 msnm	7.5 kW h ⁻¹

El embalse multipropósito San Jacinto es la obra de mayor capacidad de almacenamiento del Departamento de Tarija y tiene un interés económico muy importante para la región debido a la dependencia de las aguas almacenadas para la agroindustria, la producción agrícola y la generación hidroeléctrica (PROAGRO, 2010).

Sistematización de la información disponible

El encargado de la operación del embalse es el Proyecto Múltiple San Jacinto (PMSJ), unidad desconcentrada del Gobierno Autónomo Departamental de Tarija. En los archivos del PMSJ se encontraban los informes correspondientes a las topobatimetrías de 1989 (SHN, 1989), 1995 (SHN, 1995) y 2004 (CaryGlobal, 2004), que no estaban disponibles en formato digital, por lo que fue necesario digitalizarlas, para posteriormente realizar el ajuste para que pudieran ser comparables con las posteriores mediciones ejecutadas en 2013 (SNHN, 2013), 2016 (SNHN, 2016) y 2019 (Ciagua, 2019), respectivamente.

Se tienen seis topobatimetrías que fueron ejecutadas en los 30 años de operación del embalse (Tabla 2).

Tabla 2. Batimetrías realizadas en el embalse San Jacinto.

Año	Entidad ejecutora
1989	Servicio Nacional de Hidrografía Naval (SNHN)
1995	Servicio Nacional de Hidrografía Naval (SNHN)
2004	Empresa Consultora CaryGlobal S.R.L.
2013	Servicio Nacional de Hidrografía Naval (SNHN)
2016	Servicio Nacional de Hidrografía Naval (SNHN)
2019	Centro de Investigación del Agua Universidad Autónoma Juan Misael Saracho

Vida útil del embalse

La sedimentación depende del rendimiento de sedimentos, que se define como la descarga de sedimentos a través de la salida de un río por unidad de área de captación por unidad de tiempo (ASCE, 1982). La erosión del suelo en la cuenca de captación también es un parámetro importante, pues el rendimiento de sedimentos depende de ella. Para reducir el problema de la cantidad de partículas de sedimento que se depositan en el embalse tras ser erosionadas en la cuenca de captación, se ha intentado relacionar la erosión del suelo, el rendimiento de sedimentos y la sedimentación en el embalse, ya que estos tres parámetros afectan directa o indirectamente a la vida de un embalse.

La vida útil es el periodo de planificación utilizado para diseñar el proyecto de embalse. Los estudios de ingeniería suelen incorporar en el diseño una reserva de sedimentos de 50 o 100 años. Este tiempo es el previsto para que el volumen sedimentado en el embalse sea igual al volumen muerto (Murthy, 1977).

El embalse puede ser explotado para su finalidad original o para una modificada, independientemente de que dicha utilización genere o no beneficios económicos netos. La explotación de los embalses puede subvencionarse más allá de su vida útil por consideraciones sociales, políticas, medioambientales o de otro tipo. El funcionamiento de los embalses también puede mantenerse para aplazar el elevado coste del desmantelamiento de las presas. Al final de su vida útil, la presa puede ser desmantelada y rota, eliminada o simplemente abandonada.

En el estudio a diseño final para la construcción de la presa San Jacinto se estimó la cantidad de sedimentos que se depositarían en el

embalse, equivalente a $268\,700\text{ m}^3\text{año}^{-1}$, cantidad con la cual definieron un volumen muerto igual a 13.44 Hm^3 , para una vida útil de 50 años.

El concepto de vida útil no es preciso; el estudio del proyecto San Jacinto lo considera como el periodo en el cual se llenaría de sedimentos el embalse muerto. El concepto generalizado dice que la vida útil del embalse se termina cuando la cantidad ocupada por el sedimento es suficiente para evitar que sirva al propósito que se le destina.

Resultados y discusión

Ajuste de las curvas altura volumen

Las curvas características pueden utilizarse para evaluar las variaciones temporales del volumen y la superficie del agua de un embalse para diferentes niveles del mismo y viceversa (Yesuf, Alamirew, Melesse, & Assen, 2013). Son útiles también para evaluar la tasa de sedimentación y determinar el volumen sostenible de extracción (Sang, Raude, Mati, Mutwiwa, & Ochieng, 2016) (Figura 2).

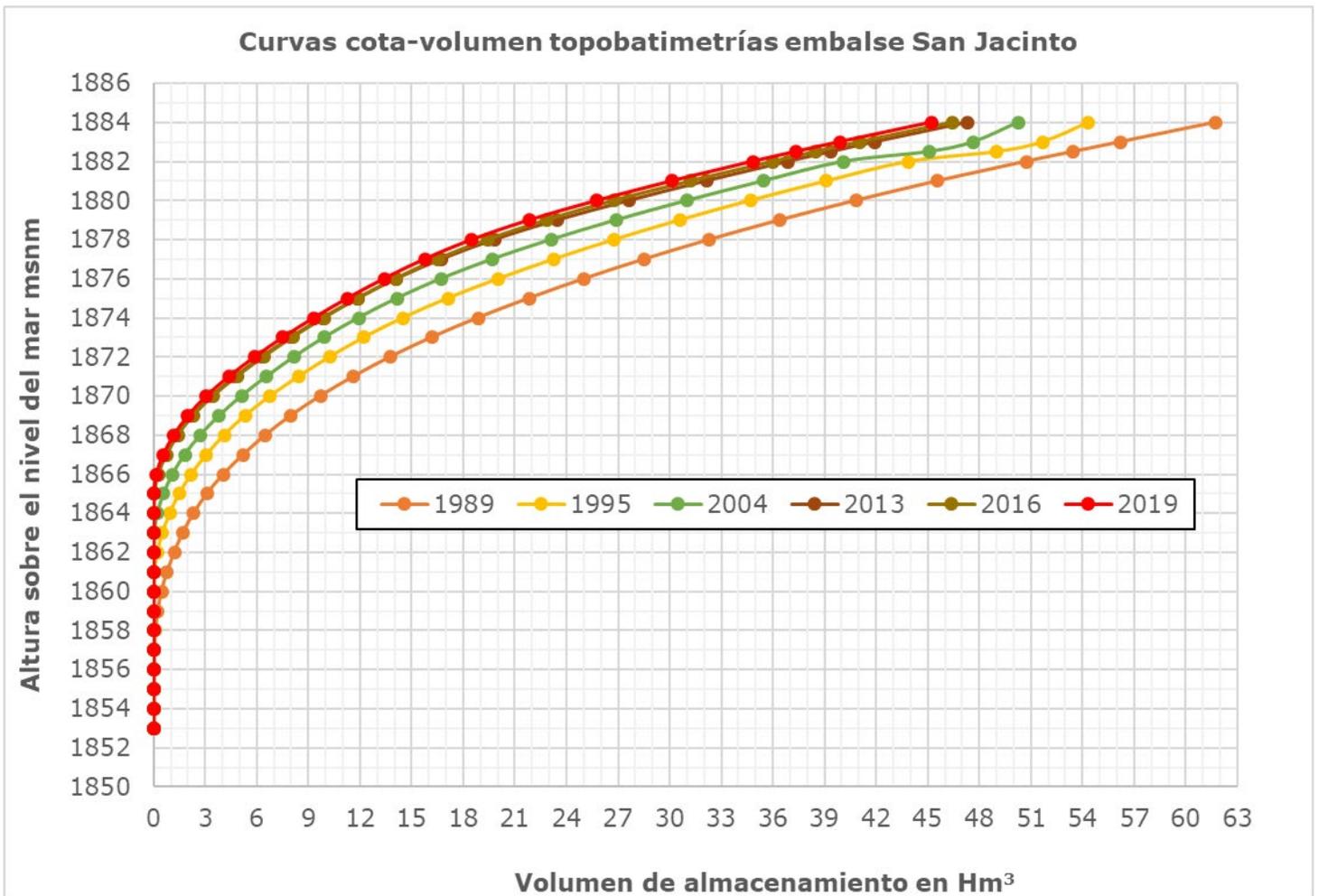


Figura 2. Curvas cota-volumen topobatimetrías del embalse San Jacinto.

Se determinaron los volúmenes y las áreas a intervalos de elevación cada metro, uniformizando el procedimiento para el cálculo del volumen y del área del embalse (Tabla 3).

Tabla 3. Curvas cota volumen de las batimetrías ejecutadas en 1989, 1995, 2004, 2013, 2016 y 2019.

	1989	1995	2004	2013	2016	2019
Cotas (msnm)	Vol. acum.(m³)					
1853	-	-	-	-	-	-
1854	531	-	-	-	-	-
1855	4 469	-	-	-	-	-
1856	18 063	-	-	-	-	-
1857	49 656	-	-	33	18	14
1858	113 406	-	-	127	109	87
1859	244 250	1	34	288	296	237
1860	467 594	454	182	544	579	472
1861	788 156	46 437	528	937	985	805
1862	1 203 781	212 977	1 433	1 522	1 534	1 231
1863	1 708 031	520 396	43 729	2 350	2 247	1 741
1864	2 334 250	944 655	222 154	3 750	3 345	2 478
1865	3 113 063	1 491 013	584 295	36 739	40 014	5 538
1866	4 072 594	2 198 100	1 107 571	246 646	274 847	148 234
1867	5 219 781	3 076 240	1 814 687	704 096	758 526	560 648
1868	6 517 969	4 104 966	2 725 246	1 368 629	1 419 556	1 174 031
1869	7 989 984	5 324 594	3 821 157	2 255 153	2 298 754	2 004 927
1870	9 701 969	6 778 505	5 113 634	3 391 681	3 457 020	3 067 148
1871	11 629 938	8 428 454	6 573 697	4 758 834	4 847 802	4 386 729
1872	13 764 594	10 237 869	8 164 942	6 295 364	6 387 643	5 878 834

	1989	1995	2004	2013	2016	2019
Cotas (msnm)	Vol. acum.(m³)					
1873	16 167 203	12 231 287	9 923 977	7 987 754	8 072 640	7 523 744
1874	18 858 688	14 492 283	11 910 833	9 843 393	9 907 560	9 321 396
1875	21 824 828	17 100 437	14 149 610	11 867 495	11 897 979	11 276 515
1876	25 034 703	20 041 428	16 708 861	14 123 312	14 069 591	13 397 125
1877	28 523 984	23 261 821	19 689 670	16 739 623	16 504 449	15 759 231
1878	32 319 031	26 771 972	23 103 872	19 809 873	19 408 303	18 507 781
1879	36 409 265	30 581 744	26 889 677	23 476 625	22 842 780	21 837 713
1880	40 824 265	34 680 915	31 010 398	27 651 397	26 768 859	25 785 711
1881	45 585 437	39 114 229	35 443 415	32 125 482	31 242 943	30 134 900
1882	50 726 937	43 908 043	40 132 949	36 887 592	36 005 053	34 836 362
1882.5	53 452 343	49 007 911	45 058 630	39 373 334	38 490 796	37 315 192
1883	56 196 750	51 672 152	47 654 644	41 927 756	41 045 218	39 869 447
1884	61 721 755	54 336 393	50 250 659	47 283 863	46 401 325	45 198 143

Comparando las curvas área-capacidad se aprecia la distribución de los sedimentos en el embalse, observándose que un 45 % del total se ha depositado en el sector del embalse muerto y un 55 % en el útil; se observa también que se ha depositado en las colas relativamente poco sedimento grueso. Esto puede deberse a que en el periodo transcurrido de funcionamiento del embalse no se tuvo grandes crecidas, además de que predominan el limo y la arcilla según el informe de granulometrías ejecutado en siete muestras en los sedimentos depositados en el embalse (CaryGlobal, 2004).

Variación multitemporal del sedimento en el embalse

Se realizaron los cálculos por periodo para determinar la pérdida de la capacidad de almacenamiento en el embalse (Tabla 4 y Tabla 5).

Tabla 4. Pérdida de la capacidad de almacenamiento por periodo.

Núm.	Año	Años de operación acumulada	Volumen inicial m ³	Volumen sedimentado m ³	Sedimento acumulado m ³
1	1989	-	61 721 755.14	-	-
2	1995	6	54 336 393.19	7 385 361.95	7 385 361.95
3	2004	15	50 250 659.23	4 085 733.96	11 471 095.91
4	2013	24	47 283 863.46	2 966 795.77	14 437 891.68
5	2016	27	46 401 325.03	882 538.43	15 320 430.11
6	2019	30	45 198 142.65	1 203 182.38	16 523 612.49

Tabla 5. Porcentajes de reducción de almacenamiento.

Núm.	Año	Años de operación	Reducción del volumen %	Reducción acumulada %	Reducción anual %	Tasa de sedimentación promedio anual m ³ año ⁻¹
1	1989	-	-	-	-	-
2	1995	6	11.97	11.97	1.99	1 230 893.66
3	2004	9	6.62	18.59	0.74	453 970.44
4	2013	9	4.81	23.39	0.53	329 643.97
5	2016	3	1.43	24.82	0.48	294 179.48
6	2019	3	1.95	26.77	0.65	401 060.79

El porcentaje de reducción de la capacidad de almacenamiento resulta ser del rango de 0.5-2% anual, mientras que el porcentaje total de disminución de la capacidad de almacenamiento del embalse San Jacinto en los 30 años de operación es de 26.77%.

De acuerdo con los datos reportados por Walling y Webb (1996), los diferentes mapas mundiales de producción de sedimentos que se han elaborado reportan una pérdida anual de almacenamiento entre 0.5 y 1 %.

La cuenca del río Tolomosa tiene un área de 436.52 km², de los cuales el 65 % se encuentra en el flanco oriental de la serranía de Sama; el 15 % en las tierras bajas constituidas por sedimentos lacustres, y el 22 % en los conos aluviales de pie de monte y las colinas que conforman el límite este de la cuenca (CODETAR, 1995).

En 30 años de operación de la presa se tiene una gran variabilidad en la tasa de sedimentación, evidenciándose que el valor máximo se presentó en los primeros seis años de operación; posteriormente, como se especifica en CODETAR (1995) y en MTCB Consultores Asociados (2006), se realizaron trabajos intensivos para disminuir la producción de sedimentos en la cuenca, y esto se reflejó en una reducción de la tasa de 453 970 a 294 179 m³año⁻¹. Pero en el último periodo debido a que la mayoría de los diques de retención de sedimentos se encuentran colmatados se incrementó la tasa a 401 060 m³año⁻¹.

Pueden observarse cambios importantes en la tendencia de las curvas de cada periodo; al inicio se generó una colmatación acelerada, y con las medidas estructurales de control de sedimentos aplicadas en la

cuenca se fue disminuyendo, pero en el último periodo se observa un nuevo incremento (Figura 3).

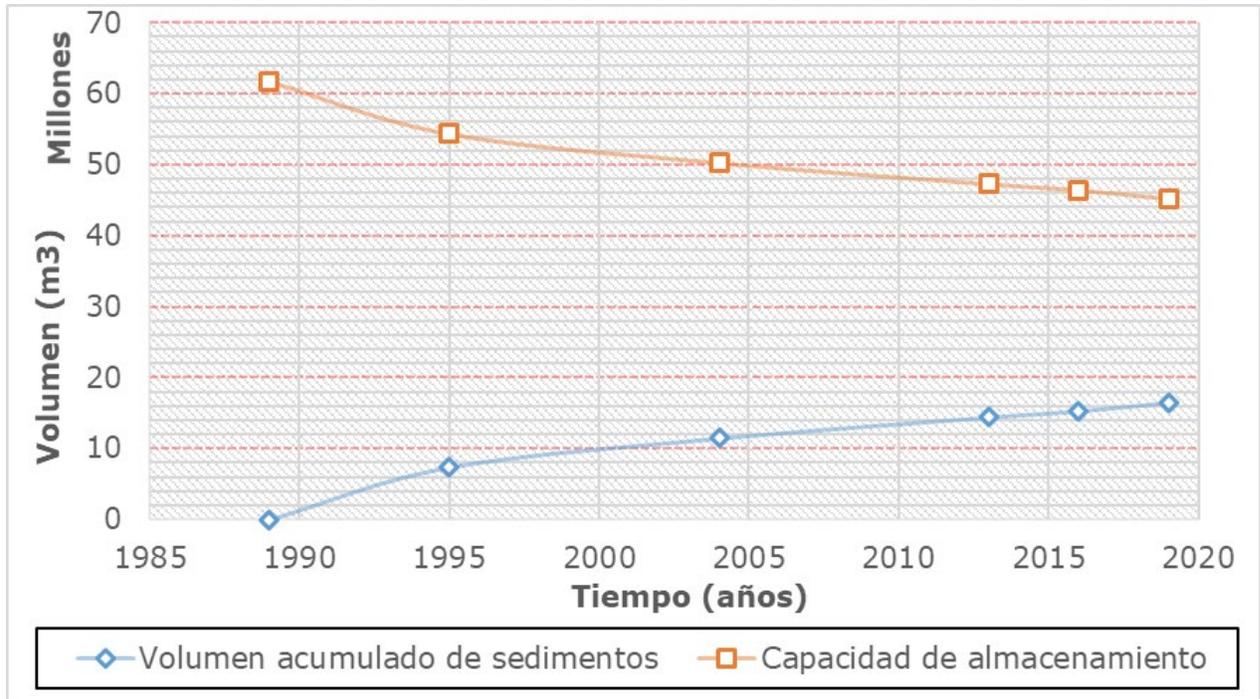


Figura 3. Evolución cronológica de volúmenes de embalse y sedimentos.

Variación espacial de la deposición de los sedimentos en el embalse

Para el análisis espacial se tomó como superficie base la topobatimetría ejecutada en 1989 y se realizó la comparación con la última medición realizada en la gestión 2019 (Figura 4).

Mapeo Temático de la Variación Temporal del Embalse San Jacinto, Zonificación de la Acumulación de Sedimentos Periodo 1989-2019

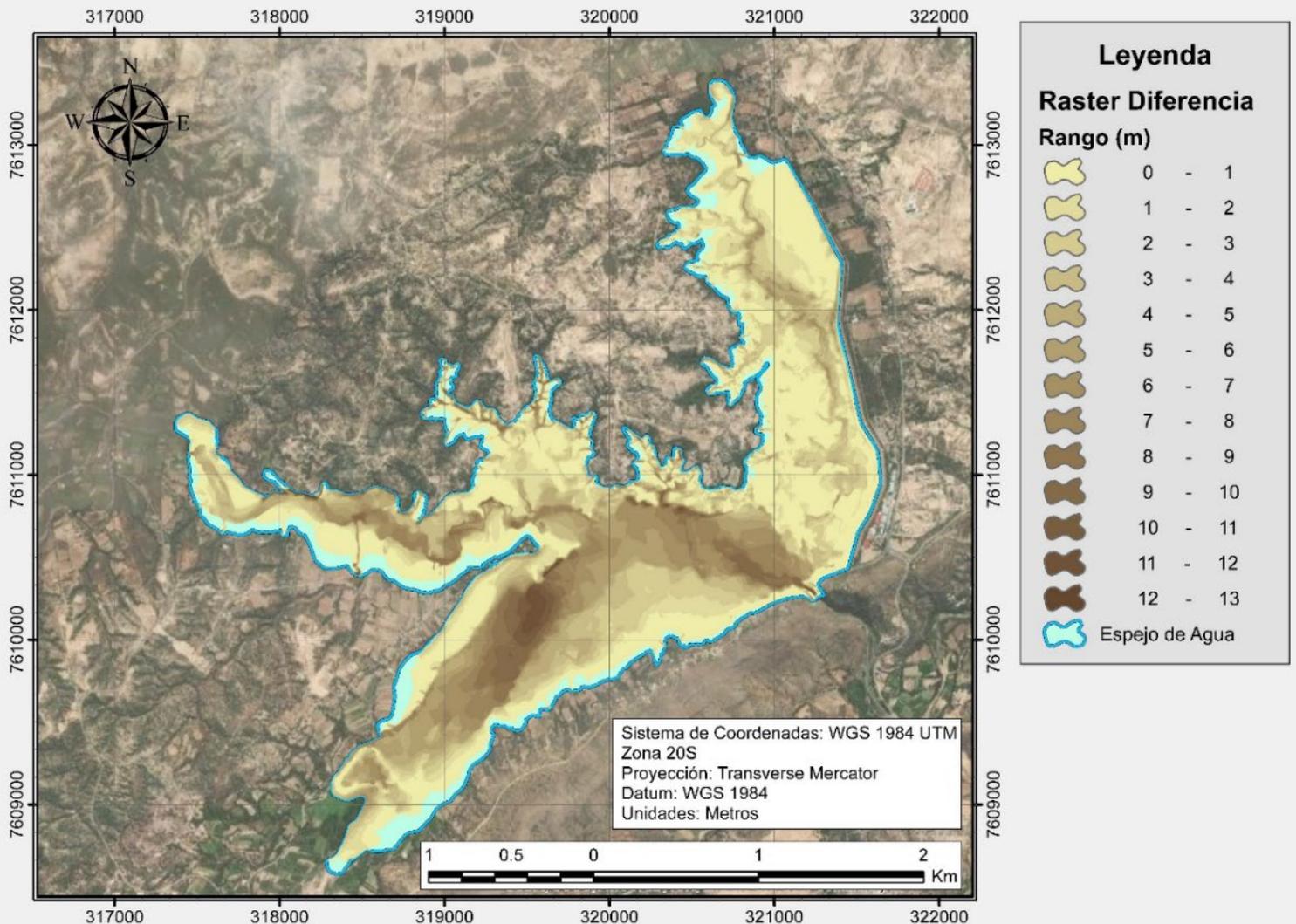


Figura 4. Variación espacial del sedimento en el embalse en el periodo 1989-2019.

Con respecto a los espesores se puede evidenciar que la mayor cantidad de sedimentos se depositan en el ingreso del curso principal de

agua, que es el río Tolomosa, y que además avanza hasta el mismo cuerpo de la presa, alcanzando profundidades de hasta 13 metros en la parte central. Se observó que en el embalse existen dos sectores donde se registra una mayor sedimentación, el primero es el brazo de ingreso del río Tolomosa y el segundo el río El Molino (Figura 5).

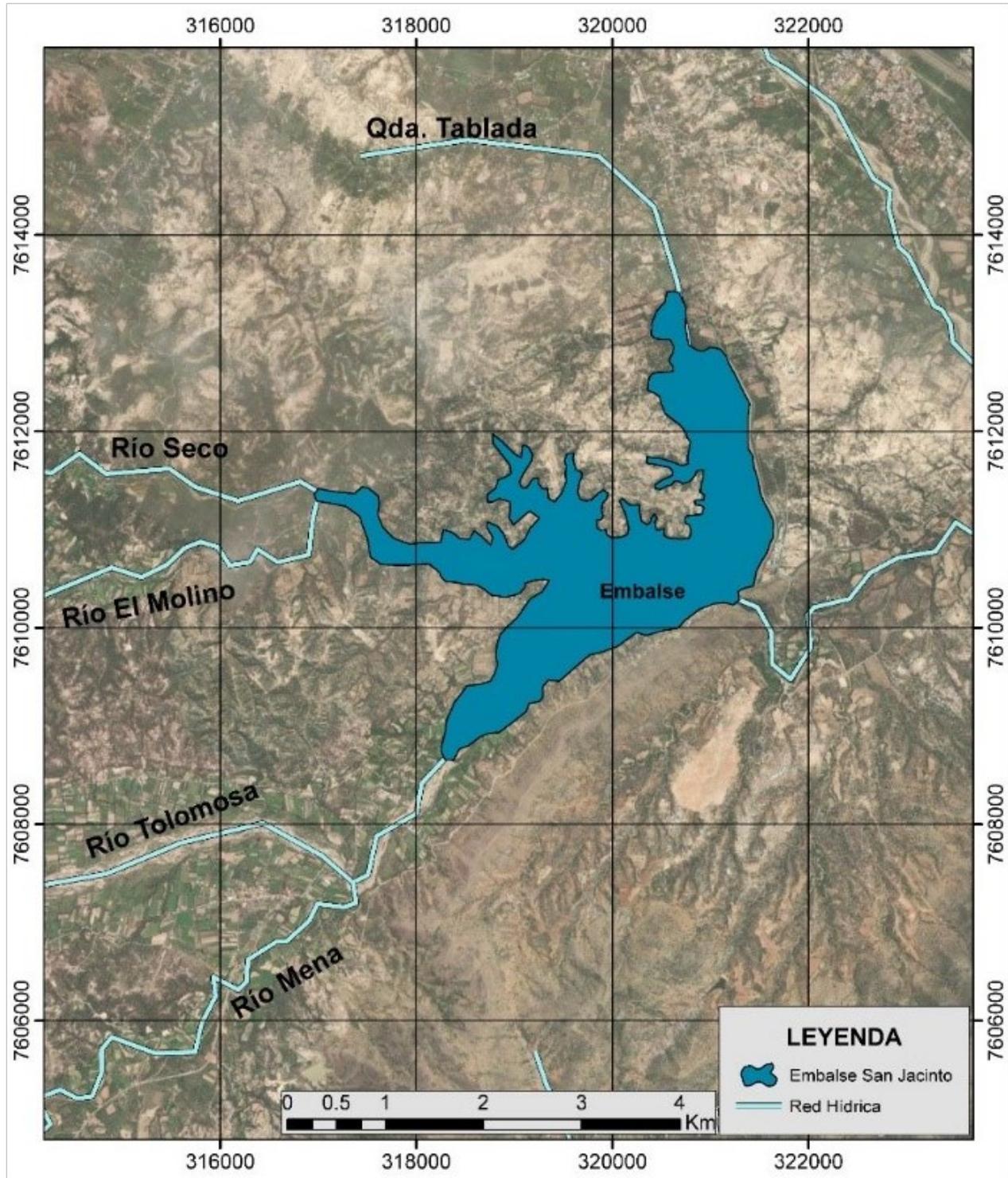


Figura 5. Principales cursos de aporte al embalse San Jacinto.

Morris y Fan (1998) plantean que existen diferentes patrones morfológicos longitudinales, que varían conforme las condiciones dadas en la cuenca tributaria, como la producción de sedimentos, la tasa de transporte, la frecuencia de las inundaciones, la geometría del río, las propiedades de los sedimentos y el uso de suelo.

Los sedimentos se originan en los torrentes o quebradas afluentes a los cursos principales en la parte baja de las serranías, en cuyas microcuencas se producen deslizamientos superficiales, deslizamientos o derrumbes de taludes de los cauces principales y los canales de descarga de los torrentes. Estas subcuencas de mayor aporte son el río Mena (65 km²), la quebrada Seca (31 km²), la quebrada Tablada (13 km²), y las cuencas menores de aporte directo al embalse (43 km²).

Como lo especifica Morris (2015), el proceso de sedimentación se puede entender mediante el trazado de los cambios en el tiempo de los perfiles longitudinales del fondo del embalse. Los perfiles que revelan la presencia de sedimentos en capas horizontales en la presa indican que las corrientes de densidad turbia están transportando importantes volúmenes de sedimentos hacia la presa que no están siendo liberados por el desfogue de fondo.

Analizando los dos perfiles longitudinales, el embalse San Jacinto, (Figura 6 y Figura 7) por su particular dinámica de deposición de sedimentos, puede ser clasificado como del tipo cuña, considerando la variación de la pendiente en los dos perfiles del vaso de almacenamiento para sus dos tributarios.

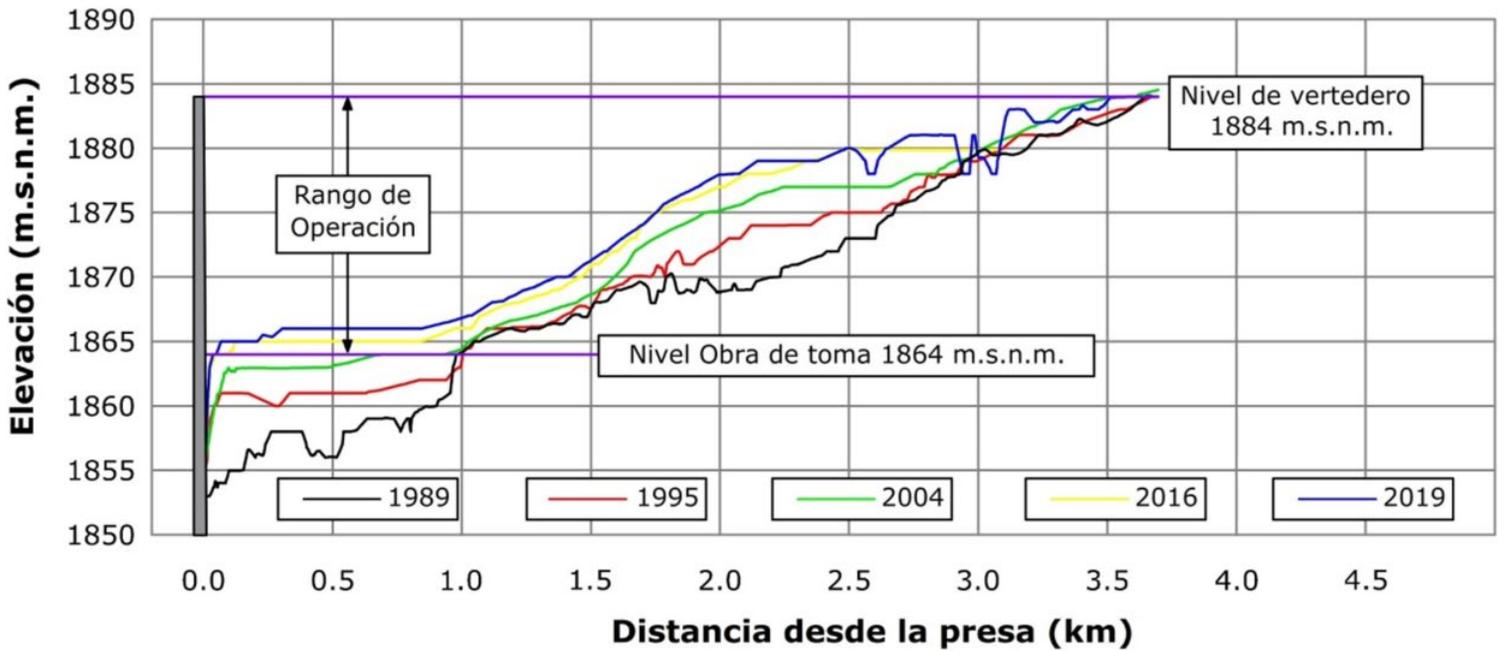


Figura 6. Perfil longitudinal del brazo de ingreso del río Tolomosa.

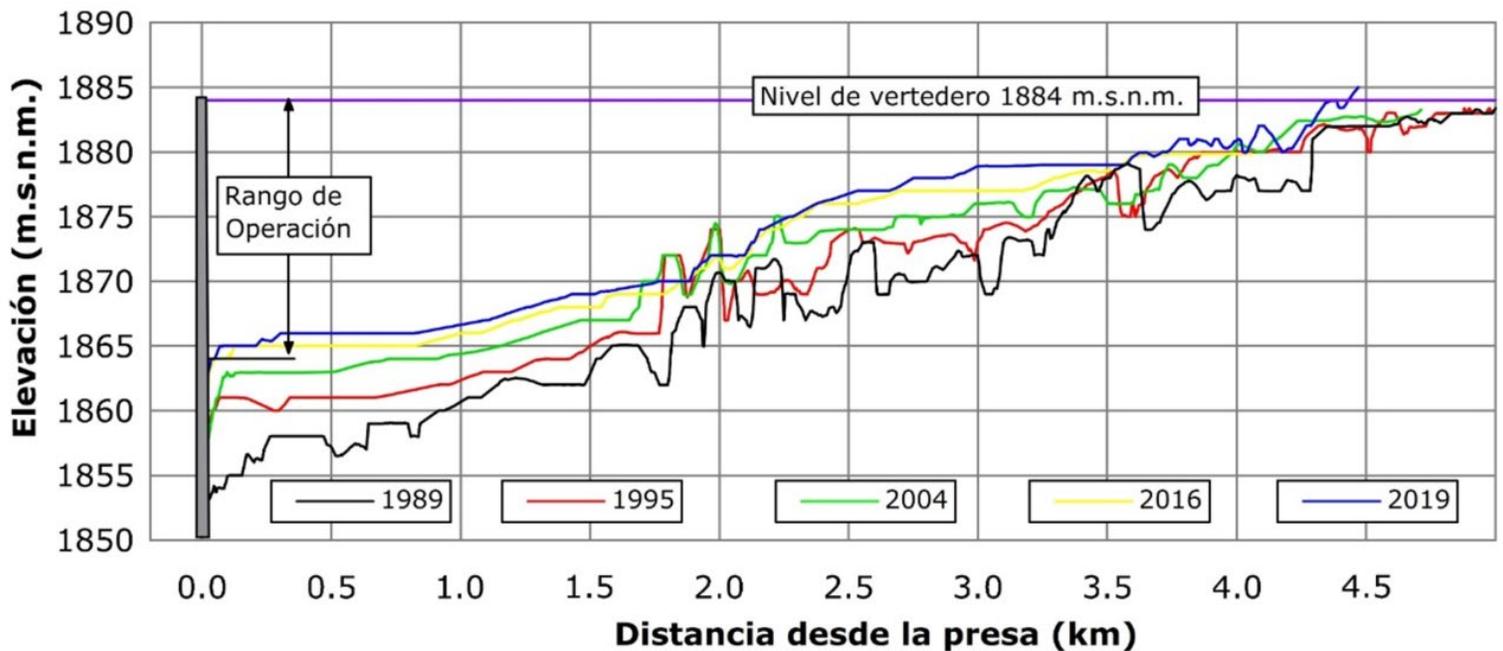


Figura 7. Perfil longitudinal del brazo de ingreso del río Molino.

Los perfiles longitudinales muestran característicamente un rápido cambio inicial en la configuración del fondo en el delta y también cerca de la presa; se infiere que esto podría deberse a que las corrientes de turbidez son importantes.

Para el caso del embalse San Jacinto, la determinación de la variación temporal y espacial del sedimento otorga un nuevo conocimiento de esta problemática, generando información que permite asumir medidas y estrategias para la gestión de los sedimentos y la sostenibilidad del embalse. Permitió también verificar la eficiencia de las obras y trabajos de manejo de cuenca que fueron implementados en el periodo 1995-2015 (CODETAR, 1995; OTNPB, 1997; MTCB Consultores Asociados, 2006).

Vida útil del embalse

Para la verificación de la vida de diseño del embalse San Jacinto se utilizaron los datos estimados del estudio de prefactibilidad de la presa (CODETAR, 1995), que estimaron una cantidad de sedimentos que se depositarían en el embalse equivalente a $268\,700\text{ m}^3\text{año}^{-1}$, cantidad con la cual definieron un volumen muerto igual a 13.44 hm^3 para una vida útil de 50 años. Este dato se comparó con las mediciones de topobatimetrías de la tasa promedio anual del sedimento que se deposita en el embalse en el periodo (Tabla 6).

Tabla 6. Vida útil del embalse por periodo.

Núm.	Batimetría	Tasa de sedimentación promedio anual $\text{m}^3 \text{año}^{-1}$	Vida útil años
1	1989	-	-
2	1995	1 230 893.66	10.91
3	2004	453 970.44	29.59
4	2013	329 643.97	40.76
5	2016	294 179.48	45.67
6	2019	401 060.79	33.50

Durante la etapa de preinversión, la estimación de la producción específica de sedimento de la cuenca de aporte al embalse San Jacinto fue un tema que se abordó desde diferentes perspectivas. Los datos disponibles para los estudios de factibilidad eran de tres años de medidas en el Angosto de San Jacinto, datos con los cuales se obtuvo una cantidad de sedimentos transportados de $109\,253 \text{ tonaño}^{-1}$, equivalentes a $84\,041 \text{ m}^3\text{año}^{-1}$, o sea un aporte específico de $193.2 \text{ m}^3\text{km}^{-2}\text{año}^{-1}$. Los resultados de estudios anteriores (estudio de prefactibilidad) eran de $3\,500 \text{ m}^3\text{km}^{-2}\text{año}^{-1}$ (HARZA) y $550 \text{ m}^3\text{km}^{-2}\text{año}^{-1}$ (ENDE). Posteriormente, en la etapa de construcción de la presa, se efectuaron nuevos estudios, como el de la Fundación Chile, que calcula $1\,170 \text{ m}^3\text{km}^{-2}\text{año}^{-1}$ como producción específica de la cuenca (CODETAR, 1995).

Como lo enfatizan Odhiambo y Boss (2004), la modelización de la sedimentación de los embalses proporciona tiempos de vida estimados, suponiendo que las variables importantes de sedimentación y erosión se mantuvieran similares a los patrones históricos. Estos resultados son

valiosos para la futura planificación y gestión de estos sistemas de embalses.

En 30 años de operación del embalse se tiene un volumen de sedimentos acumulados de 16.5 hm^3 , 3.1 hm^3 por encima del volumen muerto previsto en proyecto, evidenciando la subestimación de este importante parámetro. Es una situación que afecta la generación de energía eléctrica y la distribución de agua para riego en los meses de estiaje, por lo tanto, se tiene la necesidad de que además de realizar obras de control de sedimentos es necesario reajustar los volúmenes de distribución e implementar medidas en la cuenca para disminuir la producción de sedimentos.

Conclusiones

Utilizando la información topobatimétrica del embalse San Jacinto, que consistía en cinco topobatimetrías realizadas en 1989, 1995, 2004, 2013 y 2016, respectivamente, se hizo el ajuste y complementación de la red geodésica local, que permitió ajustar toda la información disponible.

Se ejecutó un levantamiento topobatimétrico con una ecosonda monohaz de doble frecuencia, siguiendo un protocolo estándar para este tipo de mediciones, cumpliendo con los requisitos de precisión y calibración de los equipos utilizados.

Se determinó una disminución del volumen del 26.77 % hasta la gestión 2019. A pesar de los esfuerzos realizados por el Proyecto Múltiple San Jacinto y otras instituciones en la ejecución de obras en la cuenca y

estructuras de atrape de sedimentos, aún se tiene un porcentaje alto de reducción anual de capacidad de almacenamiento en el primer periodo de 1.99 %, disminuyendo hasta 2016 a 0.48 %, pero que se incrementó en el último periodo de análisis (2016-2019) a 0.65 %.

La cantidad de sedimentos que ingresó en el último periodo especifica claramente un incremento considerable, por lo que es necesario realizar medidas de mitigación aguas arriba de los cursos principales de aporte al embalse, los cuales deben estar encaminados a la retención de sedimentos antes de la llegada al vaso de almacenamiento y también modificar las reglas de operación para permitir que una mayor cantidad de sedimentos pase por el vertedero de excedencias y el desfogue de fondo.

El cambio en el régimen de explotación y la colmatación de los diques de retención de sedimentos, sumado a la disminución de los trabajos de manejo de cuencas, son los desencadenantes para el incremento de la tasa de sedimentación en este último periodo.

Se ha estimado la vida útil actual del embalse considerando los valores de las tasas de sedimentación actuales y el volumen muerto, y se compararon con los valores de la vida útil estimada en la etapa de diseño. Hasta 2019 se depositaron en el embalse 16.5 hm³ de sedimentos, 3.1 hm³ por encima del volumen muerto previsto en proyecto, lo que evidencia la subestimación de este importante parámetro de diseño.

El análisis de la variación espacial del sedimento permitió identificar los cursos de agua de mayor aporte de sedimentos; al analizar los patrones morfológicos longitudinales, se puede evidenciar la presencia de corrientes de densidad que transportan el sedimento fino hasta el cuerpo

de la presa y la obra de toma, poniendo en riesgo la operabilidad de las compuertas.

Este estudio aporta datos de referencia para comparar con los futuros patrones de sedimentación de otros embalses ubicados en zonas aledañas.

Referencias

- Adebayo, O. O., Ogedengbe, K., & Ajani, A. S. (2019). A comparison of different methods for bathymetric survey and sedimentation evaluation of a small reservoir in Nigeria for sustainable management. *Journal of Agriculture and Environment for International Development (JAEID)*, 113(2), Article 2. DOI: 10.12895/jaeid.20192.978
- Annandale, G. W., Morris, G. L., & Karki, P. (2016). Extending the life of reservoirs: Sustainable sediment management for dams and run-of-river hydropower. In: *Extending the life of reservoirs: sustainable sediment management for dams and run-of-river hydropower*. World Bank. DOI: 10.1596/978-1-4648-0838-8
- ASCE, American Society of Civil Engineers. (1982). Relationships between morphology of small streams and sediment yield. *Journal of the Hydraulics Division*, 108(11), 1328-1365. DOI: 10.1061/jycej.0005936
- Aybek, A., Luqmon, S., & Kaletova, T. (2021). Improvement of design parameters of the sediment reservoirs. *Acta Hydrologica Slovaca*, 22, 313-319. DOI: 10.31577/ahs-2021-0022.02.0035

- CaryGlobal. (2004). *Batimetría del lago San Jacinto* (informe hidrográfico). Proyecto Múltiple San Jacinto. Consultora CaryGlobal. La Paz, Bolivia: Consultora CaryGlobal.
- CIAGUA, Centro de Investigación del Agua. (2019). *Informe de topobatimetría del embalse San Jacinto* (informe final). Tarija, Bolivia: Centro de Investigación del Agua.
- CODETAR, Corporación de Desarrollo de Tarija. (1995). *Control de sedimentos en la cuenca del río Tolomosa (informe final)*. Tarija, Bolivia: Corporación de Desarrollo de Tarija.
- GAD Tarija, Gobierno Autónomo Departamento de Tarija. (2019). *Programa de diversificación productiva para el desarrollo departamental de Tarija*. Tarija, Bolivia: Gobierno Autónomo Departamental de Tarija.
- Liu, C., Walling, D. E., & He, Y. (2018). Review: The International Sediment Initiative case studies of sediment problems in river basins and their management. *International Journal of Sediment Research*, 33(2), 216-219. DOI: 10.1016/j.ijsrc.2017.05.005
- Morris, G. L. (2015). *Collectios and interpretation of reservoir data to support sustainable use*. Recuperado de <https://reservoirsedimentation.com/assets/downloads/Morris-2015-Collection-and-Interpretation-of-Reservoir-Data-to-Support-Sustainable-Use.pdf>
- Morris, G. L. (2020). Classification of management alternatives to combat reservoir sedimentation. *Water*, 12(3), Article 3. DOI: 10.3390/w12030861

- Morris, G. L., & Fan, J. (1998). *Reservoir sedimentation handbook*. New York, USA: McGraw-Hill Book Co.
- MTCB Consultores Asociados. (2006). *Estudio de identificación del proyecto para el control de sedimentos en la cuenca del río Tolomosa* (p. 112) (informe final). Programa Estratégico de Acción para la Cuenca Binacional del Río Bermejo. Tarija, Bolivia: MTCB Consultores Asociados.
- Murthy, B. N. (1977). *Life of reservoir*. New Delhi, India: Central Board of Irrigation and Power.
- Odhiambo, B. K., & Boss, S. K. (2004). Integrated echo sounder, GPS, and GIS for reservoir sedimentation studies: Examples from two Arkansas Lakes. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 40(4), 981-997. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2004.tb01061.x
- OTNPB, Oficina Técnica Nacional de los Ríos Pilcomayo y Bermejo. (1997). *Diseño final. Estructuras de control de sedimentos Quebrada La Tablada* (estudio a diseño final). Tarija, Bolivia: Oficina Técnica de los Ríos Pilcomayo y Bermejo.
- PROAGRO. (2010). *Inventario Nacional de Presas Bolivia 2010*. Recuperado de <https://www.bivica.org/file/view/id/2334>
- Sang, J. K., Raude, J. M., Mati, B. M., Mutwiwa, U. N., & Ochieng, F. (2016). Dual echo sounder bathymetric survey for enhanced management of Ruiru Reservoir, Kenya. *Journal of Sustainable Research in Engineering*, 3(4), Article 4.

- SHN, Servicio de Hidrografía Naval. (1989). *Informe final estudio hidrográfico del embalse San Jacinto*. Tarija, Bolivia: Proyecto Múltiple San Jacinto.
- SHN, Servicio de Hidrografía Naval. (1995). *Informe final estudio hidrográfico del embalse San Jacinto*. Tarija, Bolivia: Proyecto Múltiple San Jacinto.
- SNHN, Servicio Nacional de Hidrografía Naval. (2013). *Informe final análisis batimétrico del lago San Jacinto*. Tarija, Bolivia: Proyecto Múltiple San Jacinto.
- SNHN, Servicio Nacional de Hidrografía Naval. (2016). *Informe final del servicio de batimetría del embalse de la presa San Jacinto*. Tarija, Bolivia: Proyecto Múltiple San Jacinto.
- Tan, G., Chen, P., Deng, J., Xu, Q., Tang, R., Feng, Z., & Yi, R. (2019). Review and improvement of conventional models for reservoir sediment trapping efficiency. *Heliyon*, 5(9). DOI: 10.1016/j.heliyon.2019.e02458
- Walling, D. E., & Webb, B. W. (1996). Erosion and sediment yield: Global and regional perspectives. *IAHS Publication*, (236), 3-19.
- Yesuf, H. M., Alamirew, T., Melesse, A. M., & Assen, M. (2013). Bathymetric study of lake Hayq, Ethiopia. *Lakes & Reservoirs: Science, Policy and Management for Sustainable Use*, 18(2), 155-165. DOI: 10.1111/lre.12024

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-05-10

Notas

Estimación de los volúmenes históricos de las aguas residuales exportados por la megaciudad de México al Valle del Mezquital de 1985 a 2020

Estimation of Mexico megacity wastewater volumes poured into the Mezquital Valley from 1985 to 2020

Ana Karen Hernández-Espinosa¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6300-3768>

Elena María Otazo-Sánchez², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9324-8926>

Alma Delia Román-Gutiérrez³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0927-1061>

Claudia Romo-Gómez⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7826-4557>

¹Área Académica de Química, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, he450518@uaeh.edu.mx

²Área Académica de Química, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, elenamariaotazo@gmail.com



³Área Académica de Química, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, aroman@uaeh.edu.mx

⁴Área Académica de Química, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, claudiar@uaeh.edu.mx

Autoras para correspondencia: Elena María Otazo-Sánchez, elenamariaotazo@gmail.com; Alma Delia Román-Gutiérrez, aroman@uaeh.edu.mx

Resumen

El sistema de drenaje de la Ciudad de México es muy complejo y cuenta con cuatro salidas artificiales de desalojo: el Gran Canal de Desagüe, y los Emisores Central, Poniente y Oriente, que transportan agua residual y pluvial hacia el Valle del Mezquital. Sin embargo, no se tienen registros de los volúmenes históricos del agua residual que ha recibido el Valle del Mezquital. Por ello se realizó una estimación del volumen de agua residual y pluvial que ingresa al sistema de drenaje proveniente de cuatro fuentes principales de descargas: población, industrias, servicios y ríos, para el periodo 1985-2020, en un lapso quinquenal. El promedio de precipitación aportada por las áreas metropolitanas fue de $648 \pm 12.49 \text{ hm}^3$. La estimación promedio de descargas industriales y de servicios reportadas por el Registro Público de Derechos de Agua (REPDA) fue de $117 \pm 18.09 \text{ hm}^3$ y la población aumentó el vertido de aguas negras de 582 hm^3 en 1985 a 803 hm^3 en 2020. Este estudio desagrega los volúmenes aproximados transportados por cada emisor y los que reciben los ríos El

Salto y El Salado. Se reporta por primera vez una estimación anual del volumen histórico de aguas residuales que han propiciado el desarrollo socioeconómico del Valle del Mezquital, permitiendo posteriores trabajos de escenarios futuros para la toma de decisiones y la prevención de desastres.

Palabras clave: distribución espacial, gestión del agua, metrópolis, saneamiento, sistema de drenaje.

Abstract

The sewer system of Mexico City is very complex and has four drains: the Grand Canal and the Central, West, and East drain, which transport wastewater (from population, industry, services) and rainwater to the Mezquital Valley. However, there are not records of the historical volumes of wastewater received by the Mezquital Valley. Therefore, an estimate was made of the volume of wastewater and rainwater sent the drainage system from four main sources of discharges: population, industries, services, and rivers, for the period 1985-2020, in a five-year period. The average rainfall contributed by the metropolitan areas was 648 ± 12.49 hm³. The average estimate of industrial discharges and services reported by the Public Registry of Water Rights (REPDA) was 117 ± 18.09 hm³ and the population increased the discharge of sewage from 582 hm³ in 1985 to 803 hm³ in 2020. This study disaggregates the volumes transported by each drain toward the El Salto and El Salado rivers. It is reported for the first time an annual estimate of the historical volume of wastewater that has led to the socioeconomic development of the Mezquital Valley,

allowing subsequent work of future scenarios for decision making and disaster prevention.

Keywords: Metropolis, sanitation, space distribution, sewer system, water management.

Recibido: 19/09/2022

Aceptado: 30/04/2023

Publicado Online: 16/05/2023

Introducción

En la época prehispánica, Tenochtitlan (ahora Ciudad de México) estaba rodeada por cinco lagos (Zumpango, Xaltocan, Texcoco, Xochimilco y Chalco) que provocaban grandes inundaciones en época de lluvia. Éstos se localizaban dentro de la Cuenca del Valle de México (comprende la Ciudad de México y el Estado de México) que es tipo endorreica, la cual no posee salidas naturales para el desalojo del agua (Conagua, 2018a). Por tal motivo, la ciudad fue dotada de un sistema de desagüe y su principal propósito era acarrear el agua hasta el mar a través de ríos aledaños (ríos Tula y Moctezuma). Ello se realizó mediante el uso de diques que ayudaban al control del nivel hidrológico en la urbe, siendo el albarradón de Nezahualcóyotl el más destacable de la época (Conagua, 2018a). Sin embargo, dicho sistema quedó destruido debido a las guerras durante la conquista española, reanudándose las inundaciones, que se

acrecentaron por el aumento de la urbanización (Breña-Puyo & Naranjo-Pérez de León, 2018).

En 1607 se creó un nuevo sistema de drenaje con el Tajo de Nochistongo, bajo la supervisión del ingeniero Enrico Martínez, cuya ubicación es en el actual municipio de Huehuetoca (Conagua, 2018b). Este dren ayudó a desviar el cauce del río Cuautitlán, y evitar las inundaciones que afectaban las edificaciones y la vida cotidiana de la población.

Con el aumento poblacional y de descargas residuales, la capacidad del tajo fue rebasada, presentando inundaciones más extremas; en 1856, el ingeniero Francisco de Garay construyó el primer túnel de Tequixquiac, que descargaba las aguas de la ciudad en el río del mismo nombre (Ramírez-de-Alba, 1995).

En 1900, la necesidad de proveer a la población de un servicio de alcantarillado permanente trajo consigo la construcción del Gran Canal de Desagüe, un dren abierto, que impediría inundaciones con el apoyo del túnel de Tequixquiac. Este canal recorre en el oriente de la ciudad y desemboca en el río El Salado, perteneciente al Valle del Mezquital. En 1930, la población de la zona era de más de un millón de personas, provocando que el sistema de drenaje resultara insuficiente, por lo que se amplió el Gran Canal y se construyó el Nuevo Túnel de Tequixquiac (Galina-Macías, 2010; Legorreta, 2006).

A mediados del siglo XX se inició la construcción del Emisor Poniente, siendo su principal función auxiliar al Gran Canal en el desalojo del agua proveniente de los ríos del poniente de la ciudad. Dicho dren

lleva su cauce hacia el Valle del Mezquital por el Tajo de Nochistongo, finalizando en el río El Salto.

Ante el crecimiento tan acelerado de la población y la capacidad del drenaje rebasada nuevamente, en 1975 se terminó de construir el Emisor Central, el primer dren profundo, conformado por interceptores y lumbreras, que unen el agua residual y pluvial (Espinosa-Villareal *et al.*, 2018; Calleja, 2019; González-López, 2022). Este emisor no requería bombeo, porque funcionaría por gravedad y no se afectaría por el hundimiento de la ciudad. Dicho túnel también vierte sus aguas en el río El Salto, junto con el Emisor Poniente.

La falta de mantenimiento al drenaje y los daños en sus estructuras provocaron la pérdida en la capacidad de desalojo de todos los emisores. En 2007 se decidió añadir otro dren al drenaje profundo: el Túnel Emisor Oriente. Esta obra inicia en el río de Los Remedios y termina en la planta de tratamiento de aguas residuales de Atotonilco de Tula (Benítez, 2016).

Desde su concepción, el sistema de drenaje de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) ha recibido el agua residual y pluvial de la zona. A lo largo de la historia, su capacidad de desalojo ha sido insuficiente debido al crecimiento exponencial de la urbe. Algunos expertos (Izazola, 2001; Lesser-Illades & Cortés-Pérez, 1998; Martínez-Pereda, 1967) han planteado que tal situación prevalecerá en el futuro y quizás se deban añadir más emisores que eviten inundaciones que afecten la vida de la población.

En una publicación reciente, Hernández-Espinosa, Otazo-Sánchez, Román-Gutiérrez y Romo-Gómez (2021) describen los constantes trabajos de mantenimiento y ampliación al sistema de drenaje, haciendo

énfasis en el hecho de que el agua residual es vertida en el Valle del Mezquital, lo cual ha promovido el desarrollo de la agricultura en esa zona semidesértica, pero con un gran costo ambiental. La Figura 1 muestra el mapa del sistema de drenaje actual, que concentra la información recabada acerca de su distribución. En la Figura 1 se indican los emisores del drenaje de la Ciudad de México: Gran Canal (rojo), Emisor Central (verde), Emisor Poniente (azul) y Emisor Oriente (morado).

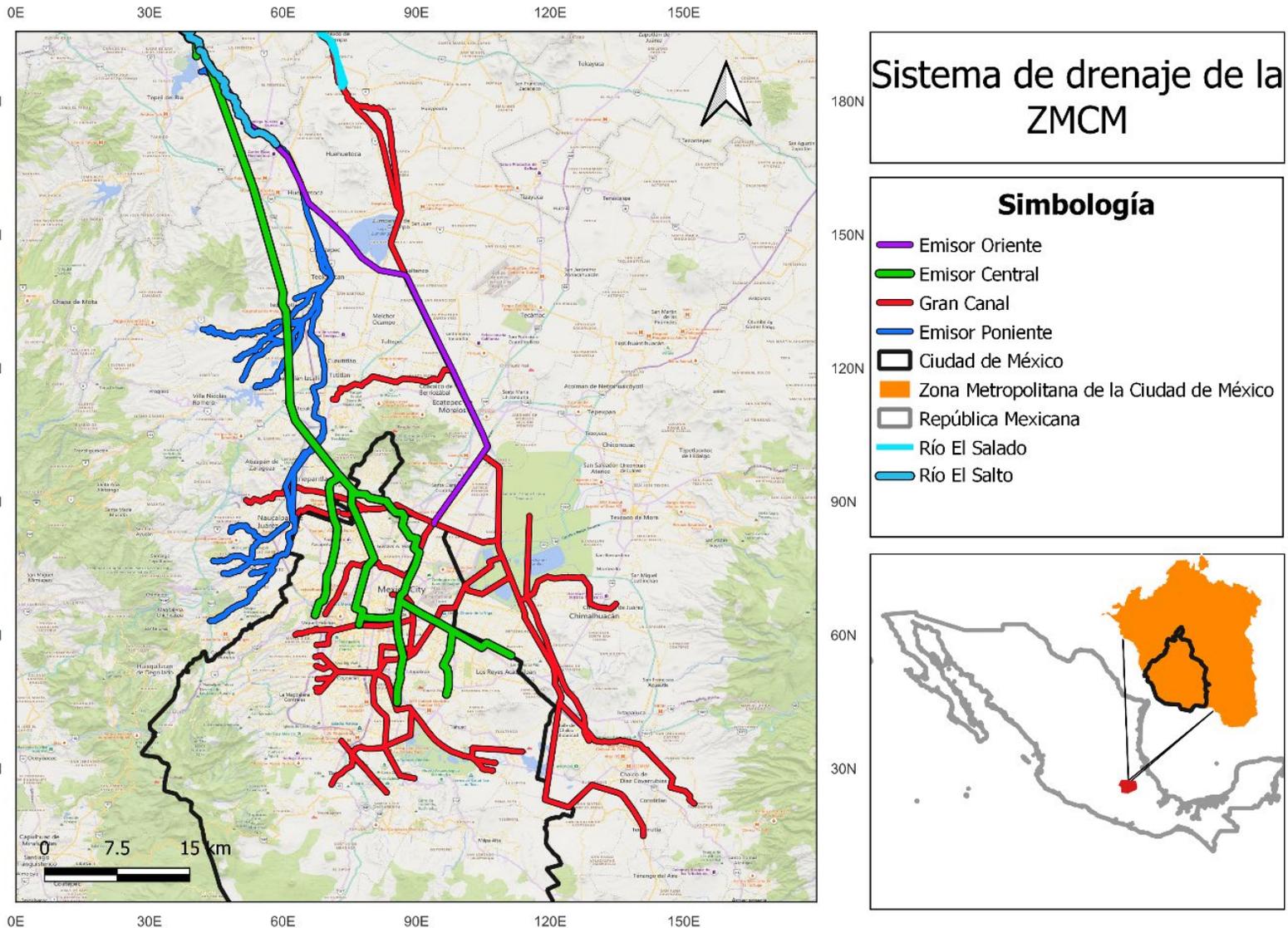


Figura 1. Distribución de los emisores del actual sistema de drenaje de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México.

El sistema de drenaje de la Ciudad de México es un tema de interés. Sin embargo, la información sobre el mismo es muy dispersa o nula. Asimismo, no se tiene acceso a los registros históricos sobre los

volúmenes de agua residual que ha recibido el Valle del Mezquital provenientes del drenaje debido a que su clasificación por los organismos operadores es confidencial. Estos datos son necesarios para determinar las fuerzas impulsoras de desarrollo del Valle tanto externas como internas. Mucho se habla de la importancia que ha tenido la importación de estas aguas para el desarrollo agrícola de la zona (Jiménez, 2005; Lesser-Carrillo, Lesser-Illades, Arellano-Islas, & González-Posadas, 2011; Velázquez, Martínez, Kohashi, & García, 2002; García-Salazar, 2019; Ponce-Lira, Rodríguez-Martínez, & Sánchez-Herrera, 2020), pero no se ha comprobado por métodos científicos el peso que ha tenido este aspecto en el desarrollo socioeconómico.

Por lo anterior, el objetivo de este trabajo es estimar los volúmenes históricos de agua residual y pluvial anuales que han ingresado al Valle del Mezquital por los ríos El Salto y Salado, provenientes de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México durante el periodo 1985-2020, y que puedan ser utilizados posteriormente para la determinación de las fuerzas impulsoras del desarrollo en el Valle del Mezquital, y el estudio de escenarios de manejo sustentable del recurso para evitar futuros desastres. Lo anterior se realizó mediante el cálculo de los volúmenes de agua residual vertida al drenaje por la población, industria y servicios, además del agua pluvial y de ríos.

Materiales y métodos

Área de estudio

En la Figura 2 se muestra la ubicación geográfica de toda la Zona Metropolitana de la Ciudad de México (color amarillo), su colindancia con el Valle del Mezquital (color naranja), y los cuatro emisores que llevan agua hacia éste, y los ríos El Salto y El Salado.

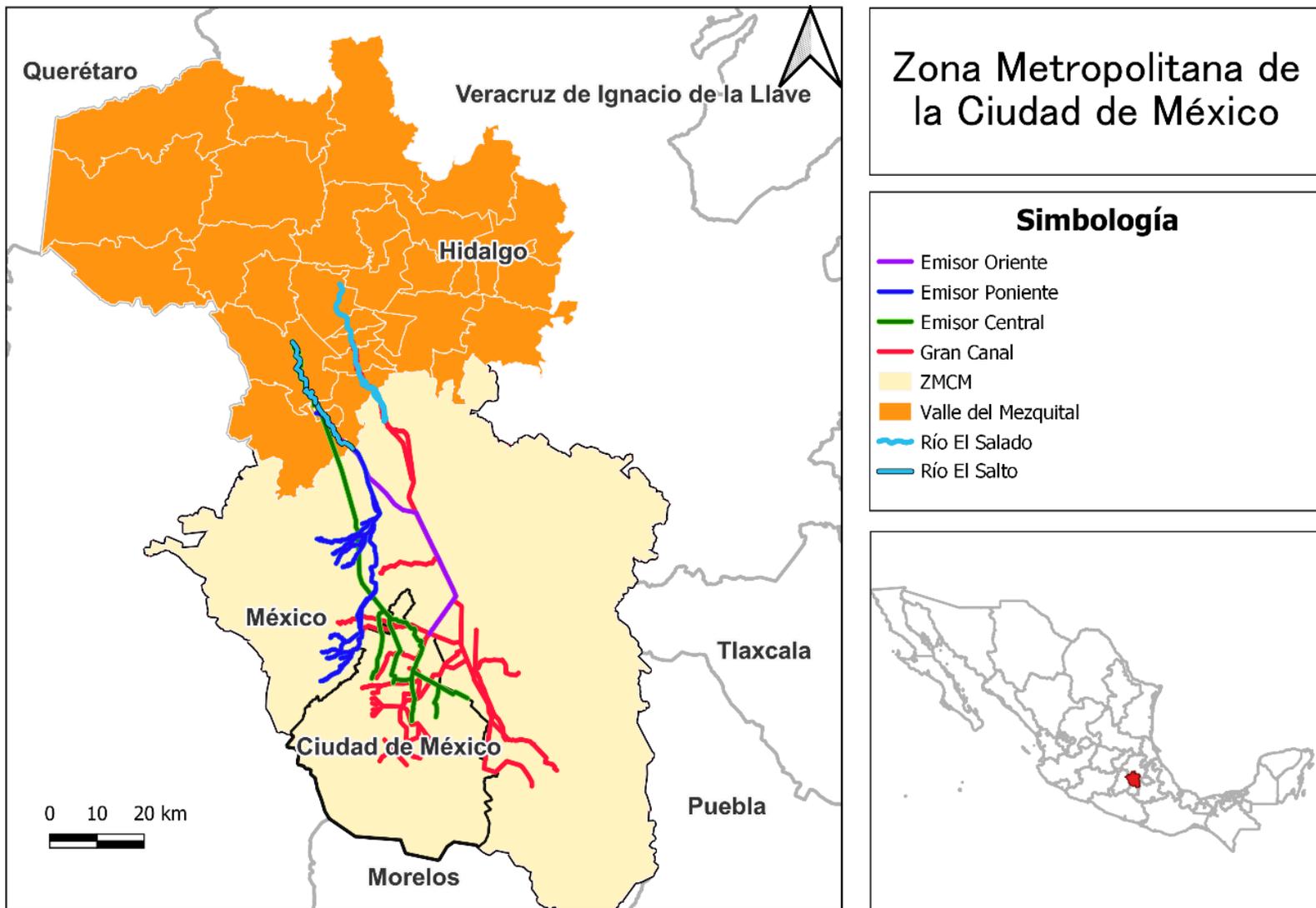


Figura 2. Localización geográfica de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México y su conexión con el Valle del Mezquital. Modificado de INEGI (2020b).

La ZMCM está ubicada en la esquina suroeste de la cuenca del Valle de México, entre los $20^{\circ} 11' 20''$ y $98^{\circ} 45' 29''$ de latitud norte y los $99^{\circ} 30' 54''$ y $19^{\circ} 30' 59''$ de longitud oeste, a una altitud de 2 240 msnm

(Sosa-Echeverría *et al.*, 2019; Soto-Galera, Mazari-Hiriart, & Bojorquez-Tapia, 2000). Forma parte de una cuenca endorreica y posee una superficie de 9 560 km², en lo que alguna vez fueron los lagos de Texcoco, Xochimilco y Chalco.

El área de estudio comprende la parte noroeste de la ZMCM, seleccionada bajo los siguientes criterios: delegaciones y municipios que aportan sus aguas residuales a los tres emisores seleccionados para el estudio: Gran Canal, Emisor Central y Poniente.

Modelo conceptual para la estimación de los volúmenes históricos de agua residual provenientes de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México

El modelo se enfoca en estimar los volúmenes de descargas de agua que ingresan a tres de los emisores que componen el sistema de drenaje y provienen de cinco fuentes: población, industria, servicios, agua pluvial y agua de ríos (Figura 3). Las estimaciones anuales fueron realizadas cada cinco años durante el periodo 1985-2020. Finalmente, los volúmenes calculados se agrupan de acuerdo con el afluente por el cual ingresan al Valle del Mezquital.



Figura 3. Esquema de las entradas de agua residual al sistema de drenaje de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México.

La estimación requirió de una serie de premisas, supuestos y datos reales para alimentar al modelo conceptual.

Premisas del modelo conceptual

- El periodo de tiempo considerado en el modelo es de 1985 a 2020. Se eligió 1985 como año de inicio debido a que en 1982 el sistema Cutzamala entró en funcionamiento, dando lugar a las condiciones que prevalecen actualmente en cuanto al agua potable que recibe la población.
- Los cálculos fueron realizados para los años terminados en 5 y 0 dentro del periodo de estudio.
- Se exceptúa del análisis el Túnel Emisor Oriente debido a que entró en funcionamiento en 2019, lo cual no cumple con los requisitos de tiempo.
- En las delegaciones donde comparten territorio el Túnel Emisor Central y el Gran Canal, se consideró que toda la población vierte sus aguas residuales hacia el Emisor Central debido al amplio sistema de colectores que posee.
- Se consideró que toda la población tiene la misma dotación de agua potable (190 litros/habitante/día), tomando como referencia el consumo estimado por clima predominante proveniente de la Comisión Nacional del Agua (Conagua) (Conagua, 2019a). El modelo considera esto constante en el tiempo.
- Se asumió que el 75 % del agua potable suministrada a la población va al drenaje de acuerdo con lo especificado en el Manual de Agua, Alcantarillado y Saneamiento de la Comisión Nacional del Agua (Conagua, 2019b).

- Las descargas totales de ríos, lluvia, agua residual poblacional, industrial y de servicios no están separadas dentro del sistema de drenaje.
- Los volúmenes de agua residual de industria y servicios que han ingresado al sistema de drenaje fueron obtenidos del Registro Público de Derechos de Agua (REPDA).
- Se consideró que todos los días del año hay descargas industriales y de servicios debido a que en el sistema REPDA no se especifica.
- Se asumió que en aquellos lugares donde no había suficientes datos en los reportes del REPDA se tomaría en cuenta para todos los años el valor más alto reportado para la industria y servicios.
- El cálculo de agua pluvial se realizó con los reportes de estaciones climatológicas que estuvieran dentro de las áreas de escurrimiento, tomando como referencia el trabajo realizado por Saikia, Ryan, Nuyts y Clifford (2022), además de considerar las recomendaciones del “Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento” (Conagua, 2007).
- Las áreas de escurrimiento de las zonas se calcularon de los mapas del Simulador de Flujos de Agua de Cuencas Hidrográficas (SIATL) para cada uno de los emisores, teniendo como base el trabajo de Godínez-Brizuela *et al.* (2018).
- El coeficiente de escorrentía urbana para el agua de lluvia (0.80) se tomó del “Manual de agua potable y saneamiento” (Conagua, 2019b).

- Las estaciones hidrométricas solo fueron consideradas para los ríos que vierten sus aguas al Emisor Poniente y el Gran Canal.
- Se asume que toda el agua residual ingresa al Valle del Mezquital a través de los ríos El Salado y El Salto.
- No se contabilizaron los volúmenes de agua provenientes de las presas y vasos reguladores, para no duplicar los volúmenes de agua provenientes de los ríos.
- Los emisores se denominaron mediante las siguientes siglas: Gran Canal (GC), Túnel Emisor Central (TEC) y Túnel Emisor Poniente (TEP).

Bases de datos recabadas para el modelo matemático

Las bases de datos utilizadas fueron recabadas del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) y de la Comisión Nacional del Agua (Conagua), principalmente. En la Tabla 1 se muestran las fuentes de información consultadas a detalle.

Tabla 1. Aspectos considerados para bases de datos y fuentes consultadas.

	Aspectos considerados	Fuente	Referencias
Población	Habitantes totales de los municipios y delegaciones que vierten agua residual a los emisores del sistema de drenaje	Censos de población y vivienda Anuarios estadísticos	(INEGI, 1970; INEGI, 1980; INEGI, 1990; INEGI, 1995; INEGI, 2000; INEGI, 2005; INEGI, 2010; INEGI, 2015; INEGI, 2020a)
Industria y servicios	Reportes de descargas industriales y de servicios en los municipios y delegaciones seleccionados	Reportes del Registro Público de Derechos de Agua (REPDA)	(Conagua, 2022)
Agua pluvial	Promedio de precipitación por décadas en mm reportada por las estaciones climatológicas consideradas para cada emisor	Reportes del Servicio Meteorológico Nacional	(Conagua, 2019c; Conagua, 2020a)
	Áreas de escurrimiento en m ² para cada emisor	Mapas del Simulador de Flujos de Agua por Cuencas Hidrográficas	(INEGI, 2022b)
Ríos	Caudales históricos de los ríos que forman parte del Túnel Emisor Poniente y Gran Canal	Reportes de estaciones hidrométricas	(Conagua, 2019c)

Estimación de descargas de agua residual de la población a cada emisor

Paso 1. Cálculo de la población que vierte agua a cada emisor

Mediante superposición de mapas en el *software* (QGIS, 2022), se desagregó la población específica que vierte su agua residual a cada emisor. Las cartografías utilizadas fueron el mapa del sistema de drenaje dividido por emisores (Figura 1) y la división municipal de la república mexicana (INEGI, 2020b). El formato de ambos mapas es vectorial, con escala 1:250000. El mapa obtenido se presenta en la Figura 4.

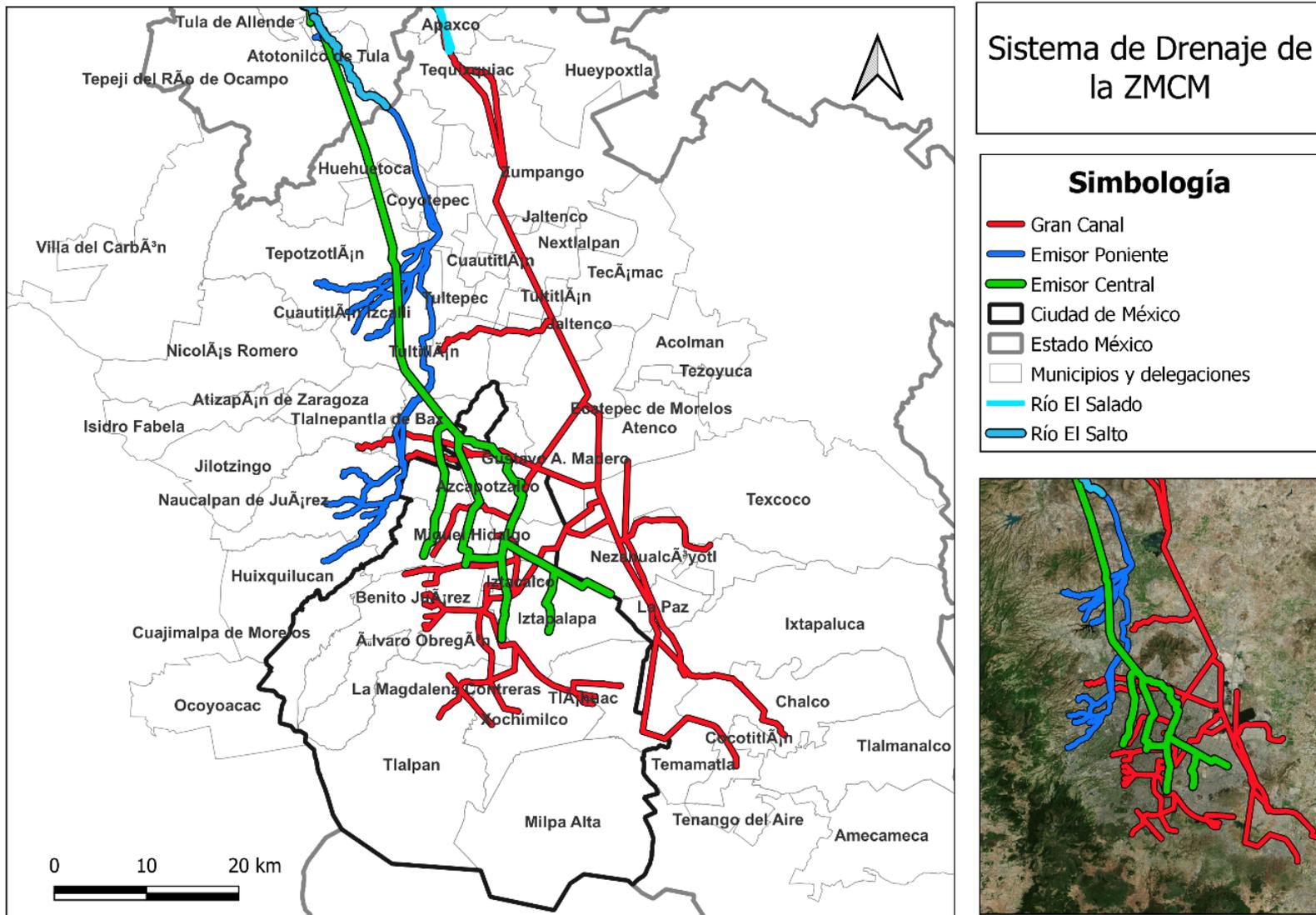


Figura 4. Mapa del recorrido de los emisores a través de los municipios seleccionados de la ZMCM. Modificado de Yannick (2015).

Finalmente, el área de estudio comprende 31 municipios del Estado de México y las 16 delegaciones de la Ciudad de México. Posteriormente, éstos se agruparon de acuerdo con el emisor al que su población le tributa agua, como se observa en la Tabla 2.

Tabla 2. Municipios y delegaciones que vierten agua residual a cada emisor del drenaje profundo.

	Estado de México		Ciudad de México
Gran Canal de Desagüe 19 municipios 7 delegaciones	Apaxco Atenco Atizapán Chalco Chicoloapan Chimalhuacán Ecatepec Ixtapaluca Jaltenco La Paz	Naucalpan Nextlalpan Nezahualcóyotl Tecámac Temamatla Tequixquiac Texcoco Valle de Chalco Zumpango	Álvaro Obregón Benito Juárez Magdalena Contreras Milpa Alta Tláhuac Tlalpan Xochimilco
Túnel Emisor Central 7 municipios 8 delegaciones	Coyotepec Cuautitlán Izcalli Huehuetoca Tepotzotlán Tlalnepantla		Azcapotzalco Coyoacán Cuauhtémoc Gustavo A. Madero Iztacalco Iztapalapa Miguel Hidalgo Venustiano Carranza
Túnel Emisor Poniente 5 municipios 1 delegación	Cuautitlán Huixquilucan Naucalpan	Teoloyucan Tultitlán	Cuajimalpa

Paso 2. Cálculo de los volúmenes de agua residual de la población

Para la estimación de descargas poblacionales se consideraron diversos factores que permitieron tener un cálculo más certero y cercano a la realidad, los cuales fueron los siguientes: porcentaje de población con acceso a agua potable y drenaje; consumo promedio de agua potable por habitante al día, y porcentaje de agua que es vertida al drenaje por habitante. Estos datos fueron obtenidos de reportes emitidos por las comisiones de agua del Estado de México y de la Ciudad de México (Conagua, 2000; Conagua, 2005; Conagua, 2010; Conagua, 2015; Conagua, 2020d). Antes del año 2000 no existen reportes del porcentaje de la población que disponía de los servicios de agua y alcantarillado; se utilizaron los datos del 2000 por ser el más cercano. El porcentaje de población de la CDMX recibe aproximadamente un 10 % de mayor cobertura en ambos servicios que la del Estado de México (Jiménez-Ramón, 2018).

Se asumió que el consumo promedio de agua potable es de 190 l hab⁻¹ d⁻¹ en para ambas poblaciones (Conagua, 2019a). Se consideró que el 75 % del consumo de agua potable por habitante termina en el drenaje (Conagua, 2019b).

Teniendo el número de habitantes totales que vierten agua en cada emisor y los porcentajes mencionados, se calcularon los volúmenes en m³ de agua residual que vierte la población mediante las siguientes ecuaciones:

Ecuación (1). Población real que tributa agua al sistema de drenaje:

$$PR = HT * HAP * HAD \quad (1)$$

Donde:

PR = población de la ZMCM que vierte agua al sistema de drenaje.

HT = habitantes totales por año establecido

HAP = porcentaje de habitantes con acceso a agua potable.

HAD = porcentaje de habitantes con acceso a la red de drenaje

Ecuación (2). Estimación de volúmenes anuales de consumo de agua potable de la población:

$$VRC = (PR * CR * DA)/FC \quad (2)$$

Donde:

VRC = volúmenes anuales de consumo de agua potable (m³/año).

CR = dotación de agua a la población (l/hab/d).

PR = población.

DA = días totales en un año.

FC = factor de conversión de litros a metros cúbicos (1000).

Ecuación (3). Volúmenes de agua residual poblacional que ingresan al sistema de drenaje:

$$VRD = VRC * DSD \quad (3)$$

Donde:

VRD = volúmenes anuales de agua residual poblacional que ingresan al drenaje ($m^3/año$).

VRC = volúmenes anuales de consumo de agua potable ($m^3/año$).

DSC = porcentaje de agua potable que ingresa al drenaje (0.75)

Estimación de volúmenes de agua residual proveniente de descargas industriales y servicios que ingresan a cada emisor del drenaje

Para obtener los volúmenes de descargas provenientes de la industria y los servicios se consultaron los Registros Públicos de Derechos de Agua (REPDA), mediante una búsqueda por tipo de aprovechamiento (descargas residuales) y lugar específico. Las bases de datos recopiladas comenzaron desde 1995 debido a que el registro REPDA comenzó a funcionar en julio de ese año (Conagua, 2020c).

Los reportes se procesaron de acuerdo con las industrias y servicios presentes en los municipios y delegaciones seleccionados que vierten agua a cada emisor. No todos los lugares solicitados poseían información, así que para todos los años se asumió el valor mayor reportado en el

periodo. Para este estudio se seleccionaron solamente los años terminados en 0 y 5 para calcular los volúmenes de vertidos industriales que ingresan a cada drenaje mediante la Ecuación (4):

Ecuación (4). Volúmenes de agua residual industrial y de servicios que ingresan al sistema de drenaje:

$$VDI = VRD * DA \quad (4)$$

Donde:

VDI = volúmenes anuales de agua residual industrial y de servicios que ingresan al drenaje ($m^3/año$).

VRD = volúmenes de descarga de la industria y los servicios ($m^3/día$).

DA = días totales de un año.

Estimación del agua pluvial que ingresa a cada emisor del sistema de drenaje

Para el cálculo del volumen de agua de lluvia se utilizaron los datos (mm) promedio anual por década desde 1980 hasta 2020, según los reportes de las estaciones climatológicas situadas en las áreas de estudio.

La selección de las estaciones climatológicas para cada emisor se realizó mediante superposición de mapas en QGIS. Para localización de las estaciones climatológicas de la república mexicana se utilizaron las capas en formato vectorial de Conagua (2020b). Los mapas

correspondientes a las áreas de escurrimiento de cada emisor están en formato KML (Keyhole Markup Language) y son reportadas por INEGI (2022a). En ambos casos, la escala fue de 1:250000.

Se excluyeron las estaciones climatológicas fuera de operación y se seleccionaron aquéllas que poseían mayor representatividad según los polígonos de Thiessen (Mu, 2009; Damant, Austin, Bellon, & Broughton, 1983) (Figura 5). Resultando finalmente 129 estaciones para todo el sistema de drenaje: se consideraron 41 estaciones climatológicas para el Gran Canal; 62 para el Emisor Central, y 26 para el Emisor Poniente.

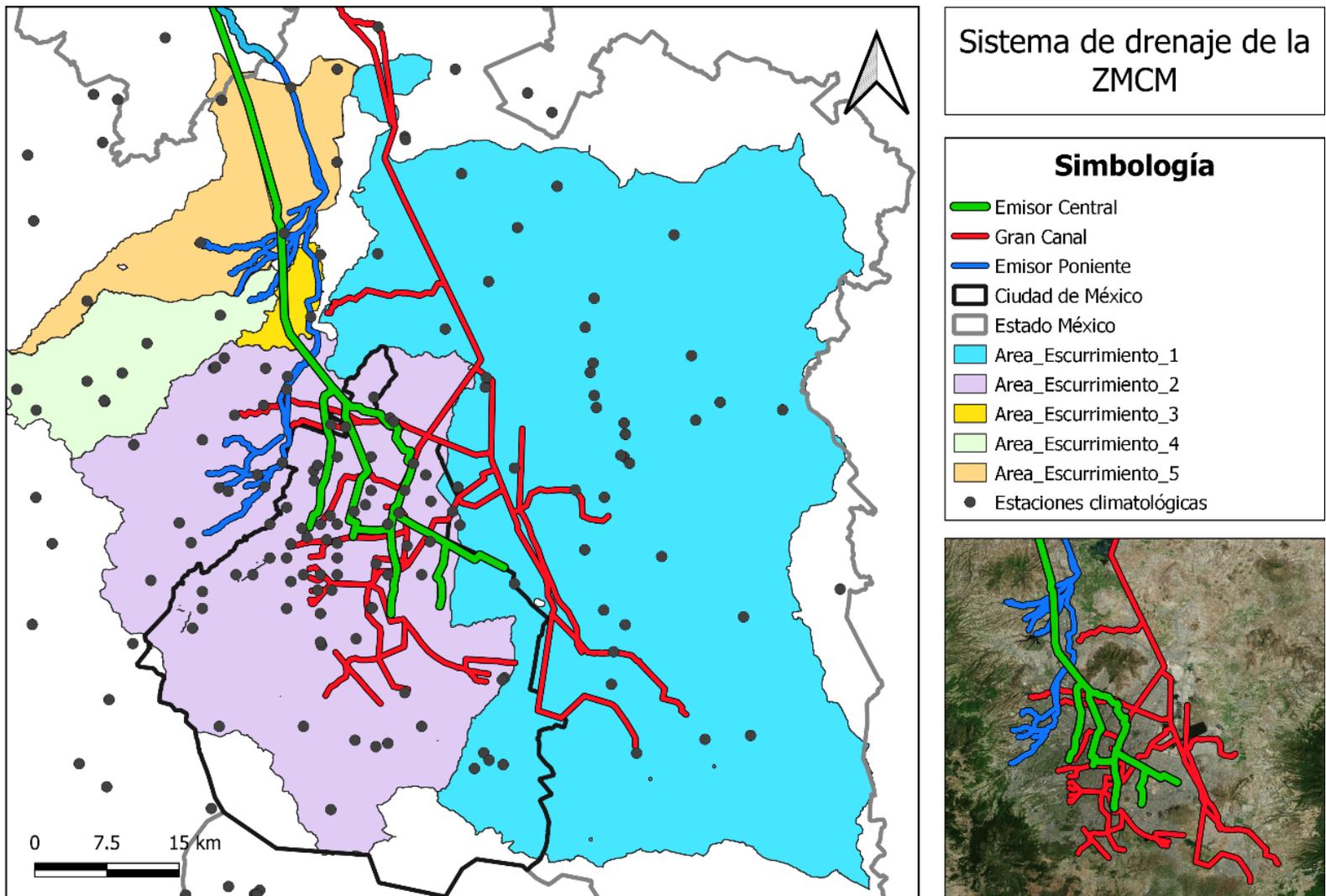


Figura 5. Localización de las estaciones climatológicas y áreas de escurrimiento consideradas para el cálculo de volúmenes de agua pluvial.

Ecuación (5). Volúmenes de agua pluvial que ingresan al sistema de drenaje:

$$VAP = (PPD * AE)/FC \quad (5)$$

Donde:

VAP = volúmenes anuales de agua pluvial que ingresan al drenaje (m³).

PPD = promedio de precipitación (l/m²).

AE = áreas de escurrimiento (m²).

FC = factor de conversión de litros a metros cúbicos (1000).

Estimación de los volúmenes aportados por los ríos que forman parte del sistema de drenaje

Se consideraron los ríos del poniente de la ciudad que vierten al TEP (Conagua, 2018b) y los que forman parte del cauce del GC. Los volúmenes de los ríos se calcularon mediante la Ecuación (6) con los gastos promedio (m³/s) reportados por las estaciones hidrométricas para cada cinco años.

El GC recibe agua de los siguientes ríos: La Piedad, Churubusco, Los Remedios y San Buenaventura, además de los escurrimientos provenientes de la zona oriente del Estado de México.

Mientras, el TEP está conectado a los siguientes afluentes: El Sordo, Hondo, San Joaquín, Tacubaya, Becerra, Mixcoac, Tarango, Las Flores, Dolores, Colorado, Totolica, Los Arcos, Los Cuartos, La Mina, Tequilasco, Anzaldo, Texcalatlaco, El Capulín, Ruiz Cortines, Pilares, Tecamachalco, El Tornillo y El Periodista.

Ecuación (6). Volúmenes de agua residual de los ríos que forman parte del sistema de drenaje:

$$VAP = CPR * STA \quad (6)$$

Donde:

VAR = volúmenes anuales de agua residual de los ríos parte del drenaje ($m^3/año$).

CPR = caudales promedio reportados por las estaciones hidrométricas (m^3/s).

STA = segundos totales de un año.

Los volúmenes estimados se sumaron al emisor correspondiente por el cual ingresan al Valle del Mezquital. El TEC y TEP mediante el río El Salto y el GC por el río El Salado.

Resultados y discusión

Estimación de los volúmenes del agua residual generada por la población

En la Tabla 3 se muestran los volúmenes de agua residual generados por la población durante el periodo estudiado, desglosados por cada emisor del sistema de drenaje.

Tabla 3. Volúmenes (hm³) de agua residual proveniente de la población que es vertida en cada emisor del sistema de drenaje de la ZMCM.

	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Gran Canal de desagüe	227.56	268.12	307.95	334.70	354.91	374.97	388.68	415.00
Túnel Emisor Central	286.89	261.36	266.53	266.78	266.89	267.02	268.38	269.00
Túnel Emisor Poniente	67.80	80.10	92.05	99.20	103.68	109.12	114.01	119.00
Total	582.25	609.58	666.53	700.68	725.48	751.11	771.07	803.00

El Gran Canal recibió la mayor cantidad de agua residual de la población (de 227.6 hm³ en 1985 a 415 hm³ en 2020) debido a su amplio recorrido a través de la ZMCM. Se observa que los volúmenes aumentaron notablemente en el tiempo debido al incremento de la población.

A diferencia del Gran Canal, el Emisor Central presenta una leve disminución a través del tiempo en los volúmenes, posiblemente debido a la reducción de la población en las delegaciones que le tributan agua, que fueron las más afectadas por el sismo de 1985. Posterior a ese año se observa una cierta estabilización en todo el periodo (de 261 a 269 hm³).

El Emisor Poniente fue el túnel que transportó la menor cantidad de agua vertida por la población, aunque duplicó el volumen al final del periodo estudiado (de 67.80 hm³ en 1985 a 119 hm³ en 2020).

Las poblaciones que vertieron más agua al sistema de drenaje en todos los años fueron las siguientes: Gustavo A. Madero, Iztapalapa, Cuauhtémoc, Venustiano Carranza, Álvaro Obregón y Azcapotzalco. Mientras que los municipios son Nezahualcóyotl, Ecatepec, Tlalnepantla, Naucalpan, Atizapán de Zaragoza, Cuautitlán Izcalli y Texcoco.

Estimación de volúmenes de agua residual proveniente de descargas industriales y servicios que ingresan a cada emisor del drenaje

En la Tabla 4 se muestran los volúmenes calculados para cada dren del agua proveniente de la industria y los servicios.

Tabla 4. Volúmenes (hm³) de agua residual proveniente de descargas industriales y servicios que ingresaron al sistema de drenaje de la ZMCM.

	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Gran Canal de desagüe	42.00	42.00	42.00	42.00	42.00	42.00
Túnel Emisor Central	28.86	28.91	28.97	29.04	29.08	29.08
Túnel Emisor Poniente	46.19	46.22	46.27	46.31	46.37	46.37
Total	117.05	117.13	117.24	117.35	117.45	117.45

El dren que recibió la mayor cantidad de descargas fue el Emisor Poniente, llevando 46.19 hm³ durante el periodo, seguido del Gran Canal con 42.00 hm³ y finalmente el Emisor Central con 28.86-29.08 hm³.

La capacidad de conducción establecida de los drenes no ha permitido aumentar el volumen de agua residual industrial que ingresa a pesar del gran número de industrias y servicios que posee la zona. En respuesta a este fenómeno, en 2019 se añadió el Túnel Emisor Oriente al sistema de drenaje.

No toda el agua residual generada por las entidades económicas ingresa al sistema de drenaje, y según el sistema REPDA algunas de las industrias poseen plantas de tratamiento de agua residual que la reutiliza y, en otros casos, el agua generada se utiliza para el riego de áreas verdes de las localidades.

Estimación de los volúmenes de agua pluvial que ingresaron al sistema de drenaje de la ZMCM

Los volúmenes calculados de agua pluvial que ingresó a cada dren del sistema de drenaje se presentan en la Tabla 5.

Tabla 5. Volúmenes (hm^3) de agua pluvial que ingresaron a cada dren del sistema de drenaje de la ZMCM.

	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Gran Canal de desagüe	213.55	209.67	216.14	223.72	227.79	232.97	238.14	242.24
Túnel Emisor Central	254.52	258.83	268.04	285.26	286.49	287.72	290.17	296.12
Túnel Emisor Poniente	142.60	144.36	153.17	161.97	163.73	165.49	167.25	171.36
Total	610.67	612.86	637.35	670.95	678.01	686.18	695.56	709.72

Estos volúmenes no dependen de acciones antrópicas, sin embargo se observa que el agua pluvial de los tres drenes aumenta con el tiempo, lo cual demuestra que hay incremento de las precipitaciones en la megaciudad de México, que explica la presencia de inundaciones extremas en la CDMX y en la ciudad de Tula. Este resultado coincide con los modelos reportados por Martínez (2021) para la Ciudad de México durante el periodo estudiado.

El Emisor Central fue el que transportó el mayor volumen de agua pluvial de la ZMCM (de 254.52 hm^3 en 1985 a 296.12 hm^3 en 2020), a pesar de no poseer una amplia área de escurrimiento como el GC. Este dren transporta la mayor parte del agua pluvial de la CDMX gracias a su sistema de colectores.

El Gran Canal ocupa el segundo lugar en trasladar agua pluvial (de 213.55 hm^3 en 1985 a 242.24 hm^3 en 2020). La disminución observada en 1995 en el Gran Canal pudo ser consecuencia de la sequía extrema

que enfrentó México en el periodo 1990-1995 (Flores-Cano & Swan, 1995).

Finalmente, el Emisor Poniente recibió las menores cantidades de agua pluvial (de 142.60 hm³ en 1985 a 171.36 hm³ en 2020).

Estimación del agua proveniente de los ríos que forman parte del sistema

Los ríos descargan solo en dos emisores: el Gran Canal y Emisor Poniente. Los resultados obtenidos se observan en la Tabla 6.

Tabla 6. Volúmenes (hm³) de afluentes que descargan su agua al sistema de drenaje de la ZMCM.

	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Gran Canal de desagüe	43.88	46.28	60.49	60.25	73.87	76.00	77.52	83.12
Túnel Emisor Poniente	125.67	129.55	132.14	139.72	143.79	148.97	154.14	158.23
Total	169.55	175.83	192.63	199.97	217.66	224.97	231.66	241.35

En coincidencia con lo encontrado anteriormente, también los ríos reciben mayores escurrimientos y lluvia que aumentan sus caudales a lo largo del tiempo (de 169.55 hm³ en 1985 a 241.35 hm³ en 2020). El modelo considera estos volúmenes como importaciones de agua limpia, ya que no son generados por las actividades naturales y antrópicas de la

ciudad. Esta contribución es afectada por los eventos climáticos extremos e influye grandemente en las inundaciones que se observan con frecuencia en zonas más bajas de la CDMX, y de manera reciente en Tula de Allende y otras ciudades del Valle del Mezquital. El Emisor Poniente recibe la mayor cantidad de agua, debido a que está conectado con varios ríos que se describen en la metodología.

Resultados de volúmenes totales de agua residual transportada por cada dren del sistema de drenaje

Finalmente, se sumaron los resultados de los volúmenes calculados para cada dren por tipo de fuente y que forma el agua residual mixta. Estos valores se muestran en la Figura 6.

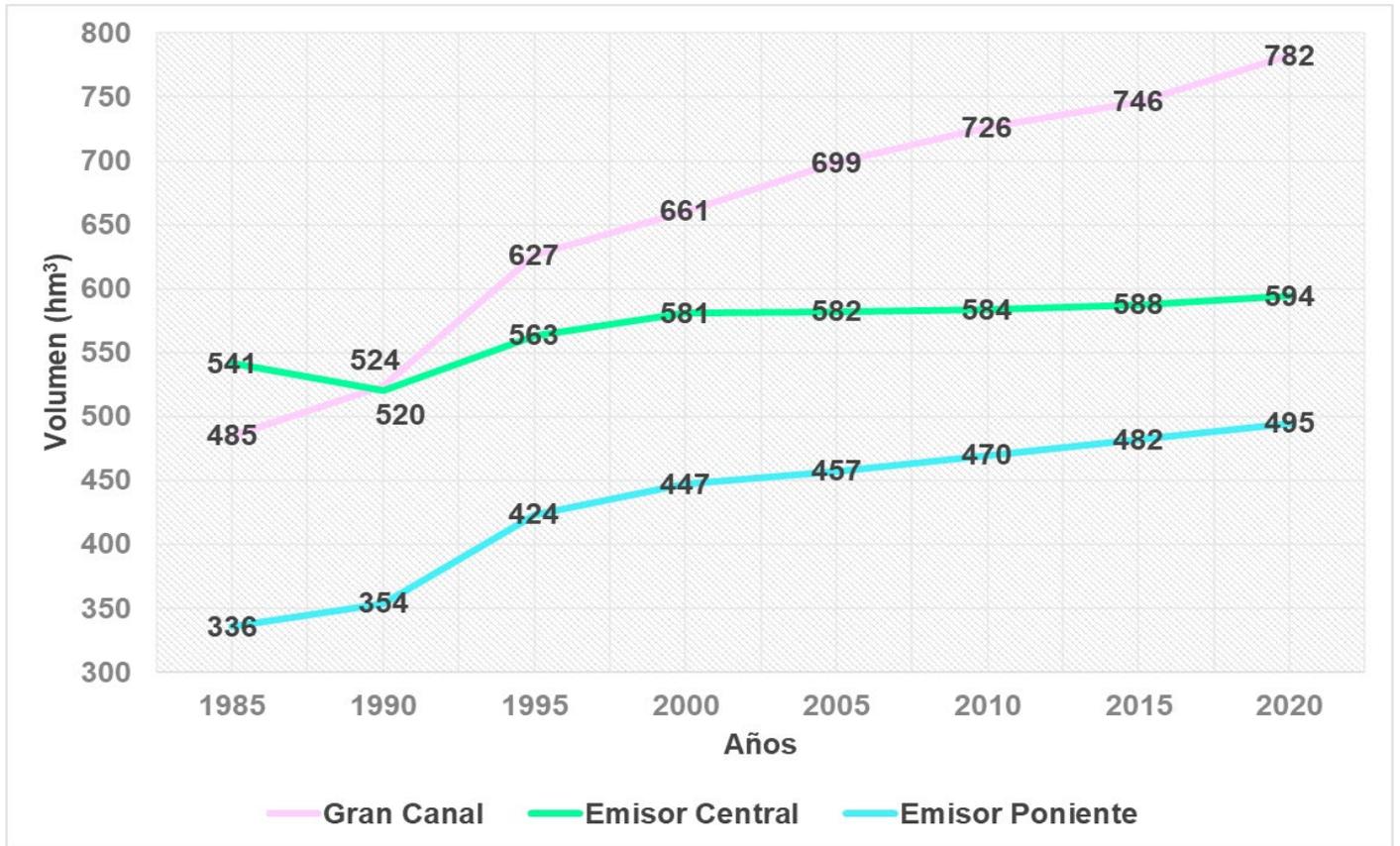


Figura 6. Volúmenes en hm^3 de agua residual transportada por cada emisor a través del tiempo.

El Gran Canal resultó tener la mayor capacidad de desalojo en el sistema de drenaje, transportando de 485 hm^3 en 1985 a 782 hm^3 en 2020, con un aumento notable en el periodo, debido a que se incrementó un 61 %.

El segundo lugar lo ocupa el Emisor Central (de 541 hm^3 en 1985 a 594 hm^3 en 2020), con un discreto aumento en el periodo. La disminución observada en 1990 fue explicada anteriormente por el sismo de 1985 en

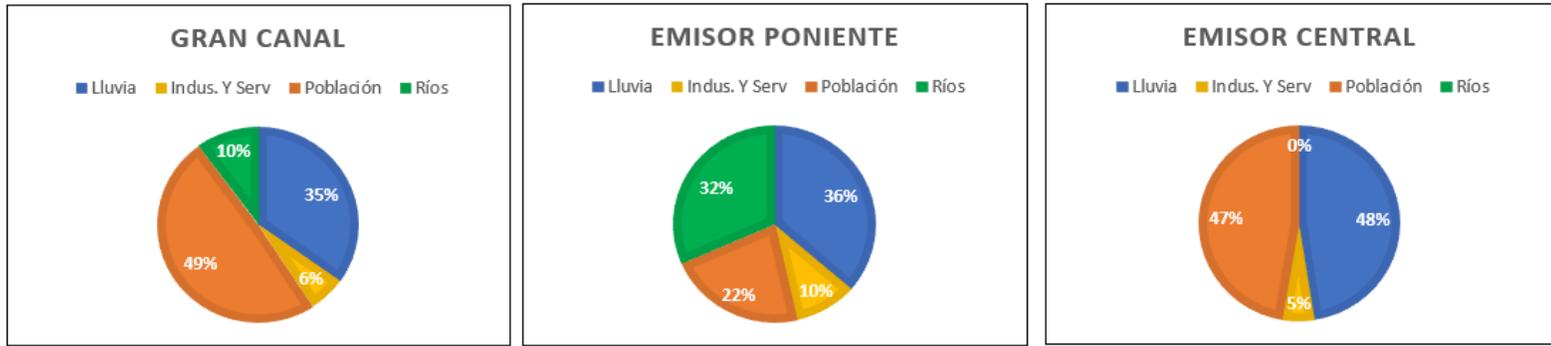
la CDMX. Después de 1995, el dren mostró una discreta estabilización hasta 2020, teniendo un incremento de 9 %.

Finalmente, el Emisor Poniente trasladó la menor cantidad de agua, de 336 hm³ en 1985 a 495 hm³ en 2020, incrementado un 47 %.

Porcentajes de contribución por sector a cada emisor del drenaje

Los porcentajes de aportación de las fuentes para 1995 y 2020 a cada emisor se muestran en la Figura 7.

1995



2020

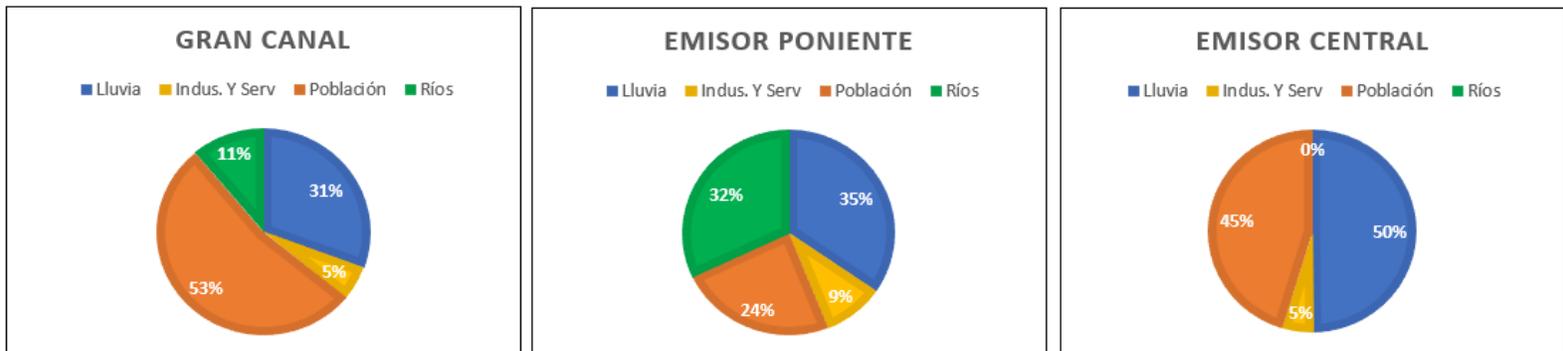


Figura 7. Porcentajes de aportación de las fuentes a cada emisor en 1995 y 2020.

La Figura 7 muestra que la población fue la que aportó la mayor cantidad de agua al GC debido a su largo recorrido al oriente de la ciudad y al hecho de que no comparte áreas urbanas con otros emisores. Por este motivo, también aumentó en el periodo (de 49 a 53 %). Por otra parte, el porcentaje de precipitación mostró una disminución del 35 al 31 %.

En contraste con el GC, la precipitación resultó la principal aportación del TEP, seguida del agua de los ríos, de modo que ambas fuentes aportan cerca del 67 a 68 % del agua total en ambos años. La población aportó solamente del 22 al 24 %.

En el caso del TEC, la lluvia dotó el principal aporte, del 48 al 50 % del agua total, seguida de la población con más del 40 % en ambos años.

En todos los emisores, la industria aporta el menor porcentaje de agua.

La composición porcentual de cada emisor al total del agua del sistema de drenaje se presenta en la Figura 8.

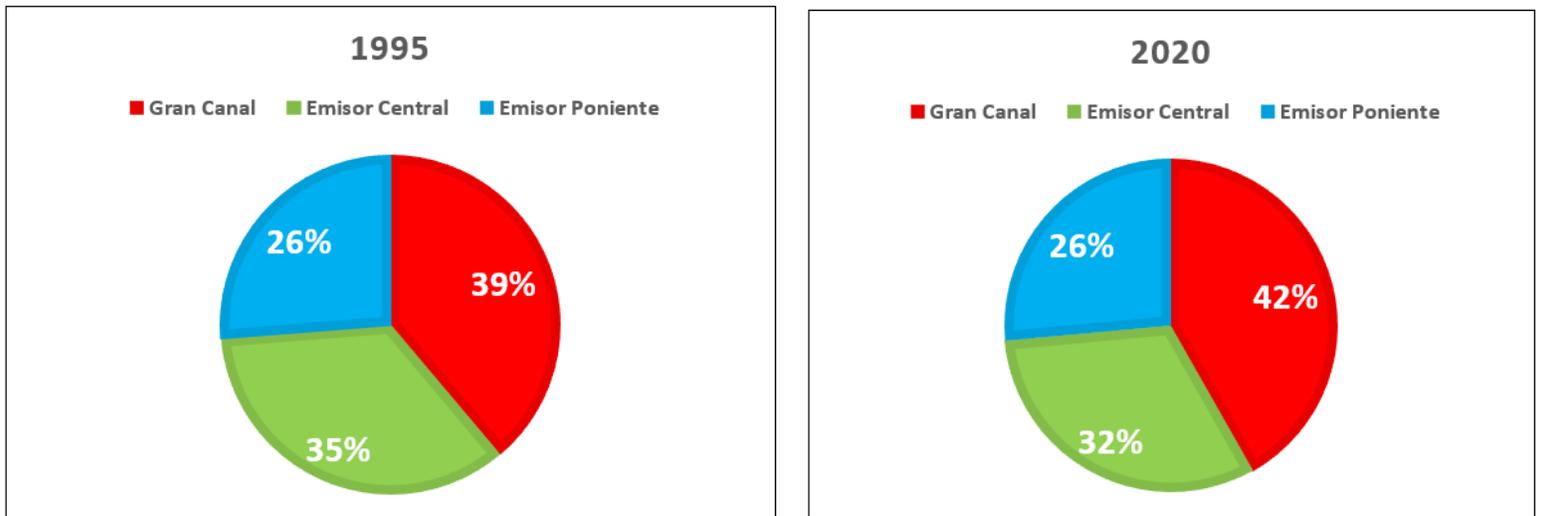


Figura 8. Porcentajes de aportación de agua de cada emisor al sistema de drenaje en 1995 y 2020.

En la Figura 8 se observa que el GC fue el emisor que aportó el mayor porcentaje de agua al sistema de drenaje (de 39 % en 1995 a 42 % en 2020), seguido del TEC (más del 30 %); por último, el Emisor Poniente mantuvo su aportación en 26 %. Estos resultados son congruentes con el gráfico de volúmenes mostrado en la Figura 6.

Volúmenes históricos de agua residual que han ingresado al Valle del Mezquital

Al finalizar el cálculo de volúmenes totales por emisor, éstos se desglosaron de acuerdo con el afluente por el cual ingresan al Valle del Mezquital. El TEC y TEP vierten sus aguas al río El Salto, mientras que el GC a El Salado. En la Tabla 7 se muestran los volúmenes de agua residual ingresados al VM por sus dos principales afluentes.

Tabla 7. Volúmenes históricos en hm^3 de agua residual han ingresado al VM provenientes del sistema de drenaje de la ZMCM.

	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Río El Salto	877	874	987	1028	1040	1054	1069	1089
Río El Salado	485	524	627	661	699	726	746	782
Total	1362	1398	1614	1689	1738	1780	1816	1872

A lo largo del periodo estudiado, el río que recibe siempre la mayor cantidad de agua residual anual es El Salto, que desde el año 2000 sobrepasa los 1000 hm³, cerca de 400 hm³ más que El Salado.

Validación del modelo

El modelo creado calcula los volúmenes de agua residual ingresada a tres drenes del sistema de drenaje de la ZMCM, en lapsos quinquenales para el periodo 1985-2020. Los cálculos para cada dren se hicieron de manera estructurada, lo que permitió que al realizar una comparación contra datos provenientes de una fuente confiable de información (Conagua), el porcentaje de error fuera menor a 2 % a pesar de las limitantes.

La limitante del modelo radica en el cálculo de los volúmenes de agua residual proveniente de la industria y los servicios debido a la ausencia de reportes del REPDA. Por este motivo, se llevaron a cabo interpolaciones para mitigar el efecto.

La Tabla 8 muestra la similitud de los volúmenes calculados en este trabajo con los dos únicos reportes (Conagua, 2009; Conagua, 2013) que aparecen en la literatura para el volumen de agua residual que ha ingresado al VM.

Tabla 8. Comparación entre los volúmenes calculados y los reportados (hm^3) de agua residual que han ingresado al VM provenientes del sistema de drenaje de la ZMCM.

	Volumen calculado	Volumen reportado	Error (%)	Referencia
Agua total exportada en 2005	1738	1771	1.8	Conagua (2009)
Agua total exportada en 2010	1780	1804	1.3	Conagua (2013)

Conclusiones

El objetivo principal de este trabajo se cumplió, al crear un modelo que permitió obtener los volúmenes históricos de agua residual que han ingresados al VM proveniente del sistema de drenaje de la ZMCM, mediante la estimación del agua ingresada en cada dren. Los datos obtenidos son de libre acceso, permitiendo que todas las personas interesadas puedan consultarlos sin restricciones.

El modelo planteado para la estimación de los volúmenes históricos de agua residual mostró ser confiable, pues las diferencias entre los datos calculados y los reportados son bajas, así como el porcentaje de error.

Los volúmenes estimados para los ríos y el agua pluvial demuestran que las lluvias han aumentado notablemente en el Valle de México y sus alrededores durante el periodo 1985-2020.

El emisor que acarrea la mayor cantidad de agua al sistema de drenaje de la ZMCM es el Gran Canal, aportando aproximadamente el 40 % del agua total ingresada.

Los drenes que transportaron la mayor cantidad de agua al Valle del Mezquital fueron el Emisor Central y el Emisor Poniente, que vierten sus aguas al río El Salto.

Hasta la fecha, los registros históricos del agua residual que han ingresado al Valle del Mezquital desde la ZMCM no están publicados. Los resultados obtenidos son los primeros reportes de volúmenes históricos de agua residual entre los años 1985 y 2020, y pueden ser utilizados por investigadores y tomadores de decisiones para la proyección de escenarios.

Agradecimientos

La primera autora agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) por la beca otorgada 774058 para sus estudios de Doctorado en Ciencias Ambientales.

Referencias

Benítez, V. (2016). Túnel Emisor Oriente, obra única en su tipo a nivel mundial. *Gaceta Instituto de Ingeniería*, 1(51), 7-8.

Breña-Puyol, A. F., & Naranjo-Pérez de León, M. F. (2018). *Evolución de la hidrología urbana en la Ciudad de México (1325-2018)*. XXVIII Congreso Latinoamericano de Hidráulica, Buenos Aires, Argentina.

- Calleja, L. M. (2019). Túnel emisor Poniente II: obra subterránea de vanguardia en México. *Ingeopres: Actualidad Técnica de Ingeniería Civil, Minería, Geología y Medio Ambiente*, 279, 28-33.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2000). *Situación del subsector agua potable, drenaje y saneamiento* (Vol. I). Ciudad de México, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2005). *Situación del subsector agua potable alcantarillado y saneamiento* (Vol. V). Ciudad de México, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2007). *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento*. Ciudad de México, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/documentos/biblioteca-digital-de-mapas>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2009). *Estadísticas del agua de la Región Hidrológico Administrativa XIII, Aguas del Valle de México* (pp. 162). Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/documentos/estadisticas-del-agua-de-la-region-hidrologica-administrativa-xiii-aguas-del-valle-de-mexico>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2010). *Situación del subsector agua potable, drenaje y saneamiento* (Vol. X). Ciudad de México, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2013). *Estadísticas del agua de la Región Hidrológico Administrativa XIII*. En: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (ed.). *Estadísticas del agua en la Región Hidrológico-Administrativa XIII. Organismo de Cuenca Aguas del Valle de México* (pp. 206). Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/documentos/estadisticas-del-agua-de-la-region-hidrologica-administrativa-xiii-aguas-del-valle-de-mexico>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015). *Situación del subsector agua potable, drenaje y saneamiento*. (Vol. XV). Ciudad de México, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018a). *Monografía del sistema del drenaje del Valle de México*. Ciudad de México, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018b). *Plan Maestro de Drenaje de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México*. Ciudad de México, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2019a). *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Datos básicos para proyectos de agua potable y alcantarillado* (Vol. IX). Ciudad de México, México: Comisión Nacional del Agua.

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2019b). *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento. Drenaje pluvial urbano* (Vol. XIX). Ciudad de México, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.

- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2019c). *Sistema de Información Hidrológica (SIH)*. Recuperado de <https://sih.conagua.gob.mx/>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2020a). *Información de Estaciones Climatológicas*. Recuperado de <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/informacion-estadistica-climatologica>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2020b). *Información de estaciones climatológicas (cartografía)*. Recuperado de smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/informacion-estadistica-climatologica
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2020c). *Registro Público de Derechos de Agua*. Recuperado de <https://app.conagua.gob.mx/consultarepda.aspx>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2020d). *Situación del subsector agua potable, drenaje y saneamiento (Vol. XX)*. Ciudad de México, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2022). *Consulta a la base de datos del REPDA*. Recuperado de <https://app.conagua.gob.mx/ConsultaRepda.aspx>
- Damant, C., Austin, G. L., Bellon, A., & Broughton, R. S. (1983). Errors in the Thiessen technique for estimating areal rain amounts using weather radar data. *Journal of Hydrology*, 62(1), 81-94. DOI: 10.1016/0022-1694(83)90095-1

- Espinosa-Villareal, O. R.-F., Núñez-Garduño, C., Guasch-Saunders, J. C., Cortez-Pérez, M. A., Pineda-Miguel, R., & Platas-López, F. (2018). *El Plan Maestro de Drenaje de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México 1994-2010*. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/es/articulos/plan-maestro-de-drenaje-de-la-zona-metropolitana-de-la-ciudad-de-mexico-155440?idiom=es#:~:text=El%20Plan%20Maestro%20de%20Drenaje,su%20funcionamiento%20y%20su%20prospecci%C3%B3n>
- Flores-Cano, E., & Swan, S. (1995). *Breve historia de la sequía en México*. Ciudad de México, México. Editorial: Biblioteca Universidad Veracruzana.
- Galina-Macías, J. A. (2010). Drenaje profundo en la Ciudad de México. *Administración y Tecnología para el Diseño. Anuario 2010*, 12, 215-236.
- García-Salazar, M. E. (2019). El agua residual como generadora del espacio de la actividad agrícola en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Revista de Alimentación Contemporánea y Desarrollo Regional*, 29(54), 2-34. DOI: 10.24836/es.v29i54.741
- Godínez-Brizuela, E., Fonseca-Gasca, A. E., Pérez-Agreda, L. V., Gutiérrez-Flores, I., Mares-Ventura, J., Sánchez-Parra, D. F., Cea-Barcía, G. E., & Delgadillo-Ruiz, E. (2018). *Estimación del escurrimiento superficial utilizando sistemas de información geográfica, caso de estudio: Ciudad de Guanajuato*. Recuperado de http://www.veranos.ugto.mx/wp-content/uploads/2021/08/Taller_EladioDelgadilloRuiz.pdf

- González-López, I. (2022). La construcción del sistema hídrico del poniente, proyecto NZT y sus consecuencias para el Valle de México, 1950–1990. *Revista Diacronías*, 15(26), 109-128. Recuperado de <https://palabradeclio.com.mx/view/page/diacronias.php>
- Hernández-Espinosa, A. K., Otazo-Sánchez, E. M., Román-Gutiérrez, A. D. & Romo-Gómez, C. (2021). El sistema de drenaje de la Ciudad de México. *Pädi Boletín Científico de Ciencias Básicas e Ingenierías del ICBI*, 9(17), 24-30. DOI: 10.29057/icbi.v9i17.7146
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (1970). *IX Censo General de Población 1970*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/1970/>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (1980). *X Censo General de Población y Vivienda 1980*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/1980/>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (1990). *XI Censo General de Población y Vivienda 1990*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/1990/>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (1995). *Conteo de Población y Vivienda 1995*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/1995/>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2000). *XII Censo General de Población y Vivienda 2000*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2000/>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2005). *II Censo de Población y Vivienda 2005*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2005/>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2010). *Censo de Población y Vivienda 2010*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2010/>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2015). *Anuario estadístico y geográfico de Hidalgo 2015*. Recuperado de https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/anuarios_2015/702825077143.pdf

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020a). *Censo de Población y Vivienda 2020*. Recuperado de https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/889463914075.pdf

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020b). *División política municipal, 1:250000. 2020 (cartografía)*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/temas/mg/#Descargas>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2022a). *Simulador de flujos de agua de cuencas hidrográficas*. Recuperado de https://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2022b). *Simulador de flujos de agua por cuencas hidrográficas (SIATL)*. Recuperado de https://antares.inegi.org.mx/analisis/red_hidro/siatl/

- Izazola, H. (2001). Agua y sustentabilidad en la Ciudad de México. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 16(2), 285–320. DOI: 10.24201/edu.v16i2.1121
- Jiménez, B. (2005). Treatment technology and standards for agricultural wastewater reuse: A case study in Mexico. *Irrigation and Drainage*, 54(S1). DOI: 10.1002/ird.183
- Jiménez-Ramón, A. (2018). *Infraestructura para el aprovechamiento integral del agua*. Abasto, Inundaciones y Reúso del Agua en el Valle de México. Recuperado de https://comisiones.senado.gob.mx/cienciaytecnologia/docs/eventos/310119_3.pdf
- Legorreta, J. (2006). *El agua y la Ciudad de México. De Tenochtitlán a la megalópolis del siglo XXI*. Ciudad de México, México: Universidad Autónoma Metropolitana-Azcapotzalco.
- Lesser-Carrillo, L. E., Lesser-Illades, J. M., Arellano-Islas, S., & González-Posadas, D. (2011). Balance hídrico y calidad del agua subterránea en el acuífero del Valle del Mezquital, México central. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 28(3), 323-336.
- Lesser-Illades, J. M., & Cortés-Pérez, M. Á. (1998). El hundimiento del terreno en la ciudad de México y sus implicaciones en el sistema de drenaje. *Tecnología y ciencias del agua*, 13(3), 13-18.

- Martínez Pereda, P. (1967). Algunos aspectos del alcantarillado y drenaje en México. *Boletín de la Oficina Sanitaria Panamericana (OSP)*; 63 (4). Recuperado de <https://iris.paho.org/bitstream/handle/10665.2/12639/v63n4p330.pdf?sequence=1>
- Martínez, B. (2021). Cómo ha cambiado la lluvia en México. *Este País* (361). Recuperado de <https://estepais.com/impreso/numero-361-junio-de-2021/como-ha-cambiado-la-lluvia-en-mexico/>
- Mu, L. (2009). Thiessen polygon. In: Kobayashi, A. (ed.). *International Encyclopedia of Human Geography* (pp. 251-257) (2nd ed.). Oxford, UK: Elsevier.
- Ponce-Lira, B., Serrano-Olvera, M., Rodríguez-Martínez, N., & Sánchez-Herrera, S. G. (2020). Polluted wastewater for irrigation in the Mezquital Valley, Mexico. *Water availability and management in Mexico*, 215-231. Alemania: Springer.
- QGIS. (2022). *QGIS Geographic Information System (Version 3.24.1)*. Recuperado de <http://www.qgis.org>
- Ramírez-de-Alba, H. (1995). Primeros usos del concreto en México: primer túnel de Tequixquiac. *CIENCIA Ergo-Sum*, 2(1), 99-103.
- Saikia, S. D., Ryan, P., Nuyts, S., & Clifford, E. (2022). Precipitation, tidal and river level impacts on influent volumes of combined wastewater collection systems: A regional analysis. *Results in Engineering*, 15, 100588. DOI: 10.1016/j.rineng.2022.100588

- Sosa-Echeverría, R., Alarcón-Jiménez, A. L., Torres-Barrera, M. C., Jaimes-Palomera, M., Retama-Hernández, A., Sánchez-Álvarez, P., Granados-Hernández, E., & Bravo-Álvarez, H. (2019). Spatial and temporal variation of acid rain in the Mexico City Metropolitan Zone. *Atmósfera*, 32(1), 15. DOI: 10.20937/atm.2019.32.01.05
- Soto-Galera, E., Mazari-Hiriart, M., & Bojorquez-Tapia, L.A. (2000). Entidades de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México propensas a la contaminación de agua subterránea. *Boletín del Instituto de Geografía UNAM*, (43), 60-75.
- Velázquez, M. A. O., Martínez, A., Kohashi, J., & García, N. (2002). Relación funcional PSI-RAS en las aguas residuales y suelos del valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Terra Latinoamericana*, 20(4), 459-464.
- Yannick (Cartographer). (2015). Red de drenaje zona metropolitana. Recuperado de http://132.248.14.102/layers/CapaBase:iii_1_6_red_drenajedf