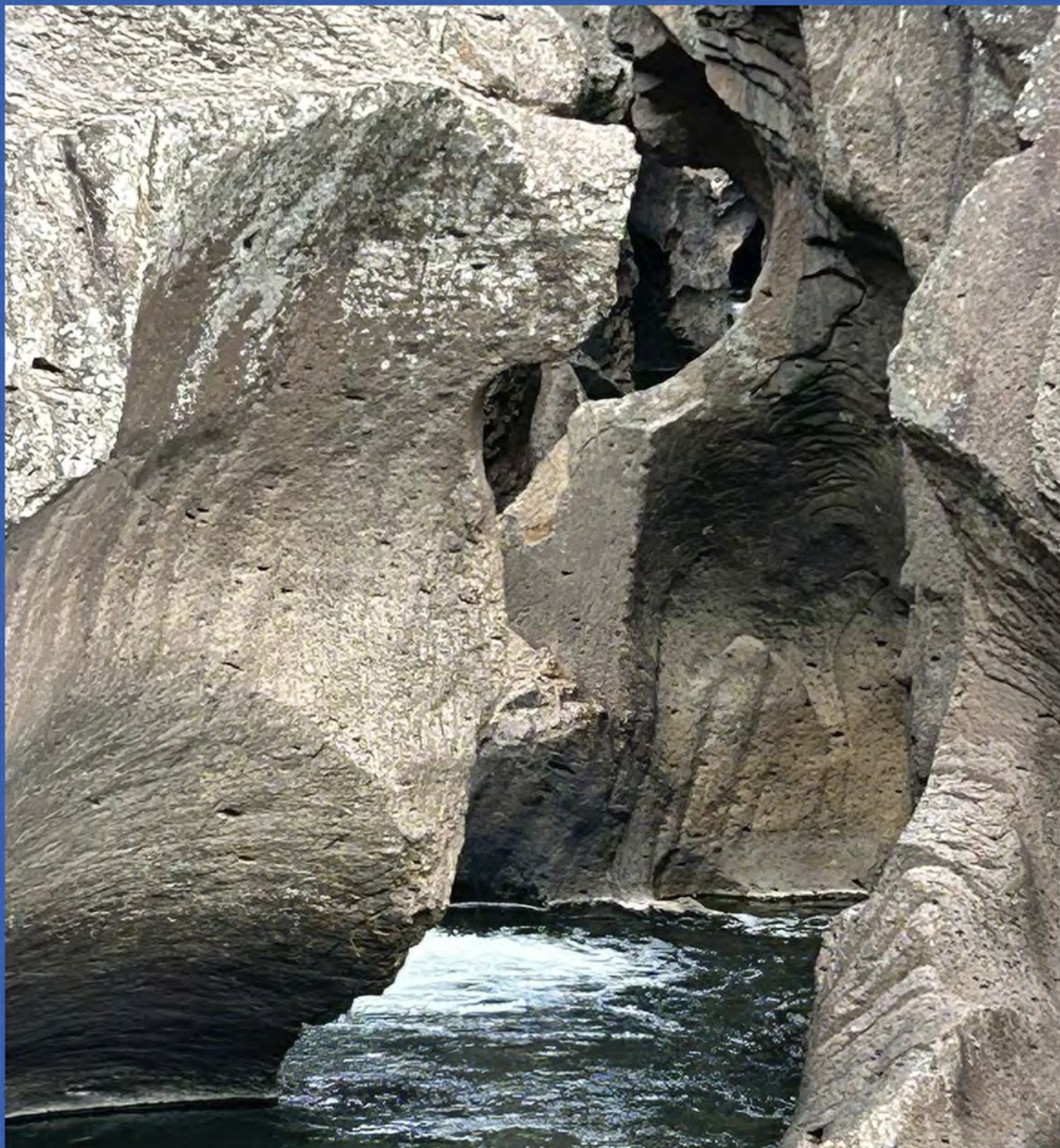




Tecnología y Ciencias ^{del} Agua



Cañón de Basasiachi, Chihuahua, México. Foto: Perla Edith Alonso Eguía Lis.



Tecnología y Ciencias del 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. Julia Elena Prince Flores
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 Garatuzza 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. Martín Dagoberto Mundo Molina
Universidad Autónoma de Chiapas, México

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

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

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

Secretario Técnico
Mtro. Alberto Rojas Rueda
Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

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

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

• **Dr. Alcides Juan León Méndez**, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Cuba • **Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **Dr. Alejandro López Alvarado**, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile • **Dra. Alma Chávez Mejía**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Andrei S. Jouravlev**, Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Chile • **Dr. Andrés Rodríguez**, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina • **Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Ariosto Aguilar Chávez**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Armando Guevara Gil**, Pontificia Universidad Católica, Perú • **Dr. Arturo Marciano**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Venezuela • **Dra. Aziza Akhmouch**, Organisation for economic Cooperation and Development, Francia • **Dr. Carlos Chairez Araiza**, consultor, México • **Dr. Carlos Cruickshank Villanueva**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Carlos Díaz Delgado**, Universidad Autónoma del Estado de México • **Dr. Carlos E. Puente**, University of California, EUA • **Dr. Cleverson Vitorio 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 Schreiner**, 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. Georguiev Tzatchkov Velitchko**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Ing. Héctor Garduño Velasco**, consultor, México • **M.I. Horacio Rubio Gutiérrez**, Comisión Nacional del Agua, México • **Dr. Ismael Aguilar Barajas**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **Dr. Ismael Mariño Tapia**, Instituto Politécnico Nacional, México • **Dr. Ismael Piedra Cueva**, Universidad de la República, Uruguay • **Dr. Iván Obando Camino**, Universidad de Talca, Chile • **Dr. Jaime Iván Ordóñez Ordóñez**, Universidad Nacional, Bogotá, Colombia • **Dr. Joaquín Rodríguez Chaparro**, Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, España • **Dr. José Ángel Raynal Villaseñor**, Universidad de las Américas, Puebla, México • **Dr. José D. Salas**, University of Colorado, EUA • **Dr. José Joel Carrillo Rivera**, Universidad Nacional Autónoma de México • **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 Minh, 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 Escontra**, 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**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **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)

Evaluación de la respuesta hidrológica a cambios de precipitación y temperatura en el altiplano peruano

Wilber Laqui, Ricardo Zubieta

Yony Laqui-Vilca

Roberto Alfaro

César Laqui-Vilca

Luis Aragón

Geostatistics to integrate gauge measurements with downscaled satellite estimates suitable for the local scale

Felipe-Omar Tapia-Silva

Impacto del cambio climático en las descargas futuras de una cuenca altoandina de Perú al 2100

Sandra del Aguila

Francisco Espinoza-Montes

Determinantes de la autosuficiencia financiera de los organismos operadores de agua mexicanos

Rodrigo Navarro

Hugo Briseño

El acceso al servicio de agua y la vulnerabilidad al COVID-19: el caso de la Ciudad de México

Gloria Soto-Montes-de-Oca

G. Alfredo Ramirez-Fuentes

Lessli A. Ramírez-Macario

Managed artificial recharge through drywells

Yerko Olivares M.

Paulo Herrera R.

La regulación jurídica de la calidad del agua en la provincia de Buenos Aires, Argentina: tensiones y variedad de criterios

Verónica L. Cáceres

Spacing hinterland water for Algiers city (Algeria)

Tarek Medjadj

M'hammed Setti

Lahcene Feloussia



Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Assessment of the hydrological response to precipitation and temperature changes in the Peruvian Altiplano 1

Wilber Laqui, Ricardo Zubieta

Yony Laqui-Vilca

Roberto Alfaro

César Laqui-Vilca

Luis Aragón

Geoestadística para integrar mediciones de campo con estimaciones satelitales adecuados para escala local 54

Felipe-Omar Tapia-Silva

Impact of climate change on future discharges from a high Andean basin in Peru to 2100 111

Sandra del Aguila

Francisco Espinoza-Montes

Determinants of financial self-sufficiency of Mexican water utilities 156

Rodrigo Navarro

Hugo Briseño

Access to water service and vulnerability to COVID-19: the case of Mexico City 189

Gloria Soto-Montes-de-Oca

G. Alfredo Ramirez-Fuentes

Lessli A. Ramírez-Macario

Recarga artificial mediante pozos secos 233

Yerko Olivares M.

Paulo Herrera R.

The legal regulation of water quality in the province of Buenos Aires, Argentina: Tensions and variety of criteria 275

Verónica L. Cáceres

Espaciando el agua del interior para la ciudad de Argel (Algeria) 325

Tarek Medjadj

M'hammed Setti

Lahcene Feloussia

**Artículos (originales)*****Articles (original)***

Curvas de intensidad-duración-frecuencia para la ciudad de Santa Clara, Cuba

Carlos Castillo-García

Ismabel Domínguez-Hurtado

Yoel Martínez-González

Diego Abreu-Franco

**Artículos (traducción)*****Articles (translation)***

Intensity-duration-frequency Curves for Santa Clara City, Cuba 361

Carlos Castillo-García

Ismabel Domínguez-Hurtado

Yoel Martínez-González

Diego Abreu-Franco

Notas (originales)***Notes (original)***

El agua, ¿derecho humano o mercancía?, análisis del régimen jurídico aplicable en México

Victor Amaury Simental-Franco

Carlos Ortega-Laurel

Notas (traducción)***Notes (translation)***

Water, human right or merchandise?, analysis of the legal regime applicable in Mexico 409

Victor Amaury Simental-Franco

Carlos Ortega-Laurel

DOI: 10.24850/j-tyca-15-01-01

Artículos

Evaluación de la respuesta hidrológica a cambios de precipitación y temperatura en el altiplano peruano

Assessment of the hydrological response to precipitation and temperature changes in the Peruvian Altiplano

Wilber Laqui¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6236-8773>

Ricardo Zubieta², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4315-7695>

Yony Laqui-Vilca³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8567-4543>

Roberto Alfaro⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1672-9026>

César Laqui-Vilca⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1553-0410>

Luis Aragón⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9014-5515>

¹Universidad Nacional del Altiplano de Puno, Escuela Profesional de Ingeniería Agrícola, Puno, Perú, wlaqui@unap.edu.pe

²Instituto Geofísico del Perú (IGP), Subdirección de Ciencias de la Atmósfera e Hidrósfera (SCAH), Lima, Perú, rzubieta@igp.gob.pe

³Universidad Nacional del Altiplano de Puno, Escuela Profesional de Ingeniería Agrícola, Puno, Perú, ylaqui@unap.edu.pe

⁴Universidad Nacional del Altiplano de Puno, Escuela Profesional de Ingeniería Agrícola, Puno, Perú, ralfaro@unap.edu.pe

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

⁶Universidad Nacional Agraria La Molina, Programa de Doctorado en Recursos Hídricos, Lima, Perú, aragonluis@hotmail.com

Autor para correspondencia: Wilber Laqui, wlaqui@unap.edu.pe

Resumen

Las cuencas de montaña son consideradas como los sistemas hidrológicos de mayor afectación por el cambio climático, estimándose impactos significativos en los recursos hídricos y las demandas de agua. Este estudio evalúa la respuesta hidrológica de una cuenca del altiplano peruano frente a cambios de los patrones de precipitación y temperatura. El conocer con anticipación el efecto del cambio climático sobre la oferta hídrica toma relevante importancia para la toma de decisiones en la planificación a corto, mediano y largo plazos del uso del agua y la gestión de los recursos hídricos. A partir de la implementación del Modelo Integrado de Cambio Climático y Recursos Hídricos (HydroBID) se evaluaron 30 escenarios climáticos que consideraron cambios en la precipitación entre -20 y +20 %, temperatura entre 0 y 6 °C, y combinaciones de éstos formulados según las proyecciones para el área de estudio disponibles en la literatura. Los resultados mostraron que por cada 10 % de incremento de la precipitación se produjo un aumento

promedio de 23.4 % en el caudal; mientras que por cada 10 % de disminución de la precipitación se generó una reducción promedio del caudal de 16 %. Asimismo, se evidenció que por cada 1 °C de subida de la temperatura se generó en promedio un 5 % de reducción del caudal. Se determinó que la variación de las tasas de precipitación, temperatura y su interacción entre ellas generarían cambios en los caudales futuros, mostrando efectos en la variación temporal y espacial de la cuenca.

Palabras clave: respuesta hidrológica, cambio climático, patrones climáticos, modelización hidrológica, HydroBID.

Abstract

Mountain basins are considered the hydrologic systems most affected by climate change, estimating significant impacts on water resources and water demands. This study evaluates the hydrological response of a Peruvian Altiplano basin to changes in precipitation and temperature patterns. Knowing in advance the effect of climate change on water supply takes on relevant importance for decision-making in short, medium and long-term planning of water use and management of water resources. From the implementation of the Integrated Model of Climate Change and Water Resources (HydroBID), 30 climate scenarios were evaluated that considered changes in precipitation between -20 and +20 %, temperature between 0 and 6 °C, and combinations of these were formulated according to the projections for the study area available in the literature. The results showed that for every 10 % increase in precipitation there was an average increase of 23.4 % in flow; while for every 10 % decrease

in precipitation, an average reduction in flow of 16 % was generated. Likewise, it was evidenced that for every 1 °C increase in temperature, an average 5 % reduction in flow was generated. It was determined that the variation of the precipitation rates, temperature and their interaction between them generate changes in the flows, showing effects on the temporal and spatial variation of the basin.

Keywords: Hydrological response, climate change, climate patterns, hydrological modeling, HydroBID.

Recibido: 17/02/2022

Aceptado: 06/06/2022

Publicado online: 15/07/2022

Introducción

El cambio climático se ha tornado en un tema decisivo y uno de los mayores desafíos a enfrentar por la vulnerabilidad que genera en los ecosistemas naturales y con mayor incidencia en las zonas de montañas, al ser reconocidos como entornos físicos especialmente sensibles, donde el cambio climático podría tener repercusiones considerables en la disponibilidad de agua (Abdulla & Al-Shurafat, 2020; Beniston, 2012; Guo, Ma, Wang, & Lin, 2021; Mengistu, Bewket, Dosio, & Panitz, 2021; Budhathoki, Babel, Shrestha, Meon, & Kamalamma, 2021; Valdivia,

Thibeault, Gilles, García, & Seth, 2013; Lozano-Povis, Alvarez-Montalván, & Moggiano, 2021). La incertidumbre de los posibles impactos del cambio climático —analizado a partir de modelos de circulación global (MCG)— puede ser amplia y su evaluación depende principalmente de la resolución temporal y la representatividad de los escenarios climáticos examinados (Ndhlovu & Woyessa, 2020).

Numerosos estudios han mostrado los impactos del futuro cambio climático en los recursos hídricos y su aprovechamiento debido a la alteración que generan en los procesos del ciclo hidrológico (Modi, Fuka, & Easton, 2021); en la agricultura (Masia *et al.*, 2021); en el abastecimiento poblacional (Olabanji, Ndarana, Davis, & Archer, 2020); en la seguridad alimentaria (Omar, Moussa, & Hinkelmann, 2021); en la generación de energía hidroeléctrica (Hidalgo *et al.*, 2020), así como en indicadores socioeconómicos (Aghapour-Sabbaghi, Nazari, Araghinejad, & Soufizadeh, 2020), entre otros (Funes *et al.*, 2021).

Sanabria, Marengo y Valverde (2009) analizaron el impacto del cambio en el departamento de Puno, localizado en el extremo sureste del Perú, a partir de modelos climáticos regionales (HadRM3 y ETA CSS), definiendo probables escenarios climáticos para el periodo 2010-2100. En un escenario extremo A2 determinaron incrementos de la precipitación de hasta 2 mm/día en la época lluviosa y en un escenario moderado B2 condiciones similares al patrón actual. Proyectaron para los escenarios A2 y B2 aumentos de temperatura entre 2 y 4 °C, respectivamente, y en el extremo norte del lago Titicaca de hasta 6 °C, constituyendo una primera aproximación del cambio climático futuro en el altiplano peruano.

Llacza *et al.* (2021) proyectaron escenarios climáticos al 2050 en el Perú, de donde se extrae que para la cuenca del río Huancané (CRH) se presentarían alzas de la precipitación de hasta 15 % en relación con el periodo base (1981-2005). En las estaciones de verano y primavera se observaron incrementos en la precipitación similares al periodo anual, mientras que para la estación de invierno reducciones de hasta -15 %, y en primavera incrementos mayores a 15 %. Asimismo, proyectaron aumentos de temperatura media entre +2.4 y +2.8 °C. A nivel estacional, los mayores incrementos se observaron en invierno, con valores entre +3.2 y 3.6 °C. El rango térmico al 2050 mostró cambios significativos de +0.2 a 0.4 °C. Finalmente, determinaron que la región Puno es una de las áreas con mayores cambios en los patrones de precipitación y temperatura.

Zubieta, Molina-Carpio, Laqui, Sulca e Ilbay (2021) encontraron que para el periodo 2034-2064 la temperatura media se incrementará en el rango de 0.5 a 3.5 °C en relación con el periodo base (1984-2014), con mayor incidencia en el extremo sur del Sistema Hídrico Titicaca-Desaguadero-Poopó-Salar de Coipasa (TDPS). También observaron incrementos entre 3 y 6 % de la precipitación total anual futura en el extremo norte y central del TDPS; mientras en el extremo sur se pronosticó una reducción de la precipitación de hasta 3 %.

GIRH-TDPS (2021) encontró que la distribución espacial de cambios de la precipitación centrados al 2050 a escala anual está entre -15 y +15 % en gran parte del TDPS. Para la CRH se observaron bajas de la precipitación de hasta -15 % en escala anual y similar comportamiento para el periodo húmedo. Asimismo, se observaron incrementos de la

temperatura máxima y mínima de hasta 3.5 y 2.5 °C, respectivamente, con comportamientos similares para el periodo lluvioso e intensificaciones del incremento para el periodo seco.

El posible impacto del cambio climático en los recursos hídricos y procesos hidrológicos en cuencas se ha estudiado ampliamente a través del uso de modelos hidrológicos debidamente calibrados y validados, ya que permiten obtener información cuantitativa para las posibles condiciones futuras (Sha *et al.*, 2014; Didovets *et al.*, 2020; Her *et al.*, 2019; Kour, Patel, & Krishna, 2016; Hakala *et al.*, 2019; Bai, Liu, Liang, & Liu, 2015). Una adecuada estimación del proceso hidrológico es esencial para la toma de decisiones y la gestión del agua, así como la planificación de las cuencas debido a la complejidad de los procesos hidrológicos e hidráulicos operativos (Zhang, Wang, Wang, Li, & Wang, 2013).

En la CRH, como en otras cuencas del Altiplano Peruano, el uso agrario constituye la mayor demanda de agua, por ser la agricultura la principal actividad económica de la población (ANA, 2010). Los otros usos de agua importantes son el abastecimiento poblacional, acuicultura, industria y minería (ALT, 2020). En periodos de déficit hídrico, donde la insuficiencia integral de agua imposibilita la satisfacción de todos los tipos de demanda de agua, como en los eventos ocurridos en 2015 y 2016, donde se declaró a la CRH en estado de emergencia por peligro inminente de déficit hídrico (D. S. No. 045-2015-PCM, 2015; D. S. No. 089-2016-PCM, 2016), es frecuente la ocurrencia de conflictos por el acceso al agua en cantidad y calidad suficientes entre los distintos usos y usuarios de agua de la cuenca, al igual que pérdidas económicas en las actividades productivas y afectación a la salud por el consumo de agua no segura.

Por tanto, mejorar el conocimiento de los impactos del cambio climático en la respuesta hidrológica de la CRH es de fundamental importancia para el planeamiento del uso del agua, el manejo de los sistemas de recursos hídricos, y la prevención de la ocurrencia de conflictos sociales vinculados con los recursos hídricos (Laqui, 2010; Defensoría del Pueblo, 2015). En razón de ello, este estudio plantea como principal objetivo evaluar la respuesta hidrológica de la CRH frente a cambios de los patrones de la precipitación y temperatura, y la combinación de ellos, estimados a partir de la implementación del Modelo Integrado de Cambio Climático y Recursos Hídricos (HydroBID).

Materiales y métodos

Área de estudio

La CRH está localizada entre las coordenadas 69.28° a 70.17° O y 14.48° a 15.37° S en el extremo sur este de Perú. El área de drenaje delimitada hasta la estación Puente Carretera Huancané, próxima a la desembocadura en el lago Titicaca, cubre un área aproximada de 3 522 km² (Figura 1). El curso principal es de 125 km de longitud y los rangos de elevación entre 3 820 y 5 162 msnm. La CRH se localiza en la zona climática lluviosa, caracterizada por veranos húmedos y cálidos, e inviernos secos y fríos (SENAMHI, 2020).

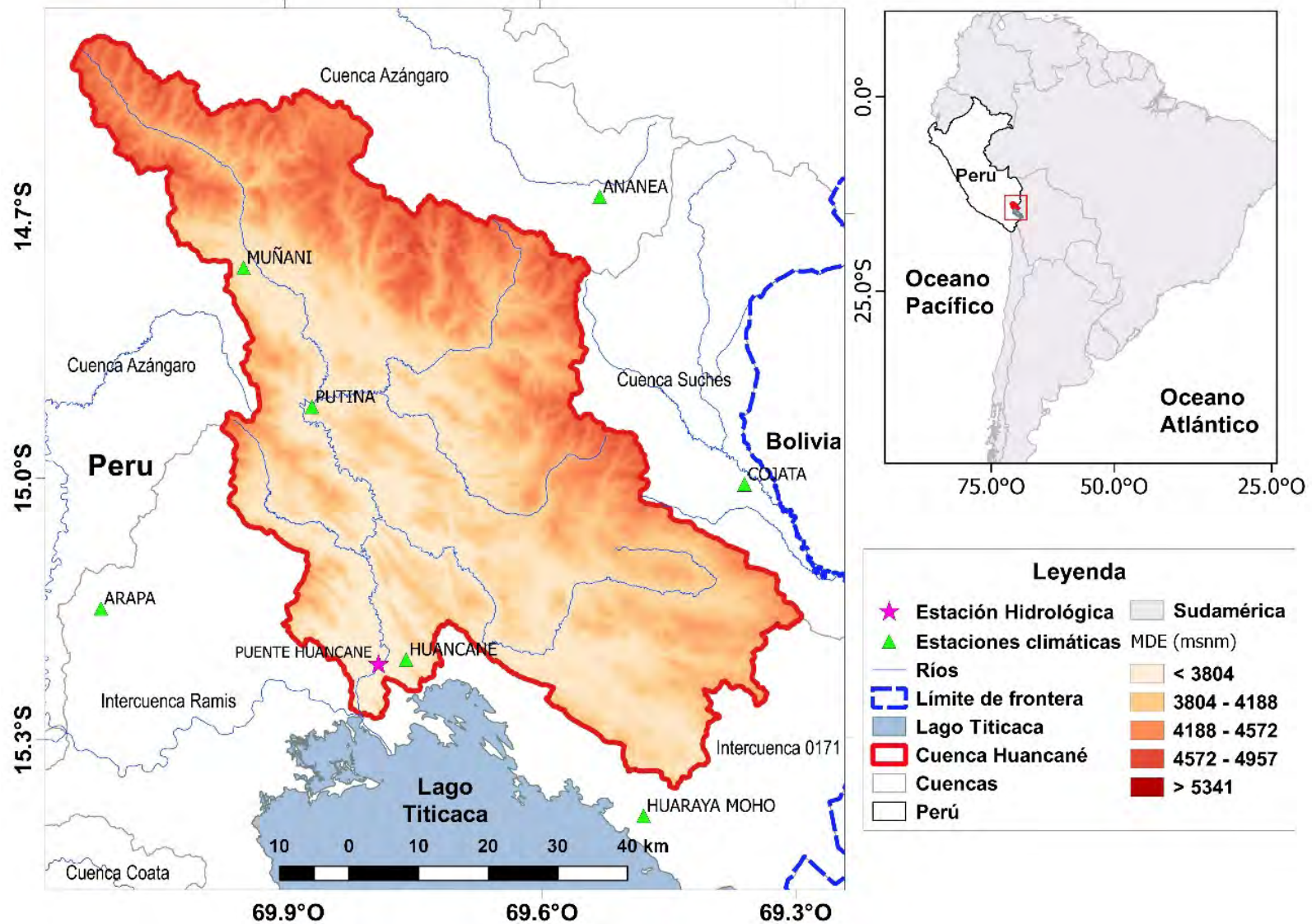


Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Huancané y estaciones hidroclimáticas empleadas.

La precipitación promedio anual es de 699.5 mm. La estación lluviosa está comprendida entre noviembre a abril y concentra aproximadamente el 80 % del total de la precipitación anual. En el periodo seco, que es entre mayo a octubre, se presenta el 20 % restante del total de la precipitación (Andrade, 2018). La temperatura media multianual es de 7.71 °C. La temperatura máxima promedio anual alcanza valores entre 9.0 y 16.5 °C. La temperatura mínima promedio anual muestra valores entre -9.0 y 3.0 °C. Los mayores valores de la temperatura se registran en la temporada de transición de seca a húmeda (primavera), y los valores más bajos se presentan en la temporada seca (invierno). La evapotranspiración potencial total anual es de 1 160 mm; los mayores valores se observan en el periodo seco y los valores más bajos en la estación lluviosa (Laqui *et al.*, 2019).

El caudal promedio anual es de 19.3 m³/s. En la estación lluviosa se registra un caudal máximo de 59.1 m³/s y en la estación seca se presenta un caudal mínimo de 2.8 m³/s. Los principales cultivos de la CRH son los pastos naturales, pastos cultivados, papa, avena forrajera y habas, lo que evidencia el gran potencial agropecuario del altiplano peruano (ANA, 2010).

Estaciones hidrometeorológicas en la CRH

Se recopilieron datos diarios de precipitación y temperatura de siete estaciones climáticas y registros diarios de caudales de la estación Puente Carretera Huancané, todos administrados por el Servicio Nacional de

Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI); el periodo de datos seleccionado para el análisis hidrológico fue entre 1977 y 2013 (Figura 1, Tabla 1). Estos registros fueron sometidos a análisis, crítica y tratamiento de datos a través de la Prueba de Homogeneidad Normal Estándar (SNHT) disponible en el paquete CLIMATOL de R (Guijarro *et al.*, 2017; Guijarro, 2018); los datos faltantes de precipitación y temperatura fueron completados utilizando datos de estaciones vecinas con el empleo de este mismo paquete y la experiencia de estudios anteriores (Montero-Martínez, Santana-Sepúlveda, Pérez-Ortiz, Pita-Díaz, & Castillo-Liñan, 2018; Domonkos *et al.*, 2020).

Tabla 1. Ubicación de la cuenca del río Huancané y estaciones hidroclimáticas empleadas.

| Estación | Ubicación | | | Variable |
|-----------------|-----------|----------|---------|-------------|
| | Latitud | Longitud | Altitud | |
| | (°) | (°) | (msnm) | |
| Huaraya Moho | -15.39 | -69.48 | 3 890 | <i>P, T</i> |
| Huancané | -15.20 | -69.75 | 3 890 | <i>P, T</i> |
| Cojata | -15.03 | -69.36 | 4 380 | <i>P</i> |
| Putina | -14.91 | -69.87 | 4 878 | <i>P</i> |
| Muñani | -14.77 | -69.95 | 3 948 | <i>P, T</i> |
| Ananea | -14.68 | -69.53 | 4 660 | <i>P</i> |
| Crucero | -14.36 | -70.03 | 4 183 | <i>P</i> |
| Puente Huancané | -15.12 | -69.47 | 3 860 | <i>Q</i> |

P = es precipitación total diaria

T = temperatura media diaria

Q = es caudal medio diario

Escenarios climáticos futuros

El cambio climático, como lo señala el IPCC, es originado por el incremento de las emisiones de gases efecto invernadero (GEI), lo que está induciendo a alteraciones climáticas significativas (IPCC, 2013), como lo evidencian los resultados de los modelos climáticos globales que analizan distintos escenarios de cambio climático. En esta investigación los escenarios climáticos futuros fueron propuestos teniendo en consideración las predicciones de cambio climático analizados a partir de datos de los modelos climáticos globales y publicados en Sanabria *et al.* (2009), Zubieta *et al.* (2021), Llacza *et al.* (2021) y GIRH-TDPS (2021), que se resumen en la Tabla 2. Los escenarios consideran variaciones anuales y estacionales en la precipitación y temperatura entre máximos y mínimos extremos, con lo que se generaron escenarios lluviosos y secos, como también proponen Hidalgo *et al.* (2020); mientras que las condiciones físicas y ambientales de la CRH definidos para el escenario actual permanecieron constantes para los escenarios futuros.

Tabla 2. Resumen de los escenarios de cambio climático para la zona de estudio disponible en la literatura.

| Modelos climáticos | Escenarios | Precipitación | Temperatura | Referencia |
|---|------------|---------------|--|-------------------------------|
| ETA CCS HadRM3 REgCM3 | A2 | +2 mm/día | +2 a +4 °C | Sanabria <i>et al.</i> (2009) |
| | B2 | Sin cambios | +1 a +2 °C | |
| ACCESS1-0HadGEM2-ES MPI-ESM-LR | RCP 8.5 | Hasta 15 % | +2.4 a +2.8 °C | Llacza <i>et al.</i> (2021) |
| EC-EARTH HadGEM2-ES IPSL-CM5B-LR MIROC5 MPI-ESM-LR | RCP 8.5 | 3 a 6 % | +0.5 a +3.5 °C | Zubieta <i>et al.</i> (2021) |
| MPI-ESM-MR MPI-ESM-LR MIROC-ESM HadGEM2-ES GFDL-CM3 | RCP 8.5 | -6 % | +3.3 °C (máxima) +2.5 °C (mínima) | GIRH-TDPS (2021) |
| CCSM4 ACCESS1-0 Era-Interim | RCP 4.5 | -2 % | +2.5 °C (máxima) +2.0°C (mínima) | |

GIRH-TDPS (2021) encontró que la distribución espacial de cambios de la precipitación centrados al 2050 a escala anual está entre -15 y +15 % en gran parte del TDPS. Para la CRH se observaron reducciones de la precipitación de hasta -15 % en escala anual y similar comportamiento para el periodo húmedo. Asimismo, se observaron incrementos de la temperatura máxima y mínima de hasta 3.5 y 2.5 °C, respectivamente,

con comportamientos similares para el periodo lluvioso e intensificaciones del incremento para el periodo seco.

Las predicciones mayoritariamente refieren un incremento de las tasas de precipitación, sin embargo, con la finalidad de evaluar la respuesta hidrológica de la CRH a reducciones de la precipitación, se consideró un rango de variación de -20 a +20 %, con intervalos de incremento y decremento de ± 10 %, resultando en variaciones de la precipitación de -20, -10, +10 y +20 %. En cuanto a la variación de la temperatura, los escenarios consideraron un incremento máximo de 6 °C con alzas de 1 °C. En la Tabla 3 se presentan los escenarios de cambio climático que resultan de la combinación de los cuatro escenarios para la precipitación y los siete escenarios para la temperatura. En total se plantearon 28 escenarios, que consideran cambios proporcionales a nivel mensual, divididos en 14 escenarios húmedos del 1 al 14, y 14 escenarios secos del 15 al 28. Asimismo, se tomaron en cuenta los escenarios 28 y 29 que incluyen cambios estacionales en la precipitación (desplazamiento), con incrementos de +20 % para el trimestre enero, febrero y marzo (EFM) (escenario 29), y de +20 % para el semestre octubre-marzo (O-M) (escenario 30).

Tabla 3. Características de los escenarios de cambio de precipitación y temperatura.

| Escenario | | Precipitación | Temperatura | Referencia |
|-----------|----------------|---------------|-------------|------------------------------|
| Número | Condición | | | |
| 1 a 7 | Húmeda | +10 % | 0 °C a 6 °C | Zubieta <i>et al.</i> (2021) |
| 8 a 14 | | +20 % | | Llacza <i>et al.</i> (2021) |
| 15 a 21 | Seca | -10 % | | |
| 22 a 28 | | -20 % | | GIRH-TDPS (2021) |
| 29 | Desplazamiento | +20 % EFM | 0 °C | Llacza <i>et al.</i> (2021) |
| 30 | | +20 % O-M | | |

Nota: EFM corresponde al trimestre enero-marzo y O-M al semestre octubre-marzo. La condición húmeda está referida a los escenarios que consideran incremento de la precipitación, mientras que la condición seca a los escenarios que incluyen reducción de la precipitación.

Modelización hidrológica

Se implementó el Modelo Integrado de Cambio Climático y Recursos Hídricos (HydroBID), que se basa en el conocido modelo Generalized Watershed Loading Functions (GWLF) (Haith, 1985; Haith, Mandel, & Wu, 1996). GWLF ha sido probado y utilizado en cuencas hidrográficas de todo el mundo (Mukundan, Acharya, Gelda, Frei, & Owens, 2019; Qi *et al.*, 2017; Qi, Kang, Shen, Wang, & Chu, 2019). En HydroBID, la cuenca es

dividida en varias subcuencas (41 subcuencas para la CRH), que se encuentran predefinidas, conjuntamente con las redes de corriente, y los usos y tipos de suelo en la Base de Datos Hidrológica Analítica (AHD). Los impactos del cambio climático en los recursos hídricos pueden simularse a escalas tan pequeñas como una cuenca hidrográfica individual o en todas las cuencas dentro de una cuenca hidrográfica completa (Moreda, Miralles-Wilhelm, Muñoz, & Coli, 2014a; Moreda, Miralles-Wilhelm, & Muñoz, 2014b).

La cuenca hidrográfica en HydroBID se representa de forma conceptual en capas de suelo saturadas e insaturadas, tal como se utiliza en el modelo GWLF (Figura 2). El modelo calcula la escorrentía y los flujos base por captación. La escorrentía se genera en forma de infiltración excesiva y el flujo base es una liberación gradual de la capa saturada. Después de tener en cuenta la escorrentía de los eventos de precipitación, cualquier volumen de agua que exceda al volumen de evaporación calculado se infiltra en la capa no saturada. Con el tiempo, el agua infiltrada se filtra desde la capa no saturada hacia abajo para reponer el almacenamiento saturado. El agua dentro de la capa saturada ingresa al canal de la corriente como flujo base, donde se combina con la escorrentía de la cuenca y cualquier entrada de las cuencas aguas arriba para proporcionar el volumen de flujo de la corriente para el día. Debe tenerse en cuenta que la capa saturada, o el agua disponible como flujo base, puede agotarse mediante la filtración a un acuífero subterráneo más profundo (Moreda *et al.*, 2014a; Moreda *et al.*, 2014b).

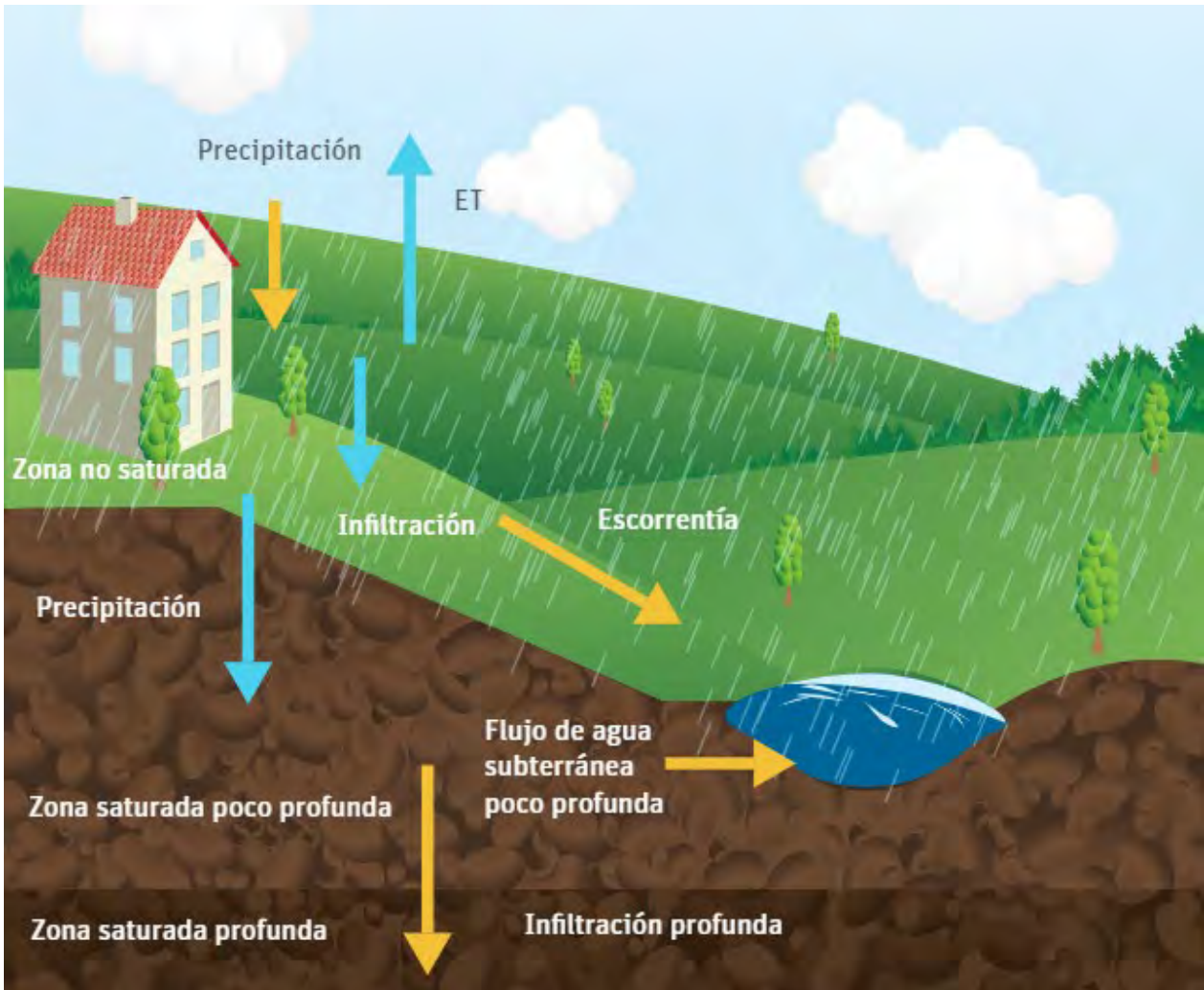


Figura 2. Esquema conceptual del modelo GWLF implementado en HydroBID (Moreda *et al.*, 2014a).

Los parámetros principales de HydroBID recomendados por Moreda *et al.* (2014b) como resultado de la implementación del modelo en diferentes cuencas de Latinoamérica y El Caribe se describen en la Tabla 4.

Tabla 4. Principales parámetros de calibración de HydroBID.

| Parámetro | Descripción | Valor sugerido |
|---|--|----------------|
| Velocidad de la corriente | Velocidad promedio estimada de la corriente | 0.5 m/s |
| Latitud | Ubicación del centroide de la cuenca | |
| Inicio de estación de cultivo | Fecha juliana del día de inicio de la estación de cultivo | |
| Fin de la estación de cultivo | Fecha juliana del último día de la estación de cultivo de la región | |
| AWC | Contenido de agua disponible (AWC) | 10 cm |
| CN | Número de curva. Controla la cantidad de la abstracción inicial y es utilizada para calcular la retención de agua en la cuenca | |
| Coeficiente R (R) | Coeficiente de recesión | 0.01 |
| Permeabilidad (S) | Coeficiente de permeabilidad para determinar la infiltración profunda desde la capa saturada | 0.005 |
| Factor de ET de la estación de cultivo ($ET-EC$) | Factor de evapotranspiración durante la estación de cultivo | 1.0 |
| Factor de ET de la estación de latencia ($ET-EL$) | Factor de evapotranspiración durante la estación de latencia (cuando no se está cultivando) | 1.0 |
| Porcentaje de la cobertura impermeable (ICP) | Porcentaje estimado de la porción impermeable de la cuenca en porcentaje | 2 % |

Se seleccionaron dos periodos distintos de datos hidroclimáticos. Para el proceso de calibración se utilizó el 75 % de los datos que corresponden al periodo de marzo de 1977 a diciembre de 1990, y el 25 % de los datos restantes se emplearon para la etapa de validación (de enero de 1991 a noviembre de 1998). Asimismo, para minimizar la incertidumbre de las condiciones iniciales de los modelos, el primer año de los registros hidroclimáticos se consideraron como periodo de calentamiento (*warm up*), como lo recomiendan Niraula, Kalin, Srivastava y Anderson (2013), y Kim, Kwon y Han (2018). Para la simulación de los escenarios futuros de cambio de precipitación y temperatura se utilizaron los parámetros calibrados y validados en el periodo de marzo de 1977 a noviembre de 1998.

Los registros de caudales medios diarios de la estación Puente Huancané se utilizaron para evaluar el desempeño de HydroBID para estimar caudales, a través del uso del coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (*NSE*) (Nash & Sutcliffe, 1970), el coeficiente de correlación (*R*) y el error de volumen general (*OVE*), que se compararon con los criterios de Moriasi *et al.* (2007) para determinar su desempeño, como también sugieren Sheikh-Goodarzi, Jabbarian-Amiri, Azarnivand y Waltner (2021), así como Stephens, Marshall y Johnson (2019):

$$NSE = \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2} \right) \quad (1)$$

$$R = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})(P_i - \bar{P})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 (P_i - \bar{P})^2}} \quad (2)$$

$$ove = \frac{\sum_{i=1}^n P_i - \sum_{i=1}^n O_i}{\sum_{i=1}^n O_i} \quad (3)$$

Donde O_i y P_i son el caudal observado y simulado en el tiempo i ; \bar{O} y \bar{P} son los promedios de los caudales observados y simulados, respectivamente; NSE varía entre $-\infty$ y 1.0 siendo 1.0 el óptimo; R varía desde 0 a 1.0. Valores de OVE por debajo de 10 % se consideran como muy bueno.

Para analizar el efecto de la precipitación y temperatura en la respuesta hidrológica de la CRH se utilizó el análisis de varianza (ANOVA), para ello se establecieron como factores (variables independientes) al porcentaje de cambio de la precipitación y la tasa de cambio de la temperatura, mientras que el porcentaje de cambio de los caudales de los escenarios futuros en relación con el periodo base se definió como la variable dependiente correspondiente a los escenarios 1 al 28. Para la determinación del efecto de los factores y su interacción en la respuesta hidrológica se tomaron en consideración los p -valores ($Pr(>F)$), comparados con un nivel de significancia de 0.01. Los p -valores menores al nivel de significancia mostrarán evidencia del efecto de los parámetros y su interacción en la variable dependiente.

Resultados

Desempeño del modelo

La calibración manual efectuada a través del cambio de los valores iniciales de los parámetros del modelo HydroBID para el periodo del 1 marzo 1977 a 31 de diciembre 1990 (Tabla 5) muestra la buena capacidad de HydroBID en simular los caudales medios en la CRH. Los estadísticos de desempeño en la calibración y validación (Tabla 6) muestran valores de *NSE* mayores a 0.75 y *OVE* menores a -10 %. El modelo presenta un mejor desempeño en la etapa de validación alcanzando valores de desempeño mayores a los obtenidos en la etapa de calibración.

Tabla 5. Parámetros calibrados del modelo HydroBID para el periodo marzo 1977-diciembre 1990.

| Parámetro | Valor |
|--------------|-------|
| <i>CN</i> | 0.95 |
| <i>AWC</i> | 0.5 |
| <i>R</i> | 0.025 |
| <i>S</i> | 0.025 |
| <i>ET-EC</i> | 1 |
| <i>ET-EL</i> | 1 |
| <i>ICP</i> | 1.0 |

CN = curva número

AWC = contenido de agua disponible (*AWC*)

R = coeficiente de recesión

S = coeficiente de permeabilidad

ET-EC = factor de evapotranspiración durante la estación de cultivo

ET-EL = factor de evapotranspiración durante la estación de latencia

ICP = porcentaje de la cobertura impermeable

Tabla 6. Medidas de desempeño de HydroBID durante los periodos de calibración y validación.

| Etapa | Valores diarios | | | Valores mensuales | | |
|-------------|-----------------|----------|-------------------|-------------------|----------|-------------------|
| | <i>NSE</i> | <i>R</i> | <i>OVE</i> (%) | <i>NSE</i> | <i>R</i> | <i>OVE</i> (%) |
| Calibración | 0.76 | 0.87 | 2.16 | 0.86 | 0.93 | 2.12 |
| Validación | 0.76 | 0.88 | 8.77 | 0.88 | 0.95 | 8.76 |

Se observaron ligeras diferencias (subestimación) entre los valores simulados y observados, principalmente en la época de estiaje (Figura 3). Se generaron caudales medios diarios y mensuales para el periodo base comprendido entre enero de 1984 y diciembre de 2013, observándose una marcada estacionalidad de los periodos lluvioso y seco, con valor máximo de 56.96 m³/s en febrero y mínimo de 0.26 m³/s en agosto.

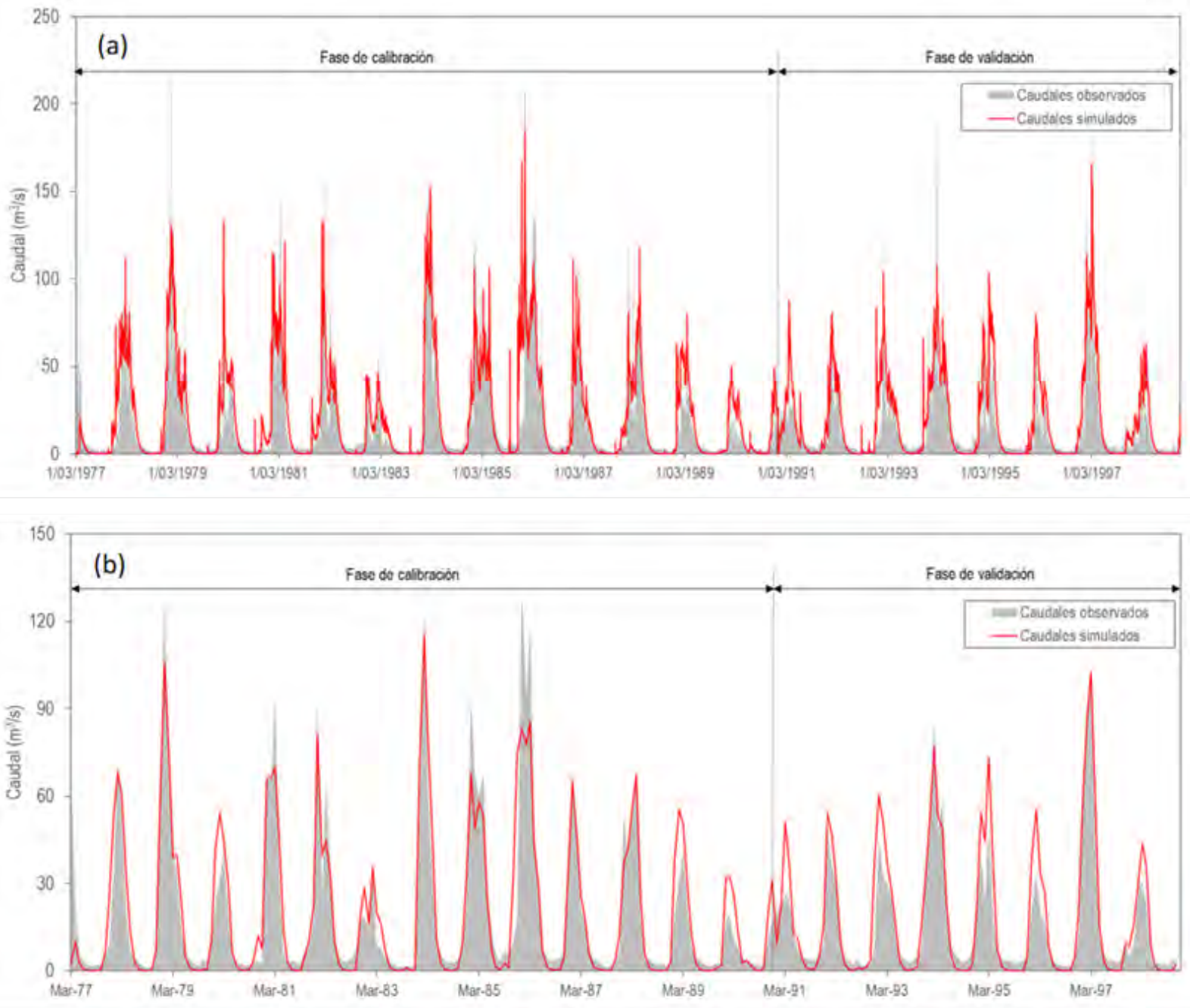


Figura 3. Caudales observados y simulados en la estación Puente Huancané para el periodo de calibración y validación (a) diario (b) mensual.

Respuesta hidrológica ante escenarios de cambio climático

En relación con los escenarios húmedos (1 a 7), la Figura 4 muestra que solo en dos de ellos (1 y 2) se observaron incrementos de caudal para todo el periodo (enero-diciembre), con valores promedios anuales de 26 y 20 %, respectivamente (1 y 2), en relación con el periodo base. Mientras que en el resto de escenarios (3 a 7) se registraron incrementos solo en el periodo de lluvias, y disminución de los caudales en épocas de estiaje, con un máximo de hasta -37 % para el periodo julio-setiembre (JAS) en el escenario 7. Los promedios de cambio anual de los caudales para los escenarios 3, 4, 5 y 6 alcanzaron valores de 14, 9, 3, -2 y -7 %, respectivamente, en relación con el periodo base (Tabla 7). Para los escenarios húmedos con incrementos del +20 % de la precipitación, los siete escenarios registraron incrementos de los caudales en el rango de 12 a 47 % en cuanto al periodo base. En cinco de ellos (escenarios 8, 9, 10, 11 y 12) se observaron incrementos para todos los meses en el periodo lluvioso, mientras que en dos (escenarios 13 y 14) se registraron reducciones de los caudales en JAS de -7 y -15 %, respectivamente. El escenario 8 muestra un alza significativa de los caudales en todos los meses, con un promedio anual de 47 % y aumentos > 100 % para los periodos de julio-agosto-septiembre y octubre-noviembre-diciembre. Esto sugiere que bajo el escenario 8 se presentaría en la CRH una mayor oferta hídrica para el periodo de lluvias y de estiaje.

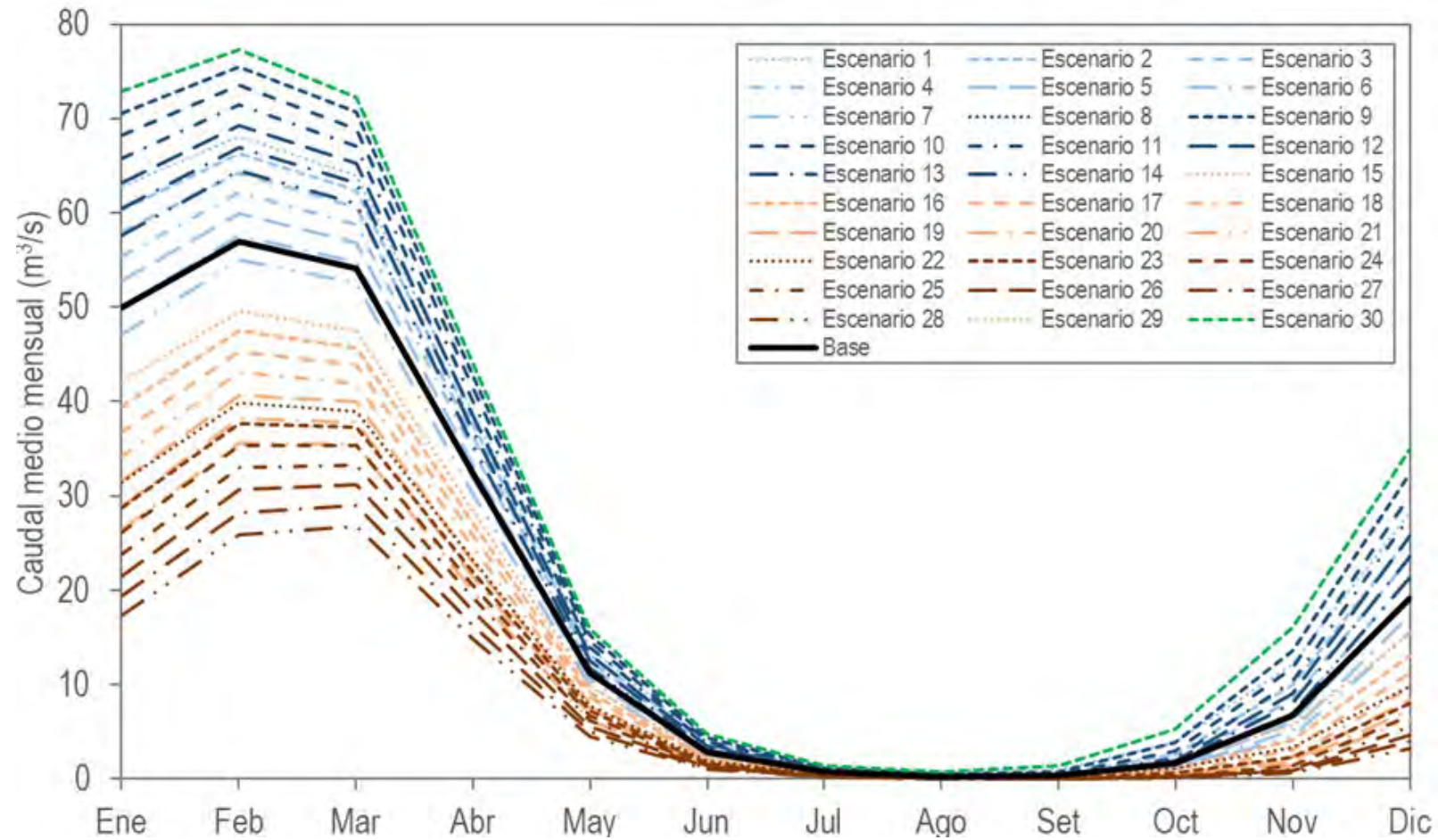


Figura 4. Hidrograma de caudales medios mensuales (promedio multianual) de la CRH para distintos escenarios de cambio climático.

Tabla 7. Cambios porcentuales estacionales de los caudales en la CRH bajo distintos escenarios de cambio climático.

| Variable | Escenario | Meses | | | | Anual |
|----------------------------|--------------|-------|-------|--------|--------|-------|
| | | EFM | AMJ | JAS | OND | |
| Caudal (m ³ /s) | Base | 53.68 | 15.52 | 0.45 | 6.99 | 19.71 |
| Cambio estacional (%) | Escenario 1 | 21 % | 22 % | >100 % | 60 % | 26 % |
| | Escenario 2 | 17 % | 17 % | 38 % | 39 % | 20 % |
| | Escenario 3 | 14 % | 12 % | -2 % | 22 % | 14 % |
| | Escenario 4 | 9 % | 7 % | -16 % | 8 % | 9 % |
| | Escenario 5 | 5 % | 2 % | -24 % | -4 % | 3 % |
| | Escenario 6 | 1 % | -3 % | -31 % | -14 % | -2 % |
| | Escenario 7 | -4 % | -9 % | -37 % | -24 % | -7 % |
| | Escenario 8 | 38 % | 39 % | >100 % | >100 % | 47 % |
| | Escenario 9 | 35 % | 34 % | 84 % | 81 % | 40 % |
| | Escenario 10 | 31 % | 29 % | 34 % | 62 % | 34 % |
| | Escenario 11 | 27 % | 24 % | 13 % | 47 % | 29 % |
| | Escenario 12 | 23 % | 19 % | 2 % | 33 % | 23 % |
| | Escenario 13 | 18 % | 13 % | -7 % | 20 % | 17 % |
| | Escenario 14 | 14 % | 8 % | -15 % | 8 % | 12 % |
| | Escenario 15 | -14 % | -12 % | 15 % | -17 % | -14 % |
| | Escenario 16 | -18 % | -17 % | -30 % | -34 % | -19 % |
| | Escenario 17 | -22 % | -21 % | -50 % | -46 % | -25 % |
| | Escenario 18 | -26 % | -26 % | -56 % | -54 % | -29 % |
| | Escenario 19 | -30 % | -31 % | -60 % | -61 % | -34 % |
| | Escenario 20 | -35 % | -36 % | -63 % | -66 % | -39 % |
| | Escenario 21 | -39 % | -41 % | -66 % | -70 % | -43 % |
| | Escenario 22 | -31 % | -29 % | -22 % | -48 % | -33 % |
| | Escenario 23 | -36 % | -34 % | -55 % | -61 % | -38 % |
| | Escenario 24 | -40 % | -38 % | -65 % | -69 % | -43 % |
| | Escenario 25 | -44 % | -43 % | -69 % | -75 % | -48 % |
| | Escenario 26 | -48 % | -47 % | -71 % | -79 % | -52 % |
| | Escenario 27 | -52 % | -52 % | -74 % | -82 % | -56 % |
| | Escenario 28 | -57 % | -56 % | -76 % | -85 % | -60 % |
| | Escenario 29 | 38 % | 39 % | >100 % | >100 % | 47 % |
| | Escenario 30 | 38 % | 39 % | >100 % | >100 % | 47 % |

Para el caso de los escenarios secos (de 15 a 21), se observaron reducciones de los caudales, presentando valores promedios en el rango de -14 a -43 %; la mayor baja se presentó en el escenario 21, que considera el máximo de incremento de la temperatura. Asimismo, se observó disminución de los caudales en todos los meses, con mayor incidencia en el periodo de estiaje (AMJ y JAS), alcanzando valores de hasta -70 %. En los escenarios 22 a 28 se encontró una reducción generalizada de los caudales (mensual y anual); los valores de baja promedio están en el rango de -33 a -60 %, con mayor incidencia en el periodo de estiaje (-85 %). El escenario extremo seco (28) proyectó reducciones estacionales de los caudales en el rango de -56 a -85 %, con mayor incidencia en el periodo seco.

Los escenarios que consideran cambios estacionales en la precipitación en +20 % en los periodos EFM (29) y EFM-OND (30) muestran comportamientos de incremento de los caudales; en ambos escenarios alcanzan valores de cambio promedios de 47 %, y en los periodos de JAS y OND cambios mayores a 100 %.

Impacto en la contribución hídrica

La contribución hídrica constituye la representación gráfica de la escorrentía anual promedio, lo que permite identificar las cuencas de mayor contribución al caudal. A nivel de las 41 subcuencas de la CRH para el escenario base se encontró que la contribución hídrica máxima alcanzó

2.94 cm/año en el extremo sureste de la cuenca, esto debido principalmente a las condiciones climáticas de dicha zona, como mayor precipitación y menores tasas de evapotranspiración por su proximidad al lago Titicaca, ya que las condiciones geomorfológicas, suelo, vegetación y topográficas son similares al resto de la CRH (Figura 5). Los cambios en la precipitación y temperatura no generaron cambios en el comportamiento espacial de la contribución hídrica, pues para los escenarios extremo húmedo y seco, las mayores contribuciones hídricas también se presentaron en esta área. Sin embargo, para el escenario extremo húmedo (8) hubo cambios importantes en la magnitud de la contribución hídrica, alcanzando valores de hasta 4.59 cm/año; mientras que para el escenario extremo seco (28) se observó una reducción importante de la contribución hídrica con valor máximo de 1.60 cm/año.

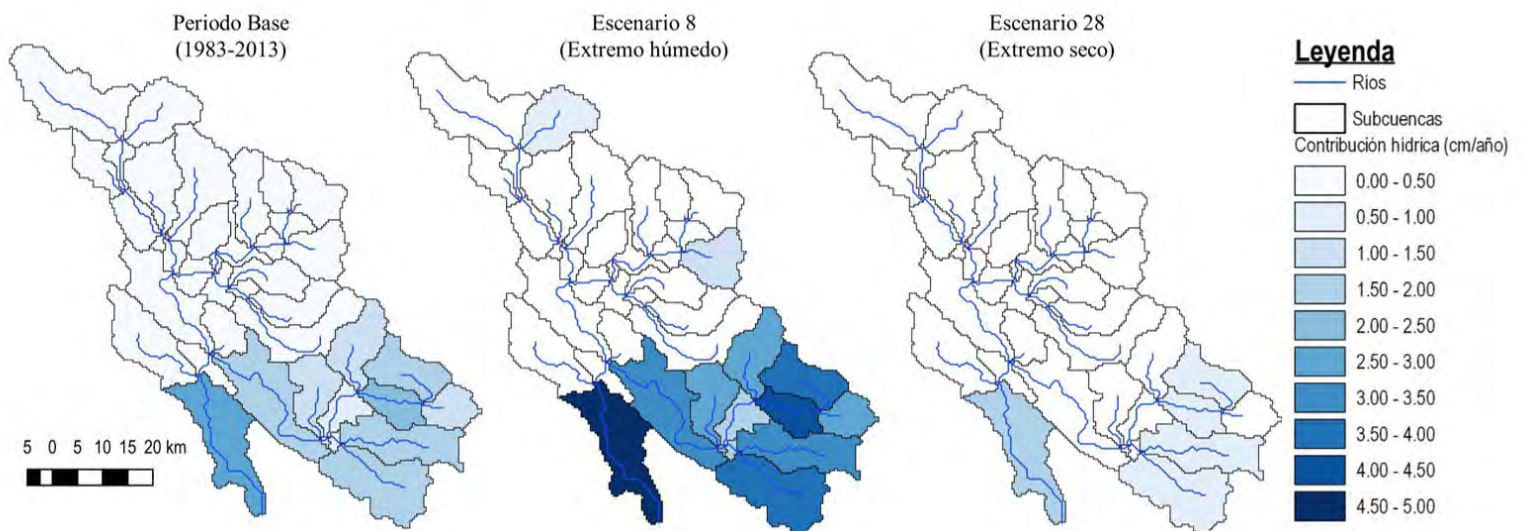


Figura 5. Variación espacial de la contribución hídrica en la CRH para los periodos actual y proyectado.

Contribución de los factores en el cambio de la respuesta hidrológica

El análisis de varianza (ANOVA) para cuantificar la contribución relativa de la precipitación y temperatura en el cambio de la respuesta hidrológica en la CRH determinó que existe una influencia significativa ($p < 0.01$) de los cambios de la precipitación y la temperatura en la respuesta hidrológica en 28 escenarios de cambio climático analizados (Tabla 8). Asimismo, se evidenció la existencia de interacción significativa entre la precipitación y temperatura, así como su influencia en la respuesta hidrológica.

Tabla 8. Significancia de los factores en el cambio de la respuesta hidrológica.

| Respuesta: cambio | Suma de cuadrados | Grados de libertad | Valor de F | $Pr (> F)$ | Significancia |
|----------------------------|-------------------|--------------------|--------------|------------|---------------|
| Precipitación | 25 226.7 | 1 | 56 525.602 | < 2.2e-16 | *** |
| Temperatura | 3 001.2 | 1 | 6 724.782 | < 2.2e-16 | *** |
| Precipitación: temperatura | 29.7 | 1 | 66.604 | 2.213e-08 | *** |
| Residuales | 10.7 | 24 | | | |

Significado de códigos:

0

**** = 0.001

*** = 0.01

** = 0.05

* = 0.1

' = 1

Discusión

El modelo HydroBID, tanto a paso de tiempo diario como mensual, presenta valores de NSE y R mayores a 0.75 y 0.87, respectivamente, mientras que OVE registra valores menores a 8.77, con lo que el desempeño del modelo puede calificarse como muy bueno (Moriasi *et al.*, 2007). El alto desempeño presentado por HydroBID en la CRH es coherente con los resultados obtenidos con otros modelos hidrológicos como GR2m, GR4j y SWAT, que también evidenciaron un muy buen desempeño en la modelización de caudales (Llauca, Lavado-Casimiro, Montesinos, Santini, & Rau, 2021; Asurza, Ramos, & Lavado-Casimiro, 2018; Fernández, 2017; Asurza *et al.*, 2020). El modelo muestra una buena capacidad para reproducir el comportamiento de la estacionalidad, así como adecuada estimación de los caudales máximos y mínimos; esto se ve reflejado en el reducido valor de OVE . La ligera diferencia de los estadísticos de desempeño, 2.3 % para NSE y 2.1 % para R , en las etapas de calibración y validación del modelo, sugieren la existencia de una reducida variabilidad de los caudales entre ambos periodos.

Asimismo, se observó que los valores de los parámetros R y S calibrados son superiores a los valores sugeridos por Moreda *et al.* (2014b), lo que puede atribuirse a las diferentes condiciones existentes en las cuencas del altiplano en comparación con otras regiones hidrográficas, tales como su localización en la puna seca de altura, la

predominancia de montañas y colinas, la escasa cobertura vegetal, y una marcada estacionalidad de la precipitación y temperatura que controlan el comportamiento hidrológico (Ochoa-Tocachi *et al.*, 2016). A pesar de ello, el muy buen desempeño obtenido en la modelización hidrológica de la CRH para representar registros diarios de caudales constituye un buen ejemplo de que un modelo con enfoque semidistribuido, como HydroBID, puede implementarse con bastante éxito para la simulación de caudales, como también se demostró en distintos estudios realizados por Moreda *et al.* (2014a); Wyatt, Moreda, Miralles-Wilhelm y Muñoz, 2014; Moreda, Coli, Lord y Corrales (2016a); Moreda y Coli (2016b); Moreda y Coli (2017), y Arbuet *et al.* (2021).

Es de esperarse que los cambios en la respuesta hidrológica en los escenarios húmedos (1 a 14) resulten en incrementos de los caudales. Sin embargo, los resultados de esta investigación muestran que no en todos los escenarios húmedos se presentaron aumentos de los caudales. Este es el caso de los escenarios 6 y 7, donde a pesar de haberse considerado un alza de la precipitación en +10 % se observó una reducción de los caudales en relación con el periodo base, lo que se podría atribuir al impacto que genera el aumento de la temperatura en 5 y 6 °C, respectivamente. Estos son escenarios posibles de ocurrir de acuerdo con las predicciones de Sanabria *et al.* (2009), Zubieta *et al.* (2021), Llacza *et al.* (2021) y GIRH-TDPS (2021). Estos resultados se explican desde el efecto directo que tiene el incremento de la temperatura en las tasas de evapotranspiración (Laqui *et al.*, 2019) y, por consiguiente, en la respuesta hidrológica de la cuenca, más aún en regiones donde las

cantidades anuales de evapotranspiración (1 160 mm/año) son superiores a la precipitación (699.5 mm/año).

De la Figura 6 puede describirse que en la CRH un incremento de la precipitación de +10 % generaría en promedio un alza del caudal en 23.4 %, mientras que una reducción de la precipitación en -10 % se traduciría en una disminución promedio del 16 % del caudal. Asimismo, se evidenció que por cada 1 °C de aumento de la temperatura se generó en promedio un 5 % de reducción del caudal, lo que sugiere que la variación de las tasas de precipitación, temperatura y su interacción son las generadoras de los cambios en los caudales de la CRH. Lo mismo ocurre con otras variables del proceso del ciclo hidrológico, como la evapotranspiración, donde la temperatura es una de las variables de mayor incidencia para su estimación en el altiplano (Zubieta *et al.*, 2021; Shi *et al.*, 2020; Lin *et al.*, 2018; Laqui *et al.*, 2019), más aún cuando el método de estimación de estas variables es principalmente dependiente de la temperatura, como en HydroBID, que emplea el método de Hamon (Hamon, 1961).

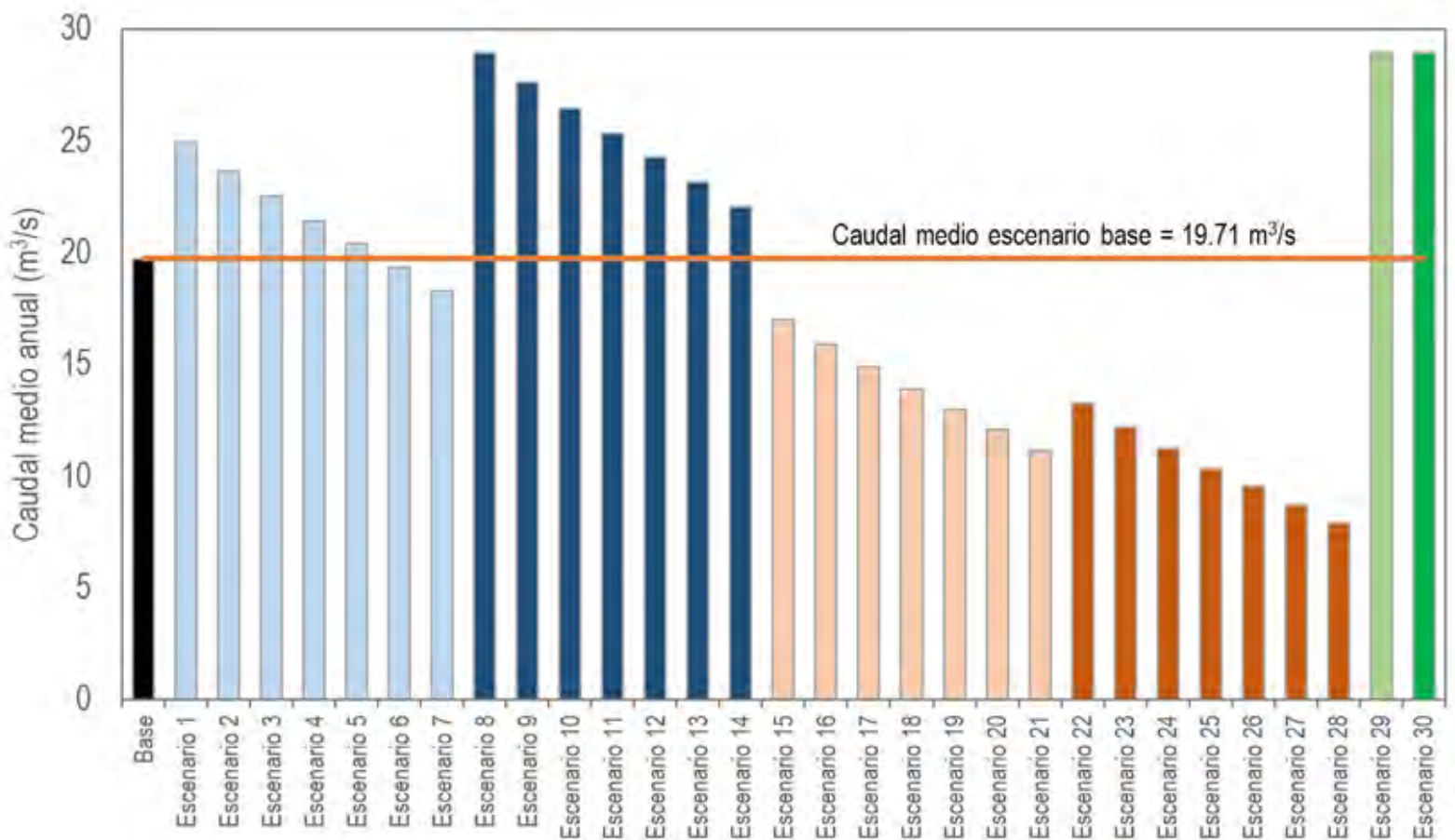


Figura 6. Caudales medios anuales (promedio multianual) para distintos escenarios de cambio climático.

Los mayores incrementos de los caudales se registran en el periodo lluvioso que está estrechamente vinculado con el incremento de la precipitación y la disminución de las tasas de evapotranspiración debido a los altos valores de la humedad relativa y la reducción de la energía disponible por la presencia de nubosidad (Núñez-González, Velázquez-Pérez, Pelayo-Cortés, & Barboza-Jiménez, 2019). En el periodo de estiaje,

la disminución de los caudales sería debida a la ausencia de precipitación y el incremento de las tasas de evapotranspiración producto del incremento de la temperatura (Zeng *et al.*, 2021). Si bien las predicciones mayoritariamente apuntan al alza de las tasas de precipitación y temperatura en la región de Puno y el TDPS (Sanabria *et al.*, 2009; Zubieta *et al.*, 2021; Llacza *et al.*, 2021; GIRH-TDPS, 2021), éstos todavía encierran un alto grado de incertidumbre. Huerta y Lavado-Casimiro (2021) determinaron que el cambio del escurrimiento evaluado a partir de proyecciones climáticas de los modelos climáticos globales ACCESS 1.0, HadGEM2-ES y MPI-ESM-LR mostró diferencias importantes. Es así que para el modelo ACCESS 1.0 se observó una reducción del escurrimiento de hasta -10 % y para los otros dos modelos incrementos del escurrimiento entre 15 y 25 %. Por tanto, fue conveniente incluir en la evaluación escenarios de reducción de las tasas de precipitación, a fin de mostrar sus impactos y mejorar el conocimiento de la interacción de dichos factores en la respuesta hidrológica de la CRH.

Por otra parte, también se observó la existencia de una relativa similitud en los cambios de los caudales en escenarios diferentes (escenarios 1-12, 2-13, 3-14, 19-22, 20-23 y 21-24) que, a pesar de tener cambios en la precipitación y temperatura diferentes, muestran cambios aproximados en los caudales. Esto sugiere que la interacción de los cambios de la precipitación y temperatura también genera cambios en la respuesta hidrológica, al igual que la precipitación y temperatura al ser analizadas de forma individual. En cuanto a los escenarios 29 y 30, que consideran cambios estacionales e inicio del periodo de lluvias, no se observaron cambios en la magnitud de los caudales estacionales, lo que

puede atribuirse a que dichos cambios de la precipitación fueron realizados solo para el periodo lluvioso.

Evaluado HydroBID con las variaciones de la precipitación y temperatura según los escenarios climáticos propuestos, los caudales y contribución hídrica resultantes muestran coherencia, pues para los escenarios de incremento de la precipitación se observan mayores cantidades de caudal y contribución hídrica en comparación con el periodo base (1993-2013); mientras que para los escenarios de reducción de la precipitación se observa disminución de los caudales y las tasas de contribución hídrica en relación con el periodo base. La coherencia de los resultados de la modelización hidrológica también se ve representada en los evidentes cambios de la pendiente de los hidrogramas de caudales medios mensuales (Figura 4), donde los escenarios húmedos presentan mayor pendiente al periodo base y menores pendientes para los escenarios secos.

El alto nivel de significancia ($p < 0.01$) obtenido en el ANOVA muestra evidencia de la existencia de un alto grado de influencia de la precipitación y temperatura en los caudales de la CRH, sin embargo, debe tenerse en consideración que la interacción de ambas variables climáticas también genera cambios importantes en los caudales, lo que se evidencia en la comparación de algunos escenarios, que a pesar de incluir tasas de cambio de precipitación y temperatura diferentes ofrecen resultados aproximados.

La respuesta hidrológica de la mayoría de escenarios climáticos analizados evidencia que no se vislumbran problemas de disponibilidad hídrica importantes en la CRH debido a los efectos del cambio climático,

sin embargo, ésta podría verse afectada de producirse incrementos importantes en las demandas hídricas, por lo que se hace necesario establecer estrategias de mitigación y adaptación al cambio climático. Si bien esto es urgente, también constituye una tarea bastante compleja debido a la gran incertidumbre del impacto del cambio climático, y la efectividad de las medidas y acciones de adaptación (Pearce-Higgins *et al.*, 2022).

Las propuestas de potenciales intervenciones de adaptación al cambio climático en un sistema hídrico deben partir de la identificación de todas las combinaciones de forzantes hidroclimáticas, típicamente los cambios en la temperatura y precipitación que generan la falla del sistema hídrico, como lo señalan Sant'Anna, Tilmant y Pulido-Velazquez (2022). Por lo que habiéndose determinado el impacto de los cambios de la precipitación y temperatura en la respuesta hidrológica de la CRH puede sugerirse que las intervenciones denominadas como soluciones basadas en la naturaleza (SbN) constituyen una buena alternativa para la adaptación al cambio climático debido a la capacidad de reducción y compensación de los impactos experimentados por la influencia antrópica en el sistema climático (Holden *et al.*, 2022). Entre dichas intervenciones puede mencionarse la restauración y protección de las riberas de los ríos, los humedales y las cabeceras de cuencas, a fin de reducir la erosión y propiciar el incremento de la producción de agua en la cuenca.

Conclusiones

El desempeño del modelo HydroBID en la simulación de caudales en la CRH puede calificarse como muy bueno al reproducir el régimen de caudales. El cambio en +10 % de la precipitación generó en promedio un incremento del caudal en 23.4 %, mientras que una reducción de la precipitación en -10 % se tradujo en una disminución promedio de 16 % del caudal. No obstante, también se evidenció que por cada 1 °C de alza de la temperatura se generó en promedio un 5 % de reducción del caudal, lo que sugiere que la variación de las tasas de precipitación, temperatura y su interacción conduciría a cambios en los caudales de la CRH.

El impacto del cambio de patrones de precipitación y temperatura en los recursos hídricos de la CRH es significativo para los 30 escenarios propuestos, mostrando efectos en la variación temporal y espacial, generando incrementos en la magnitud de los caudales en la época de lluvias y disminución en épocas de estiaje. Asimismo, se esperaría el aumento de la contribución hídrica en las 41 subcuencas de la CRH para los escenarios húmedos y reducción de la contribución hídrica para los escenarios secos.

En general, para la mayoría de los escenarios húmedos, en los de mayor probabilidad de ocurrencia de acuerdo con las predicciones efectuadas en anteriores investigaciones no se vislumbra problemas de disponibilidad hídrica en la CRH debido a los efectos del cambio climático, sin embargo debe tenerse en consideración el alto grado de incertidumbre que involucra el uso de modelos climáticos globales para las condiciones

del altiplano peruano, lo que puede ser mejorado a partir del uso de modelos climáticos regionales. No obstante, esta situación podría cambiar de producirse incrementos importantes en las demandas hídricas de la CRH que actualmente alcanzan los 33.83 hm³ (ANA, 2010), tal situación no fue analizada en la investigación, y debe ser abordada en futuras investigaciones que además consideren escenarios de intervención con medidas y acciones comprendidas en SbN.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Nacional del Altiplano de Puno por el financiamiento de esta investigación a través del Fondo Especial de Desarrollo Universitario (FEDU), Proyecto N° 840-2020.

Referencias

- Abdulla, F., & Al-Shurafat, A. W. (2020). Assessment of the impact of potential climate change on the surface water of a trans-boundary basin: Case study Yarmouk River. *Procedia Manufacturing*, 44, 172-179. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.promfg.2020.02.219>
- Aghapour-Sabbaghi, M., Nazari, M., Araghinejad, S., & Soufizadeh, S. (2020). Economic impacts of climate change on water resources and agriculture in Zayandehroud river basin in Iran. *Agricultural Water Management*, 241, 106323. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106323>

- ALT, Autoridad Autónoma del Lago Titicaca, Río Desaguadero, Lago Poopó, Salar de Coipasa. (2020). *Caracterización general e hidrológica de la cuenca Titicaca (Perú). Informe Final*. Puno, Perú: Autoridad Autónoma del Lago Titicaca, Río Desaguadero, Lago Poopó, Salar de Coipasa.
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2010). *Estudio de evaluación de recursos hídricos en la cuenca de los ríos Huancané y Suches. Informe Final*. Puno, Perú: Autoridad Nacional del Agua. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12543/1736>
- Andrade, M. F. (ed.). (2018). Atlas - Clima y eventos extremos del Altiplano Central de Perú y Bolivia / Climate and extreme events from the Central Altiplano of Peru and Bolivia 1981-2010. *Geographica Bernensia*. Recuperado de <https://doi.org/DOI:10.4480/GB2018.N01>
- Arbuet, A., Pusineri, G., Mazzón, R., Bianchi, H., Scioli, C., Paris, M., Corrales, J., & Nalesso, M. (2021). Implementación del modelo HydroBID en la Cuenca Los Padres-Santa Fe-Argentina. *Aqua-LAC*, 13(1), 81-96. Recuperado de <https://doi.org/10.29104/phi-aqualac/2021-v13-1-06>
- Asurza, F., Ramos, C., & Lavado-Casimiro, W. (2018). Evaluación de los productos Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) y Global Precipitation Measurement (GPM) en el modelamiento hidrológico de la cuenca del río Huancané, Perú. *Scientia Agropecuaria*, 9(1), 53-62. DOI: 10.17268/sci.agropecu.2018.01.06

- Asurza, F., Traverso-Yucra, K., Lavado-Casimiro, W., Felipe-Obando, O., Montesinos-Cáceres, C., & Llauca-Soto, H. (2020). Surface water resources assessment in Peru through SWAT hydrological model. *EGU General Assembly 2020*. Recuperado de <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-6308>, 2020
- Bai, P., Liu, X., Liang, K., & Liu, C. (2015). Comparison of performance of twelve monthly water balance models in different climatic catchments of China. *Journal of Hydrology*, 529, 1030-1040. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.09.015>
- Beniston, M. (2012). Impacts of climatic change on water and associated economic activities in the Swiss Alps. *Journal of Hydrology*, 412-413, 291-296. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.06.046>
- Budhathoki, A., Babel, M. S., Shrestha, S., Meon, G., & Kamalamma, A. G. (2021). Climate change impact on water balance and hydrological extremes in different physiographic regions of the West Seti River Basin, Nepal. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 21(1), 79-95. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.07.001>

- D. S. No. 045-2015-PCM. (2015). Que declara el Estado de Emergencia en algunos distritos y provincias comprendidos en los departamentos de Tumbes, Piura, Lambayeque, La Libertad, Cajamarca, Amazonas, San Martín, Ancash, Lima, Ica, Arequipa, Cusco, Puno y Junín, por Peligro Inminente ante el periodo de lluvias 2015-2016 y posible ocurrencia del Fenómeno El Niño. *Diario Oficial el Peruano*. Recuperado de <https://busquedas.elperuano.pe/normaslegales/decreto-supremo-que-declara-el-estado-de-emergencia-en-algun-decreto-supremo-n-045-2015-pcm-1259075-1/>
- D. S. No. 089-2016-PCM. (2016). Que declara el Estado de Emergencia por peligro inminente por déficit hídrico en los departamentos de Apurímac, Ancash, Ayacucho, Cajamarca, Cusco, Huancavelica, Ica, Junín, Lambayeque, La Libertad, Pasco, Piura, Puno, Tacna y Tumbes, así como en siete (07) provincias del departamento de Lima, y en cuatro (04) provincias del departamento de Arequipa. *Diario Oficial el Peruano*. Recuperado de <https://busquedas.elperuano.pe/normaslegales/declaran-el-estado-de-emergencia-por-peligro-inminente-por-d-decreto-supremo-n-089-2016-pcm-1461423-2/>
- Defensoría del Pueblo. (2015). *Conflictos sociales y recursos hídricos. Serie Informes de Adjuntía - Informe N° 001-2015-DP/APCSG*. Lima, Perú: Defensoría del Pueblo. Recuperado de <https://bit.ly/3qxTVP7>

- Didovets, I., Krysanova, V., Hattermann, F. F., Del-Rocío-Rivas-López, M., Snizhko, S., & Müller-Schmied, H. (2020). Climate change impact on water availability of main river basins in Ukraine. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 32, 100761. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2020.100761>
- Domonkos, P., Coll, J., Guijarro, J., Curley, M., Rustemeier, E., Aguilar, E., Walsh, S., & Sweeney, J. (2020). Precipitation trends in the island of Ireland using a dense, homogenized, observational dataset. *International Journal of Climatology*, 40. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/joc.6592>
- Fernández, C. (2017). *Modelamiento hidrológico de la Región Hidrográfica del Titicaca*. Perú: Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI), Dirección de Hidrología. Recuperado de <https://www.senamhi.gob.pe/load/file/01401SENA-44.pdf>
- Funes, I., Savé, R., De-Herralde, F., Biel, C., Pla, E., Pascual, D., Zabalza, J., Cantos, G., Borràs, G., Vayreda, J., & Aranda, X. (2021). Modeling impacts of climate change on the water needs and growing cycle of crops in three Mediterranean basins. *Agricultural Water Management*, 249, 106797. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.106797>

GIRH-TDPS, Proyecto Gestión Integrada de los Recursos Hídricos en el Sistema TDPS. (2021). *Escenarios climáticos en el sistema Hídrico del lago Titicaca, río Desaguadero, lago Poopó y salar de Coipasa*. Puno, Perú: Proyecto Gestión Integrada de los Recursos Hídricos en el Sistema TDPS. Recuperado de <https://girh-tdps.com/cambio-climatico/>

Guijarro, J. A., López, J. A., Aguilar, E., Domonkos, P., Venema, V. K. C., Sigró, J., & Brunet, M. (2017). Comparison of homogenization packages applied to monthly series of temperature and precipitation: The MULTITEST project. In: *Proceedings of the 9th Seminar for Homogenization and Quality Control in Climatological Databases* (pp. 46-62). Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization (WMO), WCDMP-85. Recuperado de <https://repositorio.aemet.es/handle/20.500.11765/8392>

Guijarro, J. A. (2018). *Homogenization of climatic series with Climatol, Versión 3.1.1, Agencia Estatal de Meteorología (AEMET), D. T. en Islas Baleares, España*. Recuperado de http://www.climatol.eu/homog_climatol-en.pdf

Guo, M., Ma, S., Wang, L.-J., & Lin, C. (2021). Impacts of future climate change and different management scenarios on water-related ecosystem services: A case study in the Jianghuai ecological economic Zone, China. *Ecological Indicators*, 127, 107732. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107732>

Haith, D.A. (1985). An event-based procedure for estimating monthly sediment yields. *Transactions of the ASAE*, 28(6), 1916-1920.

- Haith, D. A., Mandel, R., & Wu, R. S. (1996). *Generalized watershed loading functions, Version 2.0. User's Manual*. New York, USA: Cornell University, Ithaca. Recuperado de <https://owl.cwp.org/mdocs-posts/generalized-watershed-loading-functions-version-2-0-users-manual/>
- Hakala, K., Addor, N., Teutschbein, C., Vis, M., Dakhlaoui, H., & Seibert, J. (2019). Hydrological modeling of climate change impacts. In: Maurice, P. A. (ed.). *Encyclopedia of water: Science, technology, and society* (pp. 1.-20). Hoboken, USA: John Wiley & Sons. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/9781119300762.wsts0062>
- Hamon, W. R. (1961). Estimating potential evapotranspiration. *Journal of the Hydraulics Division*, 87(3), 107-120. DOI: 10.1061/JYCEAJ.0000599
- Her, Y., Yoo, S.-H., Cho, J., Hwang, S., Jeong, J., & Seong, C. (2019). Uncertainty in hydrological analysis of climate change: Multi-parameter vs. multi-GCM ensemble predictions. *Scientific Reports*, 9(1), 4974. Recuperado de <https://doi.org/10.1038/s41598-019-41334-7>
- Hidalgo, I. G., Paredes-Arquiola, J., Andreu, J., Lerma-Elvira, N., Lopes, J. E. G., & Cioffi, F. (2020). Hydropower generation in future climate scenarios. *Energy for Sustainable Development*, 59, 180-188. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.esd.2020.10.007>

- Holden, P. B., Rebelo, A. J., Wolski, P., Odoulami, R. C., Lawal, K. A., Kimutai, J., Nkemelang, T., & New, M. G. (2022). Nature-based solutions in mountain catchments reduce impact of anthropogenic climate change on drought streamflow. *Communications Earth & Environment*, 3(1), 51. DOI: 10.1038/s43247-022-00379-9
- Huerta, A., & Lavado-Casimiro, W. (2021). *Atlas de producción de agua en el Perú: una evaluación presente y futura con énfasis en las cuencas de aporte de las EPS*. Lima, Perú: Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12542/1610>
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T. F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex y P. M. Midgley (eds.)]*. Cambridge, UK, New York, USA: Cambridge University Press. DOI: 10.1017/CBO9781107415324
- Kim, K. B., Kwon, H.-H., & Han, D. (2018). Exploration of warm-up period in conceptual hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 556, 194-210. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2017.11.015
- Kour, R., Patel, N., & Krishna, A. P. (2016). Climate and hydrological models to assess the impact of climate change on hydrological regime: A review. *Arabian Journal of Geosciences*, 9(9), 544. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s12517-016-2561-0>

- Lin, P., He, Z., Du, J., Chen, L., Zhu, X., & Li, J. (2018). Impacts of climate change on reference evapotranspiration in the Qilian Mountains of China: Historical trends and projected changes. *International Journal of Climatology*, 38(7), 2980-2993. DOI: 10.1002/joc.5477
- Laqui, W. (2010). Aplicación de redes neuronales artificiales a la modelización y previsión de caudales medios mensuales del río Huancané. *Revista Peruana Geo-Atmosférica RPGA* (2), 30-44. Recuperado de https://web2.senamhi.gob.pe/rpga/pdf/2010_vol02/art3.pdf
- Laqui, W., Zubieta, R., Rau, P., Mejía, A., Lavado, W., & Ingol, E. (2019). Can artificial neural networks estimate potential evapotranspiration in Peruvian highlands? *Modeling Earth Systems and Environment*, 5(4), 1911-1924. DOI: 10.1007/s40808-019-00647-2
- Llacza, A., Acuña, D., Jácome, G., De-la-Cruz, G., Paredes, J., Bruno, J., Alvarez, E., Flores, W., Urdanivia F., & Sulca B. (2021). *Escenarios climáticos al 2050 en el Perú: cambios en el clima promedio*. Lima, Perú: Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12542/1470>
- Llauca, H., Lavado-Casimiro, W., Montesinos, C., Santini, W., & Rau, P. (2021). PISCO_HyM_GR2M: A Model of Monthly Water Balance in Peru (1981–2020). *Water* 2021, 13, 1048. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/w13081048>

- Lozano-Povis, A., Alvarez-Montalván, C. E., & Moggiano, N. (2021). Climate change in the Andes and its impact on agriculture: A systematic review. *Scientia Agropecuaria*, 12(1), 101-108. Recuperado de <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2021.012>
- Masia, S., Trabucco, A., Spano, D., Snyder, R. L., Sušnik, J., & Marras, S. (2021). A modelling platform for climate change impact on local and regional crop water requirements. *Agricultural Water Management*, 255, 107005. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107005>
- Mengistu, D., Bewket, W., Dosio, A., & Panitz, H.-J. (2021). Climate change impacts on water resources in the Upper Blue Nile (Abay) River Basin, Ethiopia. *Journal of Hydrology*, 592, 125614. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125614>
- Modi, P. A., Fuka, D. R., & Easton, Z. M. (2021). Impacts of climate change on terrestrial hydrological components and crop water use in the Chesapeake Bay watershed. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 35, 100830. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100830>
- Montero-Martínez, M. J., Santana-Sepúlveda, J. S., Pérez-Ortiz, N. I., Pita-Díaz, Ó., & Castillo-Liñan, S. (2018). Comparing climate change indices between a northern (arid) and a southern (humid) basin in Mexico during the last decades. *Advances in Science and Research*, 15, 231-237. Recuperado de <https://doi.org/10.5194/asr-15-231-2018>

- Moreda, F., Miralles-Wilhelm, F., Muñoz, R., & Coli, P. (2014a). *Technical Note N°. IDB-TN-1362, Hydro-BID case study N° 2: Modeling the impact of climate change on flows of the Río Piura using Hidro-BID*. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.18235/0001125>
- Moreda, F., Miralles-Wilhelm, F., & Muñoz, R. (2014b). *Technical Note 2. Hydro-BID: An integrated system for modeling impacts of climate change on water resources*. Research Triangle Park, NC. Recuperado de <https://bit.ly/3BbfYO5>
- Moreda, F., Coli, P., Lord, B., & Corrales, J. (2016a). *Technical Note N°. IDB-TN-1364, Hydro-BID case study N° 4: Application of Hydro-BID in Bermejo River Basin to quantify sediment loads, Argentina*. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.18235/0001123>
- Moreda, F., & Coli, P. (2016b). *Technical Note N°. IDB-TN-1363, Hydro-BID case study N°3: Impact of El Niño events on sediment loading in the Chancay-Lambayeque Basin, Peru*. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.18235/0001124>
- Moreda, F., & Coli, P. (2017). *Technical Note N°. IDB-TN-1365, Hydro-BID case study N° 5: Impact of climate change on proposed water investments in Chalpi basin, Ecuador*. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.18235/0001121>
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(3), 885-900. DOI: 10.13031/2013.23153

- Mukundan, R., Acharya, N., Gelda, R. K., Frei, A., & Owens, E. M. (2019). Modeling streamflow sensitivity to climate change in New York City water supply streams using a stochastic weather generator. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 21, 147-158. DOI: 10.1016/j.ejrh.2019.01.001
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282-290. DOI: 10.1016/0022-1694(70)90255-6
- Ndhlovu, G., & Woyessa, Y. (2020). Modelling impact of climate change on catchment water balance, Kabompo River in Zambezi River Basin. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 27, 100650. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2019.100650>
- Niraula, R., Kalin, L., Srivastava, P., & Anderson, C. J. (2013). Identifying critical source areas of nonpoint source pollution with SWAT and GWLF. *Ecological Modelling*, 268, 123-133. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.08.007>
- Núñez-González, G., Velázquez-Pérez, D., Pelayo-Cortés, F., & Barboza-Jiménez, P. (2019). Analysis of reference evapotranspiration behavior during the rainy season at five weather stations in the Lerma-Chapala basin. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 11(2), 147-159. Recuperado de <https://doi.org/10.5154/r.inagbi.2018.06.014>

Ochoa-Tocachi, B. F., Buytaert, W., De Bièvre, B., Célleri, R., Crespo, P., Villacís, M., Llerena, C. A., Acosta, L., Villazón, M., Gualpa, M., Gil-Ríos, J., Fuentes, P., Olaya, D., Viñas, P., Rojas, G., & Arias, S. (2016). Impacts of land use on the hydrological response of tropical Andean catchments. *Hydrological Processes*, 30(22), 4074-4089. DOI: 10.1002/hyp.10980

Olabanji, M. F., Ndarana, T., Davis, N., & Archer, E. (2020). Climate change impact on water availability in the olifants catchment (South Africa) with potential adaptation strategies. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 120, 102939. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.pce.2020.102939>

Omar, M. E. D. M., Moussa, A. M. A., & Hinkelmann, R. (2021). Impacts of climate change on water quantity, water salinity, food security, and socioeconomy in Egypt. *Water Science and Engineering*, 14(1), 17-27. DOI: 10.1016/j.wse.2020.08.001

Pearce-Higgins, J. W., Antão, L. H., Bates, R. E., Bowgen, K. M., Bradshaw, C. D., Duffield, S. J., Ffoulkes, C., Franco, A. M. A., Geschke, J., Gregory, R. D., Harley, M. J., Hodgson, J. A., Jenkins, R. L. M., Kapos, V., Maltby, K. M., Watts, O., Willis, S. G., & Morecroft, M. D. (2022). A framework for climate change adaptation indicators for the natural environment. *Ecological Indicators*, 136, 108690. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108690>

- Qi, Z., Kang, G., Chu, C., Qiu, Y., Xu, Z., & Wang, Y. (2017). Comparison of SWAT and GWLF Model Simulation Performance in Humid South and Semi-Arid North of China. *Water*, 9(8), 567. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/w9080567>
- Qi, Z., Kang, G., Shen, M., Wang, Y., & Chu, C. (2019). The improvement in GWLF model simulation performance in watershed hydrology by changing the transport framework. *Water Resources Management*, 33(3), 923-937. DOI: 10.1007/s11269-018-2149-4
- Sanabria, J., Marengo, J., & Valverde, M. (2009). Escenarios de cambio climático con modelos regionales sobre el altiplano peruano (departamento de Puno). *Revista Peruana Geo-Atmosférica*. 2009, (1), 134-149. Recuperado de <https://bit.ly/36ALCai>
- Sant'Anna, C., Tilmant, A., & Pulido-Velazquez, M. (2022). A hydrologically-driven approach to climate change adaptation for multipurpose multireservoir systems. *Climate Risk Management*, 36, 100427. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.crm.2022.100427>
- SENAMHI, Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. (2020). *Mapa de clasificación climática del Perú*. Lima, Perú: Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. Recuperado de <https://www.senamhi.gob.pe/?p=mapa-climatico-del-peru>

- Sha, J., Swaney, D. P., Hong, B., Wang, J., Wang, Y., & Wang, Z.-L. (2014). Estimation of watershed hydrologic processes in arid conditions with a modified watershed model. *Journal of Hydrology*, 519, 3550-3556. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.10.063>
- Sheikh-Goodarzi, M., Jabbarian-Amiri, B., Azarnivand, H., & Waltner, I. (2021). Watershed hydrological modelling in data scarce regions; integrating ecohydrology and regionalization for the southern Caspian Sea basin, Iran. *Heliyon*, 7(4), e06833. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e06833>
- Shi, L., Feng, P., Wang, B., Li-Liu, D., Cleverly, J., Fang, Q. & Yu, Q. (2020). Projecting potential evapotranspiration change and quantifying its uncertainty under future climate scenarios: A case study in southeastern Australia. *Journal of Hydrology*, 584, 124756. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124756>
- Stephens, C. M., Marshall, L. A., & Johnson, F. M. (2019). Investigating strategies to improve hydrologic model performance in a changing climate. *Journal of Hydrology*, 579, 124219. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124219>
- Valdivia, C., Thibeault, J., Gilles, J. L., García, M., & Seth, A. (2013). Climate trends and projections for the Andean Altiplano and strategies for adaptation. *Advances in Geosciences*, 33, 69-77. DOI: 10.5194/adgeo-33-69-2013

- Wyatt, A., Moreda, F., Miralles-Wilhelm, F., & Muñoz, R. (2014). *Nota Técnica N°. IDB-TN-1361, caso de estudio Hydro-BID N° 1: modelo de gestión del recursos hídrico en la cuenca del río Grande en Argentina*. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.18235/0001158>
- Zeng, P., Sun, F., Liu, Y., Feng, H., Zhang, R., & Che, Y. (2021). Changes of potential evapotranspiration and its sensitivity across China under future climate scenarios. *Atmospheric Research*, 261, 105763. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2021.105763>
- Zhang, H., Wang, Y., Wang, Y., Li, D., & Wang, X. (2013). Quantitative comparison of semi- and fully-distributed hydrologic models in simulating flood hydrographs on a mountain watershed in southwest China. *Journal of Hydrodynamics, Ser. B*, 25(6), 877-885. DOI: 10.1016/S1001-6058(13)60436-9
- Zubieta, R., Molina-Carpio, J., Laqui, W., Sulca, J., & Ilbay, M. (2021). Comparative analysis of climate change impacts on meteorological, hydrological, and agricultural droughts in the Lake Titicaca basin. *Water*, 13 (2), 175. DOI: 10.3390/w13020175

DOI: 10.24850/j-tyca-15-01-02

Articles

Geostatistics to integrate gauge measurements with downscaled satellite estimates suitable for the local scale

Geoestadística para integrar mediciones de campo con estimaciones satelitales adecuados para escala local

Felipe-Omar Tapia-Silva¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5618-7594>

¹Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa, Mexico City, Mexico,
otapia@xanum.uam.mx

Corresponding author: Felipe-Omar Tapia-Silva, otapia@xanum.uam.mx

Abstract

In countries such as Mexico, there is a lack of rain measurement stations. Additionally, in the Bajo Grijalva Basin, data of only three or fewer stations are integrated into satellite products of missions such as Tropical Rainfall Monitoring Mission (TRMM) and Global Precipitation Mission (GPM). Although Satellite missions enable obtaining rainfall at constant spacing (e.g., 11 km for GPM), this resolution is not suitable for local



management. Integrating a larger quantity of gauge data with downscaled satellite values allows for obtaining local-scale precipitation data. In this work, Ordinary kriging (OK) was applied to downscale yearly aggregated precipitation satellite data (GPM-IMERG and TRMM: TMPA/3B43) and regression kriging (RK) to integrate them with the gauge measurements available in the basin of study. The resulting data were compared with the interpolation results of gauge measurements using OK and universal kriging (UK). Leave-one-out cross-validation (Lou-CV), principal components analysis, a correlation matrix, and a heat map with cluster analysis helped to evaluate the performance and to define similarity. An Inverse Distance Weighting (IDW) interpolation was included as a low-performance criterion in the comparison. OK performed well to downscale GPM satellite estimates. The RK integration of gauge data with downscaled GPM data got the best validation values compared to the interpolation of gauge measurements. Geostatistical methods are promising for downscaling satellite estimates and integrating them with all the available gauge data. The results indicate that the evaluation using performance metrics should be complemented with methods to define similarity among the values of the obtained spatial layers. This approach allows obtaining precipitation data useful for modeling and water management at the local level.

Keywords: Bajo Grijalva, geostatistical data downscaling, regression kriging, satellite precipitation, tropical basin.

Resumen

En países como México hacen falta más estaciones de medición de lluvia. Además, en la cuenca Grijalva, datos de solo tres o menos estaciones se integran en productos satelitales de misiones como Tropical Rainfall Monitoring Mission (TRMM) o Global Precipitation Mission (GPM). Aunque las misiones satelitales permiten obtener estimaciones de lluvia a un espaciamiento constante (p. ej., 11 km para GPM), esta resolución no es adecuada para gestión local. La integración de una mayor cantidad de datos de pluviómetros con valores de satélite aumentados de escala puede ser útil para obtener datos de precipitación de escala local. En este trabajo se aplicó kriging ordinario (OK) a los datos satelitales de precipitación (GPM y TRMM) agregados anualmente y regresión kriging (RK) para integrar los datos resultantes con datos de todos los pluviómetros disponibles. Los resultados de esta integración se compararon con los resultados de la interpolación de datos de pluviómetros utilizando OK y kriging universal (UK). Una interpolación del inverso de la distancia al cuadrado (IDW) se consideró como criterio de bajo desempeño. Los métodos de evaluación y de definición de similaridad fueron validación cruzada (Lou-CV), análisis de componentes principales, matriz de correlación y mapa de calor con análisis de conglomerados. OK funcionó bien para desescalar las estimaciones satelitales de GPM. La integración RK de datos de pluviómetros con datos de GPM desescalados con OK obtuvo los mejores parámetros de validación en comparación con las interpolaciones de mediciones de pluviómetros. Los métodos geoestadísticos son prometedores para desescalar las estimaciones satelitales e integrarlas con todos los datos disponibles de pluviómetros.

Los resultados indican que la evaluación usando parámetros para evaluar la efectividad de la interpolación usando datos medidos debe complementarse con métodos para definir similaridad entre las capas espaciales obtenidas. Este enfoque permite obtener datos de precipitación útiles para modelado y manejo del agua a nivel local.

Palabras clave: Bajo Grijalva, cuenca tropical, desescalamiento geoestadístico de datos, precipitación satelital, regresión kriging.

Received: 28/02/2022

Accepted: 06/06/2022

Published online: 15/07/2022

Introduction

Knowledge of where, when, and how much rain falls is essential for scientific research and societal applications (Skofronick-Jackson *et al.*, 2018). A better understanding of the spatial and temporal precipitation (PP) patterns is still necessary to quantify the risks and design suitable mitigation measures in the context of climate change (Agou, Varouchakis, & Hristopulos, 2019). As Smalley and L'Ecuyer (2015) point out, practical decision-making for hydrologists, infrastructure, and land use, under forecasts of increasing or decreasing PP volume, can only be made with

fine-scale, detailed knowledge of the volume, and spatial distribution of PP.

According to New, Todd, Hulme, and Jones (2001), gauges that measure the PP at a single point remain the most common approach to ground-based measurement and are the ultimate reference and the only measurement method available in many regions of the world. However, the direction and magnitude of climatic trends cannot be reliably inferred from single-site records, even over relatively homogeneous terrain (Pielke *et al.*, 2000). Achieving good locations for stations for data collection is difficult (WMO, 2008). Synoptic observations should be representative of an area up to 100 km around the station, but for small-scale or local applications, the considered area may have dimensions of 10 km or less (WMO, 2008).

In countries like Mexico, particularly in tropical regions as the study area, there is a lack of rain measurement stations. Tapia-Silva, Silván-Cárdenas, and Rosales-Arriaga (2013) reported that the National Meteorological Service (SMN) stations included approximately 3 300 observation sites. Assuming that each site was representative of an area of 100 km², as defined by WMO (2008) for flat areas, 330 000 km² would be covered, which was only 17 % of the territorial extension of Mexico.

PP estimates by satellite media have been investigated intensely since the 1970s (New *et al.*, 2001). One of the emblematic missions has been the Tropical Rainfall Monitoring Mission (TRMM) (Kummerow, Barnes, Kozu, Shiue, & Simpson, 1998; Kummerow *et al.*, 2000; Huffman *et al.*, 2007). TRMM had a satellite-borne active microwave system, as well as a passive microwave radiometer. Global Precipitation Mission

(GPM) (Kidd *et al.*, 2020) is a joint US and Japan mission launched in 2014 that follows, extends, and enhances the legacy of the TRMM (Kidd *et al.*, 2020). The Integrated multi-satellite retrievals for GPM (IMERG), released in 2014, uses inter-calibrated estimates from the international constellation of PP-relevant satellites and other data, including monthly surface PP gauge data, to obtain half-hour, $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ gridded datasets (Kidd *et al.*, 2020, p. 343).

According to GPCC (2012), data from very few gauge stations (three at the most) have been integrated into TRMM and GPM for the basin's region. TRMM included rain products with a resolution of approximately 30 km^2 and IMERG (GPM) of around 11 km^2 . As suggested by Smalley and L'Ecuyer (2015), knowledge about the volume and the spatial distribution of PP at the fine scale cannot be represented using this resolution. Additionally, rainfall satellite products are not error-free (Huffman *et al.*, 2020, p. 350; Anagnostou *et al.*, 2010; AghaKouchak, Behrangji, Sorooshian, Hsu, & Amitai, 2011; Zulkafli *et al.*, 2014, p. 515), and extended validation processes have been developed (Kidd *et al.*, 2020, pp. 11-12; Anagnostou *et al.*, 2020). The errors are due to the sensor frequencies and channels, the type of PP, its heterogeneity within the sensor's footprint, and the algorithm used to calculate the PP rate (Massari & Maggioni, 2020, p. 515). Regarding the estimation methods implemented in Greene and Morrysey (2000), uncertainty was associated with satellite PP estimates, stemming from unknown variations in the space and time of the physical and statistical relationships between PP and satellite-sensed radiance.

Field measurements have been frequently used to validate or compare the PP information obtained by satellites (Kidd *et al.*, 2020, pp. 11-12; Laurent, Jobard, & Toma, 1998; Bowman, 2005; Bell, 2003). As described in the last paragraphs, the available gauge measurements and satellite estimates cannot capture the PP spatial variability in zones like the studied basin. That is why some integration schemes have been developed. For example, New *et al.* (2021) presented a procedure that weights the individual input components by the inverse of the random error to produce a final merged product. Wu, Zhang, Sun, Lin and He (2018) merged data from TRMM Multi-Satellite P Analysis (TMPA) 3B42 with rain gauges.

Another integration possibility is the application of geostatistics, particularly kriging (Matheron, 1963). According to Curran and Atkinson (1998), a powerful synergy between geostatistics and remote sensing has been realized since the 1980s. However, Van der Meer (2012) indicates that, although the research regarding the use of geostatistics in remote sensing is growing, this has not yet been established as a standard practice. A geostatistical integration can be implemented, given that satellite products allow obtaining rainfall estimates for a particular region at constant spacing and that point measurement stations allow obtaining the value considered accurate. Regression kriging (RK) (Hengl, Gerard, Heuvelink, & Rossiter, 2007) can predict unknown values based on field measurements using estimations from satellite images as auxiliary variables.

Kriging has been defined as the best unbiased linear estimator (Cressie, 1990; Hengl, 2009) to predict values at unmeasured locations.

These techniques have been successfully explored to generate more representative PP spatial layers from point measurements (Smalley & L'Ecuyer, 2015; Holawe & Dutter, 1999; Goovaerts, 2000; Keblouti, Ouerdachi, & Boutaghane, 2012). However, in countries like Mexico, the kriging application presents problems in capturing the local spatial variability due to the mentioned reduced number of gauge stations. Additionally, their location is not favorable since many of them were installed in easily accessible areas without consideration of a geographic sampling design, and others are no longer functioning.

TRMM Satellite estimates have been previously downscaled and integrated with field measurements using kriging (Abdollahipour, Ahmadi, & Aminnejad, 2022). Park, Kyriakidis, and Hong (2017) used kriging to downscale monthly TRMM-3B43 data at ~25km over South Korea. After that, the authors applied methods such as kriging with external drift (KED) and simple kriging with local means to integrate gauge data with the downscaled precipitation estimates. Chen, Gao, Yiguo, and Li (2020) downscaled TRMM daily PP data covering China's Henan Province for the period 1 January 2015 to 31 December 2016 through a "temporal upscaling – spatial downscaling – temporal downscaling" strategy. After that, the authors merged the results with gauge observations in a multivariate geostatistical framework. Chen, Zhang, She and Chen (2019) used kriging and other spatial analysis methods as geographically weighted regression to downscale PP data from the TRMM-3B43V7 product and to integrate the results with rain gauge data from 2001 to 2014 on reaches of the Yangtze River in China. Cersosimo *et al.* (2018) downscaled other satellite data over south Italy as Operative Precipitation

Estimation at Microwave Frequencies (OPEMW) and Microwave Humidity Sounder (MHS) observation using KED. Other geostatistical integration schemes of PP field measurements and satellite estimates have been reported in the literature (Wang & Lin, 2015; Lin & Wang, 2011; Verdin, Rajagopalan, Kleiber, & Funk 2015; Sivasubramaniam, Sharma, & Alfredsen, 2019; Wu *et al.*, 2018; Nerini *et al.*, 2015). Also, work has been done to integrate ground radar and rain gauge data using geostatistics (Dumitrescu, Brabec, & Matreata, 2020; Berndt, Rabiei, & Haberlandt, 2013; Yang & Ng, 2019).

After this review, before the present work, GPM PP estimates had not been downscaled and integrated with gauge measurements using geostatistics, and this kind of downscaling and integration had not been done and evaluated for tropical areas outside Asia and Europe. In this research, geostatistical methods were applied to obtain a suitable spatial pattern of yearly aggregated PP-values at the local (basin) scale. These kinds of PP-values are valuable indicators of processes, such as water availability (Tapia-Silva & Gómez-Reyes, 2020), desertification (Morin, Marra, & Armon, 2020), water use, and water extraction (Ruiz-Alvarez, Singh, Enciso-Medina, Ontiveros-Capurata, & Corrales-Suastegui, 2020), and water management and the identification of regions vulnerable to climate change (Rata, Douaoui, Larid, & Douaik, 2020).

Ordinary kriging (OK) was applied to downscale the satellite data (GPM and TRMM) and RK to integrate the results with gauge data. These RK integration results were compared with the interpolation results of gauge data using OK and universal kriging (UK). IDW was included as a criterion for comparison purposes since it offers limited capacities to

capture the variable's spatial pattern. Leave-one-out cross-validation (Lou-CV), principal components analysis, a correlation matrix, and a heat map with cluster analysis helped to evaluate the results and to define similar values among them.

As a main result, a geostatistical downscaling and integration approach between satellite PP-estimates from GPM and TRMM and all available gauge data was developed and evaluated. The objective of this work was to answer the following questions: Is it possible to generate, through geostatistical methods, a downscaled PP spatial layer of satellite estimates of PP which can be integrated with all available gauge data for obtaining a spatial pattern suitable for the local scale, at aggregated annual values for a particular year? How do the RK results compare with other interpolation methods such as OK, and UK?

Materials and methods

Study region

The Bajo Grijalva basin (Figure 1) is located southeast of Mexico and covers an area of 9 830 km² (Conagua, 2015). A 30 km buffer was generated on the basin polygon obtained from the Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) (INEGI, 2010) to delimit the study area (Figure 1).

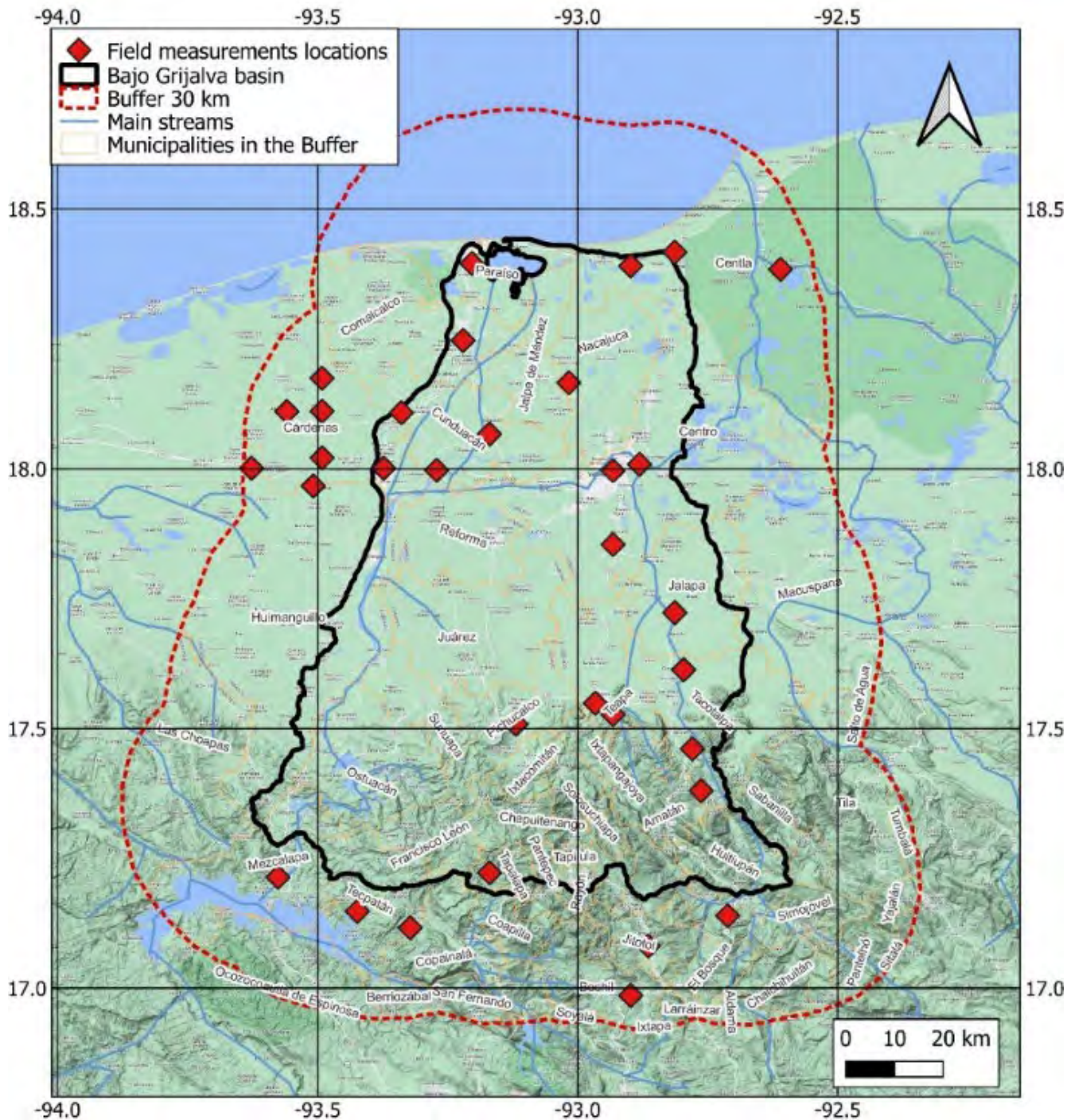


Figure 1. Bajo Grijalva Basin and its municipalities, with a 30 km buffer and the gauge measurement locations.

This basin includes 12 municipalities in Tabasco and 20 in Chiapas. The largest river system in the country, the Grijalva-Usumacinta, converges in this area. The runoff of its rivers is the largest in the Mexican Republic, with around 3 700 m³/s on average annually (Conagua, 2015). The plains of this basin have recurrent flooding due to runoff generated by heavy rains, mainly conducted by the Sierra River (Cepal & Cenapred, 2008).

Data

The 2001 PP gauge data of the stations located in the 30 km buffer were obtained from the database provided by the SMN (Gobierno de México, 2020). As mentioned, the selected time interval (annual values) is suitable for modeling activities. It allows the estimation of water availability at the local scale in the same basin (Tapia-Silva & Gómez-Reyes, 2020). The gauge data were revised to avoid missing records and were grouped by year. On the other hand, the 2001 aggregates of TRMM (TMPA/3B43) (Kummerow *et al.*, 1998; Kummerow *et al.*, 2000) were downloaded from GES DISC (2011). The corresponding GPM data (IMERG Final Precipitation) (Huffman, Stocker, Bolvin, Nelkin, & Tan, 2019) were downloaded from Google Earth Engine (GEE©) using the script included in the appendix.

The statistical properties (skewness, coefficient of variation, normality fit, mean, and confidence intervals) of the used data are given

in Table 1. As can be observed, the parameters indicate many differences among them. For example, the mean of the gauge measurements was lower than the same value of the GPM estimates and higher than the corresponding value of the TRMM estimates. The log-transformed gauge measurements could be assumed normal, and its skewness was very close to zero.

Table 1. Statistical properties (skewness, coefficient of variation, normality fit, mean and confidence intervals) of used data.

| 2001-yearly aggregated PP data set | Skewness | Coefficient of variation | <i>P</i> -value of Shapiro Wilcoxon test (if >0.05 normality can be assumed) | Mean | Mean confidence intervals | |
|--|----------|--------------------------|--|--------|---------------------------|--------|
| | | | | | Left | Right |
| Gauge measurements | 1.06 | 48.3 | 0.0013 | 1601.5 | 1393.3 | 1809.6 |
| Log-transformed gauge measurements (used to interpolate) | 0.009 | 6.5 | 0.753 | 3.157 | 3.102 | 3.212 |
| TRMM satellite estimates | 0.25 | 36.19 | 0.0005 | 508.1 | 478.1 | 538.1 |
| GPM satellite estimates | -0.67 | 0.64 | 8.9e-11 | 2174.2 | 2140.2 | 2208.2 |

Methodology overview

Figure 2 includes a flow chart showing an overview of the developed methodology. The 2001 aggregated gauge data were interpolated using OK, UK and IDW. As a downscaling method, the values of the TRMM cells at the original resolution of approx. 30 km, were interpolated using OK. The same procedure was implemented using the GPM cell centers at their original resolution (approx. 11 km). The gauge data were interpolated with RK using the TRMM data at the original resolution (30 km) as an auxiliary variable. To improve the spatial pattern of the resulting PP layer, RK of gauge data was implemented with the TRMM OK-downscaled values, in one case, and with the GPM Ok-downscaled values in the other, as secondary information. This is the approach proposed in this work to integrate gauge data with satellite estimates of PP. In RK, the mean was estimated from the linear relationship with the auxiliary variable (TRMM or GPM OK-downscaled layers). Since only a linear relationship between the gauge measurements and satellite estimated PP-values was found and not with elevation, the latter variable was not included in the RK interpolation. All resulting layers were visually inspected to observe spatial discontinuities. Only the layer from the RK integration of gauge data and TRMM at original resolution (without downscaling) had them and was discarded.

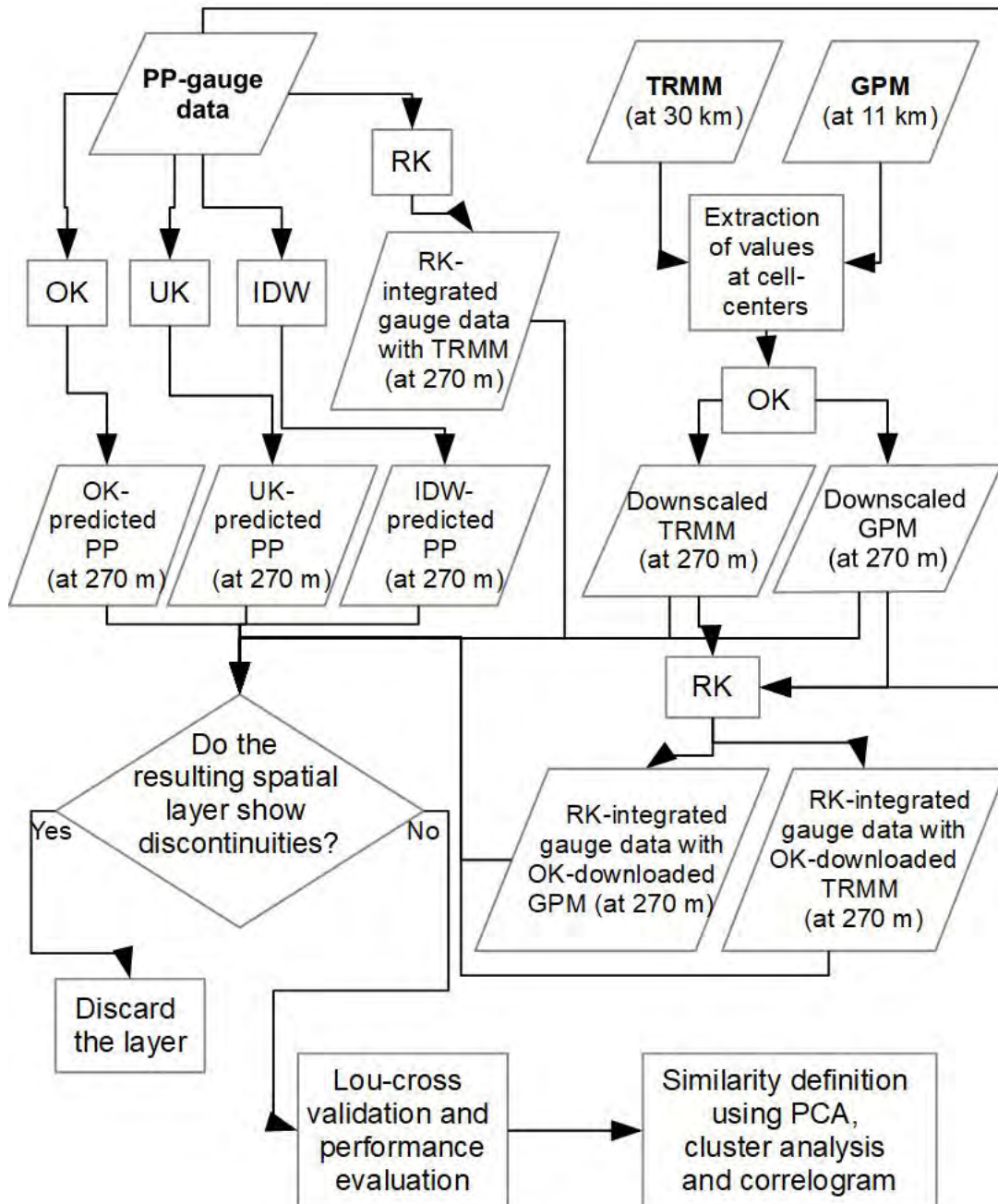


Figure 2. Methodology overview.

As the gauge measurements were skewed (Table 1), they were log-transformed. The variogram model (s. Equation (6) in section Kriging) was fitted to the empirical values using an optimization procedure in R (R Core Team, n.d.) with the 'fit.variogram' function of the package gstat (Pebesma, 2004).

The 270 m resolution was selected because it is useful for obtaining PP spatial layers for planning and management activities, such as annual hydrological balances at the local scale of basins (*e.g.*, Tapia-Silva & Gómez-Reyes, 2020). The theory of applied kriging methods and procedures such as Lou-CV, performance evaluation, and definition of similarity of the resulting values, are described in the following paragraphs.

Kriging

According to Hengl (2009), the original idea of kriging came from the mining engineer D. G. Krige and the statistician H. S. Sichel. Matheron (Matheron, 1963; Matheron, 1965) followed the empirical work of Krige and established the Theory of Regionalized Variables, which is the base of geostatistics (Oliver & Webster, 2015). Since the mathematical formulation of kriging can be very extensive in the literature (*e. g.*, Goovaerts, 1997), a summary of the mathematical basis of the applied kriging techniques is provided in this section.

Kriging accounts for local variations in the mean by limiting the domain of stationarity to a local neighborhood, Ω , around the position, x , where the variable is to be estimated. Let $Z(x) = Y(x) + m(x)$ be a stochastic process with a variable mean that is determined by $m(x)$ and the covariance function $C(h)$. As such, $Y(x)$ is a stochastic process with a null mean. A linear estimator is a linear combination of measurements $Z(x_1), Z(x_2), \dots, Z(x_n)$ at positions $x_1, x_2, \dots, x_n \in \Omega$. Specifically (Goovaerts, 1997, p. 126):

$$\hat{Y}(x) = \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) Y(x_k) \quad (1)$$

or:

$$\hat{Z}(x) = m(x) + \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) [Z(x_k) - m(x_k)] \quad (2)$$

If the mean is constant in domain Ω , then it can be eliminated from the equation above by forcing the kriging weights to sum to one, in which case, the estimator is called OK, and is expressed as (Goovaerts, 1997, p. 133):

$$\hat{Z}_{KO}(x) = \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) Z(x_k) \quad (3)$$

with:

$$\sum_{k=1}^n \lambda_k(x) = 1 \quad (4)$$

The Lagrange multiplier method (Goovaerts, 1997, p. 133) is used to obtain the optimal weights that minimize the estimation of the error variance, which results in the following system of equations:

$$\begin{cases} \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) C(x_j - x_k) + \mu(x) = C(x_j - x), j = 1, \dots, n \\ \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) = 1 \end{cases} \quad (5)$$

where μ denotes the Lagrange multiplier. Alternatively, when considering the relation between the covariance function and the semivariogram function $\gamma(h)$, i.e., $C(h) = C(0) - \gamma(h)$, then the above system can be written as:

$$\begin{cases} \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) \gamma(x_j - x_k) + \mu(x) = \gamma(x_j - x), j = 1, \dots, n \\ \sum_{k=1}^n \lambda_k(x) = 1 \end{cases} \quad (6)$$

OK assumes a stationary mean, that is, it is a constant of the random function $Z(x)$, of the real underlying value. However, it is often not constant throughout the entire study area. When that is the case, a non-stationary regionalized variable has two components: the drift (which is the average or the expected value of the regionalized variable, called the structured component) and the residual (which is the difference

between the values of the parameter that are considered real and the drift, called the random component) (Matheron, 1971, p. 5).

UK divides the random function into a linear combination of deterministic functions: the smooth and non-stationary trend (drift or mean) $\mu(x) \in R$, and the residual random function $Y(x) = Z(x) - \mu(x)$ (Wackernagel, 2003, p. 300). UK assumes that $\mu(x)$ is a function of the spatial location, and this can be approximated by the following model (Kumar, 2007):

$$\mu(x) = \sum_{i=1}^n \alpha_i f_i(x) \quad (7)$$

Where α_i is the coefficient to be estimated based on the data, f_i = the basic function of drift as a function of the spatial coordinates, and n = the number of functions used in the drift model.

As with OK, the weights in UK are obtained by minimizing the variance of the prediction error subject to the unbiasedness restriction. The Lagrange multiplier is applied once again, taking into consideration the spatial autocorrelation structure to obtain the optimal weights.

RK is the Best Linear Unbiased Prediction (BLUP) model for spatial data, and all other techniques, such as OK, IDW, etc. can be seen as its special cases (Hengl, 2009, pp. 29-30; Hengl *et al.*, 2007). In matrix notation, RK is commonly written as (Hengl, 2009, p. 28):

$$\hat{Z}_{RK}(x_o) = q_o^T \cdot \hat{\beta}_{GLS} + \lambda_o^T \cdot (Z - q \cdot \hat{\beta}_{GLS}) \quad (8)$$

$\hat{Z}_{RK}(x_o)$ is the predicted value at the location x_o , q_o is the vector of $p + 1$ predictors, $\hat{\beta}_{GLS}$ are regression coefficients estimated with OLS (Ordinary Least Squares) or optimally with GLS (Generalized Least Squares), and λ_o is the vector of the n kriging weights used to interpolate the residual. It has a prediction variance that reflects the position of new locations (extrapolation) in both geographical and feature spaces (Hengl, 2009, p. 28; Hengl *et al.*, 2007):

$$\hat{\sigma}_{RK}^2(x_o) = (C_o - C_1) - c_o^T \cdot C^{-1} \cdot c_o + (q_o - q^t \cdot C^{-1} \cdot c_o)^T \cdot (q^t \cdot C^{-1} \cdot q)^{-1} \cdot (q_o - q^t \cdot C^{-1} \cdot c_o) \quad (9)$$

Where $C_o + C_1$ is the sill variation and c_o is the vector of the covariances of residuals at the unvisited location.

According to Hengl (2009, p. 29), if the residuals show no spatial autocorrelation (pure nugget effect), the RK converges to pure multiple linear regression given that the covariance matrix (C) becomes an identity matrix. Hengl (2009, p. 29) indicated that, if the target variable shows no correlation with the auxiliary predictors, the RK model reduces to OK because the deterministic part equals the (global) mean value.

Evaluation and similarity of results

All interpolation results were evaluated using Lou-CV. The evaluation parameters were the determination and correlation coefficients (R^2 and r , respectively) and z-scores (z_i) calculated as (Bivand, Pebesma, & Gómez-Rubio, 2013, p. 225):

$$z_i = \frac{Z(x_i) - \hat{Z}_{[i]}(x_i)}{\sigma_{[i]}(x_i)} \quad (10)$$

with $Z_{[i]}(x_i)$ and $\hat{Z}_{[i]}(x_i)$ as the cross-validation prediction for x_i and $\sigma_{[i]}(x_i)$ as the corresponding kriging standard error. According to Bivand *et al.* (2013 p. 225) z_i it is a standardized residual, and, if the variogram model is correct, it should have mean and variance values close to 0 and 1.

The *Lou-CV*-residuals were analyzed calculating their mean value and the root mean square error (RMSE) was calculated as:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (Z(x_i) - \hat{Z}(x_i))^2}{n}} \quad (11)$$

Nash-Sutcliffe Efficiency (NSE) and Ratio of Standard Deviation (RSD) were also included in the evaluations of the Lou-CV results. They were calculated as:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (Z(x_i) - \hat{Z}(x_i))^2}{\sum_{i=1}^n (Z(x_i) - \bar{Z})^2} \quad (12)$$

$$RSD = \frac{\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Z(x_i) - \hat{Z}(x_i))^2}}{\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Z(x_i) - \bar{Z})^2}} \quad (13)$$

Following Burgan and Aksoy (2022), the ranges of these parameters and their remarks are the following: $-\infty \leq NSE \leq 1$, NSE approaching 1 shows better performance; $0 \leq RMSE \leq \infty$, RMSE has the dimension as the variable, and this parameter approaching zero shows better performance; $0 \leq RSD \leq \infty$, RSD approaching zero shows better performance. For NSE and RSD, Burgan and Aksoy (2022) provide the following criteria of performance metrics: very good: $0.75 < NSE \leq 1.00$, $0.00 \leq RSD \leq 0.50$; Good $0.65 < NSE \leq 0.75$, $0.50 < RSD \leq 0.60$; adequate: $0.50 < NSE \leq 0.65$ $0.60 < RSD \leq 0.70$; and finally inadequate: $NSE \leq 0.50$ $RSD > 0.70$.

Additionally, to define the similarity of the values of the obtained spatial layers and their grouping, a correlation analysis including a heatmap and a dendrogram, as well as a principal components analysis (PCA), were implemented. All validation procedures were performed in the free statistical software R (R Core Team, n.d.) using its package gstat (Pebesma, 2004).

Results

OK, UK, and IDW prediction and Lou-CV results

The resulting evaluation parameters obtained from the Lou-CV, for all interpolations are in Table 2.

Table 2. The Lou-CV resulting parameters of the interpolations of the 2001 PP yearly values.

| Interpolation approach | Adj. R^2 | r | p -value | Residuals mean | NSE | RSD | RMSE | Z_i - | |
|---|------------|------|------------|----------------|------|------|--------|---------|----------|
| | | | | | | | | mean | variance |
| OK of gauge measurements | 0.31 | 0.57 | 9.258e-06 | 1.08 | 0.23 | 0.87 | 671.8 | 0.01 | 1.33 |
| UK of gauge measurements | 0.29 | 0.54 | 1.666e-05 | 1.083 | 0.19 | 0.89 | 690.2 | 0.01 | 1.38 |
| IDW of gauge measurements | 0.2 | 0.44 | 0.0005 | 111.05 | 0.19 | 0.89 | 688.5 | na | na |
| OK-downscaling of TRMM | 0.91 | 0.95 | 2.2e-16 | 0.53 | 0.91 | 0.30 | 135.91 | -0.001 | 1.33 |
| OK-downscaling of GPM | 0.99 | 0.99 | 2.2e-16 | -0.02 | 0.99 | 0.1 | 37.11 | -0.020 | 2.98 |
| RK-integration of gauge measurements and OK-downscaled TRMM | 0.35 | 0.59 | 1.546e-06 | 1.07 | 0.29 | 0.83 | 644.5 | -0.01 | 1.53 |
| RK-integration of gauge measurements and OK-downscaled GPM | 0.41 | 0.64 | 1.266e-07 | 1.06 | 0.40 | 0.76 | 590.8 | -0.001 | 1.41 |

The prediction and Lou-CV results of the interpolation of gauge measurements using the OK, UK, and IDW methods are shown in Figure 3. For the OK interpolation (part a in Figure 3), a gaussian semivariogram model was fitted. The results of the OK interpolation showed a smoothed spatial pattern with the highest PP-values in the western part of the study area followed by the eastern part. The Lou-CV results from the OK prediction were the following: adjusted R^2 of 0.31, $r = 0.57$, and p -value = $9.26e-06$. The CV-residual mean and the RMSE were 1.08 and 671.8, respectively. The parameters NSE and RSD had the values 0.23 and 0.87, respectively, indicating an inadequate performance (Burgan & Aksoy, 2022). However, the obtained Lou-CV- z_i values had a mean of 0.009 and a variance of 1.33, which, according to Bivand *et al.* (2013, p. 225) indicates a good fit for the semivariogram model. The map of z_i -values shows the locations with the lowest values (with a minimum of -4.87) located at the center and the southeast part of the area of study. The locations with the highest z_i -values (with a maximum of 2.26) were in the middle and the south of the area.

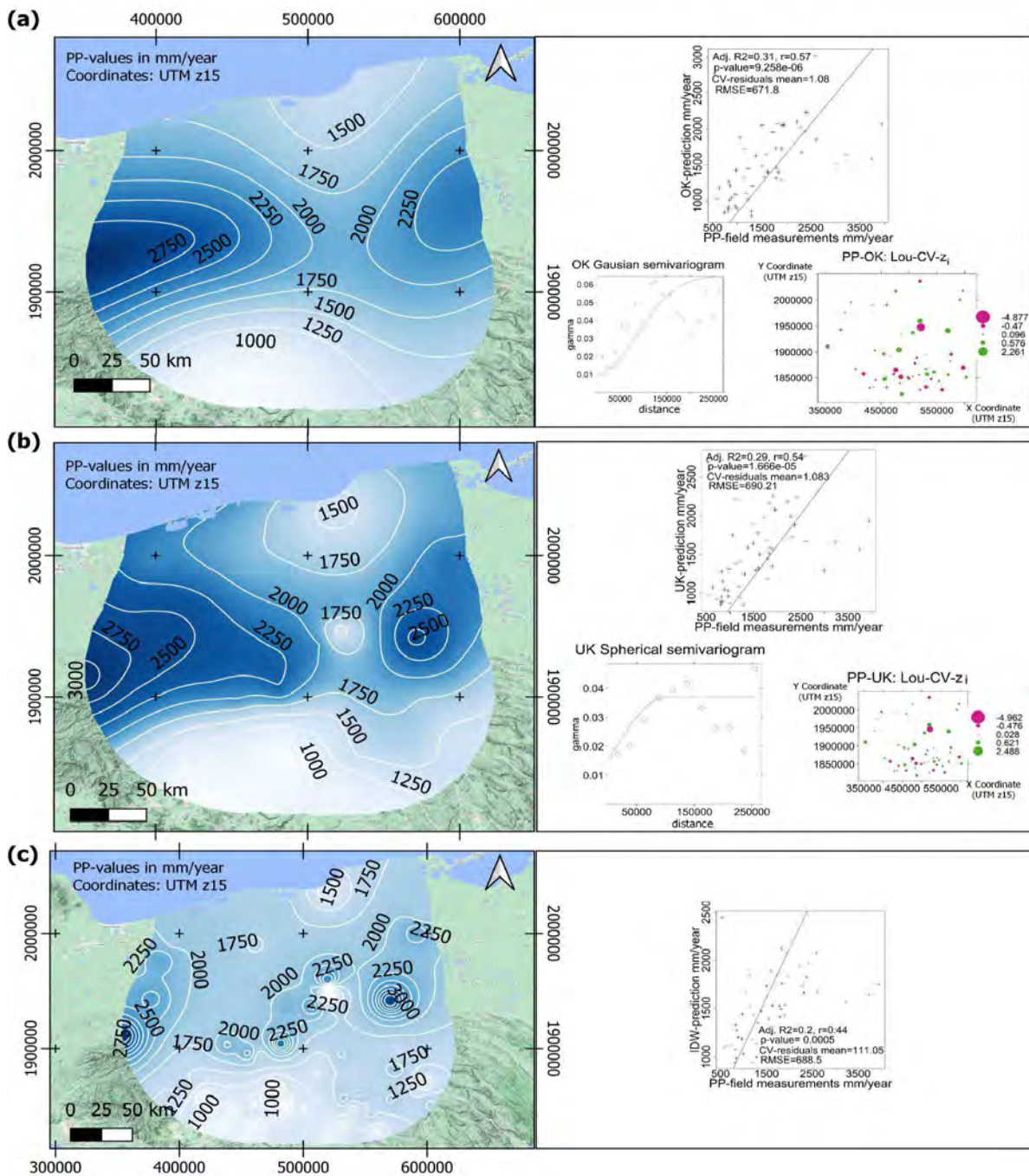


Figure 3. The prediction and leave-one-out cross validation (Lou-CV) results of the ordinary kriging (OK) (a), universal kriging (UK) (b), and inverse distance weighted interpolation (IDW) (c) interpolations of the

annual values of 2001 precipitation (PP) gauge measurements; (a) and (b) include plots of the fitted semivariogram as well as a map showing the spatial distribution of the z_i obtained from the Lou-CV; (a), (b), and (c) includes a scatterplot that compares the predicted values and the gauge measurements and shows R^2 and r , the p -value, the mean of the CV residuals, and the RMSE.

For the UK interpolations (part b in Figure 3), a spherical semivariogram model was fitted, and the gauge measurements were log-transformed. The spatial pattern of the resulting spatial layer can be defined as smooth as it resulted from the OK interpolation results. The highest predicted values were also located in the east and west parts of the study area. A difference between the OK and UK interpolation results can be observed in the middle part of the UK-prediction layer, in which a small zone with the lowest values was present. This was not observed for the OK prediction. The results of the Lou-CV for the UK prediction were the following: an adjusted R^2 of 0.29, an r of 0.54, and a p of $1.66e-05$. The obtained CV-residual mean and the RMSE values were 1.08 and 690.2, respectively. The parameters NSE and RSD had values of 0.19 and 0.89, respectively, indicating an inadequate performance (Burgan & Aksoy, 2022). However, the z_i -mean was 0.011 and the z_i -variance 1.38, which indicates good fit of the semivariogram model (Bivand *et al.*, 2013, p. 225). The Lou-CV parameters of the UK prediction were slightly lower than the corresponding parameters of the OK prediction.

The spatial distribution of the locations with the lowest and highest z_i -values from the UK prediction was like the OK prediction. In the case

of the UK prediction, the lowest z_i -value was -4.96, and the highest was 2.48. In both cases (OK and UK), the mean and variance of the z_i -values were close to 0 and 1, respectively, which, according to Bivand *et al.* (2013, p. 225), indicates a good fit of the semivariogram model with a slightly better performance of the OK interpolation.

The IDW interpolation results are shown in part c of Figure 3. For this interpolation, the effect of the measurement values from individual stations, that generate circular influence zones around them, could be observed. This spatial pattern can be considered incorrect, as the PP patterns are distributed over a regional or global context more than a local range around the gauge stations (Smalley & L'Ecuyer, 2015). As expected, the parameters of Lou-CV for this interpolation $R^2=0.2$ and $r=0.44$ (p -value=0.0005) were the lowest compared to the OK and UK results. The parameters NSE and RSD had the values 0.19 and 0.89, respectively, indicating an inadequate performance (Burgan & Aksoy, 2022).

Evaluation of OK downscaling of satellite estimates

The results of the geostatistical downscaling procedure of satellite estimates of TRMM and GPM using OK are presented in Figure 4.

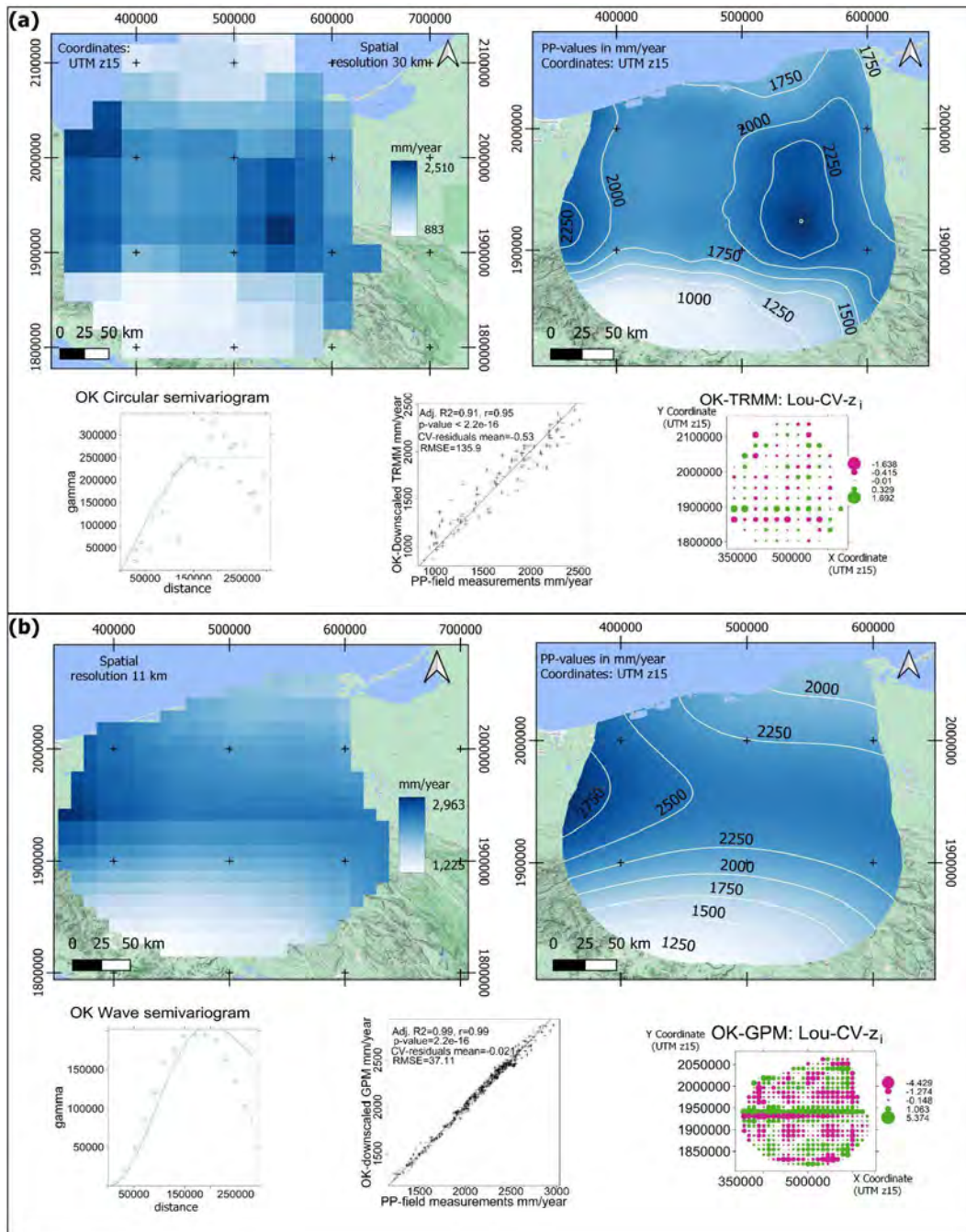


Figure 4. Prediction and Lou-CV results of the OK downscaling procedure of TRMM satellite estimates (a) and results of the OK-downscaling procedure of GPM satellite estimates (b) for 2001 annual PP

values. Each part of the figure includes maps of the data at the original resolution and maps of the downscaled values, the fitted semivariogram to these data, the results of the Lou-CV with two graphs: A scatterplot between the OK predictions and the original values (cell center values) including the values of R^2 and r , p , the mean of the CV residuals, and the RMSE; and map showing the spatial distribution of z_i -values.

The gauge measurements had values from 540 to 3 948 mm, the original TRMM estimates (part (a) to the left) from 883 to 2 510 mm, and the GPM estimates (part (b) to the left) from 1 225 to 2 963 mm (ranges of 3 408, 1 627, and 1 738 mm, respectively). The satellite estimates have the lowest ranges because they are considered spatial smoothers due to the large grid cell size as compared to point (gauge) measurements (Toté *et al.*, 2015).

For the OK downscaling of TRMM (Figure 4, part a), it was not necessary to transform the data, and it was possible to fit a circular semivariogram model. The obtained spatial layer had a smoother pattern than the original TRMM layer, which is more suitable for the local scale.

Lou-CV parameters of the OK downscaling of TRMM (part a of Figure 4, below the maps) were adjusted $R^2=0.91$, $r = 0.95$, and p -value = $2.2e-16$. The CV-residual mean and RMSE values were 0.53 and 135.9, respectively. The parameters NSE and RSD had the values 0.91 and 0.30, respectively, indicating very good performance (Burgan & Aksoy, 2022).

The resulting z_i -values had a mean of 0.001 and a variance of 0.43, indicating a good fit for the semivariogram model (Bivand *et al.*, 2013, p.

225). The z_i -values had a minimum of -1.64 and a maximum of 1.69. The resulted parameters indicated a close fit between the predicted and the measured PP-values.

A wave semivariogram model was fitted for the OK downscaling of the GPM values (part b of Figure 4). According to the Lou-CV, an almost perfect fit between the gauge measurements and predicted values was observed (adj. $R^2=0.99$, $r=0.99$, and p -value= $2.2e-16$). The CV-residual mean and the RMSE values were -0.021 and 37.11. The parameters NSE and RSD had the values 0.99 and 0.1, respectively, indicating very good performance (Burgan & Aksoy, 2022). The z_i -values had a mean of -0.0204 and a variance of 2.98, which indicates a good fit for the semivariogram model (Bivand *et al.*, 2013, p. 225). The obtained evaluation parameters were the best compared to the other interpolation approaches (for integration or downscaling).

Evaluation of RK integration of gauge measurements and satellite estimates

The results of the RK integration with TRMM at the original resolution are shown in part a of Figure 5. A gaussian semivariogram was fitted. A linear relationship between gauge measurements and the corresponding TRMM values was observed with an adjusted R^2 of 0.48 ($r = 0.69$, p -value = $3.77e-09$). However, the original TRMM resolution generated a spatial pattern with many discontinuities in the resulting spatial layer.

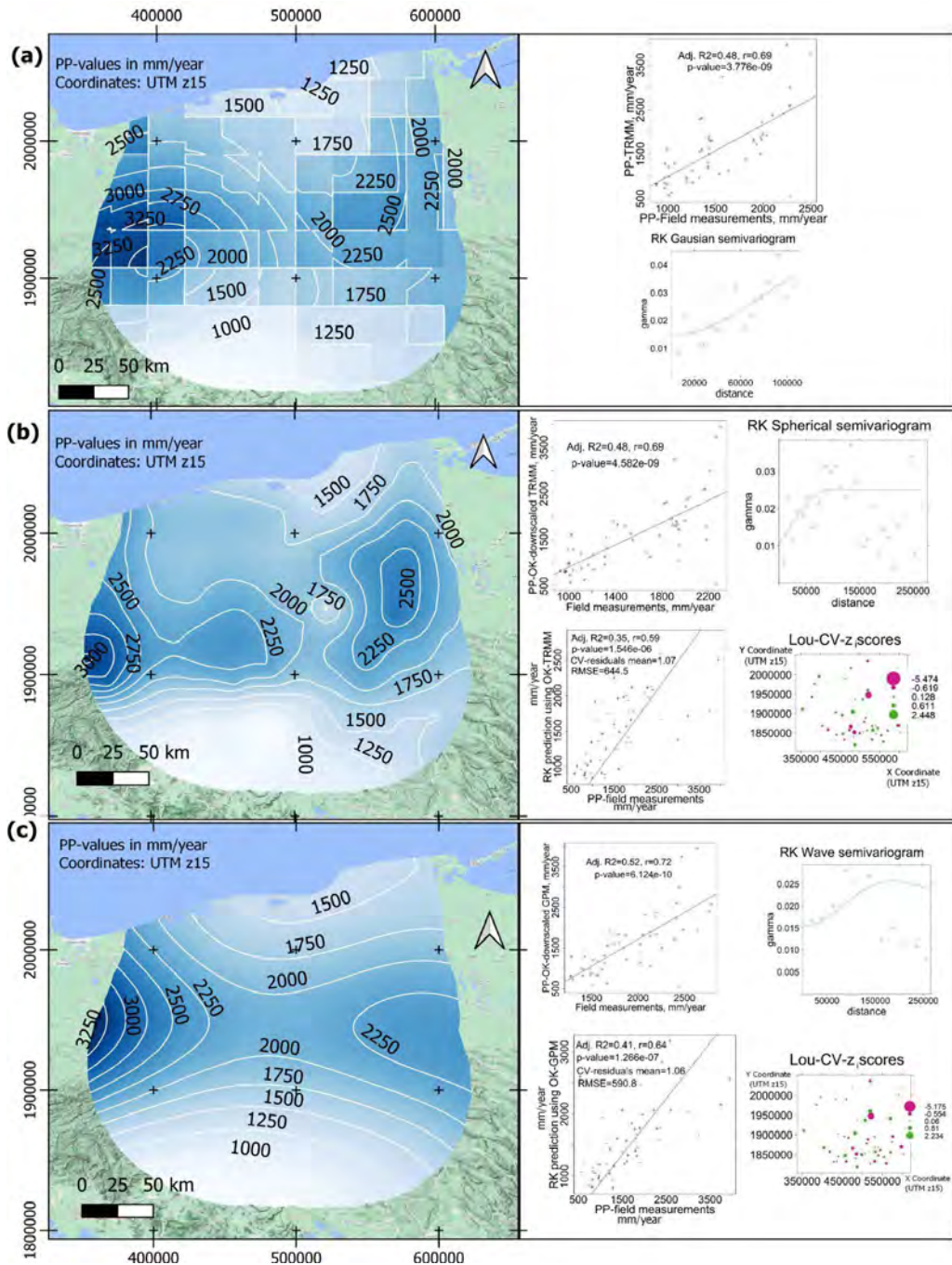


Figure 5. Prediction and Lou-CV results of the RK integration of yearly 2001 aggregated values of PP obtained from gauge measurements and satellite estimates. Part a: results of the integration with TRMM at the

original resolution. Part b: results of the integration with the OK-downscaled TRMM PP estimates. Part c: results of the integration with the OK-downscaled GPM PP estimates. Each part of the figure includes the map of the predicted PP-values, the scatterplot that shows the linear relationship between the integrated values and the fitted semivariogram. Parts (b) and (c) include the Lou-CV results with two graphs: a scatterplot between the OK-predictions and the measured values showing the values of R^2 , r , p , the mean of the CV residuals, and the RMSE, and a map displaying the z_i spatial distribution.

The results of the RK-integration of gauge measurements using OK-downscaled TRMM as an auxiliary variable are shown in part b of Figure 5. A linear relationship ($R^2 = 0.48$, $r = 0.69$, $p = 4.582e-09$) between the gauge measurements values and the OK-downscaled TRMM values enabled to use of these downscaled values to obtain the trend of the predicted values in the applied RK model. A spherical semivariogram fitted the log-transformed gauge measurement values. The resulting spatial pattern was like the UK prediction (Figure 3, part b). The interpolation Lou-CV parameters $R^2 = 0.35$, $r = 0.59$, p -value = $1.54e-06$, mean of the CV-residuals = 1.07, and RMSE = 644.5 indicated a moderate fit between the predicted and the measured PP-values. The parameters NSE and RSD had values 0.29 and 0.83, respectively, indicating an inadequate performance (Burgan & Aksoy, 2022). The R^2 and r values were higher for this interpolation compared with the corresponding values of the OK (Figure 3, part a) and UK (Figure 3, part b) interpolations of gauge measurements. This can be also observed in Table 2. The z_i -values had a

mean of -0.009 and a variance of 1.53. They indicated a good fit for the RK-semivariogram model (Bivand *et al.*, 2013, p. 225). The z_i map shows that the locations with the lowest values (with a minimum of -5.47) were located at the center and the southeast parts of the area of study. The locations with the highest z_i -values (with a maximum of 2.23) were in the center and the middle of the area of study.

In the case of the RK integration using OK-downscaled GPM as auxiliary information (part b of Figure 5), a linear relationship (adjusted $R^2 = 0.52$, $r = 0.72$, and $p = 6.124e-10$) between the gauge measurements and these downscaled values enabled to obtain the trend of the predicted values in the applied RK model. A wave semivariogram was fitted. The Lou-CV parameters ($R^2 = 0.41$, $r = 0.64$, p -value = $1.26e-06$, mean of the CV-residuals = 1.07, and RMSE = 590.8) indicated a moderate linear relationship between the integrated PP-values. The parameters NSE and RSD had the values 0.40 and 0.76, respectively, indicating an inadequate performance (Burgan & Aksoy, 2022). However, the mean (-0.009) and variance (1.53) of the z_i -values indicated a good fit of the semivariogram model (Bivand *et al.*, 2013, p. 225). The lowest values of the z_i -map (with a minimum of -5.17) were located at the center and the southeast part of the study area. The highest values (with a maximum of -2.45) were observed also in the center and southeast parts. These results indicate an acceptable performance of the predictive model to obtain a locally suitable spatial layer. Among the methods that interpolated gauge measurements, the RK-integration with these measurements with OK-downscaled GPM-values resulted in the best Lou-CV parameters (Table 2).

PCA and correlation comparison among layers of predicted PP-values

The heatmap, the correlogram, and the PCA biplot to define similarity among the values of the obtained PP-layers are included in Figure 6. The results of RK-integration of gauge measurements with OK-downscaled GPM values (shown in the figure as RK_OK.GPM) and OK-downscaling of GPM (OK_GPM) were the closest to each other by forming a cluster with hot colors in the correlation heatmap (shown in the figure as Figure 6, part a). OK-downscaled TRMM (shown in the figure as OK_TRMM) and IDW were the more separated results from all the others. They were not grouped in any cluster and had the coldest colors in the heatmap. The same situation was observed in the PCA biplot (Figure 6, part c). The results of OK-downscaled TRMM were the most separated from the other results, followed by IDW. As observed in this biplot, the results of OK-downscaled GPM (shown in the figure as RK_OK.TRMM) and RK-integration of gauge measurements with OK-downscaled GPM values were close to each other. The results shown in the three parts of Figure 6 verified the similarity between the predictions of OK and UK of gauge measurements. They were close to each other in the PCA biplot and the heatmap. The heatmap showed warm colors between them with an r of 0.96, but they were separated from the other interpolation results.

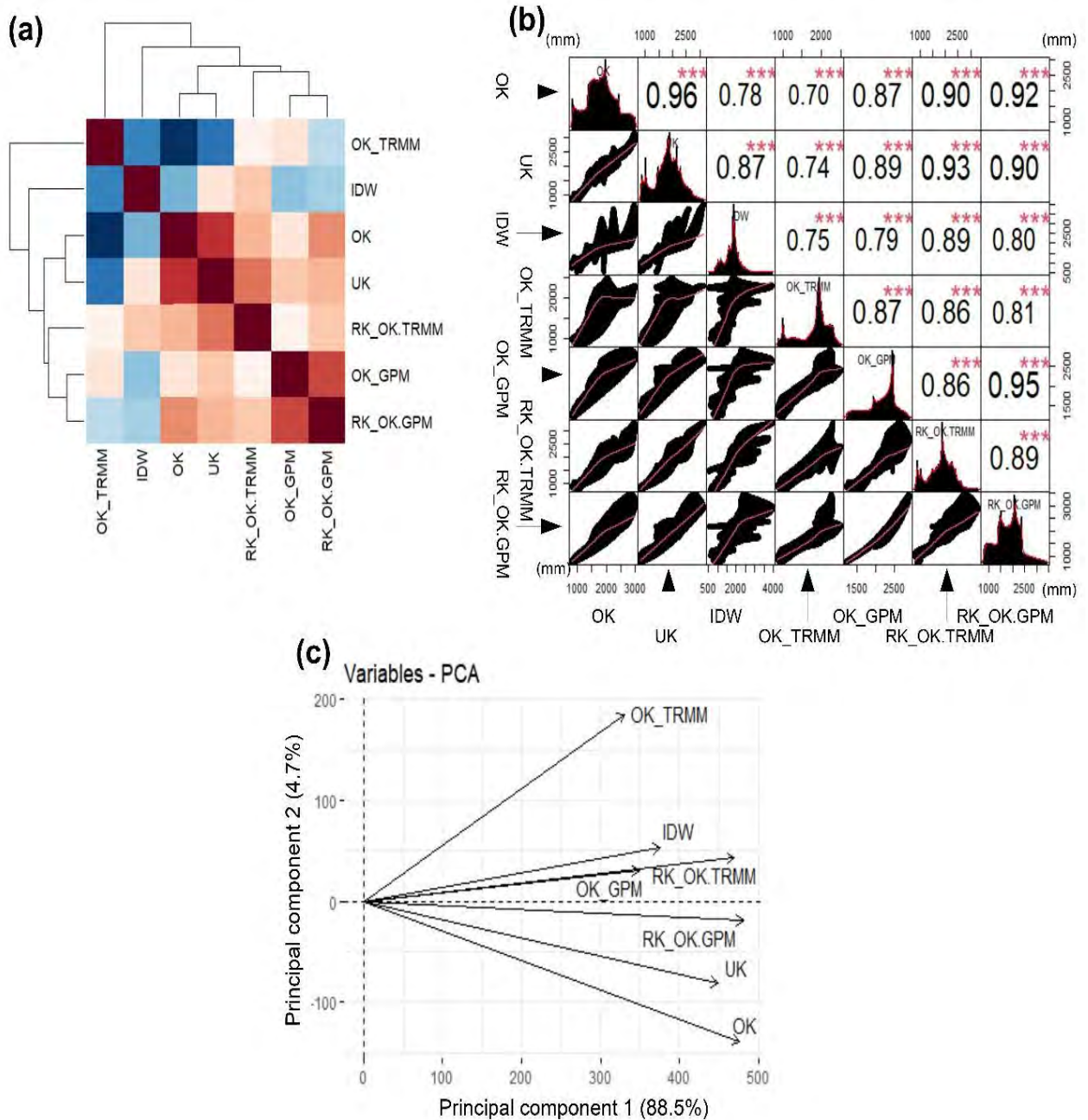


Figure 6. (a): Heatmap of correlation analysis showing clustering by dendrogram, (b): correlogram with scatterplots of the bivariate comparisons, r and significances (shown with the asterisks, three of

them mean high significance), as well as histograms of each prediction result, and (c): biplot of the PCA of the predicted PP values. The compared results are predictions using OK, UK and IDW of gauge measurements, OK downscaled TRMM (OK_TRMM), OK downscaled GPM (OK_GPM), RK integration of gauge measurements with OK-downscaled TRMM values (RK_OK.TRMM), and RK-integration of gauge measurements with OK-downscaled GPM values (RK_OK.GPM).

The closeness between the results of OK-downscaled GPM and the results of the RK-integration of these with gauge measurements with OK-downscaled GPM values was confirmed in the correlogram (Figure 6, part b) with an r of 0.95. All correlations were highly significant (indicated by three asterisks in the correlation matrix). IDW showed $r < 0.8$ with all the other interpolation results except for a $r = 0.89$ with RK-integration of gauge measurements and OK-downscaled TRMM values, confirming its low performance and the closeness between both results.

Regarding the scatterplots of the bivariate comparison (Figure 6, part b), the results were different, particularly in the higher PP-values. A trend line could be fitted for their low values, but it presented an abrupt slope reduction for their higher values. That happened, for example, between the RK-integration of gauge measurements with OK-downscaled GPM values and IDW and between OK-downscaled GPM and OK-downscaled TRMM. The histograms of the prediction results are shown in Figure 6, part b, as a diagonal of squares, formed from the upper left corner to the lower right corner. They indicated the dissimilarity of IDW

with respect to all the other predictions. This dissimilarity was observed in terms of the shape and scale of the histogram.

Discussion

The focus of the present work was to evaluate geostatistics to downscale satellite estimates (TRMM and GPM) and to integrate the results with gauge measurements to obtain a spatial layer of annual PP-values suitable to be used at the local scale in a tropical basin, taking a year as a case of study. This approach is part of the work's novelty, since, after the performed literature review, no work had been done about the geostatistical downscaling of GPM PP estimates and its integration using RK with gauge measurements in a tropical basin and outside Asia and Europe.

The studied satellite estimates integrate, since its production, gauge data of very few stations (three at the most) for the studied zone (GPCC, 2012). Therefore, in the present study, all the available gauge data were integrated with the satellite estimates to obtain a local suitable spatial PP layer. The OK downscaling procedure of GPM satellite estimates resulted in a substantial improvement in the local spatial pattern of the resulting layer.

Among the interpolation approaches of gauge measurements, the best-Lou-CV evaluated method was the RK integration of these measurements with OK-downscaled GPM values. These results can be

suitable to be used at a local scale because they integrated all the available gauge data, considered the reference values (New *et al.*, 2001), and the GPM estimates, which can capture the spatial variability of the PP. However, the parameters NSE and RSD indicated an inadequate performance of this geostatistical integration approach. Therefore, more research considering aggregated values of other years and other climatic conditions is required to confirm these results. The OK and UK interpolations had lower values of the Lou-CV parameters than the RK results. OK was slightly better than UK. The observed spatial pattern of the predicted values from all interpolation approaches was different. This pattern can be the first element to select a method to obtain a PP spatial layer useful at the local scale. Given that the PP patterns are distributed over a regional or global context more than a local range around the gauge stations (Smalley & L'Ecuyer, 2015), the resulted IDW spatial pattern was considered incorrect.

According to the Lou-CV parameters, the RK-integration of gauge measurements with OK-downscaled GPM outperforms the integration of gauge measurements with OK-downscaled TRMM. The closeness between the results of OK-downscaled GPM and the RK-integration of gauge measurements with OK-downscaled GPM values, observed in the PCA and the correlation analysis (described in the previous section), is interesting since the former includes measurements, and the latter does not. Additionally, Figure 4 (part b) and Figure 5 (part c) show a similar spatial pattern between both predictions but different from the other results. This observation confirms that GPM satellite estimates can be downscaled

utilizing OK to obtain a layer suitable at the local scale with or without integration with field measurements.

Collocated cokriging (CK) was not included in this work to make the integration because it was developed for situations where the auxiliary information is not spatially exhaustive (Knotters, Brus, & Voshaar, 1995; Hengl *et al.*, 2007). According to Hengl *et al.* (2007), when applying RK, the auxiliary variable should not account for 100 % of the variability on the value to interpolate. The condition is that both variables are correlated. No linear relationship between the gauge values and altitude was found. However, for other climatic conditions and geographic zones, elevation can be a factor that partly defines the spatial variability of PP. Therefore, its inclusion can improve the estimates within the here proposed geostatistical integration scheme, as found by other studies (Goovaerts, 2000; Rata *et al.*, 2020). The effects of the pixel size, methods that determine parameter uncertainty, such as Bayesian kriging, and the inclusion of other auxiliary variables, such as the distance to the coast, can be further investigated. All the mentioned are considerations to be included in future research.

Previously performed research (Abdollahipour *et al.*, 2022; Park *et al.*, 2017; Chen *et al.*, 2020; Chen *et al.*, 2019) included performance metrics to validate with field measurements but not the determination of the similarity of the predicted PP values using PCA, cluster and correlogram analysis, taking a low-performance interpolation approach as reference. In this research, IDW of gauge measurements was considered the reference for low performance. This way, a similarity was found between the results of IDW and the RK integration of gauge

measurements with OK downscaled TRMM and between the results of IDW and OK downscaled TRMM by itself. These results, and the lowest Lou-CV parameter values of IDW, indicated that TRMM estimates were not suitable at the local scale; although, the TRMM OK downscaling became high Lou-CV evaluation parameters (zi-values, RMSE, NSE, and RSD). These findings are relevant since TRMM satellite estimates at different periods have been the most integrated with field measurements using kriging (Abdollahipour *et al.*, 2022; Park *et al.*, 2017; Chen *et al.*, 2020; Chen *et al.*, 2019).

Conclusion

The present work shows that geostatistical techniques can help to downscale satellite PP data and integrate them with field values to generate PP spatial layers that can be useful at the local scale for tropical basins as the studied area. The evaluation of results, which usually involves performance metrics from cross-validation procedures, should be complemented with methods to define the similarity of the resulted values to a reference interpolation result which can be of low performance, as done in the present research. The reason for this is that, although an interpolation result can have good validation performance metrics, at the same time, it can have a high degree of similarity to the low-performance layer. It means that the applied interpolation method can perform well predicting the observed values, while it can perform not well doing the same at not measured locations, like the reference (low performance)

layer. As previous research found, geostatistical techniques can be applied to downscale TRMM satellite data and integrate it with field values. However, this study found that the TRMM results can be like IDW, and therefore, in such cases, it is not advisable to use them at the local scale for tropical basins as the study zone. Instead, OK downscaled GPM can be used with or without RK geostatistical integration with gauge measurements to obtain a PP layer suitable to the local scale. The developed research lets to conclude that OK performs well to downscale PP GPM satellite estimates.

The RK integration of OK-downscaled GPM satellite estimates with gauge measurements can substantially improve the Lou-CV indicators compared to the predicted values from UK and OK predictions of gauge measurements. The resulting spatial layer can be considered an improved product in terms of being more suitable for the local scale, at which the decision-making process can be made. According to the PCA, cluster, and correlogram analysis, the spatial layers obtained from OK downscaled GPM data, as well as the spatial layer resulting from its RK integration with gauge measurements, show similar values meaning that they are suitable for the local scale.

This research showed that geostatistical methods are effective for downscaling satellite estimates and for integrating them with rain gauge measurements to obtain spatial layers capable of supporting the decision-making process at the local level.

Acknowledgments

Thanks to Dr. Eugenio Reyes for inviting the author to participate in the CONACYT project 248719. Thanks to Dr. Charlotte Smith (Berkeley University) for her comments on the article.

This research was funded by Conacyt grant number (project) 248719 of the 2014 National Problems Proposals and FORDECYT 2018-10 grant number 297259.

Appendix

```
// Google Earth Engine (GEE) script to download GPM data.

var dataset = ee.ImageCollection('NASA/GPM_L3/IMERG_MONTHLY_V06')
    .filterDate('2001-01-01', '2001-12-31');

// Select the max precipitation and mask out low precipitation values.
var precipitation = dataset.select('precipitation').sum();
var mask = precipitation.gt(0.01);
var precipitation = precipitation.updateMask(mask);
var precipitation = precipitation.multiply(720)
var palette = [
    '000096', '0064ff', '00b4ff', '33db80', '9beb4a',
```

```
'ffeb00', 'ffb300', 'ff6400', 'eb1e00', 'af0000'  
];  
var precipitationVis = {min: 0.0, max: 2000, palette: palette};  
Map.addLayer(precipitation, precipitationVis, 'Precipitation');  
Map.setCenter(-92, 17, 7);  
  
var geometry = ee.Geometry.Rectangle([-94.4, 18.8, -91.5116, 15.0]);  
  
Export.image.toDrive({  
  image: precipitation,  
  description: "GPM_Precipitation_2001_mmano",  
  scale: 11000,  
  region: geometry,  
  fileFormat: "GeoTIFF",  
});  
1
```

References

Abdollahipour, A., Ahmadi, H., & Aminnejad, B. (2022). A review of downscaling methods of satellite-based precipitation estimates. *Earth Science Informatics* 15, 1-20. Recovered from <https://doi.org/10.1007/s12145-021-00669-4>

AghaKouchak, A., Behrangi, A., Sorooshian, S., Hsu, K., & Amitai, E. (2011). Evaluation of satellite-retrieved extreme precipitation rates across the central United States. *Journal of Geophysical Research*, 116, 1-11. Recovered from <https://doi.org/10.1029/2010jd014741>

Agou, V. D., Varouchakis, E. A., & Hristopulos, D. T. (2019). Geostatistical analysis of precipitation in the island of Crete (Greece) based on a sparse monitoring network. *Environmental Monitoring Assessment* 191(353), 1-24. Recovered from <https://doi.org/10.1007/s10661-019-7462-8>

Anagnostou, E. N., Maggioni, V., Nikolopoulos, E. I., Meskele, T., Hossain, F., & Papadopoulos, A. (2010). Benchmarking high-resolution global satellite rainfall products to radar and rain-gauge rainfall estimates. *IEEE Transactions Geosciences and Remote Sensing*, 48, 1667-1683. Recovered from <https://doi.org/10.1109/TGRS.2009.2034736>

Bell, T. L. (2003). Comparing satellite rainfall estimates with rain gauge data: Optimal strategies suggested by a spectral model. *Journal of Geophysical Research*, 108(D3)4121, 1-15. Recovered from <https://doi.org/10.1029/2002JD002641>

Berndt, C., Rabiei, E., & Haberlandt, U. (2013). Geostatistical merging of rain gauge and radar data for high temporal resolutions and various station density scenarios, *Journal of Hydrology*, 508, 88-101. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.10.028>

- Bivand, R. S., Pebesma, E. J., & Gómez-Rubio, V. (2013). *Applied spatial data analysis with R*. New York, USA: Springer. Recovered from <https://doi.org/10.1007/978-0-387-78171-6>
- Bowman, K.P. (2005). Comparison of TRMM P retrievals with rain gauge data from ocean buoys. *Journal of Climate*, 18(1), 178-190. Recovered from <https://doi.org/10.1175/JCLI3259.1>
- Burgan, H. I., & Aksoy, H. (2022). Daily flow duration curve model for ungauged intermittent sub-basins of gauged rivers. *Journal of Hydrology*, 604, 127429. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127249>
- Cepal & Cenapred, Centro Nacional de Prevención de Desastres & Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2008). *Tabasco: características e impacto socioeconómico de las inundaciones provocadas a finales de octubre y a comienzos de noviembre de 2007 por el frente frío número 4. Informe LC/MEX/L.864*. Recovered from <https://repositorio.cepal.org/handle/11362/25881>
- Cersosimo, A., Larosa, S., Romano, F., Cimini, D., Di Paola, F., Gallucci, D., Gentile, S., Geraldini, E., Teodosio-Nilo, S., Ricciardelli, E., Ripepi, E., & Viggiano, M. (2018). Downscaling of satellite OPEMW surface rain intensity data. *Remote Sensing*, 10(11), 1763, 1-16. Recovered from <https://doi.org/10.3390/rs10111763>

- Chen, F., Gao, Y., Yiguo, W., & Li, X. (2020). A downscaling-merging method for high-resolution daily precipitation estimation. *Journal of Hydrology*, 581(124414), 1-15. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124414>
- Chen, S., Zhang, L., She, D., & Chen, J. (2019). Spatial downscaling of tropical rainfall measuring mission (TRMM) annual and monthly precipitation data over the middle and lower reaches of the Yangtze River Basin, China. *Water*, 11(3), 568. Recovered from <https://doi.org/10.3390/w11030568>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015). *Estadísticas del agua en México*. Recovered from <https://agua.org.mx/biblioteca/estadisticas-del-agua-en-mexico-edicion-2015/>
- Cressie, N. (1990). The origins of kriging. *Mathematical Geology*, 22, 239-252. Recovered from <https://doi.org/10.1007/BF00889887>
- Curran, P. J., & Atkinson, P. M. (1998). Geostatistics and remote sensing. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 22(1), 61-78. Recovered from <https://doi.org/10.1177/030913339802200103>
- Dumitrescu, A., Brabec, M., & Matreata, M. (2020). Integrating ground-based observations and radar data into gridding sub-daily precipitation. *Water Resources Management*, 34, 3479-3497. Recovered from <https://doi.org/10.1007/s11269-020-02622-4>

GPCC, Global Precipitation Climatology Centre. (2012). *Number of stations used by GPC for May 2012*. Recovered from <https://climatedataguide.ucar.edu/climate-data/gpcc-global-precipitation-climatology-centre>

Gobierno de México. (November 12, 2020). *Información de estaciones climatológicas*. Recovered from <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/informacion-climatologica/informacion-estadistica-climatologica>

GES DISC, Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center. (2011). *Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) (2011), TRMM (TMPA/3B43) Rainfall Estimate L3 1 month 0.25 degree x 0.25 degree V7. [Data file]*. Recovered from <https://doi.org/10.5067/TRMM/TMPA/MONTH/7>

Goovaerts, P. (1997). *Geostatistics for natural resource evaluation*. New York, USA: Oxford University Press.

Goovaerts, P. (2000). Geostatistical approaches for incorporating elevation into the spatial interpolation of rainfall. *Journal of Hydrology*, 228(1–2), 113-129. Recovered from [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00144-X](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00144-X)

Greene, J. S., & Morrysey, M. L. (2000). Validation and uncertainty analysis of satellite rainfall algorithms. *Professional Geographer*, 52(29), 247-258. Recovered from <https://doi.org/10.1111/j.0033-0124.2000.t01-1-.x>

- Hengl, T. (2009). *A practical guide to geostatistical mapping of environmental variables*. Luxembourg, Luxembourg: European Communities, Publications Office. Recovered from http://spatial-analyst.net/book/system/files/Hengl_2009_GEOSTATe2c1w.pdf
- Hengl, T., Gerard, B., Heuvelink, M., & Rossiter, D. G. (2007). About regression-kriging: From equations to case studies. *Computer and Geosciences*, 33(10), 1301-1315. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2007.05.001>
- Holawe, F., & Dutter, R. (1999). Geostatistical study of precipitation series in Austria: Time and space. *Journal of Hydrology*, 219(1-2), 70-82. Recovered from [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(99\)00046-3](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(99)00046-3)
- Huffman, G. J., Bolvin, D. T., Braithwaite, D., Hsu, K.-L., Joyce, R. J., Kidd, C. E., Nelkin, 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., Kummerow, C., Nakamura, K., & Turk, F. (eds.). *Satellite precipitation measurement. Advances in global change research*. Vol. 69 (pp. 3-23). Cham, Switzerland: Springer. Recovered from https://doi.org/10.1007/978-3-030-35798-6_1

- Huffman, G. J., Bolvin, D. T., Nelkin, E. J., Wolff, D. B., Adler, R. F., Gu, G., Hong, Y., Bowman, K. P., & Stocker, E. F. (2007). The TRMM multisatellite precipitation analysis (TMPA): Quasi-global, multiyear, combined-sensor precipitation estimates at fine scales. *Journal of Hydrometeorology*, 8(1), 38-55. Recovered from <https://doi.org/10.1175/JHM560.1>
- Huffman, G. J., Stocker, E. F., Bolvin, D. T., Nelkin, E. J., & Tan, J. (2019). *GPM IMERG final precipitation L3 half hourly 0.1 degree x 0.1 degree V06*. GES DISC, Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center. Recovered from <https://doi.org/10.5067/GPM/IMERG/3B-HH/06>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2010). *Red hidrográfica mexicana*. Recovered from <https://www.inegi.org.mx/temas/hidrografia/default.html#Descargas>
- Keblouti, M., Ouerdachi, L., & Boutaghane, H. (2012). Spatial interpolation of annual precipitation in Annaba-Algeria. Comparison and evaluation of methods. *Energy Procedia*, 18, 468-475. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2012.05.058>

- Kidd, C., Takayabu, Y. N., Skofronick-Jackson, G. M., Huffman, G. J., Braun, S. A., Kubota, T., & Turk, F. J. (2020). The global precipitation measurement (GPM) mission. Integrated multi-satellite retrievals for the global precipitation measurement (GPM) mission (IMERG). In: Levizzani, V., Kidd, C., Kirschbaum, D., Kummerow, C., Nakamura, K., & Turk, F. (eds.). *Satellite precipitation measurement. Advances in global change research*. Vol. 69 (pp. 3-23). Cham, Switzerland: Springer. Recovered from https://doi.org/10.1007/978-3-030-24568-9_19
- Knotters, M., Brus, D., & Voshaar, J. (1995). A comparison of kriging, co-kriging and kriging combined with regression for spatial interpolation of horizon depth with censored observations. *Geoderma*, 67 (3-4), 227-246.
- Kumar, V. (2007). Optimal contour mapping of groundwater levels using universal kriging—A case study. *Hydrological Sciences Journal*, 52, 1038-1050. Recovered from <https://doi.org/10.1623/hysj.52.5.1038>

Kummerow, C., Simpson, J., Thiele, O., Barnes, W., Chang, A. T. C., Stocker, E., Adler, R. F., Hou, A., Kakar, R., Wentz, F., Ashcroft, P., Kozu, T., Hong, Y., Okamoto, K., Iguchi, T., Kuroiwa, H., Im, E., Haddad, Z., Huffman, G., Ferrier, B., Olson, W. S., Zipser, E., Smith, E. A., Wilheit, T. T., North, G., Krishnamurti, T., & Nakamura, K. (2000). The status of the tropical rainfall measuring mission (TRMM) after two years in orbit. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 39, 1965-1982. Recovered from [https://doi.org/10.1175/1520-0450\(2001\)040<1965:TSOTTR>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0450(2001)040<1965:TSOTTR>2.0.CO;2)

Kummerow, C., Barnes, W., Kozu, T., Shiue, J., & Simpson, J. (1998). The tropical rainfall measuring mission (TRMM) sensor package. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 15, 809-817. Recovered from [https://doi.org/10.1175/1520-426\(1998\)015<0809:TTRMMT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-426(1998)015<0809:TTRMMT>2.0.CO;2)

Laurent, H., Jobard, I., & Toma, A. (1998). Validation of satellite and ground based estimates of precipitation over the Sahel. *Atmospheric Research*, 47-48, 651-670. Recovered from [https://doi.org/10.1016/S0169-8095\(98\)00051-9](https://doi.org/10.1016/S0169-8095(98)00051-9)

Lin, A., & Wang, X. L. (2011). An algorithm for blending multiple satellite precipitation estimates with in situ precipitation measurements in Canada. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 116(D21), 1-19. Recovered from <https://doi.org/10.1029/2011JD016359>

- Massari, C., & Maggioni, V. (2020). Error and uncertainty characterization. In: Levizzani V., Kidd C., Kirschbaum D., Kummerow C., Nakamura K., & Turk F. (eds.). *Satellite precipitation measurement. Advances in global change research*. Vol. 69. Cham, Switzerland: Springer. Recovered from https://doi.org/10.1007/978-3-030-35798-6_4
- Matheron, G. (1963). Principles of geostatistics. *Economic Geology*, 58, 1246-1266.
- Matheron, G. (1965). *Les variables régionalisées et leur estimation*. (Thèse). Paris, France: Masson.
- Matheron, G. (1971). *The theory of regionalized variables* (English translation). Les Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique, Fasc 5. Paris, France: Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris (NSMP).
- Morin, E., Marra, F., & Armon, M. (2020). Dryland precipitation climatology from satellite observations. In: Levizzani, V., Kidd, C., Kirschbaum, D., Kummerow, C., Nakamura, K., & Turk, F. (eds.). *Satellite precipitation measurement. Advances in global change research*. Vol. 69 (pp. 843-860). Cham, Switzerland: Springer. Recovered from https://doi.org/10.1007/978-3-030-35798-6_19

- Nerini, D., Zulkafli, Z., Wang, L. P., Onof, C., Buytaert, W., Lavadocasimiro, W., & Guyot, J. L. (2015). A comparative analysis of TRMM-rain gauge data merging techniques at the daily time scale for distributed rainfall-runoff modeling applications. *Journal of Hydrometeorology*, 16, 2153-2168. Recovered from <https://doi.org/10.1175/JHM-D-14-0197.1>
- New, M., Todd, M., Hulme, M., & Jones, P. (2001). Precipitation measurements and trends in the twentieth century. *International Journal of Climatology* 21, 1899-1922. Recovered from <https://doi.org/10.1002/joc.680>
- Oliver, M. A., & Webster, R. (2015). *Basic steps in geostatistics: The variogram and kriging*. Heidelberg, New York, Dordrecht, London: Springer Cham. Recovered from <https://doi.org/10.1007/978-3-319-15865-5>
- Park, N. W., Kyriakidis, P. C., & Hong, S. (2017). Geostatistical integration of coarse resolution satellite precipitation products and rain gauge data to map precipitation at fine spatial resolutions. *Remote Sensing*, 9(3), 255, 1-19. Recovered from <https://doi.org/10.3390/rs9030255>
- Pebesma, E. J. (2004). Multivariable geostatistics in S: The gstat package. *Computer and Geosciences*, 30, 683-691. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2004.03.012>

Pielke, R. A., Stohlgren, T., Parton, W., Doesken, N., Money, J., & Schell, L. (2000). Spatial representativeness of temperature measurements from a single site. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 81(4), 826-830. Recovered from <https://www.jstor.org/stable/26215143>

R Core Team. (n.d.). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Recovered from <https://www.R-project.org>

Rata, M., Douaoui, A., Larid, M., & Douaik, A. (2020). Comparison of geostatistical interpolation methods to map annual rainfall in the Chélif watershed, Algeria. *Theoretical and Applied Climatology*, 141, 1009-1024. Recovered from <https://doi.org/10.1007/s00704-020-03218-z>

Ruiz-Alvarez, O., Singh, V. P., Enciso-Medina, J., Ontiveros-Capurata, R. E., & Corrales-Suastegui, A. (2020). Spatio-temporal trends of monthly and annual precipitation in Aguascalientes, Mexico. *Atmosphere*, 11(5), 437. Recovered from <https://doi.org/10.3390/atmos11050437>

Sivasubramaniam, K., Sharma, A., & Alfredsen, K. (2019). Merging radar and gauge information within a dynamical model combination framework for P estimation in cold climates. *Environmental Modelling & Software*, 119, 99-110. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.05.013>

Skofronick-Jackson, G., Kirschbaum, D., Petersen, W., Huffman, G., Kidd, C., Stocker, E., & Kakar, R. (2018). The global p measurement (GPM) mission's scientific achievements and societal contributions: Reviewing four years of advanced rain and snow observations. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 144(Suppl. 1), 27-48. Recovered from <https://doi.org/10.1002/qj.3313>

Smalley, M., & L'Ecuyer, T. (2015). A Global assessment of the spatial distribution of precipitation occurrence. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 54(11), 2179-2197. Recovered from <https://doi.org/10.1175/JAMC-D-15-0019.1>

Tapia-Silva, F. O., & Gómez-Reyes, E. (2020). Disponibilidad natural de agua en las subregiones de estudio. En: Aguilar-Benitez (ed.). *La gestión de los usos del agua en tres subregiones hidrológicas: río San Juan, Valle de México y Bajo Grijalva* (pp. 55-80), Tijuana, México: El Colegio de la Frontera Norte.

Tapia-Silva, F. O., Silván-Cárdenas, J. L., & Rosales-Arriaga, E. (2013) Análisis espacial, hacia una utilización mejorada de la información medida en campo y por satélites, para apoyar la toma de decisiones en materia hídrica y Ambiental. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(1), 149-166. Recovered from <http://www.revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/343/304>

- Toté, C., Patricio, D., Boogaard, H., Van der Wijngaart, R., Tarnavsky, E., & Funk, C. (2015). Evaluation of satellite rainfall estimates for drought and flood monitoring in Mozambique. *Remote Sensing*, 7(2), 1758-1776. Recovered from <https://doi.org/10.3390/rs70201758>
- Van der Meer, F. (2012). Remote-sensing image analysis and geostatistics. *International Journal of Remote Sensing*, 33(18), 5644-5676. Recovered from <https://doi.org/10.1080/01431161.2012.666363>
- Verdin, A., Rajagopalan, B., Kleiber, W., & Funk, C. (2015). A Bayesian kriging approach for blending satellite and ground precipitation observations. *Water Resources Research*, 51(2), 908-921. Recovered from <https://doi.org/10.1002/2014wr015963>
- Wackernagel, H. (2003). *Multivariate geostatistics: An introduction with applications* (3rd ed.). Berlin, Heidelberg, Germany: Springer Science & Business Media.
- Wang, X. L., & Lin, A. (2015). An algorithm for integrating satellite precipitation estimates with in situ precipitation data on a pentad time scale. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 120, 3728-3744. Recovered from <https://doi.org/10.1002/2014JD022788>.

- WMO, World Meteorological Organization. (2008). *Guide to meteorological instruments and methods of observation*. WMO-No. 8 (7th ed.). Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization. Recovered from <https://www.weather.gov/media/epz/mesonet/CWOP-WMO8.pdf>
- Wu, Z., Zhang, Y., Sun, Z., Lin, Q., & He, H. (2018). Improvement of a combination of TMPA (or IMERG) and ground-based P and application to a typical region of the East China Plain. *Science of the Total Environment*, 640-641, 1165-1175. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.272>
- Yang, P., & Ng, T. L. (2019). Fast Bayesian regression kriging method for real-time merging of radar, rain gauge, and crowdsourced rainfall data. *Water Resources Research*, 55, 3194-3214. Recovered from <https://doi.org/10.1029/2018WR023857>
- Zulkafli, Z., Buytaert, W., Onof, C., Manz, B., Tarnavsky, E., Lavado, W., & Guyot, J.-L. (2014). A comparative performance analysis of TRMM 3B42 (TMPA) versions 6 and 7 for hydrological applications over Andean-Amazon River Basins. *Journal of Hydrometeorology*, 15, 581-592. Recovered from <https://doi.org/10.1175/JHM-D-13-094.1>

DOI: 10.24850/j-tyca-15-01-03

Artículos

Impacto del cambio climático en las descargas futuras de una cuenca altoandina de Perú al 2100

Impact of climate change on future discharges from a high Andean basin in Peru to 2100

Sandra del Aguila¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8051-3575>

Francisco Espinoza-Montes², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0093-7050>

¹Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga, Ayacucho, Perú, sandra.delaguila@unsch.edu.pe

²Universidad Nacional del Centro del Perú, Huancayo, Perú, franciscoespinozamontes@gmail.com

Autora para correspondencia: Sandra del Aguila, sandra.delaguila@unsch.edu.pe

Resumen

El objetivo de esta investigación fue analizar el impacto del cambio climático en el comportamiento de las descargas mensuales en la cuenca Anya, afluente del Mantaro, Junín, al 2100, con el modelo SWAT (Soil and



Water Assessment Tool). Se obtuvieron datos grillados diarios de precipitación y temperaturas de PISCO (Peruvian Interpolated data of the SENAMHI's Climatological and Hydrological Observations) entre 1981 y 2015, y caudales promedio mensuales medidos en la estación hidrométrica Anya. Para el análisis del efecto espacio temporal del cambio climático en la temperatura y precipitación, y su influencia en el escurrimiento de la cuenca, se utilizaron cinco modelos climáticos globales (ACCES1.0, bcc_csm1, BNU_ESM, CMCC_CM y GISS_E2) en dos escenarios de emisiones (RCP 4.5 y 8.5). La simulación se realizó para el periodo 2070-2100, considerándose como periodo base 1980-2010. El modelo funcionó satisfactoriamente con los valores estadísticos de Nash-Sutcliffe (NSE), PBIAS y coeficiente de determinación (R^2). En la cuenca, los resultados promedio muestran un incremento de precipitación (entre 4.63 y 8.14 %) y temperatura (de 2.3 a 4.2 °C), en escenarios RCP 4.5 y 8.5 al 2100. Asimismo, habría un incremento de caudales en comparación con el periodo base, obteniéndose que, en promedio, el caudal en la cuenca aumentaría en 2.4 y 12.6 % en los escenarios RCP 4.5 y 8.5, respectivamente. Se concluye que el incremento de temperatura y precipitación influirá en una mayor esorrentía y riesgo de inundaciones en las áreas de cultivo en la cuenca.

Palabras clave: PISCO-SENAMHI, SWAT, modelos climáticos globales (MCGs), escenarios RCP.

Abstract

The objective of this research was to analyze the impact of climate change on the behavior of monthly discharges in the Anya basin, a tributary of the Mantaro, Junin, at 2100, with the SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model. Daily gridded data on precipitation and temperatures were obtained from PISCO (Peruvian Interpolated data of the SENAMHI's Climatological and Hydrological Observations) between 1981 and 2015 and average monthly flows measured at the Anya hydrometric station. For the analysis of the space-time effect of climate change on temperature and precipitation and its influence on basin runoff, five global climate models (ACCES1.0, bcc_csm1, BNU_ESM, CMCC_CM and GISS_E2) were used in two emission scenarios (RCP 4.5 and 8.5). The simulation was carried out for the period 2070-2100, considering 1980-2010 as the base period. The model worked satisfactorily with the statistical values of Nash-Sutcliffe (NSE), PBIAS and coefficient of determination (R^2). In the basin, the average results show an increase in precipitation (between 4.63 and 8.14 %) and temperature (from 2.3 to 4.2 °C), in RCP 4.5 and 8.5 scenarios by 2100. Likewise, there would be an increase in flows in comparison with the base period, obtaining that, on average, the flow in the basin would increase by 2.4 and 12.6 % in the RCP 4.5 and 8.5 scenarios, respectively. It is concluded that the increase in temperature and precipitation will influence a greater runoff and risk of flooding in the cultivation areas in the basin.

Keywords: PISCO-SENAMHI, SWAT, global climate models (GCM), RCP scenarios.

Recibido: 28/02/2022

Aceptado: 06/06/2022

Publicado online: 15/07/2022

Introducción

Los temas relacionados con los recursos hídricos son ampliamente difundidos y discutidos en todo el mundo debido a que son indispensables para la vida en el planeta; por tanto, los estudios para evaluar su distribución en el tiempo y el espacio son de suma importancia (Almeida, Pereira, & Pinto, 2018). En ese sentido, la aplicación de modelos hidrológicos para la simulación de lluvia-escorrentía y predicción de inundaciones ha recibido una gran atención en los últimos años y se han llevado a cabo numerosos estudios de investigación en tales campos (Nazari, Masoud, & Karakouzian, 2020). Los modelos hidrológicos buscan capturar los mecanismos físicos de generación de la escorrentía superficial y recarga de los acuíferos subterráneos a partir de la precipitación y la evapotranspiración (Ocampo & Vélez, 2013).

Conocer e identificar los procesos predominantes en las cuencas permiten la gestión y planificación de los recursos hídricos con el objetivo de predecir el comportamiento hidrológico de una cuenca ante diferentes escenarios climáticos, permitiendo desarrollar estrategias de gestión eficaces (Ashu & Lee, 2020). Esto requiere analizar el riesgo de escasez de agua, forzada por el clima cambiante, las alteraciones del uso de la

tierra, el crecimiento de la población y la industrialización para allanar el camino para la planificación y gestión sostenibles de los sistemas de recursos hídricos (Swain, Mishra, Sahoo, & Chatterjee, 2020). Asimismo, el cambio de uso (cobertura) del suelo influye en los ecosistemas, ocasionando transformaciones en la tasa de dotación de servicios ecosistémicos hídricos, asumiendo un papel importante en el ciclo hidrológico, pues, por ejemplo, el proceso de la evapotranspiración depende del tipo de cobertura, clima y capacidad de agua disponible para las plantas, además de incrementar la escorrentía superficial o atenuarla (González-Celada, Ríos, Benegas-Negri, & Argotty-Benavides, 2021).

Actualmente existen muchos modelos hidrológicos que permiten simular la descarga de los ríos con mayor precisión, facilidad y rapidez que el método de medición tradicional. Entre ellos está el modelo SWAT, que es un modelo a escala de cuenca integrado con ArcGIS para ayudar a mejorar la precisión del resultado simulado lluvia-escorrentía utilizando las propiedades físicas de la cuenca (Asurza & Lavado, 2020). La comprensión de los procesos hidrológicos dentro de una cuenca es fundamental para una mejor gestión de los recursos hídricos, por lo que en este estudio se aplicó SWAT, aceptado internacionalmente como una herramienta robusta para el modelado interdisciplinario de los recursos hídricos (Abbaspour, Vaghefi, & Srinivasan, 2017). El modelo hidrológico semidistribuido SWAT ha sido aplicado de manera exitosa para simular agua estacional y contaminante en cuencas hidrográficas agrícolas, y sus usos se han calibrado y validado con éxito en muchas regiones alrededor del mundo (Gomáriz & Sarría, 2018; Deng, Pisani, Hernández, & Li, 2020). Asimismo, SWAT tiene la capacidad de incorporar anomalías

climáticas y cambios de cobertura en el proceso de simulación (Neitsch, Arnold, Kiniry, Williams, & King, 2005).

El impacto del cambio climático se evalúa utilizando modelos climáticos globales (MCGs) de la Fase 5 del Proyecto de Intercomparación de Modelos Acoplados (CMIP5) (Taylor, Stouffer, & Meehl, 2012), que reúne una variedad de MCGs que han crecido en complejidad a lo largo del tiempo, mejorando la representación de los procesos e incorporando nuevas incertidumbres asociadas con las distintas parametrizaciones. Sin embargo, aún presentan cierta dispersión entre ellos y en la definición de algunas variables (Penalba & Pántano, 2019). Varios estudios se han centrado en los posibles impactos del cambio climático en los recursos hídricos (Molina-Navarro *et al.*, 2016; Deng *et al.*, 2020), probándose diferentes escenarios de emisiones (p. ej., RCP 4.5 y RCP 8.5). La actividad agrícola está directamente relacionada con los recursos hídricos y la seguridad alimentaria, por tanto, el cambio climático tiene efectos directos e indirectos en la producción de alimentos debido a modificaciones de temperatura, lluvias irregulares y ocurrencia de eventos climáticos extremos (Wongchuig, Mello, & Chou, 2018).

La cuenca de estudio está ubicada en los Andes centrales del Perú y sus escurrimientos contribuyen al caudal del río Mantaro, donde el 71 % de las zonas agrícolas reciben agua exclusivamente de lluvia (IGP, 2005). Además, la producción agrícola de la cuenca del río Mantaro abastece a la ciudad capital de Lima y es la cuenca de mayor densidad poblacional de las regiones montañosas peruanas (Wongchuig *et al.*, 2018).

Con base en lo descrito, el objetivo de esta investigación fue realizar el modelamiento hidrológico y simulación de las descargas mensuales con SWAT, usando las variaciones de precipitación y temperatura extraídas de modelos climáticos globales (MCGs) en dos escenarios de emisiones-RCP 4.5 y RCP 8.5 para el periodo 2070-2100 (tomando a 1980-2010 como periodo base), a fin de analizar el impacto del cambio climático en las descargas mensuales en el futuro.

Materiales y métodos

Área de estudio

La cuenca del río Anya se encuentra ubicada en la zona central altoandina del Perú, situada en la margen izquierda del río Mantaro, entre 11.98° a 11.89° de latitud sur y 75.28° a 75.21° de longitud oeste (Figura 1). Su área de drenaje es de 48.03 km²; no obstante, el área hasta el punto de aforo es 41.7 km²; longitud del curso principal de 11.3 km, con caudal promedio anual 0.51 m³/s; su altitud media es de 3 700 msnm, con una pendiente de 20.9 %. La precipitación promedio multianual es de aproximadamente 800 mm y tiene un comportamiento estacional, donde el 84 % precipita entre septiembre y marzo, con lluvias esporádicas en abril y mayo, siendo nula entre junio y agosto. La zona de vida predominante —según el sistema de clasificación de zonas de vida de Holdridge (Sabino, Lavado, & Aybar, 2019)— es el Bosque seco montano

bajo tropical (bs-MBT), ocupando un 65.22 % del área de la cuenca; dicha predominancia tiene correspondencia con la cantidad de precipitación. El clima en la zona es variado por la diversidad de pisos altitudinales; sin embargo, en promedio, le corresponde un clima templado frío.

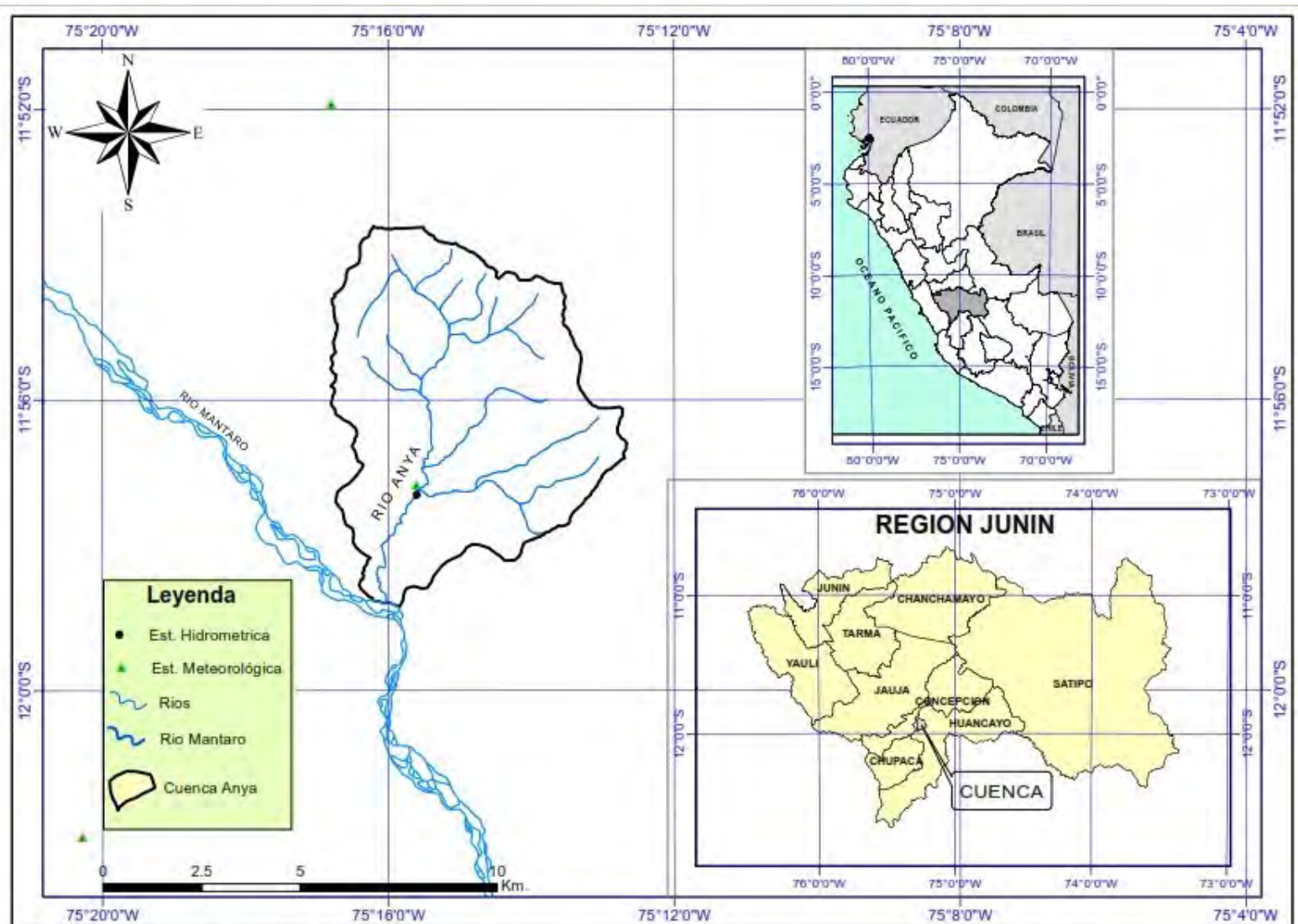


Figura 1. Ubicación de la cuenca Anya, Junín, Perú.

La cobertura vegetal actualizada a octubre de 2019 está compuesta de 41.4 % de cultivos, siendo los más representativos de la zona los siguientes: papa, maíz, cebada, habas, olluco y avena, principalmente para el autoconsumo; 18.9 %, plantaciones forestales de eucaliptos; 26.1 % de herbazales; 8.5 % de matorrales andinos propios de montañas subhúmedas; el 5.1% restante corresponde al área urbana. Los suelos dominantes son 70 % francos y 30 % francos arcillosos, con un pH entre 3.8 y 6.6 de predominancia ácida. Según PDC (2013), en cuanto a características socioeconómicas de la cuenca, la tendencia observada es a la intensificación del proceso de urbanización, que se manifiesta en un 67 % de población urbana y 33 % de población rural (Guabloche & Saldarriaga, 2013).

Fuente de datos y procesamiento

Datos climáticos

Para la cuenca Anya no existen datos climáticos diarios de extensión suficiente que, según la OMM (2017), deben ser de 30 años para el cálculo de las normales climatológicas estándar, por lo que se utilizó el conjunto de datos de precipitación y temperatura diaria en cuadrícula PISCO del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI) en el periodo comprendido entre enero de 1981 y diciembre de 2015. PISCO está basado en datos pluviométricos del Perú e información satelital

CHIRPS (Funk, Peterson, & Landsfeld, 2015), en una cuadrícula de $0.05^\circ \times 0.05^\circ$ de resolución espacial. La mayor precisión de las estimaciones de precipitación con PISCO se circunscribe a regiones calibradas, como la costa del Pacífico, y las laderas oriental y occidental de los Andes del Perú (Aybar *et al.*, 2017; Llauca, Lavado-Casimiro, Montesinos, Santini, & Rau, 2021). Además, PISCO es utilizado por SENAMHI en Perú con fines operativos, para el monitoreo de sequías e inundaciones a escala nacional, y se aplicó, por ejemplo, para el modelado hidrológico de la cuenca del río andino Vilcanota (Fernandez-Palomino, Hattermann, Krysanova, Vega-Jácome, & Bronstert, 2021) y otras cuencas peruanas (Llauca *et al.*, 2021). El uso de PISCO es relativamente reciente en estudios hidrológicos y debe acompañarse con el uso de comandos en lenguaje R para extraer información en coordenadas previamente indicadas (Asurza & Lavado, 2020). El conjunto de datos PISCO está disponible públicamente en <https://piscoprec.github.io/>, y respalda los estudios hidrológicos y las prácticas de gestión del agua (Aybar *et al.*, 2020).

En este caso, se utilizaron las coordenadas de tres estaciones, una dentro de la cuenca, para la validación de PISCO, utilizándose el coeficiente de correlación entre los datos de precipitación medido entre diciembre de 2013 y marzo de 2015, y precipitación grillada de PISCO del mismo periodo (Tabla 1). No fue necesario realizar el proceso de corrección del sesgo de los datos obtenidos con PISCO debido al tamaño de la cuenca ($<100 \text{ km}^2$), ya que un solo pixel cubre toda la cuenca, es decir, los datos de precipitación de un pixel representan la precipitación promedio de la cuenca de interés y es suficiente para el modelamiento

hidrológico. Los datos de descargas medias (m^3/s) utilizados para la calibración y validación del modelo se registraron en la estación hidrométrica Anya por el programa VLIR-UNALM (VLIR & UNALM, 2015). Los datos de radiación solar (MJ/m^2s^2), velocidad del viento (m/s) y humedad relativa (%) se generaron con la herramienta de simulación del clima de SWAT.

Tabla 1. Puntos de reducción de escala de Peruvian Interpolated data of the SENAMHI´s Climatological and Hydrological Observations (PISCO).

| Punto | Estación | Latitud (°) | Longitud (°) | Altitud (msnm) |
|----------------|----------|-------------|--------------|----------------|
| X ₁ | Anya | -11.9552 | -75.2600 | 3 279 |
| X ₂ | Ingenio | -11.8653 | -75.2800 | 3 390 |
| X ₃ | Huayao | -12.0335 | -75.3381 | 3 360 |

Datos del suelo, cobertura vegetal y topografía

Se trabajó con el mapa de cobertura vegetal actualizado a octubre de 2019, definido y digitalizado a partir de imágenes PlanetScope del satélite SkySat-C (lanzado en el 2016), resolución espacial de 3 metros, 4 bandas (RGB, NIR) y formato de archivo GeoTIFF. El mapa de suelos se obtuvo de la zonificación ecológica y económica de la región Junín (MINAM, 2015) proyectada en el sistema de coordenadas Universal Transversal Mercator (UTM), Datum y elipsoide de referencia WGS-84, escala 1/100 000, disponible desde el geoservidor del Ministerio del Ambiente del Perú

(MINAM) (<https://geoservidor.minam.gob.pe/>). Se utilizó el modelo de elevación digital del satélite ASTER (MED), versión 3, con resolución espacial de 1 arco segundo (aproximadamente 30 metros de posición horizontal en el ecuador terrestre). Dentro del ArcMap 10.5 se cargó la extensión ArcSWAT descargado desde <https://swat.tamu.edu/>, compatible con la versión de ArcMap.

Datos de modelos climáticos globales (MCGs)

Con fines comparativos entre escenarios RCP 4.5 y RCP 8.5 se utilizaron datos de precipitación y temperatura mensual de cinco modelos pertenecientes al CMIP5 (Coupled Model Intercomparison Project Phase) obtenidos desde la página del explorador del clima Climate Explorer <https://climexp.knmi.nl/start.cgi> (conjunto de datos y evaluación del clima europeo), escogiéndose modelos que mejor representan los sistemas sinópticos que modulan el clima de Sudamérica (Acuña, Flores, Llacza, & Rorher, 2019). Los modelos globales son capaces de reproducir las características básicas del ciclo estacional de la precipitación del presente, sin embargo, hay algunas discrepancias en reproducir cuantitativamente la exactitud estacional sobre las principales cuencas del continente (Lujano, Hidalgo, Diaz, Tapia, & Lujano, 2016), por tanto, es deseable su evaluación. Se seleccionaron los RCP 4.5 y 8.5 porque representan un extremo estable y una proyección de cambio climático de alto nivel (Ashu & Lee, 2020). El escenario RCP 4.5 sugiere un mundo que utiliza tecnologías y estrategias que conducen a un forzamiento radiativo

estabilizado de 4.5 W/m² en el 2100. Por el contrario, el escenario RCP 8.5 advierte que el alto crecimiento de la población, la falta de tecnologías desarrolladas y las altas emisiones de gases de efecto invernadero (GEIs) favorecen a que el forzamiento radiativo alcance los 8.5 W/m² en el año 2100, siendo el más crítico de los CMIP5 (González-Celada *et al.*, 2021).

Para encontrar la variación del clima futuro se aplicó la metodología del cambio delta (Ramírez & Jarvis, 2010), con la cual se pudieron estimar las variaciones entre las simulaciones de los modelos climáticos actuales y futuros, agregando los cambios a las series temporales observadas. Se utilizó la suma absoluta para temperaturas (en grados centígrados) y los cambios relativos para la precipitación (en porcentaje), tomando como periodo base de 1980 a 2010 y como periodo futuro de 2070 a 2100 (Tabla 2) para cada modelo de la Tabla 3.

Tabla 2. Cambio delta de precipitación y temperaturas mensuales.

| $PREC. \text{ camb} = \left(\frac{PREC. \text{ fut} - PREC. \text{ hist}}{PREC. \text{ hist}} \right)$ | $T. \text{ camb} = T. \text{ fut} - T. \text{ hist}$ |
|---|---|
| <ul style="list-style-type: none"> PREC.camb. = cambio de precipitación (%) | <ul style="list-style-type: none"> T.camb. = cambio de temperatura (°C) |
| <ul style="list-style-type: none"> PREC.fut.= promedio multianual de la precipitación acumulada (2070-2100), promedio anual (series de tiempo) | <ul style="list-style-type: none"> T.fut.= promedio multianual de la temperatura (2070-2100) promedio anual (series de tiempo) |
| <ul style="list-style-type: none"> PREC.hist.= promedio multianual de la precipitación acumulada estacional o anual (1980-2010) | <ul style="list-style-type: none"> T.hist.= promedio multianual de la temperatura acumulada estacional o anual (1980-2010) |

Tabla 3. Modelos climáticos globales (MCGs) analizados en este estudio.

| Núm. | Nombre del modelo | País | Resolución atmosférica (km) |
|------|-------------------|-----------|-----------------------------|
| 1 | ACCES1.0 | Australia | 192 x 145 |
| 2 | bcc-csm1-1 | China | 281 x 279 |
| 3 | BNU-ESM | China | 142 |
| 4 | GISS-E2-rp2 | EUA | 110 x 110 |
| 5 | CMCC-CM | Italia | 82.5 x 82.5 |

Se utilizó el factor de corrección multiplicativo para corregir las sobreestimaciones de precipitación de los MCGs según la siguiente ecuación:

$$F_c = \frac{P_{obs}}{P_{sim}} \quad (1)$$

Donde F_c es el factor de corrección; P_{obs} , la precipitación observada, y P_{sim} es la precipitación simulada de un determinado modelo.

Luego las precipitaciones y temperaturas modificadas, según las variaciones establecidas en el cambio delta, se utilizaron como entrada para simular los caudales futuros en el SWAT.

La Tabla 4 contiene la descripción y fuente de los datos de la cuenca utilizados para el modelamiento hidrológico con SWAT.

Tabla 4. Descripción y fuente de datos de la cuenca Anya usados en el SWAT.

| Datos | Fuente | Resolución espacial/temporal |
|--|---|-------------------------------------|
| Modelo de elevación digital (MED) | ASTER versión 3 https://lpdaac.usgs.gov/products/astgtmv003/ | 12.5 m |
| Mapa de cobertura y uso de suelo | Satélite SkySat- C. Imágenes PlanetScope | 3 m |
| Mapa de suelos | Zonificación ecológica económica Junín https://geoservidor.minam.gob.pe/ | 3 m |
| Datos diarios de precipitación (mm), temperatura máxima (°C) y temperatura mínima (°C) | PISCO: http://www.senamhi.gob.pe/?p=observacion-de-inundaciones (periodo 1981-2015) | 5 km/día |
| Precipitación observada (mm) | Estaciones Anya, Ingenio y Huayao (2013-2015) | |
| Descargas (m ³ /s) | Estación hidrométrica Anya. Programa VLIR-UNALM (2013-2015) | Promedio/día |
| Modelos climáticos globales | Climate Explorer: https://climexp.knmi.nl/start.cgi | Promedio 150 km |

Calibración y validación del modelo SWAT

Dada la poca extensión del registro de caudales, el periodo de simulación fue de agosto de 2012 a marzo de 2015, con periodo de calentamiento del modelo definido en 16 meses (agosto 2012-noviembre 2013). Se utilizaron 10 meses para la calibración y el resto para la validación (06 meses), es decir: calibración (diciembre 2013-septiembre 2014) y validación (octubre 2014-marzo 2015). Se utilizó la opción de calibración manual de parámetros del programa SWAT, considerando las medidas de eficiencia propuestas por Moriasi *et al.* (2007), entre ellas, eficiencia Nash-Sutcliffe (NSE), porcentaje del sesgo (PBIAS) y coeficiente de determinación (R^2). R^2 indica la fuerza de relación lineal entre los valores observados y simulados, que van de 0 a 1, donde 1 indica una coincidencia perfecta. NSE es una estadística normalizada que establece la magnitud relativa de la varianza residual ("ruido") en comparación con la varianza de los datos medidos ("información") (Nash & Sutcliffe, 1970). NSE muestra qué tan bien se ajusta la gráfica de datos observados *versus* simulados a la línea 1:1, variando entre $-\infty$ y 1, siendo $NSE = 1$ el valor óptimo. El desempeño del modelo se considera satisfactorio cuando R^2 y NSE son mayores a 0.5 para caudal (Moriasi *et al.*, 2007). El sesgo porcentual (PBIAS), que subestima la tendencia promedio de los datos calibrados a ser más grandes o más pequeños que los datos observados, se utiliza como un indicador del rendimiento del modelo (Gupta, Sorooshian, & Yapo, 1999). El valor óptimo es cero y los valores absolutos bajos indican mejores simulaciones. En pasos de tiempo mensuales, un

PBIAS menor del 25 % para el flujo de la corriente después de la calibración se considera satisfactorio (Moriasi *et al.*, 2007). La información general sobre los criterios de evaluación y/o calificaciones de desempeño de modelos se muestran en la Tabla 5.

Tabla 5. Calificaciones de desempeño por métodos estadísticos. NSE: eficiencia de Nash-Sutcliffe; PBIAS: sesgo porcentual; R^2 : coeficiente de determinación.

| NSE | PBIAS | R^2 | Calificación de rendimiento |
|------------------------|------------------------------|------------------------|-----------------------------|
| $0.75 < NSE \leq 1.00$ | $PBIAS \leq \pm 10$ | $0.75 < R^2 \leq 1.00$ | Muy bueno |
| $0.60 < NSE \leq 0.75$ | $\pm 10 < PBIAS \leq \pm 15$ | $0.60 < R^2 \leq 0.75$ | Bueno |
| $0.36 < NSE \leq 0.60$ | $\pm 15 < PBIAS \leq \pm 25$ | $0.50 < R^2 \leq 0.60$ | Satisfactorio |
| $0.00 < NSE \leq 0.36$ | $\pm 25 < PBIAS \leq \pm 50$ | $0.25 < R^2 \leq 0.50$ | Malo |
| $NSE \leq 0.00$ | $\pm 50 \leq PBIAS$ | $0.50 \leq R^2$ | Inapropiado |

Fuente: adaptado de Moriasi *et al.* (2007).

Resultados

Precipitación y temperatura mensual en cuadrícula PISCO

Se calcularon los estadísticos de las series de precipitación y temperatura multianual para la cuenca Anya, obtenida con PISCO entre 1981 y 2015. La precipitación total multianual resultó de 741.8 mm, siendo los meses de mayor y menor precipitación febrero y julio, respectivamente; la temperatura promedio multianual resultante fue de 11.2 °C, con temperaturas mayores en diciembre y enero, siendo julio el mes más frío (Tabla 6). El mes de mayor precipitación fue febrero, siendo los meses de estiaje los de menor desviación estándar (Figura 2).

Tabla 6. Estadísticos de precipitación y temperatura en la cuenca Anya entre 1981 y 2015.

| Mes | Precipitación (mm) | | | | Temperatura (°C) | | | |
|-------------|--------------------|-------------|--------------|-------------|------------------|-------------|-------------|------------|
| | Prom. | Mín. | Máx. | Desv. est. | Prom. | Mín | Máx | Desv. est. |
| Ene | 122.5 | 63.8 | 206.6 | 34.4 | 12.4 | 11.3 | 13.8 | 0.58 |
| Feb | 132.8 | 50.2 | 233.7 | 40.6 | 12.1 | 11.2 | 13.8 | 0.63 |
| Mar | 117.9 | 63.5 | 169.4 | 30.9 | 11.8 | 10.9 | 13.2 | 0.59 |
| Abr | 54.5 | 24.2 | 115.5 | 21.4 | 11.2 | 10.3 | 12.7 | 0.52 |
| May | 14.8 | 1.5 | 32.0 | 7.4 | 10.4 | 9.0 | 11.3 | 0.55 |
| Jun | 5.6 | 0.0 | 35.3 | 6.4 | 9.8 | 8.9 | 10.9 | 0.56 |
| Jul | 4.0 | 0.0 | 21.4 | 4.1 | 9.1 | 7.9 | 10.3 | 0.55 |
| Ago | 11.4 | 0.1 | 31.6 | 8.6 | 10.2 | 9.5 | 11.4 | 0.49 |
| Sep | 33.0 | 10.8 | 70.6 | 13.0 | 11.2 | 10.2 | 12.3 | 0.47 |
| Oct | 63.8 | 19.8 | 124.8 | 21.4 | 12.0 | 11.2 | 12.7 | 0.37 |
| Nov | 71.0 | 31.5 | 143.4 | 25.5 | 12.3 | 11.6 | 13.0 | 0.40 |
| Dic | 110.4 | 48.1 | 179.3 | 30.7 | 12.4 | 11.6 | 13.3 | 0.36 |
| Mín. | 4.0 | 0.0 | 21.4 | 4.1 | 9.1 | 7.9 | 10.3 | 0.4 |
| Máx. | 132.8 | 63.8 | 233.7 | 40.6 | 12.4 | 11.6 | 13.8 | 0.6 |

Total precipitación: 741.8 mm; media anual de temperatura: 11.2 °C.

Fuente: elaborado con la base de datos PISCO.

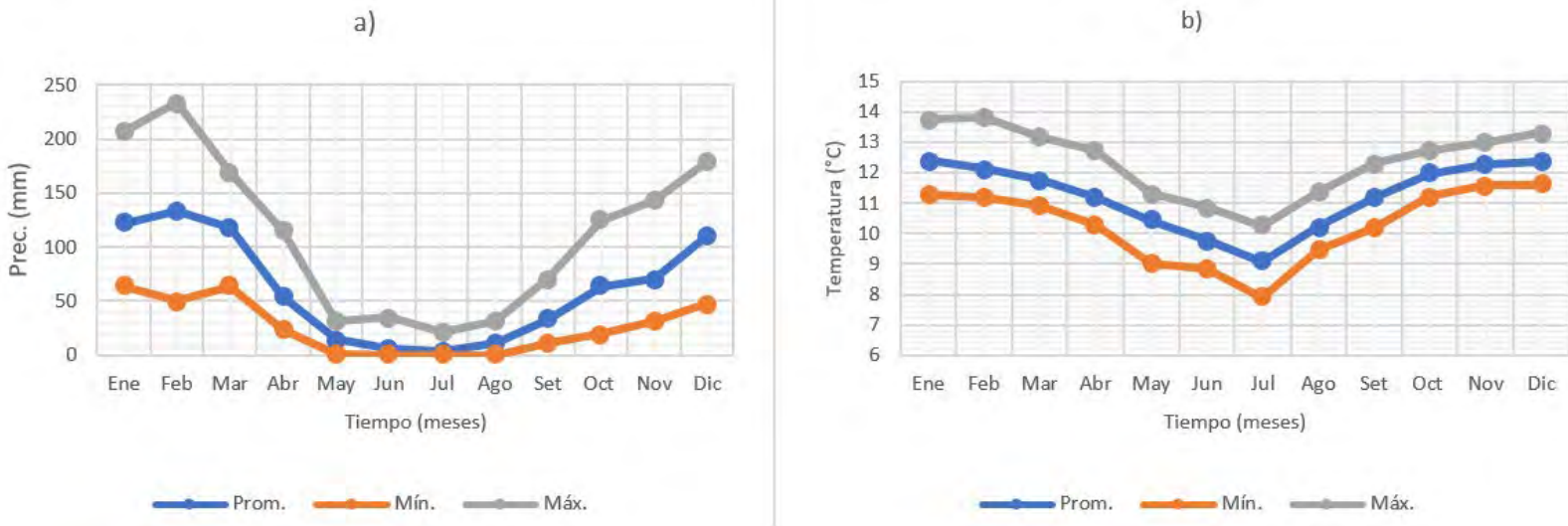


Figura 2. Precipitación (a) y temperatura (b) en la cuenca Anya obtenidas de la base de datos PISCO (1981-2015).

La Figura 3 muestra el comportamiento tendencial de ambas variables en el periodo entre 1981 y 2015; se nota que la precipitación tuvo un leve incremento, no obstante la temperatura tuvo un aumento significativo de aproximadamente 0.8 °C en el periodo considerado, verificándose la tendencia de calentamiento de la zona. Es importante destacar que en las dos últimas décadas del siglo XX, el Perú enfrentó dos fenómenos de El Niño costero de intensidad fuerte: el primero en el periodo 1982-1983, y el segundo en el periodo 1997-1998 (SENAMHI, 2014), razón por la cual la Figura 3b muestra un notable incremento de la temperatura en los años 1983 y 1998, demostrando la influencia del fenómeno El Niño costero en las temperaturas de la cuenca interandina Anya. Con respecto a la precipitación, los resultados no son concluyentes, pero se nota que en el evento de 1983 la precipitación disminuyó, porque

el calentamiento en el Pacífico Central puede suprimir la lluvia en las partes altas de las cuencas (Lavado & Espinoza, 2014). No obstante, en el año 1998 la precipitación total anual fue igual al promedio de la zona.

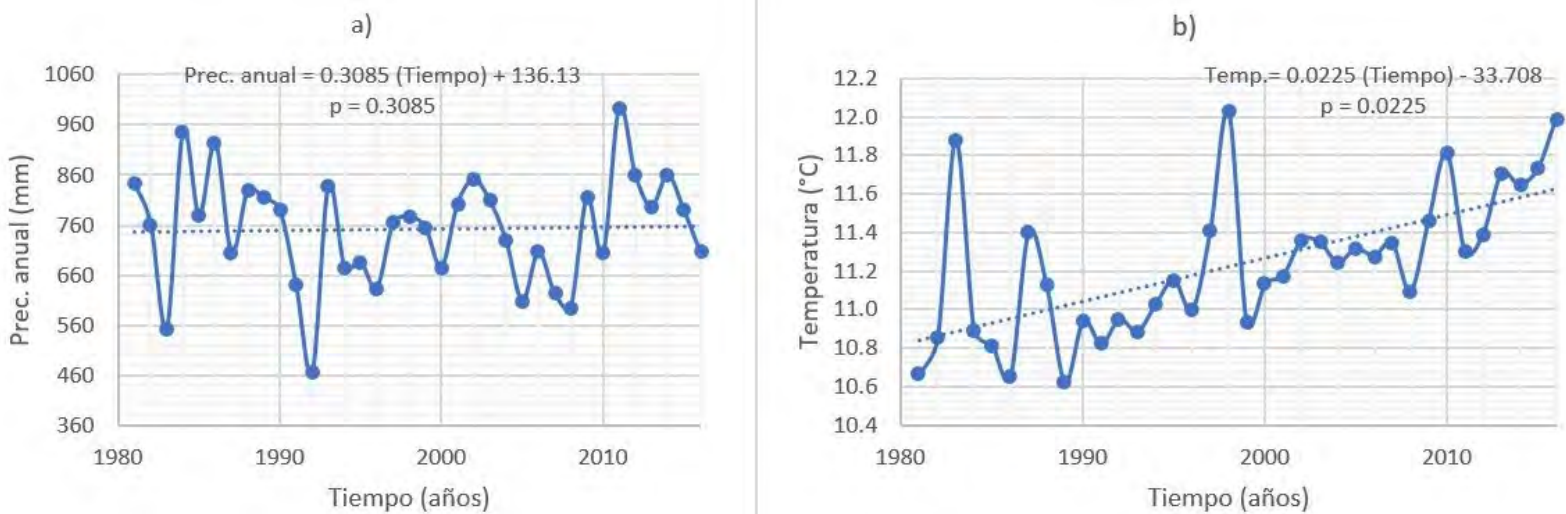


Figura 3. Tendencias de precipitación (a) y temperatura (b) en la cuenca Anya obtenidas de la base de datos PISCO (1981-2015).

Aplicación de data grillada PISCO

En principio, se estableció el nivel de correlación entre los datos de precipitación media mensual registrada (datos obtenidos para la cuenca entre 2013 y 2015) y la precipitación media obtenidas de la base de datos PISCO para el mismo periodo, obteniéndose un coeficiente de determinación $R^2 = 0.91$ (muy bueno) (Figura 4). Del mismo modo, para la temperatura media mensual se obtuvo un coeficiente de determinación

$R^2 = 0.63$ (bueno), lo que permitió verificar que los datos obtenidos con el producto grillado PISCO son adecuados para ser ingresados al modelo SWAT en periodos más largos.

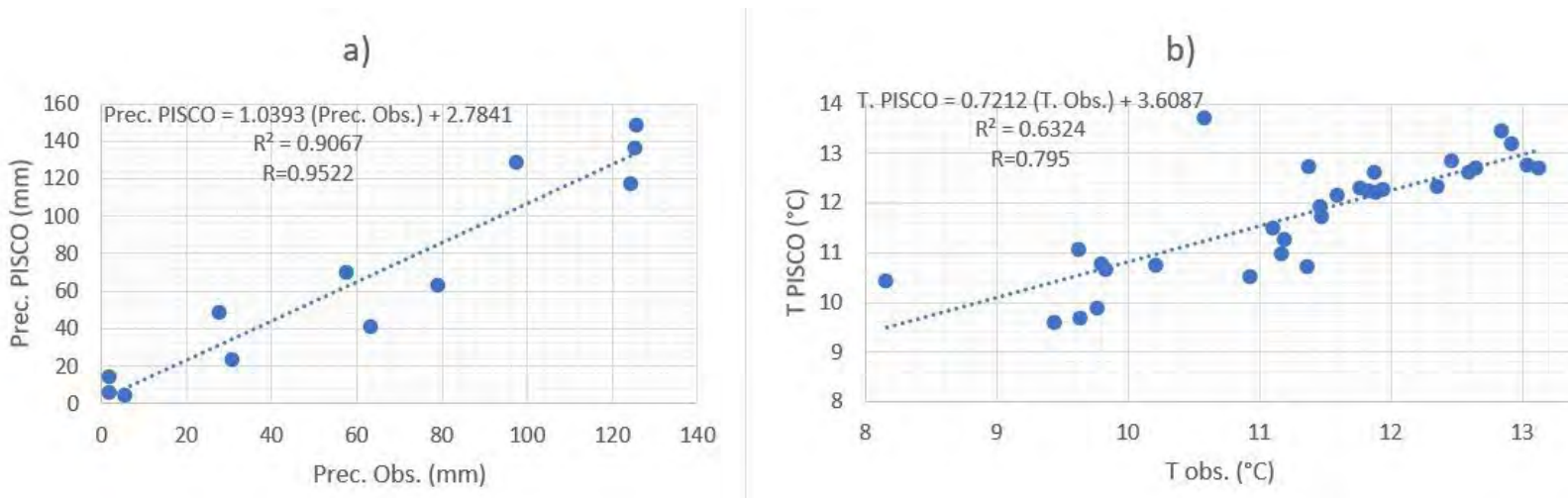


Figura 4. Correlación entre datos observados mensuales (2013-2015) y datos grillados PISCO: a) precipitación, b) temperatura.

Validación de modelos CMIP5-precipitación y temperatura proyectados con MCGs

Al comparar las precipitaciones obtenidas con la base de datos PISCO y las simuladas con los MCGs en la cuenca para el periodo de 1981-2015 se nota una sobrestimación de las precipitaciones simuladas respecto de las obtenidas con PISCO (Figura 5a), tal como lo reportaron Lujano *et al.* (2016) para el altiplano peruano. Sin embargo, pese a que no cuantifican con exactitud los valores observados, es evidente que las salidas de los

MCGs reproducen de modo adecuado la estacionalidad de la precipitación en la zona, por lo cual el coeficiente de determinación (R^2) entre precipitación observada y simulada es “muy bueno” en todos los casos (Tabla 7). En cuanto a la temperatura, todos los MCGs también la sobrestiman, verificándose que el rango térmico no está siendo representado adecuadamente, notándose rangos menores que el observado de 3.3 °C.

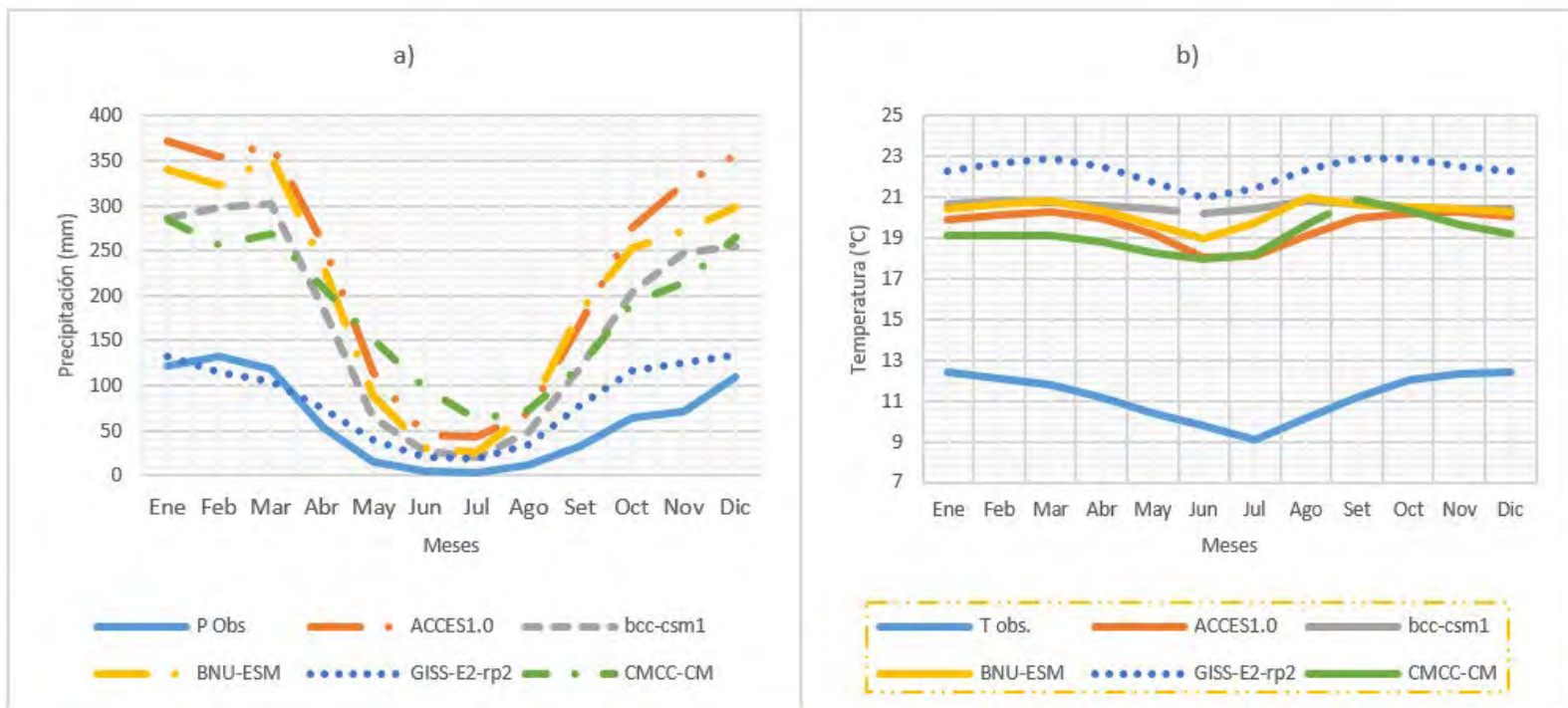


Figura 5. Precipitación (a) y temperatura (b) según MCGs *versus* base de datos PISCO en el periodo 1981-2015.

Tabla 7. Coeficientes de determinación (R^2) de la variable precipitación calculada a partir de la base de datos PISCO y datos simulados con MCGs en el periodo 1981-2015.

| MCG | R^2 |
|-------------|-------|
| ACCES1.0 | 0.915 |
| bcc-csm1 | 0.941 |
| BNU-ESM | 0.907 |
| GISS-E2-rp2 | 0.791 |
| CMCC-CM | 0.900 |

Los valores de precipitación promedio mensual de los MCGs fueron reducidos por el factor multiplicativo estimado mediante la Ecuación (1). En seguida, la variación de la precipitación y temperatura mensual se calculó a través de la diferencia entre los resultados de los modelos en el periodo futuro (2070-2100) y el periodo base (1980-2010) (cambio delta). La evaluación del cambio climático al 2100 en el escenario RPC 4.5 y los cinco MCGs da como resultado que, en cuatro modelos, se espera un aumento de la precipitación en la cuenca y solo en un caso —modelo BNU-ESM— la precipitación total anual disminuiría (-0.51 %); no obstante, en el promedio de los modelos, la variación del porcentaje de precipitación será de 4.63 %. En general, la precipitación futura es muy compleja e incierta, porque se presentan diferencias entre escenarios RCP y MCGs. Respecto a la temperatura en el escenario RCP 4.5, el incremento del promedio anual será de 2.3 °C. En el escenario RCP 8.5 se espera un

aumento del porcentaje promedio anual de precipitación del 8.14 % y de 4.5 °C de la temperatura (Figura 6). Los resultados son similares a lo reportado por investigadores del SENAMHI, quienes indican que habrá un progresivo incremento de las temperaturas máxima y mínima en toda la zona en relación con el clima actual (Avalos *et al.*, 2013).

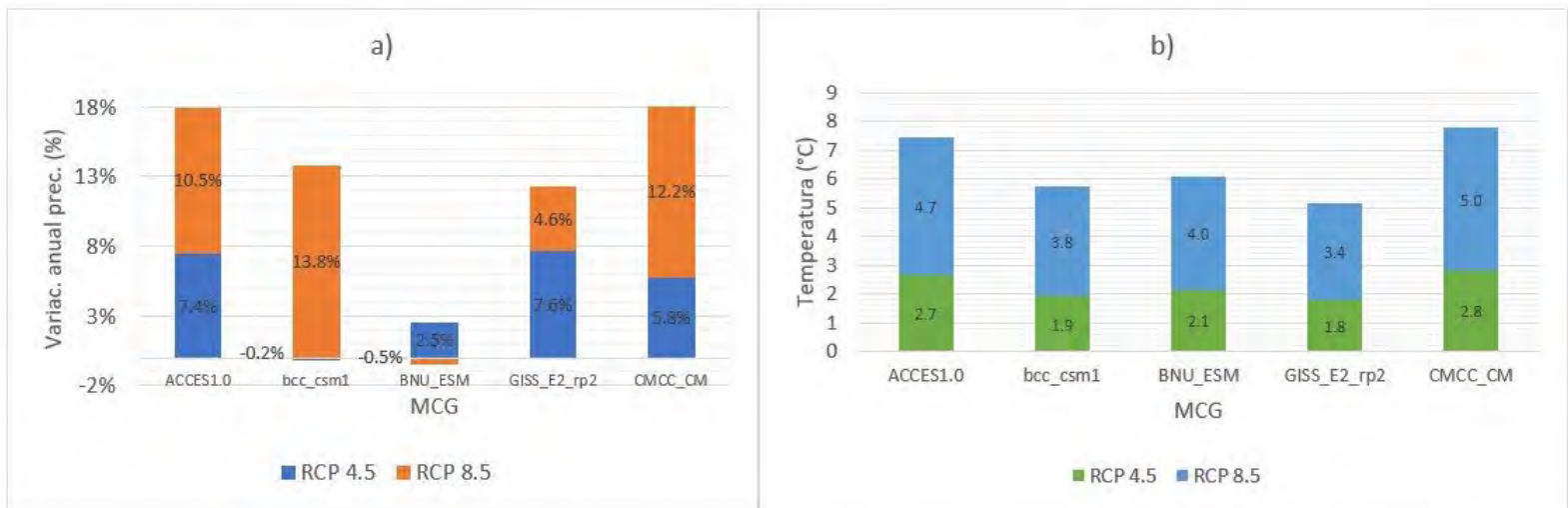


Figura 6. Proyecciones de la precipitación (a) y temperatura (b) con los cinco MCGs al 2100 en escenarios RCP 4.5 y 8.5.

Parámetros seleccionados del modelo SWAT

Para la calibración del modelo se definieron y seleccionaron de forma manual un total de 12 parámetros potencialmente influyentes, teniendo como referencia los parámetros seleccionados para la cuenca andina del

río Vilcanota de Fernandez-Palomino *et al.* (2021), relacionados con el flujo base, la unidad de respuesta hidrológica y la rugosidad (Arnold, Moriasi, & Gassman, 2012). Se hizo variar el parámetro CN_2 (curva número en condición de humedad II, intermedia), asociado con la escorrentía superficial. Entre los parámetros SWAT calibrados, solo dos (SOL_AWC, GW_REVAP) pueden alterar el balance hídrico, ya que influyen en la evapotranspiración y, posteriormente, en la estimación de la escorrentía. Los parámetros restantes influyen en el agua subterránea (GW_DELAY, RCHRG_DP, GWQMN, ALPHA_BF) y el enrutamiento del flujo (CH_N2) sin afectar la pérdida de agua del sistema. El parámetro RCHRG_DP indica el volumen de agua filtrado en el acuífero profundo en relación con la recarga total que ingresa a los acuíferos y brindan una idea de la recarga que ingresa a los acuíferos profundos en las cuencas andinas peruanas, que sustentan el flujo prolongado de la estación seca en estas cuencas (Fernandez-Palomino *et al.*, 2021). Los parámetros seleccionados y resultados calibrados se muestran en la Tabla 8.

Tabla 8. Parámetros del modelo SWAT utilizados en la cuenca Anya.

| Ítem | Parámetro | Definición | Valor | Mejor simulación |
|------|--------------|--|---------|------------------|
| | | | inicial | Simulación 21 |
| 1 | *R_CN2.mgt | Número de curva del SCS para la condición II de humedad | * | +4 % |
| 2 | V_ALPHABF.gw | Factor alpha del flujo base (d) | 0.048 | 0.4 |
| 3 | V_GWDELAY.gw | Desfase agua subterránea (d) | 31 | 60 |
| 4 | V_GWQMN.gw | Nivel del umbral freático para iniciar flujo de retorno (mm) | 1 000 | 1 000 |
| 5 | V_GWREVAP.gw | Coefficiente de revalorización del agua subterránea | 0.02 | 0.182 |
| 6 | V_RCHRGDP.gw | Fracción de percolación del acuífero profundo | 0.05 | 0.05 |
| 7 | V_REVAPMN.gw | Profundidad del acuífero superficial para producir revap. (mm) | 750 | 1 050 |
| 8 | V_CANMX.hru | Almacenamiento máximo de la cubierta vegetal | 0 | 15 |
| 9 | V_ESCO.hru | Factor de compensación de ET del suelo | 0.95 | 0.64 |
| 10 | V_EPCO.hru | Factor de compensación de la captación de las plantas | 1 | 0.7 |
| 11 | R_CHN2.rte | N. de Manning del cauce principal | 0.014 | 0.137 |
| 12 | *R_SOLK.sol | Conductividad hidráulica saturada (mm h ⁻¹) | * | -4 % |

*Varía de acuerdo con el tipo de suelo.

Calibración y validación del modelo SWAT

El valor PBIAS para la calibración y validación del caudal en el río Anya es positivo, lo que indica la subestimación del modelo. La diferencia entre los valores simulados y observados se puede atribuir a varios factores, básicamente la poca data de caudales registrados no permite una calibración y validación automática, que es necesaria para utilizar el SWAT CUP. Las fuentes de incertidumbre en este caso son los errores de medición, del instrumento y los errores del modelo. Sin embargo, con base en los valores de NSE y R^2 , los resultados de calibración y validación son satisfactorios (Tabla 9).

Tabla 9. Indicadores estadísticos de desempeño mensual del modelo.

| Indicador | Etapas de calibración | Calificación de desempeño | Etapas de validación | Calificación de desempeño |
|-----------|-----------------------|---------------------------|----------------------|---------------------------|
| NSE | 0.62 | Bueno | 0.46 | Satisfactorio |
| PBIAS | 6.72 % | Muy bueno | 7.43 % | Muy bueno |
| R^2 | 0.81 | Muy bueno | 0.96 | Muy bueno |

Evaluación del cambio climático en las descargas futuras (2070-2100)

Luego de la calibración, se incorporaron al modelo hidrológico SWAT la precipitación y temperatura ajustadas según las variaciones por escenario RCP y por MCG, manteniendo constante la topografía, división de cuencas y tipo de suelo. La Tabla 10 contiene las descargas mensuales simuladas en condición actual, y las salidas de las descargas simuladas en SWAT con datos climáticos modificados según los cinco MCGs ensayados. El promedio anual de los MCGs mostró un incremento de +2.4 y +12.6 % en los escenarios RCP 4.5 y 8.5, respectivamente. La Figura 7 muestra los hidrogramas mensuales de descargas promedio proyectadas en la cuenca Anya para el periodo 2070-2100 en los escenarios de emisiones RCP 4.5 y RCP 8.5, respectivamente. Se visualiza un incremento del escurrimiento en los meses húmedos alcanzando su mayor nivel de variación en marzo. Se evidencia que el promedio de descargas se incrementaría en los meses de abril y mayo, resultado similar a lo obtenido por Lujano *et al.* (2016) en la cuenca del río Ramis en Puno, sin embargo, las descargas disminuirían en los meses de julio a diciembre.

Tabla 10. Descargas medias mensuales simuladas actual y en el horizonte 2070-2100 en m³/s.

| Mes | Q sim act | Acces 1.0 4.5 | Acces 1.0 8.5 | bcc - csm 4.5 | bcc - csm 8.5 | BNU - ESM 4.5 | BNU - ESM 8.5 | CMCC - CM 4.5 | CMCC - CM 8.5 | GISS - E2 4.5 | GISS - E2 8.5 |
|-------|-----------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| Ene | 1.01 | 0.96 | 1.01 | 0.82 | 1.20 | 1.02 | 1.00 | 0.91 | 1.22 | 0.68 | 0.81 |
| Feb | 1.11 | 1.22 | 1.29 | 1.05 | 1.32 | 1.27 | 1.23 | 1.30 | 1.46 | 0.89 | 1.07 |
| Mar | 1.40 | 1.52 | 1.63 | 1.49 | 1.63 | 1.45 | 1.46 | 1.64 | 1.93 | 1.44 | 1.41 |
| Abr | 0.91 | 1.21 | 1.27 | 1.15 | 1.28 | 1.18 | 1.19 | 1.28 | 1.43 | 1.21 | 1.14 |
| May | 0.56 | 0.89 | 0.93 | 0.84 | 0.93 | 0.82 | 0.82 | 1.00 | 1.14 | 0.83 | 0.79 |
| Jun | 0.16 | 0.14 | 0.15 | 0.12 | 0.15 | 0.11 | 0.10 | 0.18 | 0.24 | 0.04 | 0.11 |
| Jul | 0.04 | 0.04 | 0.04 | 0.04 | 0.05 | 0.04 | 0.04 | 0.05 | 0.06 | 0.03 | 0.04 |
| Ago | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.04 | 0.02 | 0.03 |
| Set | 0.06 | 0.06 | 0.07 | 0.06 | 0.07 | 0.07 | 0.05 | 0.05 | 0.06 | 0.07 | 0.06 |
| Oct | 0.04 | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.04 | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.04 | 0.04 | 0.03 |
| Nov | 0.22 | 0.09 | 0.09 | 0.07 | 0.11 | 0.09 | 0.06 | 0.09 | 0.11 | 0.06 | 0.08 |
| Dic | 0.97 | 0.79 | 0.81 | 0.62 | 0.84 | 0.83 | 0.68 | 0.84 | 1.01 | 0.35 | 0.63 |
| Media | 0.54 | 0.58 | 0.61 | 0.52 | 0.64 | 0.58 | 0.56 | 0.62 | 0.73 | 0.47 | 0.52 |
| Máx. | 1.40 | 1.52 | 1.63 | 1.49 | 1.63 | 1.45 | 1.46 | 1.64 | 1.93 | 1.44 | 1.41 |
| Mín. | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.03 | 0.04 | 0.02 | 0.03 |
| Var. | | 7.4 % | 13.1 % | -3.0 % | 17.4 % | 6.6 % | 3.1 % | 14.0 % | 34.4 % | -12.8% | -4.7 % |

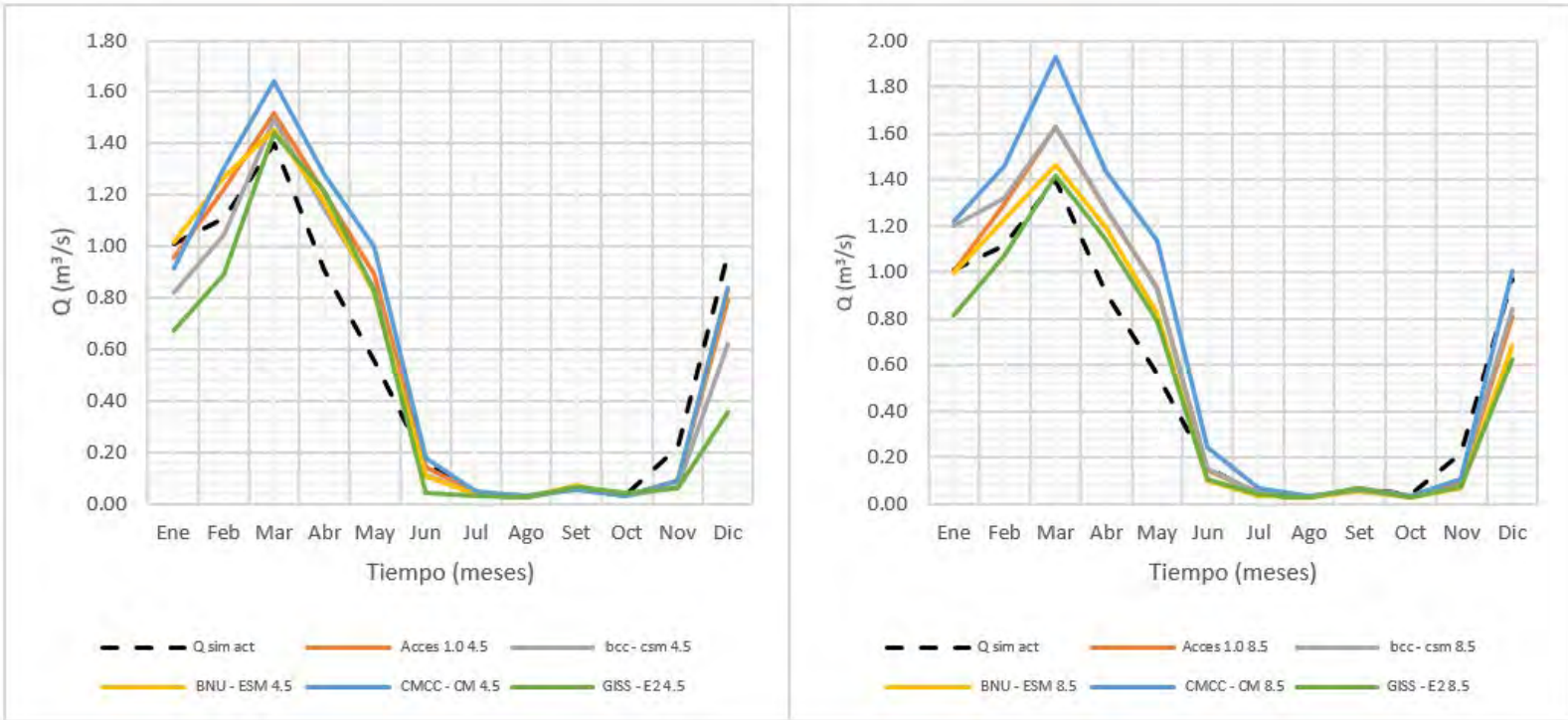


Figura 7. Variación de las descargas del río Anya en escenarios climáticos RCP 4.5 y 8.5 en el horizonte 2070-2100.

Discusión

Con el producto grillado PISCO se están superando limitaciones en el uso de modelos matemáticos en muchas cuencas del Perú por la escasez de datos diarios de precipitación, ya que permite calibrar un mayor número de cuencas para fines operacionales de pronóstico diario de caudales, utilizando diferentes modelos hidrológicos (Aybar *et al.*, 2017). Los productos de precipitación basados en satélites son fuentes alternativas

prometedoras para regiones con escasas observaciones. Sin embargo, es necesario utilizar datos terrestres para reducir el sesgo de dichas estimaciones, ya que pueden ser erróneas o sesgadas (Fernandez-Palomino *et al.*, 2022). No obstante, la mayor precisión de las estimaciones de precipitación con PISCO se obtiene en regiones calibradas, como la costa del Pacífico, y las laderas oriental y occidental de los Andes de Perú (Aybar *et al.*, 2020; Llauca *et al.*, 2021). Por tanto, se corrobora que PISCO tiene validez en regiones de la sierra del Perú, con altos coeficientes de correlación (Salas, 2019), por lo que su uso para el valle del Mantaro en Junín resulta eficiente y confiable. Los resultados muestran que el modelo SWAT representa de forma correcta la estacionalidad de los componentes principales del ciclo hidrológico. Sin embargo, el modelo no cuantifica de manera correcta las altas tasas de flujo durante los periodos húmedos, como lo reportaron Asurza y Lavado (2020), concluyendo que puede ser usado como apoyo para estudios de balance hídrico y manejo del agua en el drenaje del Pacífico peruano. El enfoque y los métodos desarrollados se pueden replicar en cualquier otra región del Perú.

Para la calibración del modelo, en la cuenca Anya existen limitaciones de datos observados, característica típica de cuencas poco instrumentadas; sin embargo, Arnold, Srinivasan, Muttiah y Williams (1998) mencionan que el SWAT no requiere calibración para cumplir con su propósito de predicción en este tipo de cuencas. No obstante, se alcanzó un buen ajuste de calibración del caudal medio mensual, que permitió el uso del modelo SWAT para la proyección del cambio climático en las descargas futuras de la cuenca. A veces, las incertidumbres debido

a la calidad de los datos observados impiden un buen modelado hidrológico. Por tanto, se necesitan más estudios para cuantificar las incertidumbres en el modelado hidrológico debido a errores en los datos de descarga observados en las cuencas andinas (Fernandez-Palomino, 2021).

La anomalía de precipitación juega un rol importante en la probabilidad de inundaciones y erosión en la cuenca, dado que la cantidad e intensidad de lluvia son los principales factores que se modifican con el cambio climático (González-Celada *et al.*, 2021), y es lo que se puede verificar en el comportamiento de la precipitación en la zona actualmente, notándose que en la cuenca Anya, las temperaturas son mayores y las precipitaciones son más intensas y de corta duración. Estos resultados indican el aumento en la concentración de eventos de lluvia a lo largo del siglo XXI, lo que sugiere que eventos individuales de lluvia pueden tener mayor potencial físico para el riesgo de erosión a finales del siglo (Wongchuig *et al.*, 2018). Desde el punto de vista climático, es sabido que un promedio mensual de precipitación suministra información valiosa sobre la pluviometría de un territorio, pero no dice nada acerca de la frecuencia o número de días de lluvia, ni tampoco del desglose de las cantidades registradas en los días lluviosos (Sarricolea & Romero, 2015). La erosión hídrica en la cuenca Anya es mayor en los meses de altas precipitaciones debido a las características geomorfológicas y de paisaje del área de estudio, donde el factor topográfico es indicador de pendientes pronunciadas y, por consiguiente, de mayor intensidad de procesos erosivos (Del Águila & Mejía, 2021).

Al analizar el cambio climático en regiones ubicadas en los Andes centrales, Acuña *et al.* (2019) obtuvieron resultados similares en cuanto a la precipitación utilizando tres modelos globales del CMIP3, con una posible variación de la precipitación anual de $\pm 15\%$ en el peor escenario de emisiones, lo cual tendrá repercusión directa en las descargas. Asimismo, Álvarez y Villaverde (2015), al realizar la modelación hidrológica ante el cambio climático en la cuenca del río Lurín (vertiente del océano Pacífico-costa peruana), determinaron que habrá un incremento en la disponibilidad del recurso hídrico (aumento de caudales), y los periodos húmedos y secos serán más intensos en el futuro. Pilares (2018), en su investigación para la cuenca del río Cabanillas en Puno (vertiente del lago Titicaca-zona altoandina sur del Perú), obtuvo que la variación promedio anual de descargas es positiva en todos los escenarios y modelos probados.

Conclusiones

En la actualidad, en la cuenca Anya el cambio climático se manifiesta en la alteración de las variables temperatura y precipitación. Los resultados promedio muestran un incremento de precipitación entre 4.63 y 8.14 %, y temperatura de 2.3 a 4.2 °C, en escenarios RCP 4.5 y 8.5 al 2100, respectivamente. Para la evaluación del cambio climático a futuro se extrajo información de cinco modelos climáticos globales (MCGs) en dos escenarios de emisiones (RCP 4.5 y 8.5) para simularlos en SWAT. Se logró comprobar que, para los dos escenarios, habrá un aumento en la

precipitación y la temperatura en la zona, lo cual incidirá en el incremento de la escorrentía superficial. Por tanto, se concluye que en la cuenca Anya habrá un alza de los caudales en ambos escenarios de emisiones: del 2.4 % en RCP 4.5 y del 12.6 % en RCP 8.5. Sin embargo, cabe destacar que las proyecciones de cambio climático contienen varias incertidumbres asociadas con la resolución de los modelos climáticos globales; no obstante, estos resultados muestran la vulnerabilidad potencial de la agricultura en condiciones de calentamiento global.

Los indicadores estadísticos de bondad de ajuste de modelos hidrológicos demuestran que el modelo SWAT permite reproducir la capacidad de escurrimiento de la cuenca Anya, cuya ejecución se realizó en un entorno SIG, utilizando de entrada los mapas de cobertura y tipos de suelo, los que pueden ser actualizados a partir de imágenes satelitales, como en este caso, en que se actualizó el mapa de cobertura vegetal. Además, el modelo SWAT demostró ser muy útil para modelar el cambio climático a partir de registros obtenidos de base de datos como PISCO del SENAMHI y modelos climáticos globales (MCGs).

Respecto al probable aumento de los caudales influenciados por el cambio climático, es importante que se realice la adecuada gestión del recurso hídrico en la cuenca Anya, respetando las fajas marginales del río y evitándose todo tipo de construcciones en ellas. Asimismo, es necesario continuar con las prácticas de conservación de suelos (control de cárcavas) y reforestación, de preferencia con especies nativas. Se resalta la importancia del monitoreo hidrológico, y conocimiento de la dinámica de uso y gestión de recursos hídricos, para lograr mejores ajustes hidrológicos en zonas de alta intervención antrópica, incrementando el

uso potencial de la modelación hidrológica como herramienta de planificación.

Agradecimientos

Los autores expresamos nuestro agradecimiento a la Universidad Nacional de San Cristóbal de Huamanga y a la Universidad Nacional del Centro del Perú, instituciones donde se nos permite ejercer la docencia y la investigación.

Referencias

- Abbaspour, K. C., Vaghefi, S. A., & Srinivasan, R. (2017). A guideline for successful calibration and uncertainty analysis for soil and water assessment: A review of papers from the 2016 international SWAT conference. *Water (Switzerland)*, 10(1). Recuperado de <https://doi.org/10.3390/w10010006>
- Acuña, D., Flores, W., Llacza, A., & Rorher, M. (2019). Escenarios futuros de cambio climático desde modelos globales para localidades de los Andes centrales. *Anales Científicos*, 80(2), 476-494. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7546798>
- Almeida, R. A., Pereira, S. B., & Pinto, D. B. (2018). Calibration and validation of the SWAT hydrological model for the Mucuri river basin. *Engenharia Agrícola*, 38(1), 55-63. Recuperado de <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v38n1p55-63/2018>

- Álvarez, T., & Villaverde, R. (2015). *Balance hídrico futuro en la cuenca del río Lurín a través de la modelación hidrológica ante el cambio climático* (tesis de grado). Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú. Recuperado de <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/2157>
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., & Williams, J. R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 73-89. Recuperado de <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>
- Arnold, J. G., Moriasi, D. N., & Gassman, P. W. (2012). SWAT: Model use, calibration, and validation. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 55(4), 1491-1508. Recuperado de <https://swat.tamu.edu/media/99051/azdezasp.pdf>
- Ashu, A., & Lee, S. (2020). Reutilización de agua de drenaje agrícola en una cuenca de uso de suelo mixto. *Agronomía*, 9(1), 6. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/agronomy9010006>
- Asurza, F., & Lavado, W. (2020). Estimación de parámetros regionales del modelo SWAT: metodología y aplicación a cuencas hidrográficas en el drenaje del Pacífico peruano. *Agua*, 12(11), 3198. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/w12113198>

- Aybar, C., Lavado-Casimiro, W., Huerta, A., Fernández, C., Vega, F., Sabino, E., & Obando, O. (2017). *Uso del producto grillado "PISCO" de precipitación en estudios, investigaciones y sistemas operacionales de monitoreo y pronóstico hidrometeorológico* (Nota Técnica 001 SENAMHI–DHI-2017). Lima-Perú. Recuperado de <https://www.senamhi.gob.pe/load/file/01402SENA-8.pdf>
- Aybar, C., Fernández, C., Huerta, A., Lavado, W., Vega, F., & Felipe-Obando, O. (2020). Construction of a high-resolution gridded rainfall dataset for Peru from 1981 to the present day. *Hydrological Science Journal*, 65(5), 770-785. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1649411>
- Avalos, G., Oria, C., Jacome, G., Acuña, D., Llacza, A., & Cubas, F. (2013). *Cambio climático en la cuenca del río Mantaro. Proyecciones para el año 2030*. Lima, Perú: Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología.
- Del Águila, S., & Mejía, A. (2021). Caracterización morfométrica de dos cuencas altoandinas del Perú utilizando sistemas de información geográfica. *Tecnología y ciencias del agua*, 12(2), 538-562. Recuperado de <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2021-02-12>
- Deng, C., Pisani, B., Hernández, H., & Li, Y. (2020). Assessing the impact of climate change on water resources in a semi-arid in central Mexico using a SWAT model. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 72(2), 1-19. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.18268/BSGM2020v72n2a150819>

- Fernandez-Palomino, C. A., Hattermann, F. F., Krysanova, V., Vega-Jácome, F., & Bronstert, A. (2021). Towards a more consistent eco-hydrological modelling through multi-objective calibration: A case study in the Andean Vilcanota River basin, Peru. *Hydrological Science Journal*, 66, 59-74. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1846740>
- Fernandez-Palomino, C. A., Hattermann, F. F., Krysanova, V., Vega-Jácome, F., Lavado, W., Santini, W., Aybar, C., & Bronstert, A. (2022). A novel high-resolution gridded precipitation dataset for Peruvian and Ecuadorian watersheds: Development and hydrological evaluation. *Journal of Hydrometeorology*, 23(3), 309-336. Recuperado de <https://doi.org/10.1175/JHM-D-20-0285.1>
- Funk, C., Peterson, P., & Landsfeld, M. (2015). The climate hazards infrared precipitation with stations-a new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data*, 2, 150066, Recuperado de <https://doi.org/10.1038/sdata.2015.66>
- Gomáriz, F., & Sarría, F. (2018). Efecto de la subdivisión de cuencas y la estimación de variables climáticas en la simulación hidrológica con el modelo SWAT en cuencas semiáridas mediterráneas. *Papeles de Geografía*, (64), 114-113. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.6018/geografia/2018/331531>

González-Celada, G., Ríos, N., Benegas-Negri, L., & Argotty-Benavides, F. (2021). Impacto del cambio climático y cambio de uso/cobertura de la tierra en la respuesta hidrológica y erosión hídrica en la subcuenca del río Quiscab. *Tecnología y ciencias del agua*, 12(6), 363-421. DOI: 10.24850/j-tyca-2021-06-09

Guabloche, J., & Saldarriaga, M. (2013). Aspectos económicos y sociales de la región Junín. *Revista Moneda, Banco Central de Reserva del Perú*, 155, 2-17. Recuperado de <https://www.bcrp.gob.pe/docs/Publicaciones/Revista-Moneda/moneda-155/moneda-155-02.pdf>

Gupta, H. V., Sorooshian, S., & Yapo, P. O. (1999). Status of automatic calibration for hydrologic models: Comparison with multilevel expert calibration. *Journal of Hydrologic Engineering*, 4(2), 135-143. Recuperado de [https://doi.org/10.1061/\(asce\)1084-0699\(1999\)4:2\(135\)](https://doi.org/10.1061/(asce)1084-0699(1999)4:2(135))

IGP, Instituto Geofísico del Perú. (2005). Diagnóstico de la cuenca del Mantaro bajo la visión del cambio climático. Serie: evaluación local integrada de cambio climático para la cuenca del río Mantaro, vol. 2. Lima, Perú: Fondo Editorial del Consejo Nacional del Ambiente-Consejo Nacional del Ambiente. Recuperado de <https://repositorio.igp.gob.pe/handle/20.500.12816/715>

- Lavado, W., & Espinoza, J. C. (2014). Entendiendo los impactos de diferentes tipos de El Niño y La Niña en las lluvias del Perú. *Boletín técnico: Generación de modelos climáticos para el pronóstico de la ocurrencia del Fenómeno El Niño, Instituto Geofísico del Perú*, 1 (3), 4-7. Recuperado de <https://repositorio.igp.gob.pe/handle/20.500.12816/5043>
- Lujano, E., Hidalgo, L. S., Diaz, R., Tapia, B., & Lujano, A. (2016). Cambios proyectados de los recursos hídricos bajo escenarios de emisiones RCP 4.5 y 8.5 de modelos climáticos globales del CMIP5 en el Altiplano Peruano. *Revista de Investigaciones Altoandinas - Journal of High Andean Research*, 18(2), 195-204. Recuperado de <https://doi.org/10.18271/ria.2016.200>
- Llauca, H., Lavado-Casimiro, W., Montesinos, C., Santini, W., & Rau, P. (2021). PISCO_HyM_GR2M: A model of monthly water balance in Peru (1981–2020). *Water*, 13, 1048, Recuperado de <https://doi.org/10.3390/w13081048>
- MINAM, Ministerio del Ambiente. (2015). *Mapa de zonificación ecológica económica del departamento de Junín. Sistema Nacional de Información Ambiental-SINIA*. Recuperado de <http://geoservidor.minam.gob.pe/zee-aprobadas/junin/>

- Molina-Navarro, E., Hallack-Alegría, M., Martínez-Pérez, S., Ramírez-Hernández, J., Mungaray-Moctezuma, A., & Sastre-Merlín, A. (2016). Hydrological modeling and climate change impacts in an agricultural semiarid region. Case study: Guadalupe River basin, Mexico. *Agricultural Water Management*, 175(SI1), 29-42. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.10.029>
- Moriasi, D. N., Arnold, J., Van Liew, M., Bingner, R. L., Hermel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASAE*, 50, 885-900. Recuperado de DOI: 10.13031/2013.23153
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282-290. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
- Nazari, M., Masoud, T., & Karakouzian, M. (2020). Análisis de sensibilidad de la resolución DEM y parámetros efectivos de rendimiento de escorrentía en el modelo SWAT: un estudio de caso. *Revista de Suministro de Agua: Investigación y Tecnología-Aqua*, 69(1), 39-54. Recuperado de <https://doi.org/10.2166/aqua.2019.044>
- Neitsch, S., Arnold, J., Kiniry, J., Williams, J., & King, K. (2005). *Soil and water assessment tool theoretical documentation*. Texas, USA: Agricultural Research Service. Recuperado de <https://swat.tamu.edu/media/1292/SWAT2005theory.pdf>

- Ocampo, O., & Vélez, J. (2013). Análisis comparativo de modelos hidrológicos de simulación continua en cuencas de alta montaña: caso del río Chinchiná. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín, Colombia*. DOI: <https://doi.org/10.22395/rium.v13n24a3>
- OMM, Organización Meteorológica Mundial. (2017). *Directrices de la Organización Meteorológica Mundial sobre la generación de un conjunto definido de productos nacionales de vigilancia del clima*. (N° 1204). Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial.
- PDC, Plan de Desarrollo Concertado. (2013). *Plan de Desarrollo Concertado del distrito San Pedro de Saño-Huancayo*. Recuperado de <https://es.scribd.com/document/294120690/PDC-SANO-2013-2021>
- Penalba, O., & Pántano, V. (2019). Proyecciones de los flujos de agua en el suelo a partir de los modelos climáticos globales del CMIP5 en Sudamérica y su impacto regional. *Revista Argentina de Agrometeorología*. Recuperado de https://www.siteaada.org/_files/ugd/cf1a17_db661b62ac7e4910b830787e59313cea.pdf?index=true
- Pilares, I. (2018). *Disponibilidades hídricas reguladas del reservorio Lagunillas y Río Verde para usos múltiples en la cuenca del río Cabanillas* (tesis de doctorado). Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú. Recuperado de <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/3675>

- Ramírez, J., & Jarvis, A. (2010). Downscaling global circulation model outputs: The delta method decision and policy analysis working paper No. 1. *International Center for Tropical Agriculture*, 1, 1-18. Recuperado de <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/90731>
- Sabino, E., Lavado, W., & Aybar, C. (2019). *Estimación de las zonas de vida de Holdridge en el Perú*. Servicio Nacional de Meteorología y Climatología del Perú. Recuperado de <https://www.senamhi.gob.pe/load/file/01401SENA-87.pdf>
- Salas, M. (2019). *Estimación de la carga de sedimentos en la cuenca del río Pitumarca mediante el uso del modelo SWAT* (tesis de Ingeniero Civil). Pontificia Universidad Católica del Perú, Lima, Perú. Recuperado de <https://tesis.pucp.edu.pe/repositorio/handle/20.500.12404/16823>
- Sarricolea, P., & Romero, H. (2015). Variabilidad y cambios climáticos observados y esperados en el Altiplano del norte de Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, 183(62), 169–183. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022015000300010>
- SENAMHI, Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. (2014). *El fenómeno El NIÑO en el Perú*. Recuperado de https://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2014/07/Dossier-El-Ni%C3%B1o-Final_web.pdf

- Swain, S. S., Mishra, A., Sahoo, B., & Chatterjee, C. (2020). Water scarcity-risk assessment in data-scarce river basins under decadal climate change using a hydrological modelling approach. *Journal of Hydrology*, 590, 125260. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125260>
- Taylor, K. E., Stouffer, R. J., & Meehl, G. A. (2012). An overview of CMIP5 and the experiment design. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 93, 485-498. Recuperado de <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-11-00094.1>
- VLIR & UNALM, Vlaamse Interuniversitaire Raad University Development Cooperation & Universidad Nacional Agraria La Molina. (2015). *Actividades claves dentro de la UNALM*. Lima, Perú: Vlaamse Interuniversitaire Raad University Development Cooperation y Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Wongchuig, S. C., Mello, C. R., & Chou, S. C. (2018). Projections of the impacts of climate change on the water deficit and on the precipitation erosive indexes in Mantaro River Basin, Peru. *Journal of Mountain Science*, 15(2), 264-279. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11629-017-4418-8>

DOI: 10.24850/j-tyca-15-01-04

Artículos

**Determinantes de la autosuficiencia financiera de los
organismos operadores de agua mexicanos**
**Determinants of financial self-sufficiency of Mexican
water utilities**

Rodrigo Navarro¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0001-6372-6779>

Hugo Briseño², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8465-8683>

¹Universidad Panamericana, Facultad de Ingeniería, Álvaro del Portillo 49, Zapopan, Jalisco, México, rnavarro@up.edu.mx

²Universidad Panamericana, Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales, Álvaro del Portillo 49, Zapopan, Jalisco, México, hbrisenos@up.edu.mx

Autor para correspondencia: Hugo Briseño, hbrisenos@up.edu.mx

Resumen

El objetivo de este artículo es explorar las variables que impactan en la autosuficiencia financiera de los organismos operadores de agua en México. Para lo anterior, se construye una base de datos de panel con la



información pública disponible de 31 organismos de grandes ciudades que atienden a una tercera parte de la población urbana del país durante los años 2017 a 2019 referente a autosuficiencia financiera, tarifa doméstica, comercial e industrial, nivel de subsidio cruzado, eficiencia física, eficiencia comercial, eficiencia de cobro, eficiencia global y una variable dicotómica que se activa cuando el organismo es de un estado del sureste mexicano. Se encuentra que hay una relación significativa positiva entre la autosuficiencia, y las variables tarifa doméstica, eficiencia física, eficiencia comercial y eficiencia global. Asimismo, hay una fuerte relación significativa negativa entre la autosuficiencia y que el organismo pertenezca a un estado en el sureste mexicano. Se concluye que la información financiera pública de los organismos es muy limitada y que una adecuada tarifa, así como la eficiencia en la gestión, incrementan la autosuficiencia financiera; asimismo, los estados del sureste, donde hay mucha agua, carecen de incentivos para mejorar la eficiencia de los organismos operadores de agua.

Palabras clave: tarifa, agua para uso urbano, eficiencia física, eficiencia comercial, eficiencia global, organismos operadores de agua

Abstract

This article aims to explore the variables that impact the financial self-sufficiency of water utilities in Mexico. A panel database is built with the public information available from 31 agencies in big cities, which serve a third of the country's urban population during the years 2017 to 2019, referring to financial self-sufficiency, domestic, commercial and industrial

tariffs, cross-subsidy level, physical efficiency, commercial efficiency, collection efficiency, global efficiency and a dichotomous variable that is activated when the utility is from a state in southeastern Mexico. It is found that there is a significant positive relationship between self-sufficiency and the variables domestic tariff, physical efficiency, commercial efficiency and global efficiency. Likewise, a strong significant negative relationship is found between self-sufficiency and that the organization belongs to a state in the Mexican southeast. It is concluded that the public financial information of the organizations is very limited, that an adequate tariff, as well as efficiency in management, increases financial self-sufficiency; and that the southeastern states, where there is a lot of water, decrease incentives to improve the efficiency of water utilities.

Keywords: Tariff, urban water, physical efficiency, commercial efficiency, global efficiency, water utilities

Recibido: 03/08/2022

Aceptado: 08/11/2022

Publicado online: 23/11/2022

Introducción

Dados los crecientes procesos de urbanización en las ciudades, así como los problemas de escasez de agua que existen en algunos centros poblacionales, es fundamental estudiar a las entidades encargadas de administrar el recurso en las ciudades. En el caso de México, dichas entidades son comúnmente llamadas organismos operadores de agua (OOAs). Derivado de la reforma al artículo 115 constitucional en el año 1983, el municipio es la instancia facultada para administrar el agua. Sin embargo, dado que algunos municipios carecen de capacidades económicas o institucionales, el Estado puede hacerse cargo de esta importante tarea. Asimismo, existen algunas ciudades en las que el servicio de agua potable es administrado, al menos en algunas funciones, por empresas privadas. Por lo anterior, en México existen organismos operadores municipales, estatales y con participación privada en la administración. La gran mayoría de éstos son organismos públicos descentralizados municipales.

El desempeño de los organismos operadores de agua, a partir de ahora OOAs, ha sido estudiado tradicionalmente con la metodología del análisis envolvente de datos (DEA, por sus siglas en inglés), en el que a través de entradas (*inputs*) y salidas (*outputs*) se observa qué organismos logran mayor eficiencia. Sin embargo, se carece de estudios que analicen el desempeño financiero de los organismos, lo cual también es muy importante porque permite que éste cubra sus gastos operativos y pueda

hacer frente a las necesidades de infraestructura para proveer de agua a los ciudadanos.

El objetivo de este artículo es explorar los factores asociados con el adecuado manejo financiero de los organismos operadores de agua (medido a través de la autosuficiencia financiera), así como su impacto.

En los siguientes apartados se realiza una revisión de literatura sobre los factores que impactan en el desempeño de los organismos operadores de agua y se propone un enfoque de evaluación de la gestión desde la autosuficiencia financiera; se explica la construcción de una base de datos y se analizan diferentes modelos econométricos; para finalizar, se exponen las conclusiones acerca de los principales factores que influyen en la autosuficiencia financiera de los OOA en México.

Estudios sobre el desempeño de los organismos operadores de agua (OOAs)

En este apartado se lleva a cabo una revisión de la literatura sobre los principales estudios que abordan el desempeño de los OOA a nivel internacional, también llamados *water utilities* en el idioma inglés. Para lo anterior, se realizó una búsqueda en el campo "título del artículo" del motor de búsqueda de la base de datos Scopus. Las palabras clave de búsqueda incluyeron "water utilities", con la posibilidad de utilizar adicionalmente la palabra "performance", "non revenue water", "unaccounted for water", "efficiency", "UFW" o "unaccounted-for water";

con la limitante de solo artículos y *journals*. Se consideró que los trabajos con estos términos específicos en el título, resumen o palabras clave cumplían con los requisitos del estudio. Además, abarcó el periodo de 2017 a 2022. El código de búsqueda completo se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Sintaxis de búsqueda sobre desempeño de los organismos operadores de agua (OOAs).

| Base de Datos | Sintaxis | Resultados |
|---------------|---|------------|
| Scopus | TITLE ("water utilities" AND ("performance" OR "non revenue water" OR "Unaccounted for Water" OR "efficiency" OR "UFW" OR "Unaccounted-for Water")) AND (LIMIT-TO (PUBYEAR, 2022) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2021) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2020) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2019) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2018) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2017) AND (LIMIT-TO (DOCTYPE, "ar"))) AND (LIMIT-TO (SRCTYPE, "j")) | 32 |

Fuente: base de datos Scopus.

De todos los artículos encontrados en esta búsqueda, se analizó el método, así como los principales hallazgos. La metodología más utilizada para analizar el desempeño de los organismos operadores de agua es el análisis envolvente de datos o DEA por sus siglas en inglés (Cetrulo,

Ferreira, Marques, & Malheiros, 2020; Gidion *et al.*, 2019b; Güngör-Demirci, Lee, & Keck, 2017; Ngobeni & Breitenbach, 2021; Robles-Velasco, Rodríguez-Palero, Muñuzuri, & Onieva, 2022; Romano, Molinos-Senante, & Guerrini, 2017; Romano, Salvati, & Guerrini, 2018); y el análisis de frontera estocástica o SFA por sus siglas en inglés, como complemento del DEA (Molinos-Senante, Maziotis, & Sala-Garrido, 2021). Algunos autores llaman la atención sobre las limitaciones del DEA y el SFA, y la importancia de caracterizar el contexto del sector de los OOA (Estruch-Juan, Cabrera, Molinos-Senante, & Maziotis, 2020), así como presentar una visión más holística (Akimov & Simshauser, 2020). Cetrulo *et al.* (2020) mencionan que en el DEA la inversión para alcanzar una cobertura universal podría penalizar los resultados de eficiencia cuando esto es algo positivo para el organismo. Por lo anterior, quizás no sea la mejor herramienta para medir el desempeño de los OOA.

En menor medida se emplean otros métodos, como el involucramiento estocástico no paramétrico de datos o StoNED, por sus siglas en inglés (Molinos-Senante *et al.*, 2021); el DEA de red, en el que se busca hacer análisis comparativos entre organismos de diferentes segmentos (Gidion, Hong, Adams, & Khoveyni, 2019a); el DEA en dos etapas (Güngör-Demirci, Lee, & Keck, 2018a); el doble *bootstrap* DEA, con la finalidad de caracterizar grupos según variables contextuales (Nithammer, Mahabir, & Dikgang, 2022; Salazar-Adams, 2021); el *bootstrap* DEA combinado con una regresión truncada, también para incluir variables del contexto (Ablanado-Rosas, Campanur, Olivares-Benitez, Sánchez-García, & Nuñez-Ríos, 2020); análisis de regresión de panel de datos (Angeles-Castro, Arriola-Barcenas, & Baeza-Almaraz, 2018; Güngör-Demirci, Lee,

Keck, Guzzetta, & Yang, 2018b; Li, 2018); regresiones múltiples y redes neuronales artificiales (Nafi & Brans, 2018), y panel de datos con factores dinámicos (Zirogiannis & Tripodis, 2018).

En algunos artículos se proponen metodologías diferentes para evaluar a los organismos. Tskhai (2020) propone evaluar a los OOA según una matriz que combina recursos externos e internos contra resultados externos e internos, concluyendo que es importante tomar en cuenta las características de la región en donde se encuentra el organismo. D'Inverno, Carosi y Romano (2021) señalan la importancia de generar indicadores de desempeño más globales, que integren aspectos financieros, económicos, ambientales y de calidad en el servicio, a fin de evaluar al organismo desde una visión más amplia. Berg (2020) hace énfasis en la relevancia de generar información precisa, confiable y relevante que permita construir indicadores clave del desempeño (Key Performance Indicators-KPIs) para medir la gestión y mejorarla en el largo plazo. Pinto, Costa, Figueira y Marques (2017) ven pertinente definir indicadores para determinar categorías de calidad en el servicio.

También existen otro tipo de estudios que abordan distintos aspectos importantes a considerar en los organismos. Por ejemplo, subrayar la importancia de que los OOA cumplan con su mandato de suministrar agua a todos los ciudadanos, incluidos los de escasos recursos (Kemendi & Tutusaus, 2018). Guerrini, Molinos-Senante y Romano (2018) señalan la necesidad de generar incentivos para ahorrar costos y mejorar la productividad, al igual que mejorar la inversión en los organismos. Kayaga, Kingdom y Jalakam (2018) hablan sobre la relevancia de tener un diseño organizacional que clarifique los roles y

responsabilidades de los actores dentro del organismo para lograr un mejor desempeño. Da Silveira y Mata-Lima (2021), así como Walker, Williams y Styles (2020) subrayan la necesidad de mejorar la eficiencia en el uso de energía en la provisión del servicio de agua en los OOA. Tskhai (2022) sugiere que el desempeño de los organismos puede medirse a través de indicadores externos (características de los consumidores), e internos (características de la empresa). Santos, Cardoso y Galvão (2022) recomiendan que los sistemas de agua tengan un marco de evaluación de desempeño para detectar vulnerabilidades ante inundaciones para prever inversiones en rehabilitación.

Sobre los principales hallazgos de los estudios antes mencionados, se encuentra que las variables que influyen de manera positiva en el desempeño de los OOA, de manera general, son las siguientes: razón de conexiones con medición sobre aquellas sin medición (Nithammer *et al.*, 2022); tamaño del organismo (D'Inverno *et al.*, 2021; Ngobeni & Breitenbach, 2021); organismos con varias funciones u organismos múltiples (D'Inverno *et al.*, 2021); organismos privados (Li, 2018; Salazar-Adams, 2021); cortar el servicio a usuarios que no pagan por el mismo (Salazar-Adams, 2021); el número de conexiones por unidad de volumen de agua perdida (Ablanedo-Rosas *et al.*, 2020); facturación, recolección y rentabilidad (Angeles-Castro *et al.*, 2018); longitud de la red e ingresos operativos (Güngör-Demirci *et al.*, 2018b); número de directores y directores con conexiones políticas (Romano *et al.*, 2018), y empresas públicas cuando se excluye la calidad, pero empresa con participación privada cuando se considera la calidad del servicio (Romano *et al.*, 2017).

En cuanto a las variables que impactan negativamente en el desempeño destacan las fugas de agua (Güngör-Demirci *et al.*, 2018b; Molinos-Senante *et al.*, 2021); miembros de la junta no graduados o empresas medianas (Romano *et al.*, 2018), el número de conexiones, y la precipitación (Güngör-Demirci *et al.*, 2017).

Los estudios se han realizado en varias países del mundo como España (Robles-Velasco *et al.*, 2022); Sudáfrica (Ngobeni & Breitenbach, 2021; Nithammer *et al.*, 2022); Italia (D'Inverno *et al.*, 2021; Guerrini *et al.*, 2018; Romano *et al.*, 2018); México (Ablanado-Rosas *et al.*, 2020; Angeles-Castro *et al.*, 2018; Salazar-Adams, 2021); Brasil (Cetrulo *et al.*, 2020); Rusia (Tskhai, 2020); Tanzania (Gidion *et al.*, 2019b); China (Li, 2018), y EUA (California) (Güngör-Demirci *et al.*, 2017; Güngör-Demirci *et al.*, 2018a; Güngör-Demirci *et al.*, 2018b).

Dado que el presente estudio es sobre OOA's de México, se considera relevante retomar los hallazgos de los estudios más importantes en los últimos años. Angeles-Castro *et al.* (2018) realizan un análisis de panel de datos de 368 OOA's durante el periodo 2010-2014, para explicar la eficiencia total (volumen de agua cobrado entre producido), encontrando que las empresas pequeñas son más eficientes y que la facturación, cobranza y rentabilidad son factores muy relevantes para mejorar la eficiencia. Ablanado-Rosas *et al.* (2020) realizan un método de dos etapas, combinando Bootstrap DEA y un análisis de regresión truncada, generando evidencia de que el número de conexiones por unidad de volumen de agua perdida tiene un impacto significativo positivo en la eficiencia operativa de los OOA's en México. Salazar-Adams (2021), a través de un doble Bootstrap DEA, y con información de 359 organismos,

sugiere que los pocos OOA's privados son más eficientes que los públicos; también señala que cortar el agua ante la falta de pago tiene una relación positiva con la eficiencia (Salazar-Adams, 2021).

Como se ha visto anteriormente, las investigaciones enfocadas en el desempeño de los OOA's tanto en México como en el mundo se centran en calcular la eficiencia técnica a través de los diferentes tipos de DEA, y en menor medida en buscar explicaciones contextuales que puedan tener una relación positiva o negativa con dicha eficiencia. En los últimos años, solo se detectó para México que el estudio de Angeles-Castro *et al.* (2018) se enfoca en estudiar la eficiencia total o global (volumen de agua cobrado entre producido), en lugar de calcular la eficiencia técnica generada por el DEA.

En la presente investigación se busca un enfoque en el desempeño financiero del organismo operador. En concreto, calcular los factores que están asociados con la autosuficiencia financiera del mismo en función de variables como la tarifa, y las eficiencias física, comercial y global. No se detectaron estudios similares al que se propone, mismo que tiene como limitaciones la poca información publicada por los OOA's en México, considerando que puede haber un efecto de las diferentes coberturas de macro y micromedición que dan origen a parte de los datos publicados.

Estudios previos, como el de Briseño y Sánchez (2018), señalan que a los municipios se les asignó una responsabilidad de administrar el agua para uso urbano, pero ha hecho falta que desarrollen los recursos y capacidades institucionales necesarios para ello. Es muy importante que cuenten con medición, facturación y cobranza adecuadas para tener unas finanzas sanas que les permitan hacer frente a los costos operativos y a

las necesidades de infraestructura. Briseño (2018) menciona que la tarifa de agua se debe determinar con criterios técnicos e ir acompañada con eficiencia en la operación del organismo, pues de nada sirve incrementar los ingresos del mismo si éstos no se utilizarán de modo adecuado. Es importante señalar que cuando hay una percepción en la población de que la autoridad tiene un buen desempeño, hay una mayor disposición a pagar por el servicio (Briseño & Macedo, 2021).

En el siguiente apartado se describe la construcción de una base de datos sobre OOA's en México con información sobre autosuficiencia financiera, tarifas y eficiencias, con la finalidad de analizar, a través de modelos econométricos, cuáles son los factores que impactan en que los organismos tengan una mejor relación de ingresos entre egresos.

Base de datos y metodología

Con la finalidad de encontrar las principales variables que impactan en la autosuficiencia financiera de los OOA's en México, se integró una base de datos con la información disponible de organismos de diferentes ciudades durante los años 2017, 2018 y 2019. El criterio para definir cuáles serían las observaciones fue que el organismo en cuestión tuviera al menos información sobre su tarifa doméstica, pues es una variable fundamental para explicar los ingresos; y un indicador de autosuficiencia financiera. En concreto, se obtuvieron las tarifas doméstica, industrial y comercial de la página del Sistema Nacional de Información del Agua (SINA) de la

Comisión Nacional del Agua (Conagua). Para las tarifas se propuso un indicador al que se llamó nivel de subsidio cruzado (NSC), que es la división del promedio de las tarifas comercial e industrial entre la tarifa doméstica. El subsidio cruzado, en esencia, es cobrar una tarifa significativamente más alta a los usuarios comerciales e industriales para subsidiar a los domésticos a quienes se les cobra una tarifa más baja. El número de OOAs de los que se obtuvo la información es de 31, mismos que atienden a una cuarta parte de la población total del país y a una tercera parte de la población urbana, según el Sistema Urbano Nacional (SUN).

La variable autosuficiencia financiera (variable a explicar o dependiente) se obtuvo del "Sistema de información para incentivar el cobro-pago del agua", una iniciativa de la Fundación Gonzalo Río Arronte, en conjunto con el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). En esta iniciativa se busca incentivar las mejores prácticas en la gestión del agua entre los OOAs y los distritos de riego. De este mismo sistema se obtuvieron otras variables que son de suma relevancia para evaluar la correcta administración de los OOAs, como son las siguientes: eficiencia física, eficiencia comercial, eficiencia de cobro y eficiencia global. La eficiencia física es un porcentaje que se obtiene de la división del agua facturada entre el agua producida (ambas en metros cúbicos); la eficiencia comercial es la división del agua cobrada entre el agua facturada (medidas en metros cúbicos); la eficiencia de cobro es el porcentaje de agua cobrada sobre el agua facturada (medidas en pesos); y la eficiencia global es el porcentaje de agua cobrada entre producida (en metros

cúbicos), o el producto de la eficiencia física y la eficiencia comercial (Río Arronte & IMTA, 2021).

Para medir el impacto de zonas con alta disponibilidad de agua, se construyó una variable dicotómica que toma el valor de uno cuando el organismo pertenece a alguna entidad federativa del sureste del país y cero en otro caso. La idea que subyace con esta variable es que las zonas del sureste mexicano tienen menos incentivos para ser eficientes en la gestión del agua, pues no tienen el problema de la escasez de este recurso en la magnitud que se tiene en estados del centro y norte del país. En la Tabla 2 se observan las variables, fuente, descripción y estadística descriptiva.

Tabla 2. Variables, fuente y estadística descriptiva.

| Variable | Descripción | Fuente | Obs. | Media | Mediana | Desviación estándar | Mínimo | Máximo |
|----------|--|---|------|-------|---------|---------------------|--------|--------|
| AFIN (%) | Ingresos por venta de agua entre egresos reportados por el OOA | Río Arronte e IMTA (2021) | 90 | 65.17 | 67.19 | 29.69 | 5.33 | 175.1 |
| TARIFAD | Tarifa para un consumo doméstico de 30 m ³ por mes | Sistema Nacional de Información del Agua (SINA) de la Comisión Nacional del Agua (Conagua) (2022) | 147 | 16.36 | 14.92 | 8.85 | 1.02 | 68.33 |
| TARIFAC | Tarifa para un consumo comercial de 30 m ³ por mes | | 148 | 29.42 | 25.56 | 16.50 | 3.95 | 76.58 |
| TARIFAI | Tarifa para un consumo industrial de 30 m ³ por mes | | 142 | 33.51 | 29.20 | 18.99 | 4.62 | 97.36 |

| Variable | Descripción | Fuente | Obs. | Media | Mediana | Desviación estándar | Mínimo | Máximo |
|----------------|--|--|------|-------|---------|---------------------|--------|--------|
| NSC | División del promedio de la tarifa comercial e industrial entre la tarifa doméstica | Elaboración propia con datos de Conagua (2022) | 142 | 2.16 | 1.81 | 1.28 | 0.86 | 8.68 |
| EFISICA (%) | Volumen facturado entre volumen producido en metros cúbicos | Río Arronte e IMTA (2021) | 96 | 56.88 | 56.71 | 13.05 | 25.14 | 84.44 |
| ECOMERCIAL (%) | Volumen cobrado entre volumen facturado en metros cúbicos. También llamada eficiencia en cobro volumétrico | | 81 | 75.60 | 78.03 | 17.56 | 34.21 | 114.5 |
| ECOBRO (%) | Ingresos por venta de agua entre ingresos esperados de agua facturada | | 93 | 78.10 | 81.54 | 17.06 | 35.81 | 114.5 |
| EGLOBAL (%) | Volumen cobrado entre volumen producido en metros cúbicos | | 82 | 44.22 | 40.49 | 15.65 | 15.66 | 76.78 |
| SURESTE | Organismo en los estados de Yucatán, Quintana Roo, Campeche, Tabasco, Chiapas, Veracruz o Oaxaca = 1; en otro caso = 0 | Mapa de la república mexicana | 159 | 0.17 | 0.00 | 0.38 | 0 | 1 |

Para observar el grado de asociación entre las variables se lleva a cabo una matriz de correlación, misma que se observa en la Tabla 3. Las variables que mayor correlación tienen con la autosuficiencia financiera

son eficiencia de cobro (0.63), eficiencia comercial (0.47) y eficiencia global (0.47). En cuanto a las relaciones entre las posibles variables explicativas de la autosuficiencia financiera, los grados de asociación más altos se encuentran entre los diferentes tipos de tarifas; y entre los pares de variables eficiencia física y eficiencia global (0.76), eficiencia comercial y eficiencia cobro (0.63), y eficiencia comercial con eficiencia global (0.78).

Tabla 3. Matriz de correlación.

| | AFIN | TARIFAD | TARIFAC | TARIFAI | NSC | EFISICA | ECOMERCIAL | ECOBRO | EGLOBAL |
|------------|-------|---------|---------|---------|-------|---------|------------|--------|---------|
| AFIN | 1 | | | | | | | | |
| TARIFAD | 0.31 | 1 | | | | | | | |
| TARIFAC | 0.23 | 0.63 | 1 | | | | | | |
| TARIFAI | 0.13 | 0.59 | 0.88 | 1 | | | | | |
| NSC | -0.22 | -0.33 | 0.28 | 0.36 | 1 | | | | |
| EFISICA | 0.19 | -0.09 | 0.16 | 0.21 | 0.36 | 1 | | | |
| ECOMERCIAL | 0.47 | 0.08 | 0.17 | 0.23 | -0.01 | 0.23 | 1 | | |
| ECOBRO | 0.63 | 0.14 | 0.21 | 0.22 | 0.00 | 0.15 | 0.63 | 1 | |
| EGLOBAL | 0.47 | -0.00 | 0.25 | 0.29 | 0.25 | 0.76 | 0.78 | 0.48 | 1 |

Con la base de datos antes mencionada y analizada se realizan varios modelos econométricos de panel para encontrar cuáles son las variables que explican de mejor manera la autosuficiencia financiera de los OOA. En el siguiente apartado se describen los diferentes modelos, así como sus respectivas pruebas de validación.

Modelos y resultados

Dada la naturaleza de la información de la base de datos en la cual existen unidades de medición (OOAs) y unidades de tiempo (años 2017, 2018 y 2019), se hacen regresiones de panel de datos. Se encontró que para cumplir con la prueba de validación de correcta especificación, la variable dependiente debía estar en nivel, y la mayoría de las explicativas, salvo algunos casos, en logaritmo. Los modelos con los mejores ajustes, así como sus pruebas de validación, se muestran en la Tabla 4. Es importante señalar que los modelos de panel son de tipo *pooled*. No se reportan efectos fijos y aleatorios debido a que las variables resultaron con coeficientes contrarios a los esperados en la mayoría de los casos.

Tabla 4. Modelos de regresión de panel para explicar la autosuficiencia financiera (AFIN).

| Concepto | (Modelo 1) | (Modelo 2*) | (Modelo 3*) | (Modelo 4) |
|----------------------------------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| | AFIN | AFIN | AFIN | AFIN |
| Constante | -28.7576 (0.1876) | -41.1077 (0.2049) | -187.894 (0.0045) | -113.467 (0.0075) |
| TARIFAD | | | 0.768049 (0.0302) | |
| I_TARIFAD | 8.31395 (0.0118) | | | |
| I_TARIFAC | | 8.33014 (0.0642) | | |
| I_NSC | | -10.8304 (0.0096) | | |
| I_EFISICA | | | 27.7403 (0.0359) | 27.4261 (0.0027) |
| I_ECOMERCIAL | | | 28.9707 (0.0836) | 15.7876 (0.0475) |
| I_EGLOBAL | 18.7594 (0.0003) | 22.8665 (0.0015) | | |
| SURESTE | -23.2960 (0.0100) | -20.9793 (0.0152) | | -36.5681 (0.0000) |
| Observaciones / OOA | 74 / 31 | 72 / 31 | 74 / 30 | 78 / 30 |
| Coefficiente R^2 | 0.49 | 0.50 | 0.35 | 0.46 |
| R^2 ajustada | 0.47 | 0.47 | 0.33 | 0.43 |
| Valor p prueba de normalidad | 0.31 | 0.15 | 0.14 | 0.10 |
| Valor p prueba Reset de Ramsey | 0.58 | 0.77 | 0.29 | 0.80 |
| Valor p prueba de White | 0.06 | 0.04 | 0.04 | 0.09 |
| VIF TARIFAD | | | 1.019 | |
| VIF I_TARIFAD | 1.427 | | | |
| VIF I_TARIFAC | | 1.504 | | |
| VIF I_NSC | | 1.163 | | |
| VIF I_EFISICA | | | 1.046 | 1.054 |
| VIF I_ECOMERCIAL | | | 1.052 | 1.108 |
| VIF I_EGLOBAL | 1.082 | 1.153 | | |
| VIF SURESTE | 1.524 | 1.565 | | 1.079 |

Notas: valor p entre paréntesis.

*Desviaciones típicas robustas para corregir heteroscedasticidad.

En el modelo 1 se utilizaron como variables explicativas de autosuficiencia financiera (AFIN) las variables tarifa doméstica (TARIFAD) y eficiencia global (EGLOBAL) en forma funcional logarítmica, así como la variable dicotómica SURESTE. En este modelo se eliminó la observación de Ensenada para el año 2018, pues se consideró un dato atípico, por tener un residuo superior a 2.5 desviaciones alrededor de la media. En este modelo resulta significativa positiva al 1 % la variable $I_EGLOBAL$ y al 5 % la variable $I_TARIFAD$. Asimismo, la variable SURESTE es significativa negativa al 5 % . El coeficiente R^2 de 0.49 indica que el 49 % de la variabilidad en la variable dependiente autosuficiencia financiera (AFIN) se explica por los cambios en las variables independientes utilizadas en el modelo. Dado que los factores de inflación de la varianza (VIF, por sus siglas en inglés) son menores a 10 y la correlación entre las variables involucradas en el modelo son menores a 0.5, se asume que no hay multicolinealidad. El modelo cuenta con normalidad en los errores, correcta especificación y homocedasticidad.

Respecto al modelo 2, se utilizan como variables explicativas la tarifa comercial (TARIFAC), el nivel de subsidio cruzado (NSC) y la eficiencia global (EGLOBAL), todas en forma funcional logarítmica. Además, se introduce la variable dicotómica SURESTE. Resulta significativa positiva al 1 % $I_EGLOBAL$, y al 10 % $I_TARIFAC$. Por otro lado, SURESTE es significativa negativa al 5 % y I_NSC al 1 %. La bondad de ajuste medida a través del R^2 es de 0.50. Se asume que no hay multicolinealidad dado que los factores de la inflación de la varianza (VIF) son menores a 10 y las correlaciones entre pares de variables incluidas en el modelo son menores a 0.5. El modelo cuenta con normalidad en los

errores y correcta especificación. Debido a que no cumple con homocedasticidad, se utilizaron desviaciones típicas robustas.

El modelo 3 incluye como variables explicativas la tarifa doméstica (TARIFAD) sin logaritmo, y la eficiencia física (EFISICA) y comercial (ECOMERCIAL) en forma funcional logarítmica. Las variables TARIFAD y $I_{EFISICA}$ resultan significativas positivas al 5 %; y $I_{ECOMERCIAL}$ al 10 %. El coeficiente R^2 es de 0.35. Se asume que no hay multicolinealidad dado que los VIF son menores a 10 y la correlación entre pares de variables es menor a 0.5. El modelo cumple con normalidad y correcta especificación. Se utilizaron desviaciones típicas robustas ante la presencia de heterocedasticidad.

En el modelo 4 se utilizan las variables EFISICA y ECOMERCIAL con forma funcional logarítmica. También se agrega la variable dicotómica SURESTE. La variable $I_{EFISICA}$ resulta significativa positiva al 1 % y $I_{ECOMERCIAL}$ al 5 %. SURESTE es significativa negativa al 1 %. El coeficiente R^2 es 0.46. Se asume que no hay multicolinealidad porque los VIF son menores a 10 y la correlación entre pares de variables es menor a 0.5. El modelo cumple con normalidad, correcta especificación y homocedasticidad.

En la Tabla 5 se observa la matriz de correlación de las variables transformadas como fueron utilizadas en los modelos de regresión. Tal como se señaló anteriormente, no hay una alta correlación (mayor a 0.5) entre las variables utilizadas en cada uno de los modelos.

Tabla 5. Matriz de correlación de las variables utilizadas en el modelo.

| | AFIN | TARIFAD | I_TARIFAD | I_TARIFAC | I_NSC | I_EFISICA | I_ECOMERCIAL | I_EGLOBAL |
|--------------|-------|---------|-----------|-----------|-------|-----------|--------------|-----------|
| AFIN | 1 | | | | | | | |
| TARIFAD | 0.31 | 1 | | | | | | |
| I_TARIFAD | 0.42 | 0.88 | 1 | | | | | |
| I_TARIFAC | 0.33 | 0.67 | 0.77 | 1 | | | | |
| I_NSC | -0.27 | -0.34 | -0.40 | 0.24 | 1 | | | |
| I_EFISICA | 0.22 | -0.06 | -0.13 | 0.04 | 0.31 | 1 | | |
| I_ECOMERCIAL | 0.46 | 0.10 | 0.23 | 0.23 | 0.01 | 0.21 | 1 | |
| I_EGLOBAL | 0.46 | 0.04 | 0.08 | 0.21 | 0.21 | 0.73 | 0.81 | 1 |

En cuanto a la interpretación de los coeficientes, es importante atender a la forma funcional en la que se encuentra tanto la variable dependiente como cada una de las independientes. En ese orden de ideas, y para facilitar la comprensión de los resultados, se realizaron algunas conversiones para que los coeficientes puedan ser interpretados como elasticidades. El tipo de modelo, según la forma funcional, los coeficientes, la elasticidad y su interpretación se observan en la Tabla 6. Cabe señalar que los incrementos o decrementos en las variables explicativas están acotados, por lo que es importante considerar los máximos y mínimos señalados en la estadística descriptiva.

Tabla 6. Interpretación de los resultados (variables explicativas de AFIN).

| Variables X's | Forma funcional | Coefficientes β 's | Elasticidad | Interpretación |
|---------------|-----------------|--------------------------|--|--|
| TARIFAD | Nivel - nivel | 0.768049 | $\beta \left(\frac{X}{Y}\right)^* = 0.768 \left(\frac{17.62}{62.50}\right) = 0.2165$ | En términos de un modelo nivel-nivel, un incremento de un peso en la tarifa doméstica aumenta 0.77 % la autosuficiencia financiera En términos de elasticidad, un incremento del 1 % en la tarifa doméstica aumenta entre 0.14 y 0.22 % la autosuficiencia financiera |
| I_TARIFAD | Nivel - log | 8.31395 | $\beta \left(\frac{1}{Y}\right)^* = 8.314 \left(\frac{1}{61.50}\right) = 0.1352$ | |
| I_TARIFAC | Nivel - log | 8.33014 | $\beta \left(\frac{1}{Y}\right)^* = 8.330 \left(\frac{1}{62.29}\right) = 0.1337$ | Un incremento del 1 % en la tarifa comercial aumenta en 0.13 % la autosuficiencia financiera |
| I_NSC | Nivel - log | -10.8304 | $\beta \left(\frac{1}{Y}\right)^* = -10.83 \left(\frac{1}{62.29}\right) = -0.1739$ | Un incremento del 1 % en el nivel de subsidio cruzado disminuye en 0.17 % la autosuficiencia financiera |
| I_EFISICA | Nivel - log | 27.4261 a 27.7403 | $\beta \left(\frac{1}{Y}\right)^* = 27.43 \left(\frac{1}{61.97}\right)$ a $27.74 \left(\frac{1}{62.50}\right)$ | Un incremento del 1 % en la eficiencia física aumenta en 0.44 % la autosuficiencia financiera |
| I_ECOMERCIAL | Nivel - log | 15.7876 a 28.9707 | $\beta \left(\frac{1}{Y}\right)^* = 15.79 \left(\frac{1}{61.97}\right)$ a $28.97 \left(\frac{1}{62.50}\right)$ | Un incremento del 1 % en la eficiencia comercial aumenta entre 0.25 y 0.46 % la autosuficiencia financiera |
| I_EGLOBAL | Nivel - log | 18.7594 a 22.8665 | $\beta \left(\frac{1}{Y}\right)^* = 18.76 \left(\frac{1}{61.50}\right)$ a $22.87 \left(\frac{1}{62.29}\right)$ | Un incremento del 1 % en la eficiencia global aumenta entre 0.31 y 0.37 % la autosuficiencia financiera |
| SURESTE | Nivel - D | -20.9793 a -36.5681 | No aplica | Cuando el organismo pertenece a un estado del sureste mexicano la autosuficiencia financiera disminuye entre 21 y 37 unidades porcentuales |

*Según Gujarati y Porter (2010) se pueden medir las elasticidades utilizando promedios de X y Y.

Fuente: elaboración propia con orientación de Gujarati y Porter (2010).

Como ya se ha señalado, y dado lo expuesto en la Tabla 6, se puede apreciar que incrementos en las tarifas (doméstica y comercial) y en las eficiencias (física, comercial y global) generan aumentos en la autosuficiencia financiera, y viceversa. Por el contrario, incrementos en el subsidio cruzado hacen que disminuya la autosuficiencia financiera. Asimismo, la pertenencia a algún estado del sureste también provoca que baje la variable AFIN.

Respecto a la Tabla 6, es importante considerar que los cambios en la variable dependiente corresponden a cambios alrededor de valores promedio de las variables explicativas. Considerar modificaciones en las variables explicativas que hicieran que se alejaran bastante del punto de los valores promedio puede propiciar predicciones erróneas de los cambios en la variable dependiente.

Con la finalidad de ejemplificar la utilidad práctica de los modelos expuestos, se sustituyeron los valores promedio de la estadística descriptiva en la ecuación del modelo 3, arrojando una autosuficiencia financiera del 62.08 %, muy cercana al 65.17 % observada. En el siguiente apartado se ofrecen algunas conclusiones sobre los hallazgos de esta investigación.

Conclusiones

En el presente artículo se realiza una revisión de la literatura sobre los factores que inciden en el desempeño de los OOA. Se encuentra un hueco en la literatura sobre la exploración de los determinantes del desempeño financiero en los OOA y se propone un estudio sobre la gestión del agua para uso urbano en México desde el punto de vista de la autosuficiencia financiera.

Se lleva a cabo un modelo econométrico en el que la variable dependiente es la autosuficiencia financiera (ingresos entre egresos), y las explicativas con signo positivo son la tarifa (doméstica y/o comercial) y la eficiencia (física, comercial y/o global). Por otro lado, las variables independientes con relación negativa con la autosuficiencia financiera son el nivel de subsidio cruzado y estar ubicado en el sureste mexicano.

Cabe señalar que existen otras variables que pueden impactar en la autosuficiencia financiera de los OOA, mismas que no se incluyen en los modelos, pero que son susceptibles de una reflexión, por ejemplo las tomas clandestinas, las decisiones políticas al fijar la tarifa y la protección a la población vulnerable.

Respecto a las tarifas, es importante que sean suficientes para cubrir el costo del servicio y rehabilitar las redes de distribución, así como para mejorar la infraestructura existente. Las tarifas deben ser determinadas técnicamente y no con criterios políticos. Un adecuado esquema tarifario, además de mejorar las finanzas del organismo, desincentiva el consumo de agua. Por lo anterior, es muy recomendable

la creación de consejos independientes al OOA que puedan tomar decisiones sobre la estructura tarifaria con razonamientos técnicos, dejando de lado incentivos estrictamente políticos. Cabe aclarar que en todo momento es muy importante proteger a la población económicamente vulnerable.

Es muy común en México que las tarifas comerciales e industriales sean significativamente más altas que las domésticas. A este fenómeno se le llama subsidio cruzado. En el presente estudio se obtuvo un indicador llamado nivel de subsidio cruzado, que es la división del promedio de las tarifas industriales y comerciales entre la tarifa doméstica. La relación con la autosuficiencia financiera resultó negativa. Lo anterior indica que tener tarifas comerciales e industriales muy altas respecto a la tarifa doméstica puede ser contraproducente. Por un lado, puede generar una dependencia financiera en menos cantidad de usuarios (comerciales e industriales) y, por otro, incentivar el consumo irresponsable de agua en los usuarios domésticos al no valorar el servicio, incrementando así los costos de producción.

En este estudio se muestra evidencia de que la eficiencia en el organismo, medida como porcentaje de facturación sobre producción (eficiencia física), como cobro entre facturación en volumen (eficiencia comercial) y como cobro entre producción en volumen (eficiencia global), impacta positivamente de manera significativa en la autosuficiencia financiera del OOA. Es importante, por lo tanto, fortalecer el nivel de facturación del organismo a través de la detección y reparación de fugas, colocación y calibración de medidores para los diferentes tipos de usuarios, e identificación de tomas clandestinas. También es conveniente

incrementar la cobranza del agua a los usuarios, protegiendo siempre a la población económicamente vulnerable, a fin de desincentivar el consumo desmedido del recurso y mejorar las finanzas del organismo.

Resulta también de interés el hallazgo encontrado en esta investigación sobre el menor desempeño financiero que tienen los OOA's ubicados en las entidades federativas del sureste mexicano. Lo anterior debido a que no existe una necesidad imperante por la eficiencia, dado que el agua no es un recurso escaso en comparación con los estados del centro y del norte del país. Por lo anterior, es importante que en las ciudades donde hay un problema real de escasez de agua exista el conocimiento de la sociedad y de las autoridades sobre el mismo, para promover la eficiencia de los OOA's, para evitar en un futuro no contar con este preciado líquido.

Para finalizar, se considera relevante impulsar a los OOA's a generar y publicar información que permita a las autoridades, académicos y sociedad civil conocer el desempeño en materia de gestión y disponibilidad de agua, con el objetivo de prever posibles problemas futuros en esta materia y mejorar la resiliencia de las ciudades ante el cambio climático.

Referencias

- Ablanedo-Rosas, J. H., Campanur, A. G., Olivares-Benitez, E., Sánchez-García, J. Y., & Nuñez-Ríos, J. E. (2020). Operational efficiency of Mexican water utilities: Results of a double-bootstrap data envelopment analysis. *Water (Switzerland)*, 12(2). Recuperado de <https://doi.org/10.3390/w12020553>
- Akimov, A., & Simshauser, P. (2020). Performance measurement in Australian water utilities. Current state and future directions. *Australian Journal of Public Administration*, 79(1), 111-142. Recuperado de <https://doi.org/10.1111/1467-8500.12376>
- Angeles-Castro, G., Arriola-Barcenas, L. J., & Baeza-Almaraz, C. B. (2018). Determinants of total efficiency in water utilities in Mexico. *Applied Economics Letters*, 25(21), 1531-1534. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/13504851.2018.1430324>
- Berg, S. V. (2020). Performance assessment using key performance indicators (KPIs) for water utilities: A primer. *Water Economics and Policy*, 6(2). Recuperado de <https://doi.org/10.1142/S2382624X20500010>
- Briseño, H. (2018). Water pricing models in Mexico according to social criteria (Modelos tarifarios de agua en México según criterios sociales). *Tecnología y ciencias del agua*, 9(6), 173-192. Recuperado de <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-06-08>

- Briseño, H., & Macedo, E. (2021). Willingness to pay to improve water quality in Zapopan (Disposición a pagar para mejorar la calidad del agua en Zapopan). *Tecnología y ciencias del agua*, 12(1), 1-21. Recuperado de <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2021-01-10>
- Briseño, H., & Sánchez, A. (2018). Decentralization, consolidation, and crisis of urban water management in Mexico. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(4), 25-47. Recuperado de <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-04-02>
- Cetrulo, T. B., Ferreira, D. F. C., Marques, R. C., & Malheiros, T. F. (2020). Water utilities performance analysis in developing countries: On an adequate model for universal access. *Journal of Environmental Management*, 268. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110662>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2022). *Sistema Nacional de Información del Agua (SINA)*. Recuperado de <http://sina.conagua.gob.mx/sina/tema.php?tema=tarifas&ver=reporte&o=1&n=nacional>
- D'Inverno, G., Carosi, L., & Romano, G. (2021). Environmental sustainability and service quality beyond economic and financial indicators: A performance evaluation of Italian water utilities. *Socio-Economic Planning Sciences*, 75(February 2020), 100852. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.seps.2020.100852>

- Da Silveira, A. P. P., & Mata-Lima, H. (2021). Assessing energy efficiency in water utilities using long-term data analysis. *Water Resources Management*, 35(9), 2763-2779. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11269-021-02866-8>
- Estruch-Juan, E., Cabrera, E., Molinos-Senante, M., & Maziotis, A. (2020). Are frontier efficiency methods adequate to compare the efficiency of water utilities for regulatory purposes? *Water (Switzerland)*, 12(4). Recuperado de <https://doi.org/10.3390/W12041046>
- Gidion, D. K., Hong, J., Adams, M. Z. A., & Khoveyni, M. (2019a). Network DEA models for assessing urban water utility efficiency. *Utilities Policy*, 57, 48-58. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jup.2019.02.001>
- Gidion, D. K., Hong, J., Hou, B., Shillamkwese, S. S., Adams, M. Z. A., & Khoveyni, M. (2019b). Consistency in efficiency benchmarking: Urban water utility regulation with performance improvement. *Water Science and Technology: Water Supply*, 19(7), 1955-1964. Recuperado de <https://doi.org/10.2166/ws.2019.072>
- Guerrini, A., Molinos-Senante, M., & Romano, G. (2018). Italian regulatory reform and water utility performance: An impact analysis. *Utilities Policy*, 52, 95-102. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jup.2018.03.005>
- Gujarati, D., & Porter, D. (2010). *Econometría*. New York, EUA: McGraw Hill.

- Güngör-Demirci, G., Lee, J., & Keck, J. (2017). Measuring water utility performance using nonparametric linear programming. *Civil Engineering and Environmental Systems*, 34(3-4), 206-220. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/10286608.2018.1425403>
- Güngör-Demirci, G., Lee, J., & Keck, J. (2018a). Assessing the performance of a California water utility using two-stage data envelopment analysis. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 144(4). Recuperado de [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)WR.1943-5452.0000921](https://doi.org/10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000921)
- Güngör-Demirci, G., Lee, J., Keck, J., Guzzetta, R., & Yang, P. (2018b). Determinants of non-revenue water for a water utility in California. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 67(3), 270-278. Recuperado de <https://doi.org/10.2166/aqua.2018.152>
- Kayaga, S. M., Kingdom, W., & Jalakam, A. (2018). Organisational design for improved performance of urban water utilities in developing countries. *Utilities Policy*, 50, 49-59. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jup.2017.10.001>
- Kemendi, T. J., & Tutusaus, M. (2018). The impact of pro-poor interventions on the performance indicators of a water utility: Case studies of nakuru and kisumu. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development*, 8(2), 208-216. Recuperado de <https://doi.org/10.2166/washdev.2018.088>
- Li, L. (2018). Private sector participation and performance of county water utilities in China. *China Economic Review*, 52, 30-53. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.chieco.2018.06.001>

- Molinos-Senante, M., Maziotis, A., & Sala-Garrido, R. (2021). Benchmarking the economic and environmental performance of water utilities: A comparison of frontier techniques. *Benchmarking*. Recuperado de <https://doi.org/10.1108/BIJ-08-2021-0481>
- Nafi, A., & Brans, J. (2018). Prediction of water utility performance: The case of the water efficiency rate. *Water (Switzerland)*, 10(10). Recuperado de <https://doi.org/10.3390/w10101443>
- Ngobeni, V., & Breitenbach, M. C. (2021). Production and scale efficiency of South African water utilities: The case of water boards. *Water Policy*, 23(4), 862-879. Recuperado de <https://doi.org/10.2166/wp.2021.055>
- Nithammer, C. M., Mahabir, J., & Dikgang, J. (2022). Efficiency of South African water utilities: A double bootstrap DEA analysis. *Applied Economics*, 54(26), 3055-3073. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/00036846.2021.2002802>
- Pinto, F. S., Costa, A. S., Figueira, J. R., & Marques, R. C. (2017). The quality of service: An overall performance assessment for water utilities. *Omega (United Kingdom)*, 69, 115-125. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.omega.2016.08.006>
- Río Arronte, & IMTA, Fundación Gonzalo Río Arronte & Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2021). *Sistema de información para incentivar el cobro-pago del agua*. Recuperado de <http://www.fgra-cobro-pago.org.mx/>

- Robles-Velasco, A., Rodríguez-Palero, M., Muñuzuri, J., & Onieva, L. (2022). Sustainable Development and efficiency analysis of the major urban water utilities in Spain. *Water (Switzerland)*, 14(9). Recuperado de <https://doi.org/10.3390/w14091519>
- Romano, G., Molinos-Senante, M., & Guerrini, A. (2017). Water utility efficiency assessment in Italy by accounting for service quality: An empirical investigation. *Utilities Policy*, 45, 97-108. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jup.2017.02.006>
- Romano, G., Salvati, N., & Guerrini, A. (2018). Governance, strategy and efficiency of water utilities: The Italian case. *Water Policy*, 20(1), 109-126. Recuperado de <https://doi.org/10.2166/wp.2017.172>
- Salazar-Adams, A. (2021). The efficiency of post-reform water utilities in Mexico. *Utilities Policy*, 68. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jup.2020.101153>
- Santos, L. F., Cardoso, M. A., & Galvão, A. F. (2022). Storm water systems' performance: Assessment framework application to Portuguese water utilities. *International Journal of Water Resources Development*. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/07900627.2021.2004882>
- Tskhai, A. (2020). Model for evaluating the efficiency of Russian water utilities. *Utilities Policy*, 62. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jup.2019.100986>

- Tskhai, A. (2022). The impact of increasing environmental requirements on the efficiency of water utilities: Russian case. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 24(2), 633-644. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10098-021-02133-9>
- Walker, N. L., Williams, A. P., & Styles, D. (2020). Key performance indicators to explain energy & economic efficiency across water utilities, and identifying suitable proxies. *Journal of Environmental Management*, 269. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110810>
- Zirotiannis, N., & Tripodis, Y. (2018). Dynamic factor analysis for short panels: Estimating performance trajectories for water utilities. *Statistical Methods and Applications*, 27(1), 131-150. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10260-017-0394-y>

DOI: 10.24850/j-tyca-15-01-05

Artículos

El acceso al servicio de agua y la vulnerabilidad al COVID-19: el caso de la Ciudad de México

Access to water service and vulnerability to COVID-19: the case of Mexico City

Gloria Soto-Montes-de-Oca¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6370-2136>

G. Alfredo Ramirez-Fuentes²

Lessli A. Ramírez-Macario³

¹Departamento de Ciencias Sociales, Universidad Autónoma Metropolitana-Cuajimalpa, Ciudad de México, México / Honorary Research Fellow, Centre for Social Research on the Global Environment, School of Environmental Sciences, UK, gsoto@cua.uam.mx

²División de Economía, Centro de Investigación y Docencia Económicas, A.C. (CIDE), Ciudad de México, México, grodecz.ramirez@cide.edu, grodecz.ramirez@outlook.com

³Licenciatura en Estudios Socio-Territoriales, Universidad Autónoma Metropolitana-Cuajimalpa, Ciudad de México, México, lessli.ramirez.97@gmail.com



Autora para correspondencia: Gloria Soto-Montes-de-Oca,
gsoto@cua.uam.mx

Resumen

El acceso al servicio de agua en los hogares es fundamental para enfrentar la pandemia de COVID-19, sobre todo en contextos urbanos donde el riesgo aumenta por la cercanía social. En este artículo se exploran las relaciones entre el número de contagios de COVID-19 con la marginación de los hogares y los problemas de acceso al servicio de abasto de agua potable en la Ciudad de México, resaltando los patrones de distribución espacial. Se generó una base de datos a nivel de colonia con información oficial sobre el número de contagios, número de habitantes, índice de desarrollo social y acceso deficiente del abasto de agua. Se encontró que todas estas variables tienen un efecto significativo sobre el número de casos que se registran en las colonias. En particular, el deficiente acceso al servicio de agua aumentó en al menos 17 % el número de casos de contagio de COVID-19 durante el periodo de estudio.

Palabras clave: acceso al agua, COVID-19, Ciudad de México, desarrollo social, distribución espacial.

Abstract

Domestic water supply is essential for coping with the COVID-19 pandemic, particularly in urban contexts where social proximity increases



the risk of infection. This article explores the association between the number of COVID-19 cases in marginalized households, and access to water supply in Mexico City, highlighting spatial distribution patterns. A neighbourhood database was created using official information on the number of COVID-19 infections, the population, the Social Development Index, and inadequate water supply. Results show that these variables significantly affect the number of COVID-19 infections registered in neighbourhoods. Moreover, inadequate water supply increased the number of COVID-19 cases by at least 17 % during the period under study.

Keywords: Water access, COVID-19, Mexico City, social development, spatial distribution.

Recibido: 08/11/2021

Aceptado: 20/06/2022

Publicado online: 19/07/2022

Introducción

La pandemia por COVID-19, declarada el 23 de marzo de 2020, había provocado más de 4.4 millones de muertes en el mundo al 23 de agosto de 2021 (WHO, 2021). Las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud han orientado a los países a tomar medidas sanitarias que sirvan para controlar el virus y retrasar los contagios; una de las medidas

más utilizadas a nivel mundial fue la cuarentena, el aislamiento y, más recientemente, el uso de cubrebocas, para evitar que los contagios siguieran aumentando y los sistemas de salud colapsaran.

Las zonas urbanas concentran un 90 % de los contagios comunicados (ONU, 2020a; ONU, 2020b; ONU, 2020c). Esto no significa que todas las ciudades tengan el mismo comportamiento, pues a nivel global determinadas megalópolis han presentado peores indicadores de contagio, destacando las ciudades de Bruselas, París, Santiago de Chile, Estocolmo y la Ciudad de México (OECD, 2021). Existe evidencia de que en particular en las zonas más pobres de las ciudades registran la mayor vulnerabilidad (Aminjonov & Bargain, 2021; Khavarian-Garmsir & Sharifi, 2020). La relación entre pobreza y contagios de COVID-19 puede deberse a múltiples elementos, tales como la inminente necesidad de salir a trabajar y generar ingresos para sobrevivir, la pérdida de empleos, la falta de acceso a servicios de salud, problemas con el servicio de agua potable y transporte, y el acceso desigual a las tecnologías, entre otros (Merino, Valverde, & Ziccardi, 2020; Aminjonov & Bargain, 2021). En este sentido, el Informe sobre Desarrollo Humano 2020 ha destacado que las capacidades de las personas juegan un papel clave en la respuesta a la crisis del COVID-19, así como la importancia de reducir las presiones humanas sobre los ecosistemas (UNEP, 2019).

Aunque es sabido que los hogares urbanos que viven en condiciones de marginación registran más contagios, la pregunta es cómo los diferentes factores asociados con la marginación inciden en la vulnerabilidad. En particular, el acceso al servicio de agua potable se ha

destacado entre los elementos indispensables para reducir la vulnerabilidad frente al virus (Sivakumar, 2021; Neal, 2020).

Este artículo tiene el objetivo de explorar las relaciones entre el número de contagios de COVID-19 con la marginación de los hogares y los problemas de acceso al servicio de abasto de agua potable en la Ciudad de México, resaltando los patrones de distribución espacial. La estructura del artículo es la siguiente. En la sección 2 se explora la relación entre el acceso al agua para su uso doméstico y el COVID-19. En la sección 3 se describe la pandemia en México y la CDMX, haciendo énfasis en el servicio de agua. La sección 4 describe la metodología, con las fuentes de información y el procedimiento que se llevó a cabo para el análisis. Posteriormente, se presentan los resultados sobre los patrones de acceso ineficiente al servicio de agua y los casos de COVID-19, considerando elementos acerca de la distribución espacial de dichas variables. En el último apartado se reflexiona sobre la importancia del acceso adecuado del agua para atender la actual crisis de COVID-19 desde una perspectiva de resiliencia urbana.

Relación entre el acceso al agua y los contagios de COVID-19

El acceso al agua se considera un derecho humano que cubre las necesidades básicas de cualquier hogar —aun sin pandemia—, pero el riesgo en la salud derivado del virus COVID-19 convierte al agua en uno de los vehículos fundamentales para evitar el contagio y asegurar la salud

humana (Chavez, McDonald, & Spronk, 2020; UNESCO, 2021). Tanto en los hogares como en los espacios públicos, la manera fácil de sanitizar es a través del agua y jabón. La gama de problemas que padecen los hogares con inseguridad hídrica en diversos contextos rurales y urbanos tienen implicaciones en el lavado de manos, la higiene de las personas y la vivienda; la posibilidad de tener distanciamiento físico, y por su puesto, en el estado emocional de los integrantes de la familia (Adams *et al.*, 2021). Aquellos hogares que han tenido acceso al servicio, en principio tienen mayor posibilidad de combatir el virus, pues tienen un medio asequible y seguro de sanitización. Sin embargo, los hogares que enfrentan problemas ven reducidas las posibilidades de lavarse las manos antes de comer o después de ir al baño, o de realizar otras actividades vinculadas con el agua dentro o fuera del hogar. Por ende, la carencia de este servicio se convierte en un factor que agudiza la vulnerabilidad de la vivienda y de sus moradores frente a la propagación de enfermedades contagiosas como la COVID-19 (Ortega *et al.*, 2021).

Un indicador de la importancia del agua durante la pandemia es el aumento del consumo de agua dentro de los hogares. Brikalski, De Luca, Henning, Kalbusch y Konrath (2020) analizaron los patrones de uso del agua en una ciudad de Brasil y encontraron que a partir de la declaración de la emergencia, el mayor aumento fue precisamente en el sector residencial (+11 %), frente a la fuerte contracción en otros sectores, como el industrial (-58 %). En México, Delgado-Escalera (2021) encontró un aumento en el consumo de agua doméstico del 2.8 % a partir del inicio de la declaración oficial de la pandemia en la ciudad de Monterrey, combinada con una disminución en la capacidad de pago de los usuarios.

De hecho, la baja en la recaudación fue un efecto de la crisis que ha sido reportado en diferentes estudios, con caídas entre 40 y 70 % (World Bank (2020), citado en Chavez *et al.*, 2020).

El saneamiento es un tema de preocupación vinculado con el manejo del agua, pues se reconoce que los virus que son excretados en heces, orina y vómito requieren de un manejo adecuado en las instalaciones sanitarias (Orta, 2022). Algunos estudios han analizado la carencia del servicio de drenaje como una variable que influye en la vulnerabilidad en la infraestructura de la vivienda ante la COVID-19, sobre todo considerando que existen municipios con una baja cobertura del servicio (Ortega *et al.*, 2021).

La condición de los hogares que tienen un acceso insuficiente al servicio de agua potable se ha mencionado como un área de preocupación, pero no se ha documentado el impacto específico que tiene sobre los contagios. Se sabe que el 27 % de los habitantes de las ciudades de países en desarrollo no tienen acceso a agua corriente (ONU, 2020a; ONU, 2020b, ONU, 2020c), además de que estudios especializados han analizado los problemas de abasto de agua en ciudades, no solamente por la falta de conexiones, sino por recortes prolongados del servicio y mala calidad del líquido (Adams *et al.*, 2021; Soto, 2008). También es necesario abordar el tema desde la desigualdades socioespaciales, dado que las condiciones de la provisión del servicio con frecuencia involucran una relación donde las periferias y áreas específicas de las ciudades están más vulnerables (UNEP, 2019). En este contexto, es relevante analizar el efecto del acceso inadecuado del servicio de agua potable con el número de casos de contagio de la COVID-19, donde se espera que la marginación

social aumente los casos, pero analizando los patrones que existen para aquellos hogares que tienen problemas de acceso al agua.

La crisis de COVID-19 en México y la Ciudad de México

México es uno de los países más afectados por el virus de la COVID-19. Al 22 de agosto de 2021, el país había registrado 3 217 415 casos confirmados de COVID-19, con 252 927 muertes. El país ocupa así el puesto 15 a nivel mundial en contagios, junto con otros siete países en desarrollo y/o consideradas economías emergentes (India, Brasil, Turquía, Argentina, Colombia, Irán e Indonesia); aunque sube al cuarto lugar en número de muertes (después de EUA, Brasil e India) (Google Noticias, 2021). México ha aparecido en diversos estudios, donde se señalan aspectos que preocupan del manejo de la crisis (Macip, 2020; Aminjonov & Bargain, 2021). El gobierno mexicano implementó una serie de medidas, que incluyeron al inicio restricciones de viaje, distanciamiento social, cierre de escuelas y cierre de actividades no esenciales. La planificación del gobierno para la normalización de las actividades económicas utilizó un sistema de semáforos para los estados y municipios. La crisis económica llevó a que el PIB disminuyera 8.5 % en 2020, lo que ocasionó un fuerte impacto en el empleo de amplios sectores de la población (INEGI, 2021). Considerando que la vulnerabilidad a la crisis se asocia con la marginación, es relevante saber que en México el 41.9 % de la población del país estaba clasificada como niveles de pobreza

en 2018. Como era de esperarse, el porcentaje aumentó, alcanzando 43.9 % en 2020 (Coneval, 2021).

Algunos estudios han encontrado que los contagios han sido mayores entre los hogares que viven en condiciones de marginación. A nivel nacional, Ortiz-Hernández y Pérez-Sastré (2020) mostraron que vivir en un municipio con mayor marginación se relacionó con mayor riesgo de neumonía, defunción, hospitalización y muerte, además de que en términos geográficos tanto ser indígena como vivir en la región del sur aumentó la gravedad de COVID-19. Estas disparidades basadas en la localización geográfica y la etnicidad están íntimamente vinculadas con la desigualdad socioeconómica. En la Ciudad de México, Jaramillo-Molina (2021) encontró que las colonias más pobres de la ciudad multiplican por cinco veces la prevalencia de contagios respecto a las más ricas; mientras que 27 % de las colonias más pobres se encuentran entre las que más casos han acumulado, sólo 5 % de las más ricas están situación grave de contagios. Merino *et al.* (2020) analizaron de manera cualitativa algunos elementos que permiten observar la manera en que los factores de desigualdad en el empleo, las condiciones de habitabilidad de las viviendas en cuanto al hacinamiento, y la carga de trabajo de las mujeres, así como el acceso al agua afectan a diversas zonas de la ciudad que viven en condiciones de marginación; resalta la importancia de la cohesión y redes sociales para afrontar la crisis entre los estratos más vulnerables.

En términos del acceso al agua, México presenta problemas a pesar de que tiene una amplia cobertura del servicio de agua potable —95.3 % de las viviendas— (Conagua, 2018). Según la Encuesta Nacional de Ingresos y Gasto de los Hogares, solo el 70.2 % de los hogares recibe

agua diariamente, mientras que el 16 % la recibe cada tercer día; 13.8 % la recibe dos veces por semana, una vez por semana o de vez en cuando; en tanto que 6.6 % de los hogares (2.3 millones) no la recibe y la consigue acarreándola de otra vivienda, de una llave pública, de pozos, ríos, arroyos, lagos o lagunas, o la obtienen mediante pipas (INEGI, 2021a). Estos datos coinciden con una encuesta de la Comisión Nacional del Agua (Conagua) en hogares urbanos (CIDE & Conagua, 2012), que encontró que aproximadamente 30 % de los hogares urbanos enfrentan problemas de tandeos, pero además agrega que tales hogares reciben agua solamente siete horas a la semana en promedio. Es decir, aquellos hogares que reciben agua pocas horas a la semana están altamente vulnerables ante la amenaza de la COVID-19.

Según la *Gaceta Oficial de la Ciudad de México*, se tienen registradas 277 colonias que sufren tandeos o recortes del servicio (GOCDMX, 2020), mientras que 72 colonias en la alcaldía de Iztapalapa son condonadas del pago (GOCDMX, 2020a), porque se considera que el suministro es insuficiente para satisfacer las necesidades de los usuarios. Ambos grupos muestran mayor vulnerabilidad por su acceso irregular al servicio de abasto de agua. Las gacetas no describen las características específicas de los tandeos o las razones de las condonaciones, de manera que no se sabe la gravedad de los tandeos o, quizás problemas de mala calidad del agua. Según un estudio desagregado de la Procuraduría Ambiental y del Ordenamiento Territorial (PAOT) (Soto, 2008), los tandeos cambian de intensidad, pues mientras en Álvaro Obregón se recibía agua en promedio 63 horas a la semana según datos de 2008, en Tlalpan era 35 horas en promedio, en Iztapalapa 20 horas en promedio, y en Tláhuac y Milpa Alta

sólo 14 horas a la semana. Además, en ese estudio se encontró que la población más pobre era más propensa a obtener una distribución desigual del líquido, pues alrededor de 60 % de las personas que habitan en estas colonias tenían ingresos menores a dos salarios mínimos mensuales. Los hogares que sufren tandeos o reciben mala calidad del líquido enfrentan costos tanto monetarios como en tiempo. En estos casos, los hogares tendrían que recurrir a prácticas de almacenamiento, buscar otras fuentes de abastecimiento de agua —incluyendo la compra de agua de pipa—, comprar agua embotellada y en ocasiones acarrear agua (Soto, 2007). Aunque también es importante reconocer que algunos hogares que enfrentan tandeos del servicio podrían resolver el problema a través del almacenamiento en cisternas y tinacos.

En la CDMX se registraron cerca de 870 518 casos de COVID-19 al 22 de agosto de 2021, que corresponden al 27 % del total de casos nacionales. El porcentaje de casos parece alto si se considera que en la CDMX vive solo el 4.5 % de la población nacional (9.2 millones de personas) (INEGI, 2020), pero como se mencionó antes, esto podría explicarse debido al tipo de riesgo que aumenta con la cercanía social, lo que lleva a que los casos se concentren en zonas urbanas. De cualquier forma, la Ciudad de México se destaca a nivel internacional, junto con otros tres casos, por peores indicadores de contagio (OECD, 2021).

En materia de acceso al servicio de agua potable, Mazari-Hiriart, Merino-Pérez, Pérez-Jiménez y Rodríguez-Izquierdo (2020) analizaron espacialmente las desigualdades en torno a la COVID-19 en la CDMX, para conocer cómo la disponibilidad del agua y el nivel de hacinamiento en los hogares incidían en la distribución de la COVID-19 en la ciudad. En los

resultados indican que no encontraron relaciones fuertes ni en una variable ni en otra, aunque sí descubrieron los patrones esperados para las alcaldías de Xochimilco, Milpa Alta y Tlalpan. A este estudio nos referiremos en la discusión para observar las diferencias con nuestro análisis.

Metodología

Con el fin de estimar los posibles efectos asociados con deficiencias en el abasto de agua de los hogares sobre los casos de contagio de COVID-19, se propuso analizar de forma sistemática la información pública disponible sobre las condiciones de suministro del servicio de agua potable y los contagios de COVID-19, para lo cual se recurrió a la base de datos histórica de casos de COVID-19 en la Ciudad de México a nivel colonia del Portal de Datos Abiertos de la CDMX (2021). En la Tabla 1 aparecen los diferentes datos que se utilizaron para el estudio. A continuación se describe las consideraciones que se hicieron para procesar la información.

Tabla 1. Datos espaciales a nivel de colonia para explorar la relación entre casos de COVID-19 y acceso al agua.

| Datos | Codificación para regresión | Resolución | Fuente |
|--|---|--|--|
| Contagios de COVID-19 | Logaritmo natural de la variable continua de casos agrupados en periodos de dos semanas | Colonia | CDMX (2021) |
| Colonias con servicio deficiente de agua (tandeo, condonación) | Servicio deficiente = 1 Otro = 0 | Colonia | GOCDMX (2020), GOCDMX (2020a), Betanzos (2018) |
| Índice de desarrollo social | IDS alto = 0 IDS medio = 1 IDS bajo = 1 IDS muy bajo = 1 | Colonia | Sideso (2021), complementado con Conapo (2010) |
| Población total | Logaritmo natural de la variable continua | AGEB, para calcular datos a nivel de colonia | INEGI (2020) y datos.gob.mx |

La información se organizó a partir del número de casos de COVID-19 por colonia entre el 29 de junio de 2020 y el 7 de febrero de 2021, agrupados en sucesivos periodos de dos semanas. Esta agrupación de casos para dos semanas se dio considerando que los casos permanecen activos para un periodo de 15 días según la misma fuente. Se calculó la

suma total de casos reportados durante el periodo completo, el cual resulta ser inferior al realmente ocurrido, pues según se advierte en los reportes oficiales, la publicación de cada periodo de dos semanas excluye el número de casos menores a seis. En la base de datos se registran 252 772 casos de un total de 523 333 casos que se suponía que estaban reportados para el 7 de febrero de 2021 (Gobierno de la Ciudad de México, 2021). Debido a que los registros por colonias se publicaron a partir del 29 de junio, entonces en el periodo estudiado se había registrado un total de 466 952 casos; es decir, en esta base de datos hay un subregistro de 214 180 contagios. En principio, estos casos no se reportan por protección de datos personales, pero debieron estar distribuidos en colonias que presentaban menos de seis casos en los periodos de dos semanas.

En la base de datos se incluyó una variable dicotómica que permitiera identificar a las colonias con deficiente servicio de agua potable en los hogares, bien porque las colonias tuvieran abasto de agua con tandeo o tuvieran condonación de pago por el servicio. La información provino de las gacetas oficiales de la CDMX para el caso de tandeos (GOCDMX, 2020) y condonación (GOCDMX, 2020a). En el primer caso se incluyen 277 registros de colonias de diez alcaldías que reciben el agua por tandeo, sin especificar sus características puntuales de los recortes, solo haciendo referencia a que la autoridad aplicará la cuota fija en el cobro del servicio. En el segundo caso se incluyen 72 colonias, todas en la alcaldía de Iztapalapa, que son condonadas del pago, porque se considera que el suministro es insuficiente para satisfacer las necesidades de los usuarios. Otra fuente de información sobre los casos de tandeo fue el listado de colonias enunciadas en un punto de acuerdo, aprobado por la Diputación

Permanente de la Asamblea Legislativa del Distrito Federal para solicitar condonar el pago a 65 colonias de las alcaldías Cuajimalpa, Álvaro Obregón y Magdalena Contreras, por considerar que presentaban problemas graves de escasez (Betanzos, 2018). Esto implica que dentro de estos registros se incluyeron colonias con recortes del servicio, probablemente algunas con problemas de calidad del agua, y otras con recortes y además mala calidad del líquido.

Para tener la opción de capturar posibles efectos derivados de las diferencias entre colonias con distintos niveles de marginación, en la base de datos se incluyó el índice de desarrollo social (IDS) por colonia, reportado por la Secretaría de Inclusión y de Bienestar Social de la Ciudad de México para el año 2010, agrupado en cuatro categorías: alto, medio, bajo y muy bajo (Sideso, 2021). El IDS busca medir las necesidades básicas insatisfechas a partir de información sobre la calidad y espacio de la vivienda, donde se incluye de hecho el acceso al servicio de agua, junto con otros elementos, como el drenaje y excusado; la adecuación energética; el acceso a Internet; telefonía; el rezago educativo; y el acceso a los servicios de salud y a la seguridad social (CDMX, 2021). Debido a que algunas colonias con tandeo o incluidas en los reportes de COVID-19 no aparecían en este registro, se procedió a estimar tales faltantes, asignando el nivel relativamente equivalente del índice de marginación de las áreas geostadísticas básicas (AGEB) relacionadas con dichas colonias, preparado por el Consejo Nacional de Población (Conapo) para el año 2010.

Asimismo, se incluyó la población total actualizada de cada colonia. Para esta estimación se recurrió a la información proporcionada por el

Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), procedente del Censo de Población y Vivienda, levantado durante el primer trimestre de 2020. De su marco geoestadístico se tomó la cobertura cartográfica de manzanas urbanas agrupadas por AGEB, que se combinó con la cobertura cartográfica de los límites de colonias disponible para el año 2019 en el portal de datos abiertos de México (datos.gob.mx). Ambas coberturas cartográficas, desplegadas en un Sistema de Información Geográfica (SIG), permitieron ajustar las sobreposiciones de manzanas a todos los límites de colonia.

Como resultado de este ejercicio cartográfico se delimitaron 1 803 colonias, con estimación del número de habitantes en 2020, con una población total de 9 130 334 pobladores, 0.86 % inferior al reportado por el Censo de Población y Vivienda 2020 para la Ciudad de México (9 209 944 habitantes), posiblemente derivado de algunas imprecisiones en el trazo de colonias disponible. El análisis estadístico de datos consideró la gran heterogeneidad del tamaño de las colonias en cuanto al número de habitantes, dado que la denominación “colonia” abarca desde un conjunto habitacional, colonia propiamente dicha, fraccionamiento, unidad habitacional, barrio o un pueblo.

Con el propósito de hacer comparable los resultados entre colonias, el análisis de datos se refiere al número de contagios por cada 10 000 habitantes. Aunque la unidad básica de observación del estudio es la colonia, la mayoría de los resultados se presentan a nivel de alcaldía. El manejo de datos se apoyó en el programa estadístico SPSS tanto para el cálculo de estadísticas descriptivas como para los análisis de regresión necesarios para sujetar a prueba diferentes posibles formas de relación

entre la variable sobre casos activos con el servicio deficiente de agua. La variable de control fue el grado de IDS (índice de desarrollo social) por colonia.

Resultados

A fin de explicar los posibles impactos del acceso al agua en los casos de contagio de COVID-19, primero es preciso examinar algunas características de los patrones de tandeo y condonaciones que se encontraron para la Ciudad de México (CDMX). Un total de 334 colonias presentó un abasto deficiente, que equivale al 18 % del total de colonias en la CDMX. En estas colonias viven alrededor de 2.6 millones de personas, equivalente al 29 % de la población total registrada en el estudio. Es importante recordar que no existe información oficial pública sobre los patrones de dicho tandeo y/o mala calidad para saber en qué medida el acceso a agua suficiente en cantidad y calidad pudo comprometer las medidas de higiene necesarias para protegerse contra el virus. Tampoco hay información sobre otros indicadores, como el almacenamiento o los hábitos de higiene dentro del hogar, los cuales pueden influir también en los contagios. Sin embargo, como a continuación se muestra, el indicador de ineficiencia del servicio prueba que el acceso restringido al agua tiene efectos sobre los contagios.

Las ineficiencias del servicio de agua presentan una distribución espacial que afecta sobre todo a las colonias de la periferia del sur y la zona oriente de la ciudad (Figura 1).

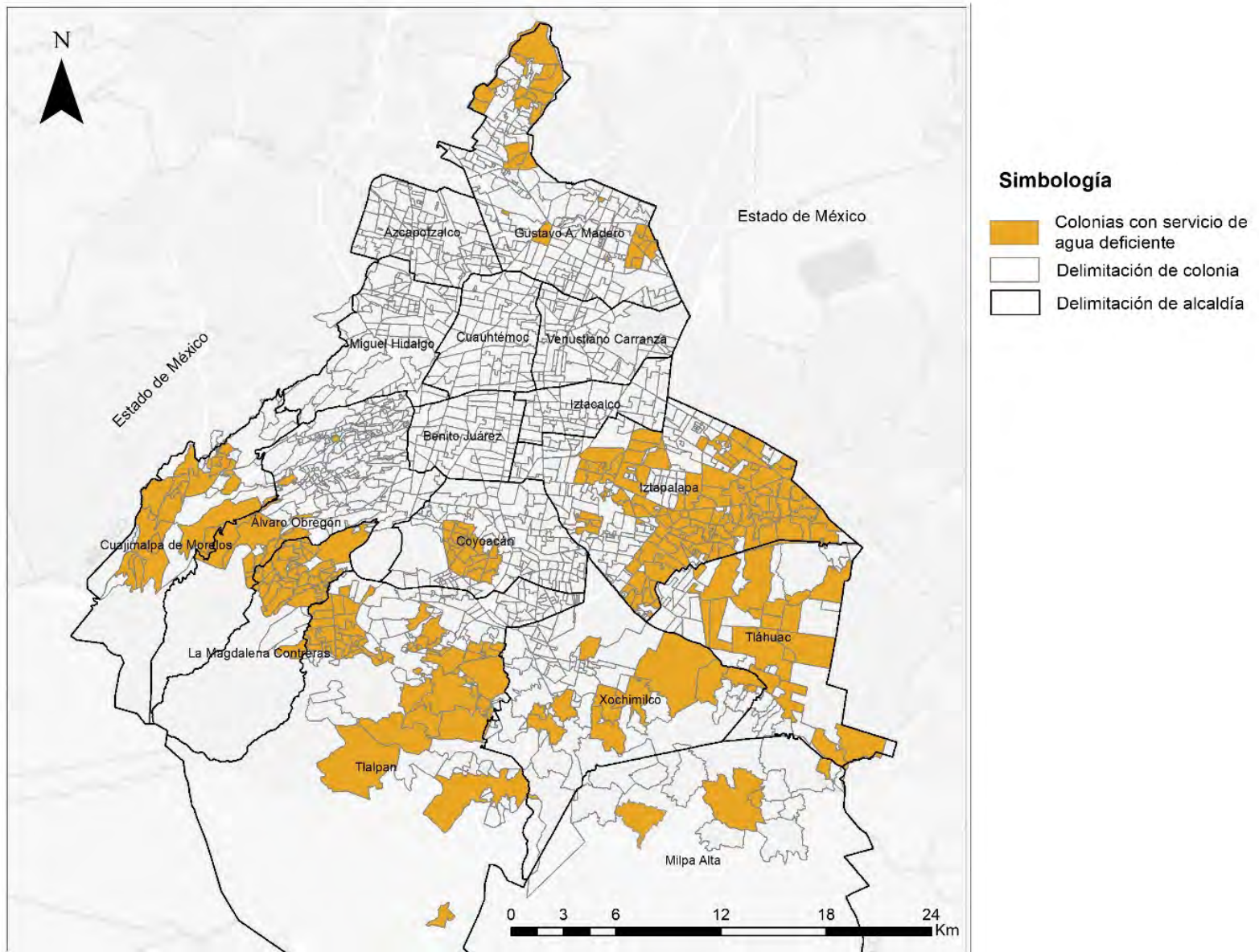


Figura1. Colonias con servicio de agua deficiente. Fuente: elaboración propia, con datos de GOCDMX (2020), GOCDMX (2020a), Gobierno de la Ciudad de México (2021), e INEGI (2021).

Diez alcaldías tienen colonias con problemas; 113 colonias se encuentran en Iztapalapa; 65, en Tlalpan; 40, en Magdalena Contreras; 29, en Gustavo A. Madero; 23, en Cuajimalpa; 21, en Tláhuac; y 19, en Coyoacán. Las alcaldías con mayor porcentaje de su población con tandeos son Iztapalapa con 33.8 %, Tlalpan con 19.5 % y Magdalena Contreras con 12 %. Aunque cuatro alcaldías concentran casi la mitad de la población que experimenta problemas del servicio en la ciudad: Iztapalapa (16.2 %), Álvaro Obregón (13.7%), Gustavo A. Madero (12.8%) y Tlalpan (9.8 %). En contraste, seis alcaldías totalmente urbanizadas no tienen ninguna colonia que esté reportada con problemas (Tabla 2).

Tabla 2. Indicadores de colonias que presentan servicio ineficiente por alcaldía.

| Alcaldía | Número de colonias | Núm. de colonias con servicio ineficiente | Núm. de habitantes con servicio ineficiente | % de población con servicio ineficiente respecto al total |
|-----------------------|--------------------|---|---|---|
| Álvaro Obregón | 249 | 13 | 101 293 | 3.9 |
| Azcapotzalco | 111 | 0 | 0 | 0.0 |
| Benito Juárez | 64 | 0 | 0 | 0.0 |
| Coyoacán | 153 | 19 | 187 055 | 5.7 |
| Cuajimalpa de Morelos | 43 | 23 | 128 521 | 6.9 |
| Cuauhtémoc | 64 | 0 | 0 | 0.0 |
| Gustavo A. Madero | 232 | 29 | 193 905 | 8.7 |
| Iztacalco | 55 | 0 | 0 | 0.0 |
| Iztapalapa | 293 | 113 | 1 066 987 | 33.8 |
| Magdalena Contreras | 52 | 40 | 220 903 | 12.0 |
| Miguel Hidalgo | 87 | 0 | 0 | 0.0 |
| Milpa Alta | 12 | 3 | 38 905 | 0.9 |
| Tláhuac | 58 | 18 | 170 630 | 5.4 |
| Tlalpan | 178 | 65 | 379 423 | 19.5 |
| Venustiano Carranza | 80 | 0 | 0 | 0.0 |
| Xochimilco | 80 | 11 | 164 976 | 3.3 |
| Total | 1 811 | 334 | 2 652 598 | 100 |

Fuente: elaboración propia con datos de GOCDMX (2020), GOCDMX (2020a), Gobierno de la Ciudad de México (2021) e INEGI (2021a).

El acceso ineficiente al servicio se da en zonas caracterizadas por la escasez y mala calidad de fuentes de agua, sobre todo Iztapalapa, así como en la periferia del sur con suelo de conservación, donde irónicamente existe mayor abundancia de fuentes naturales, como Tláhuac, Tlalpan, Magdalena Contreras, Álvaro Obregón y Cuajimalpa. Es importante mencionar que la publicación del Sistema de Aguas de la Ciudad de México (Sacmex), a través de las gacetas oficiales, sobre las colonias con tandeos y condonadas deja dudas respecto a la existencia de tandeos en otras colonias más periféricas de la ciudad de esas alcaldías con suelo de conservación, particularmente en Milpa Alta.

Para el periodo estudiado, 253 colonias no están incluidas en la base de datos de COVID-19, porque registraron menos de seis casos por quincena. La mayoría de estas colonias están clasificadas con un nivel de IDS alto (39 %), en contraste con las colonias en un nivel de IDS muy bajo (8.3 %). El análisis que a continuación se presenta sobre la relación de casos de COVID-19 con indicadores de desarrollo social y tandeos del servicio de agua es considerando el subgrupo de población que presentó más de cinco casos en sucesivas quincenas en el periodo de estudio.

Durante el periodo de estudio se reportaron 1 558 colonias con más de cinco casos de contagio de COVID-19 con una población total de 8.85 millones de habitantes. Este subgrupo es heterogéneo en términos de desarrollo social; 16.7 % se clasifica en el IDS muy bajo, 35.8 % en el IDS bajo, 26.9 % en el IDS medio y 20.5 % en el IDS alto. Sin embargo, el 87 % de las colonias que están afectadas por problemas de tandeos presenta niveles bajos y muy bajos de desarrollo social (chi cuadrado 0.000) (Ver Tabla 3).

Tabla 3. Indicadores de las colonias que presentaron casos de COVID-19 durante el periodo para grupos agregados por IDS.

| | IDS muy bajo | IDS bajo | IDS medio | IDS alto |
|---|---|--|--|--|
| Porcentaje de población | 16.7 % | 35.8 % | 26.9 % | 20.5 % |
| Porcentaje de colonias servicio ineficiente | 35 % | 52.7 % | 9.6 % | 2.7 % |
| Casos de COVID-19 por cada 10 000 habitantes | Media 262 | Media 326 | Media 303 | Media 211 |
| Casos de COVID-19 por cada 10 000 habitantes para colonias con servicio ineficiente | Sin problemas: 262 Servicio ineficiente: 262 Diferencia en casos: 0 | Sin problemas: 302 Servicio ineficiente: 357 Diferencia en casos: 55 | Sin problemas: 299 Servicio ineficiente: 332 Diferencia en casos: 33 | Sin problemas: 208 Servicio ineficiente: 353 Diferencia en casos: 55 |

El nivel de desarrollo social de las colonias tiene un importante papel en el número de casos de contagio de COVID-19. Como se esperaba, y ha sido documentado por otros estudios (Jaramillo-Molina, 2021), las

colonias con mayor IDS presentan el menor número de contagios por cada 10 000 habitantes: 211 casos. En cambio, las colonias con IDS bajo y medio presentan la mayor tasa de contagio: 326 casos y 302 casos por cada 10 000 habitantes, respectivamente (Tabla 3). Las colonias clasificadas con un IDS muy bajo tuvieron una media de 262 casos por cada 10 000 habitantes, que si bien es mayor que aquellas con IDS alto, es menor que en colonias con IDS bajo y medio, lo cual parece no ajustarse a lo esperado. Esto mostraría que la población más marginada presenta menos casos en términos relativos que aquella con niveles menos agudos de marginación. Una hipótesis es que los casos de COVID-19 hubieran tenido una tendencia a no reportarse sobre todo en las zonas con mayores niveles de marginación. Sin embargo, es un tema que debe investigarse e, incluso como se explicará posteriormente, algunos estudios han encontrado ciertos patrones vinculados con el grado de movilidad de los hogares más marginados.

Los contagios de COVID-19 aumentan en las colonias en donde se tiene acceso ineficiente al servicio de agua potable. En términos agregados, se encontró una media de 271 casos de contagio por cada 10 000 habitantes en colonias sin problemas con el servicio y de 319 casos en aquellas con problemas de servicio. Sin embargo, para considerar el efecto del nivel de desarrollo social, se encontró que el número de casos de contagio se incrementa en las colonias con problemas de acceso al servicio en tres de los cuatro grupos (Figura 2): para el IDS bajo aumenta en promedio 55 casos por cada 10 000 habitantes (302 versus 357 casos) en colonias con servicio ineficiente; para el IDS medio sube en promedio 33 casos (299 *versus* 332), y para el IDS alto se eleva en promedio 44

casos (208 *versus* 352). El único grupo de colonias que no presenta diferencia entre colonias con y sin problemas del servicio es el IDS muy bajo, ambos con 262 casos por cada 10 000 habitantes, pero que, como se explicó antes, no sigue el patrón esperado.

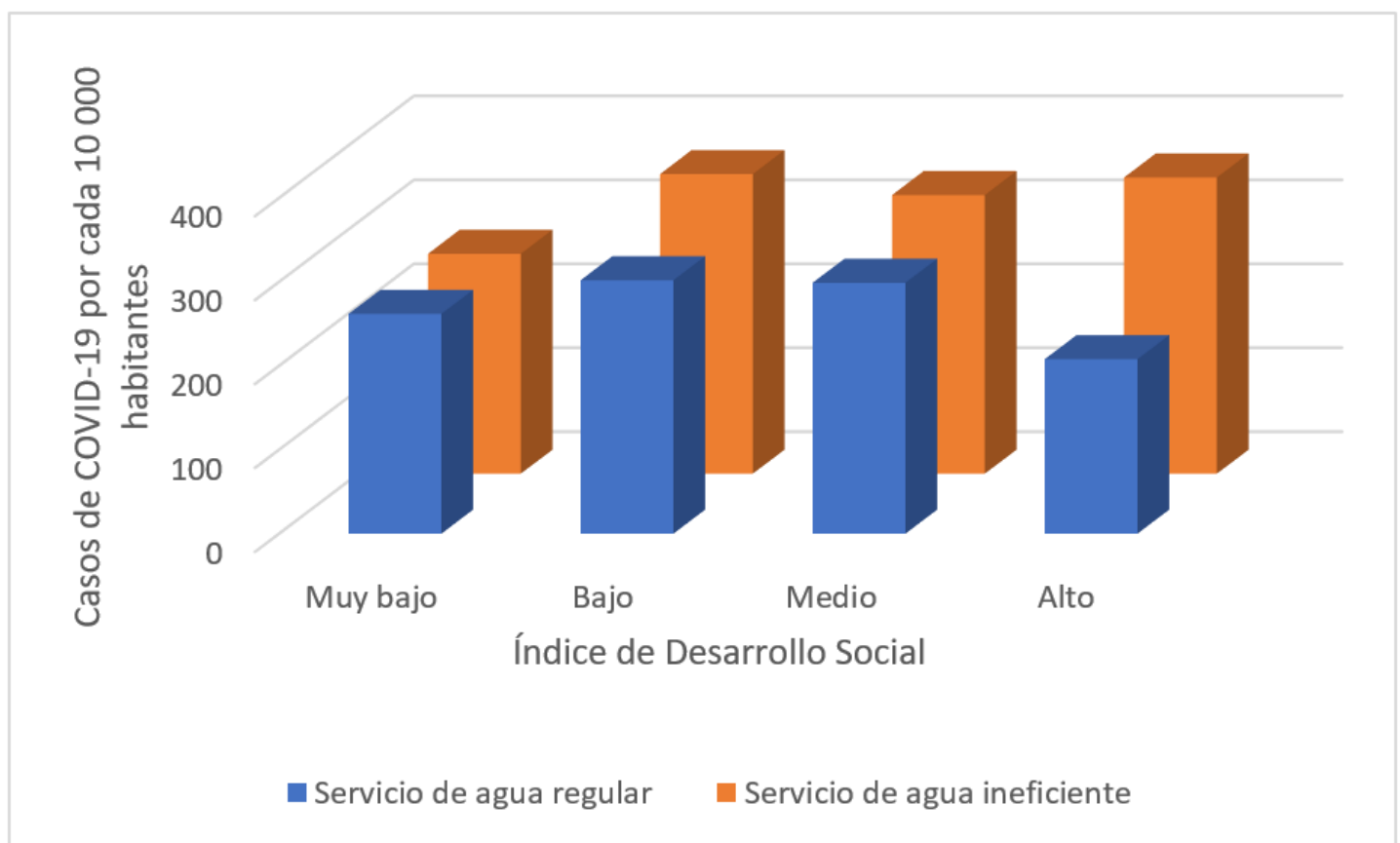


Figura 2. Promedio de casos de COVID-19 por cada 10 mil habitantes agrupados por IDS.

Al mismo tiempo que el nivel de desarrollo social de las colonias, las políticas y acciones locales pudieron haber tenido un efecto sobre el número de contagios. La Tabla 4 presenta diferentes indicadores a nivel de alcaldía. En términos absolutos, se observa que el mayor número de casos se encuentra en las alcaldías más pobladas, de manera que Iztapalapa concentró el 15 % de los casos; Gustavo A. Madero, el 12.4 %; Álvaro Obregón, el 10.1 %, y Tlalpan con el 7.7 %. Sin embargo, en términos proporcionales, resaltan las alcaldías de Milpa Alta, Magdalena Contreras y Tláhuac, que registraron el mayor número de casos por cada 10 000 habitantes, con 508, 486 y 419, respectivamente, en contraste con Benito Juárez e Iztapalapa, que registraron el menor número de casos por cada 10 000 habitantes, con 196 y 211, respectivamente.

Tabla 4. Indicadores de las colonias que presentaron casos de COVID-19 durante el periodo por alcaldía.

| Alcaldía | Habitantes de colonias con más de cinco casos de contagio de COVID-19 | Total de casos de contagio de COVID-19 | Casos por cada 10 000 habitantes | Porcentaje del total de casos de COVID-19 | Número de colonias con servicio ineficiente | Casos COVID-19 por cada 10 000 habitantes; colonias con servicio eficiente | Casos COVID-19 por cada 10 000 habitantes; colonias con servicio ineficiente |
|-----------------------|---|--|----------------------------------|---|---|--|--|
| Álvaro Obregón | 718 969 | 25 505 | 355 | 10.1 | 13 | 337 | 462 |
| Azcapotzalco | 418 814 | 12 749 | 304 | 5.0 | 0 | 304 | 0 |
| Benito Juárez | 429 695 | 8 428 | 196 | 3.3 | 0 | 196 | 0 |
| Coyoacán | 571 775 | 15 822 | 277 | 6.3 | 19 | 210 | 414 |
| Cuajimalpa de Morelos | 203 375 | 5 068 | 249 | 2.0 | 23 | 125 | 322 |
| Cuauhtémoc | 542 906 | 15 845 | 292 | 6.3 | 0 | 292 | 0 |
| Gustavo A. Madero | 1 141 646 | 31 233 | 274 | 12.4 | 29 | 284 | 222 |
| Iztacalco | 404 643 | 10 375 | 256 | 4.1 | 0 | 256 | 0 |
| Iztapalapa | 1 790 966 | 37 820 | 211 | 15.0 | 113 | 210 | 212 |
| Magdalena Contreras | 245 051 | 11 919 | 486 | 4.7 | 40 | 458 | 501 |
| Miguel Hidalgo | 379 800 | 9 592 | 253 | 3.8 | 0 | 253 | 0 |
| Milpa Alta | 121 469 | 6 176 | 508 | 2.4 | 3 | 494 | 540 |
| Tláhuac | 366 671 | 15 346 | 419 | 6.1 | 18 | 341 | 508 |
| Tlalpan | 642 433 | 19 455 | 303 | 7.7 | 65 | 235 | 350 |
| Venustiano Carranza | 440 070 | 13 462 | 306 | 5.3 | 0 | 306 | 0 |
| Xochimilco | 440 623 | 13 977 | 317 | 5.5 | 11 | 293 | 357 |
| Total | 8 858 906 | 252 772 | 285 | 100 | 334 | | |

Los casos de COVID-19 también aumentan en las colonias que registran un servicio ineficiente de agua comparado con aquellas sin problemas de agua a nivel de alcaldía, excepto en Gustavo A. Madero. Es importante mencionar que estas diferencias omiten el efecto del IDS (Figura 3). Aunque se observó que en Iztapalapa la diferencia del número de casos por cada 10 000 habitantes entre las colonias con y sin deficiencia de servicio de agua no es significativa (210 y 212 casos respectivamente), se encontró que la diferencia aumenta cuando la información se desagrega por nivel de IDS dentro de la alcaldía. Así, en las colonias con IDS muy bajo se registraron 156 casos en promedio por cada 10 000 habitantes en colonias sin problemas de acceso al agua *versus* 173 casos en colonias con deficiente servicio de agua; para el IDS bajo hubo 213 casos en promedio en colonias sin problemas *versus* 231 en colonias con problema de abasto; para el IDS medio hubo 230 casos en promedio en colonias sin problemas *versus* 294 casos en colonias con problemas; mientras que en ninguna de las colonias clasificadas con IDS alto se registraron tandeos con un registro promedio de 195 casos por cada 10 000 habitantes. Por otra parte, llama la atención que Gustavo A. Madero sea la única alcaldía donde las colonias con deficiente servicio de agua en sus hogares tuvieron menos casos que aquellas sin tandeo, lo que lleva a preguntarse si algunas zonas de esta alcaldía podrían estar recibiendo agua por tandeo, pero la autoridad no lo reporta.

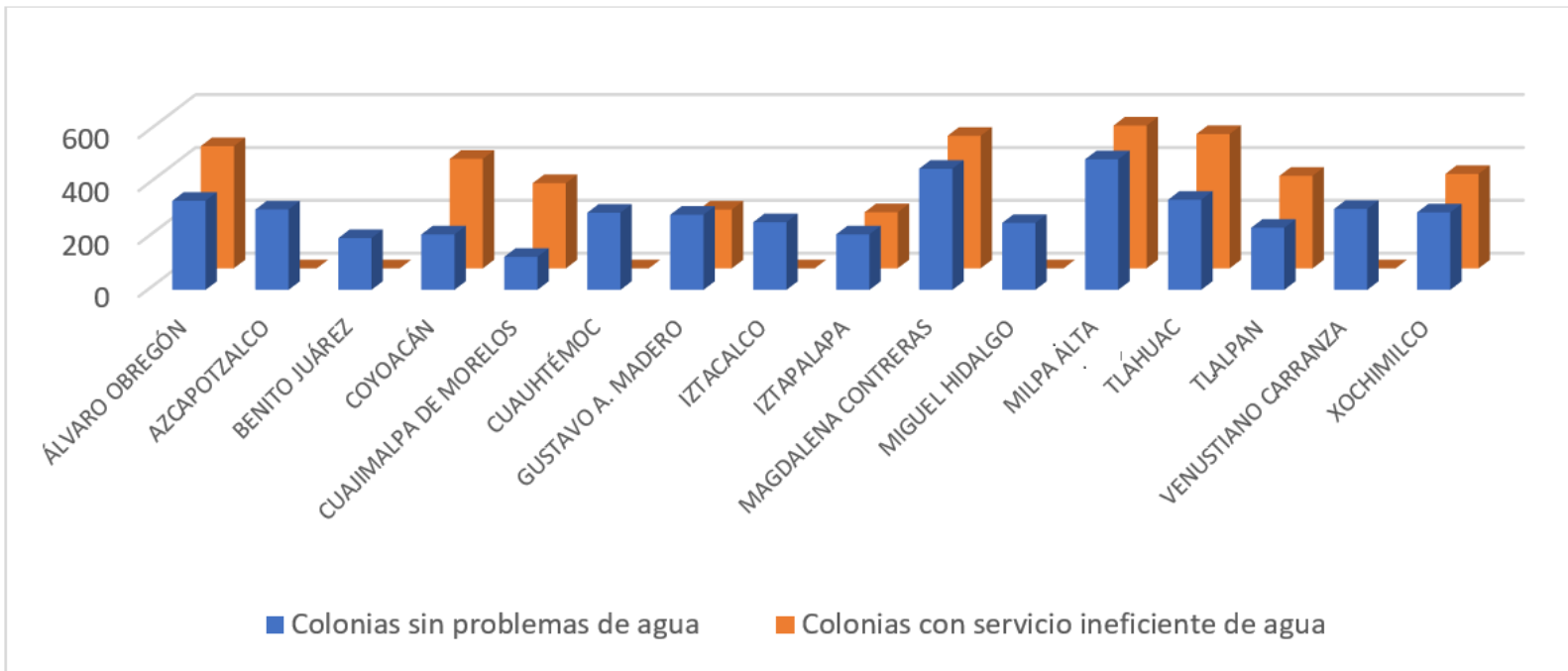


Figura 3. Casos de COVID-19 por cada 10 000 habitantes en colonias con y sin problemas de acceso al servicio de abasto de agua.

A nivel espacial, los casos de contagio de COVID-19 por cada 10 000 habitantes tienden a ser proporcionalmente mayores en las colonias del sur de la ciudad, muchas de las cuales están clasificadas con acceso ineficiente del servicio de agua. En la Figura 4 se puede observar, a través del tamaño de la barra, el número de casos por cada 10 000 habitantes a nivel de colonia; las barras de color azul indican colonias sin problemas, y las de color naranja muestran las que tienen problemas. Como se puede observar en el tamaño de las barras, las proporciones más altas de contagio están en colonias con servicio de agua deficiente, muchas ubicadas en la periferia e Iztapalapa.

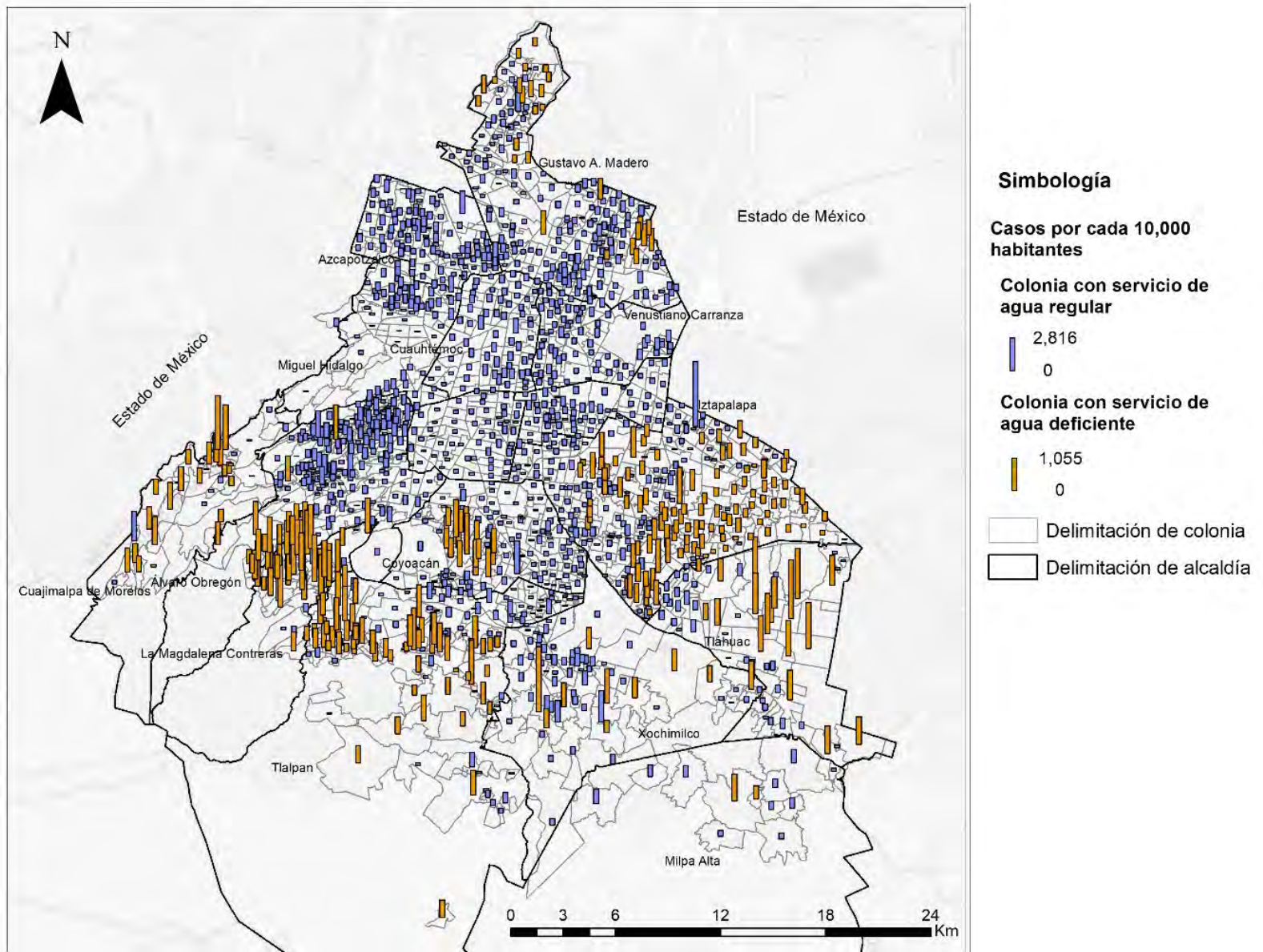


Figura 4. Promedio de casos de COVID-19 en colonias con y sin problemas de acceso al servicio de abasto de agua.

Estos resultados permiten confirmar que existe una relación entre el número de casos de COVID-19 a nivel de colonia con el nivel de desarrollo social y con el acceso ineficiente al servicio de agua. Una forma de observar el efecto específico de estos elementos fue analizando la información por medio de modelos de regresión.

A continuación se presenta el modelo resultante para explicar el total de casos de COVID-19 registrados por colonia de la Ciudad de México, en sucesivas quincenas, durante el periodo considerado en este estudio, donde se transformaron a escala logarítmica (logaritmo natural) las variables sobre el total de contagios y número de habitantes de cada colonia. Para estimar el efecto relativo de cada uno de los cuatro grados de desarrollo social en que se agrupó el IDS de cada colonia, en el modelo se incluyeron tres variables dicotómicas, vinculadas con los grados muy bajo, bajo y medio, por lo cual el grado alto resulta ser la categoría de referencia, con el menor número promedio registrado de casos de COVID-19 por cada 10 000 habitantes. También como variable dicotómica se incluyó la condición de que una colonia tuviera o no deficiente abasto de agua. La Tabla 5 muestra que todas las variables especificadas en el modelo tienen un efecto positivo y estadísticamente significativo (al 95 %). Como era de esperarse, la variable que más influye en el número de casos de COVID-19 en una colonia es su número de habitantes, seguida por los grados del IDS en el que se clasifica la colonia, con una influencia relativamente menor por deficiencias en el servicio de agua. Con este modelo se alcanzó un ajuste global razonablemente alto, con R^2 de 70.2 %, lo cual resalta el alto impacto que en conjunto tienen estas variables para explicar el número de casos de contagios por colonia. Al estimar con

el modelo el total de contagios a partir de los datos observados de población, los grados de IDS y la existencia de un servicio deficiente, es posible estimar que, bajo un escenario sin problemas con el servicio de agua, durante el periodo de estudio se habría reducido el número de contagios en 17.3 %. Esto significaría que en las colonias con deficiente servicio de agua se pudieron haber evitado casi 43 000 contagios de los 252 000 casos registrados en el periodo.

Tabla 5. Modelo de regresión sobre casos de COVID-19 en la CDMX.

| | Coeficientes no estandarizados | Desv. error | Coeficientes estandarizados | T | Sig. |
|----------------|--------------------------------|-------------|-----------------------------|---------|-------|
| | B | | Beta | | |
| (Constante) | -4.473 | 0.156 | | -28.658 | 0.000 |
| Log_Habitantes | 1.046 | 0.019 | 0.803 | 56.322 | 0.000 |
| IDS Muy bajo | 0.153 | 0.059 | 0.046 | 2.617 | 0.009 |
| IDS Bajo | 0.423 | 0.045 | 0.173 | 9.345 | 0.000 |
| IDS Medio | 0.454 | 0.046 | 0.174 | 9.967 | 0.000 |
| ConProb_agua | 0.160 | 0.045 | 0.056 | 3.520 | 0.000 |

a: variable dependiente: Logaritmo_Total_Casos.

Discusión

Los resultados de este estudio muestran que 334 colonias (18 % del total) de la Ciudad de México enfrentan problema con el servicio de agua, donde viven 2 652 598 (29%) habitantes de la ciudad. Estas colonias presentan tandeos o recortes del servicio, o también reciben agua de mala calidad, aunque no se saben las características específicas. Otros estudios han documentado que los tandeos pueden llevar a los hogares a recibir agua en rangos de 63 horas a la semana, 14 horas a la semana, e incluso 7 horas a la semana en promedio (Soto, 2008; Conagua, 2018). En principio, los hogares que reciben agua pocas horas a la semana y/o con mala calidad están menos preparados para enfrentar la amenaza de la COVID-19.

Tomando como base los contagios de COVID-19 a nivel de colonia en el periodo del 29 de junio de 2020 al 7 de febrero de 2021, se confirmó que el número de contagios de las colonias está significativamente relacionado con el número de habitantes, el grado de desarrollo social (IDS) y la existencia de un servicio ineficiente de agua. Como se esperaba, las colonias con mejor IDS presentaron en promedio menos casos, con una diferencia de 115 casos por cada 10 000 habitantes entre colonias con una IDS alto respecto a las de IDS bajo. Un hallazgo interesante es que se presentaron menos casos por cada 10 000 habitantes para el IDS muy bajo (263) que para el bajo (326). En este sentido, resulta de interés el estudio de Lu, Marx, Poynor, Rogers y Zeng (2021), que analizó diversas ciudades de México, y encontró que las personas con bajos ingresos pasan más tiempo en casa y menos tiempo

yendo a otros lugares, lo cual sugiere un menor riesgo general de contraer el virus debido al menor movimiento voluntario. Ésta puede ser una razón que podría investigarse con mayor profundidad, pues se contrapone con lo potencialmente esperado sobre la vulnerabilidad a contagios de COVID-19 para los grupos que viven en mayor marginación. Otra hipótesis que planteamos es que las personas que viven en las zonas más marginadas pudieron haber tenido una tendencia mayor a no reportar los casos de COVID-19.

La relevancia del acceso al agua se confirmó, pues los grupos de hogares clasificados por IDS presentaron más casos en colonias que sufrían problemas con el servicio de agua, con diferenciales de 33 casos adicionales por cada 10 000 habitantes entre colonias con IDS medio y 55 casos adicionales en las colonias con IDS bajo. Cuando se desagregó la información a nivel de alcaldía, se observó la tendencia esperada, excepto en la alcaldía Gustavo A. Madero, que mostró lo opuesto: relativamente más casos en colonias sin problemas de agua; esto lleva a plantear la posibilidad de que en esta alcaldía existan colonias con servicio ineficiente que no se reportan oficialmente.

A diferencia del análisis de Mazari-Hiriart *et al.* (2020), quienes no encontraron relación significativa entre la distribución de COVID-19 y los problemas de acceso al agua, nosotros encontramos que el efecto es significativo. Las razones que explican las diferencias entre ambos estudios es que este análisis se hizo a nivel de colonia, mientras que en el estudio de Mazari-Hiriart *et al.* (2020) se usaron los datos de COVID-19 a nivel de alcaldía; por otro lado, la clasificación de colonias con problemas de tandeo se tomó a partir de los reportes de falta de agua

que recibe el Sacmex, mientras que en este estudio se hizo con base en las colonias que informan de manera oficial a través de las gacetas oficiales, complementado con un punto de acuerdo de la Asamblea Legislativa. Así, consideramos que el análisis de los casos por alcaldía y no por colonia pudo haber impedido observar el impacto significativo de los tandeos en ese estudio.

A través de un modelo de regresión se pudo confirmar que el número de casos de contagio de COVID-19 a nivel de colonia se ve impactado de manera significativa por el número de habitantes, su desarrollo social y la existencia de un servicio de agua ineficiente. El modelo estima que los problemas con el acceso al servicio de agua aumentaron 17.3 % los contagios de COVID-19 durante el periodo estudiado. Este porcentaje permite confirmar los daños evitables en caso de lograr una cobertura adecuada del servicio de agua potable: se hubieran evitado 43 mil casos en las colonias que presentan problemas con el servicio en el periodo estudiado.

Entre las limitaciones del estudio están los problemas relacionados con la información provista por las fuentes oficiales. Existe incertidumbre por la posible existencia de más colonias con servicio de agua ineficiente, la falta de datos sobre el tipo de problema que enfrentan y el subregistro de casos reportados de COVID-19.

Conclusiones

Para poder protegerse contra los riesgos de la pandemia es necesario que las personas tengan la posibilidad de mantener el distanciamiento físico, medios de transporte seguro y lograr medidas necesarias de higiene, entre varios otros elementos. En este artículo nos enfocamos en analizar en qué medida la vulnerabilidad aumenta para los hogares que viven en condiciones de pobreza y en zonas que presentan problemas con el acceso al agua, porque se reconoce que ambos elementos dificultan asegurar el distanciamiento físico y las medidas necesarias de higiene (ONU, 2020a; ONU, 2020b, ONU, 2020c).

Este estudio provee evidencia del grado en que la accesibilidad al agua influyó en la propagación de la COVID-19 en la Ciudad de México. La ciudad requiere recursos para establecer un sistema de abasto de agua eficiente en todas las colonias para enfrentar tanto los retos que implicó la pandemia de COVID-19 como otras crisis que se avecinan. Limitar los impactos adversos de la pandemia en el corto plazo requiere asegurar una cantidad suficiente de agua en cantidad y calidad, a través de aumentar las horas que se recibe el servicio en colonias con tandeo y/o por medio de entrega de agua de pipa que se ajuste a las necesidades de los hogares. En el mediano y largo plazos es evidente que la CDMX debe aspirar a garantizar el servicio de agua a todas las zonas de la CDMX. Las colonias de alcaldías que tienen suelo de conservación se beneficiarían de un enfoque de equidad social y justicia ambiental, pues en esas áreas existe mayor abundancia de fuentes de agua natural que seguramente en la actualidad se llevan a otras zonas de la ciudad.

El virus no va a desaparecer en el corto plazo, esto supone que las autoridades encargadas de la gestión del agua de la Ciudad de México y la región de la Zona Metropolitana del Valle de México deben ajustar sus políticas públicas como resultado de esta crisis de salud pública. Priorizar las inversiones públicas para mejorar la eficiencia del servicio de abasto de agua en las zonas con servicio ineficiente es claramente una política que incide en el establecimiento de condiciones favorables para mejorar capacidades de las personas frente a eventos catastróficos.

La Organización de Naciones Unidas (ONU) (ONU, 2020a; ONU, 2020b, ONU, 2020c) ha enfatizado la urgencia de replantear y transformar las ciudades para responder a la realidad de la COVID-19 y posibles crisis futuras que, sin lugar a dudas, aumentarán por el proceso de cambio climático que está viviendo el planeta. Se necesita más investigación para mejorar los procesos de toma de decisiones y perfeccionar la respuesta de las políticas públicas. Procurar que los planes de resiliencia se basen en datos desglosados podría ayudar a que los recursos escasos, y más durante periodos críticos, se usaran con mayor eficiencia para focalizar las áreas que requieren mayores apoyos (ONU, 2020a; ONU, 2020b, ONU, 2020c; Brikalski *et al.*, 2020). Las emergencias sanitarias o de otra naturaleza requieren que las ciudades diseñen políticas que inviertan en reducir la vulnerabilidad humana ante enfermedades y los efectos de un clima menos estable. Con los resultados de este estudio se confirma que aumentar el nivel de resiliencia y estabilidad futuras de las ciudades incluye lograr la equidad social en el acceso al agua.

Referencias

- Adams, E., Ahmed, F., Alexander, M., Asiki, G., Balogun, M., Boivin, M. J., Brewis, A., Freeman, M. C., Harris, L. M., Jepson, W., Miller, J. D., Pearson, A. L., Rosinger, A. Y., Shah, S. H., Staddon, C., Stoler, J., Tutu, R., Workman, C., Wutich, A., & Young, S. L. (2021). Household water insecurity will complicate the ongoing COVID-19 response: Evidence from 29 sites in 23 low- and middle-income countries. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 234 (113715). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2021.113715>
- Aminjonov, U., & Bargain, O. (2021). Poverty and COVID-19 in Africa and Latin America. *World Development*, 142(105422). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2021.105422>
- Brikalski, M. P., De Luca, F. V., Henning, E., Kalbusch, A., & Konrath, A. C. (2020). Impact of coronavirus (COVID-19) spread-prevention actions on urban water consumption. *Resources, Conservation and Recycling*, 163. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105098>
- Betanzos, I. (15 de mayo, 2018). Condonación de pago de agua para Cuajimalpa, Álvaro Obregón y Magdalena Contreras. México. *La Crónica*. Recuperado de https://www.cronica.com.mx/notas-condonacion_de_pago_de_agua_para_cuajimalpa_Alvaro_obregon_y_magdalena_contreras-1078414-2018.html

Chavez, D., McDonald, D. A., & Spronk, S. J. (2020). *Public water and Covid-19: Dark clouds and silver linings*. Recuperado de <https://qspace.library.queensu.ca/handle/1974/28134>

CDMX, Ciudad de México. (2021). *Índice de desarrollo social de la Ciudad de México, 2020*. Ciudad de México, México: Consejo de Evaluación de la Ciudad de México. Recuperado de <https://www.evalua.cdmx.gob.mx/storage/app/media/2021/estadistica/programacalculo/ids-evalua-cdmx-presentacion.pdf>

CIDE & Conagua, Centro de Investigación y Docencia Económicas & Comisión Nacional del Agua. (2012). *Estudio para estimación de los factores y funciones de la demanda de agua potable en el sector doméstico en México*. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/274053633_Estimacion_de_los_factores_y_funciones_de_la_demanda_de_agua_potable_en_el_sector_domestico_en_Mexico

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018). *Estadísticas del agua en México (2018)*. Ciudad de México, México: Gobierno de la República.

Conapo, Consejo Nacional de Población. (2010). *Índice de marginación urbana por AGEB 2000-2010*. Recuperado de <https://www.gob.mx/conapo/documentos/indices-de-marginacion-1990-2010>

Coneval, Consejo Nacional de Evaluación de la Política de Desarrollo Social. (2021). *Pobreza en México. Resultados de pobreza en México 2020 a nivel nacional y por entidades federativas*. Recuperado de <https://www.coneval.org.mx/Medicion/Paginas/PobrezaInicio.aspx>

Delgado-Escalera, E. N. (2021). COVID-19 y su impacto en el consumo, facturación y pago del servicio de agua potable. El caso de Nuevo León. *Impluvium*, 7, (14), 12-17.

GOCDMX, Gaceta Oficial de la Ciudad de México. (2020). *Resolución de carácter general mediante la cual se determina y se dan a conocer las zonas en las que los contribuyentes de los derechos por el suministro de agua en sistema medido, de uso doméstico o mixto, reciben el servicio por tandeo* (núm. 326). Recuperado de https://sacmex.cdmx.gob.mx/storage/app/media/tandeo/GOCDMX_20-04-2020_CTandeo_Pweb_1.pdf

GOCDMX, Gaceta Oficial de la Ciudad de México. (2020a). *Resolución de carácter general mediante la cual se condona totalmente el pago de los derechos por el suministro de agua correspondientes a los ejercicios fiscales 2015, 2016, 2017, 2018, 2019 y 2020 así como los recargos y sanciones a los contribuyentes cuyos inmuebles se encuentren en las colonias que se indican* (núm. 310). Recuperado de https://data.consejeria.cdmx.gob.mx/portal_old/uploads/gacetas/de514f8907041aafed7860069b2d3386.pdf

GOCDMX, Gaceta Oficial de la Ciudad de México (2021). *Resolución de carácter general mediante la cual se condona totalmente el pago de los derechos por el suministro de agua, correspondientes a los ejercicios fiscales 2016, 2017, 2018, 2019, 2020 y 2021, así como los recargos y sanciones a los contribuyentes cuyos inmuebles se encuentren en las colonias que se indican*. Publicado el 21 de abril de 2021 (núm. 579). Recuperado de https://data.consejeria.cdmx.gob.mx/portal_old/uploads/gacetas/b534fcccd074e03fbeb5c0753fc4f95d.pdf

Gobierno de la Ciudad de México. (2021). *Información General COVID 19 CDMX*. Recuperado de <https://cdmx.dash.covid19.geoint.mx/>

Google Noticias. (2021). *Coronavirus COVID 19*. Recuperado de https://news.google.com/covid19/map?hl=es-419&gl=MX&ceid=MX%3Aes-419&pinned=%2Fm%2F0b90_r

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Censo de Población y Vivienda 2020*. Recuperado de <http://cuentame.inegi.org.mx/monografias/informacion/df/poblacion/default.aspx?tema=me&e=09>

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (29 enero, 2021). *Estimación oportuna del producto interno bruto en México durante el cuarto trimestre de 2020* (Comunicado de prensa). Recuperado de https://www.inegi.org.mx/contenidos/saladeprensa/boletines/2021/pib_eo/pib_eo2021_01.pdf

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2021a). *Encuesta Nacional de Ingresos y Gastos de los Hogares. Tabulados de hogares y viviendas*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.

Jaramillo-Molina, M. E. (2021). La pandemia contra los pobres: COVID19, más frecuente en colonias con menor desarrollo social de la CDMX. *Animal Político*. Recuperado de <https://www.animalpolitico.com/el-ronroneo/la-pandemia-contra-los-pobres-covid19-mas-frecuente-en-colonias-con-menor-desarrollo-social-de-la-cdmx/>

Khavarian-Garmsir, A. R., & Sharifi, A. (2020). The COVID-19 pandemic: Impacts on cities and major lessons for urban planning, design, and management. *Science of the Total Environment*, 749(142391). DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142391>

Lu, M., Marx, A., Poynor, M., Rogers, M. Z., & Zeng, Y. (2021). Inequality in risk-taking: Evidence from location tracking in Mexican cities during COVID 19. *Frontiers in Political Science*, 3(631826). DOI: <https://doi.org/10.3389/fpos.2021.631826>

Macip, R. F. (2020). The party is over: Cracking under "Sana Distancia" in Mexico. *Dialectical Anthropology*, 44(3), 243-350. DOI: [10.1007/s10624-020-09594-2](https://doi.org/10.1007/s10624-020-09594-2)

Mazari-Hiriart, M., Merino-Pérez, L., Pérez-Jiménez, S., & Rodríguez-Izquierdo, E. (2020). *Spatial analysis of COVID-19 and inequalities in Mexico City*. Recuperado de <https://www.un.org/development/desa/dpad/wp-content/uploads/sites/45/COVID-19-Mexico-City.pdf>

Merino, L., Valverde, K., & Ziccardi, A. (2020). Las desigualdades sociales de la Ciudad de México ante la pandemia del COVID-19. *Ciencia*, 71 (número especial), 38-43.

Neal, M. J. (2020). *COVID-19 and water resources management: Reframing our priorities as a water sector*. *Water International*, 45(5), 435-440. DOI: <https://doi.org/10.1080/02508060.2020.1773648>

OECD, Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico. (2021). *OECD Regional outlook 2021: Addressing COVID-19 and moving to net zero greenhouse gas emissions*. París, Francia: Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico. DOI: <https://doi.org/10.1787/17017efe-en>

ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2020a). *Agua y ciudades, hechos y cifras. Programa de ONU-Agua para la Promoción y la Comunicación en el marco del Decenio*. Recuperado de https://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/swm_cities_zaragoza_2010/pdf/facts_and_figures_long_final_spa.pdf

ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2020b). *Informe de políticas: COVID-19 en un mundo de población urbana*. Recuperado de <https://unsdg.un.org/es/resources/informe-de-politicas-covid-19-en-un-mundo-de-poblacion-urbana>

ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2020c). *Documento de políticas: la COVID-19 en un mundo urbano*. Recuperado de https://www.un.org/sites/un2.un.org/files/covid-19_in_an_urban_world_spanish.pdf

- Orta, M. T. (febrero, 2022). Medidas a adoptar para el abastecimiento y saneamiento de agua libre de transmisión de coronavirus SARS-COV-2. *Gaceta del Instituto de Ingeniería*, 1(145), 11-13. Recuperado de <http://gacetaii.iingen.unam.mx/GacetaII/index.php/gii/article/view/2726>
- Ortega, A., Armenta, C., García, H. A., & García, J. R. (2021). Índice de vulnerabilidad en la infraestructura de la vivienda ante el COVID-19 en México. *Notas de Población*, (111), 155-18.
- Ortiz-Hernández, L., & Pérez-Sastré, M. A. (2020). Inequidades sociales en la progresión de la COVID-19 en población mexicana. *Revista Panamericana de Salud Pública*, 44(1). DOI: <https://doi.org/10.26633/RPSP.2020.106>
- Portal de Datos Abiertos de la CDMX. (2021). *Casos activos de Covid-19 en Ciudad de México a nivel colonia*. Recuperado de <https://datos.cdmx.gob.mx/dataset/covid-19-sinave-ciudad-de-mexico-a-nivel-colonia>
- Sideso, Sistema de Información del Desarrollo Social. (2021). *Índice de desarrollo social por colonia, barrio de la Ciudad de México 2010*. Recuperado de <http://www.sideso.cdmx.gob.mx/index.php?id=551>
- Sivakumar, B. (2021). COVID-19 and water. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 35(3), 531-534. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00477-020-01837-6>

Soto, G. (2007). *Agua: tarifas, escasez y sustentabilidad en las megaciudades: ¿cuánto están dispuestos a pagar los habitantes de la Ciudad de México?* México, DF, México: Universidad Iberoamericana.

Soto, G. (2008). *Diagnóstico sobre la situación del riesgo y vulnerabilidad de los habitantes de la Ciudad de México al no contar con el servicio de agua potable, como base para el análisis del derecho humano al agua y los derechos colectivos de los habitantes*. Recuperado de http://centro.paot.org.mx/documentos/paot/estudios/Agua_potable_en_el_Distrito_Federal_-_riesgo_y_vulnerabilidad.pdf

UNEP, United Nations Environment Programme (ed). (2019). *Global Environment Outlook-GEO-6: Healthy Planet. Healthy People*, 3(152). DOI: <https://doi.org/10.1017/9781108627146>

UNESCO, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. (2021). *United Nations World Water Development Report 2021. Valuing Water*. Paris, France: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.

WHO, World Health Organization. (2021). *WHO Coronavirus (COVID 19) Dashboard*. Recuperado de <https://covid19.who.int>.

DOI: 10.24850/j-tyca-15-01-06

Articles

Managed artificial recharge through drywells

Recarga artificial mediante pozos secos

Yerko Olivares M.¹

Paulo Herrera R.²

¹Civil Engineer, Universidad Técnica Federico Santa María, Valparaíso, Chile, yerko.olivares.13@sansano.usm.cl

²Adjunct professor, Universidad Técnica Federico Santa María, Valparaíso, Chile, paulo.herrera.ricci@gmail.com

Corresponding author: Paulo Andrés Herrera-Ricci, paulo.herrera.ricci@gmail.com

Abstract

Managed aquifer recharge (MAR) is a water management strategy that uses aquifers for the seasonal or inter-annual storage of exceeding surface water. Systems that implement artificial recharge use infiltration ponds or shallow or deep infiltration wells. While artificial recharge through infiltration ponds requires large areas and infiltration through deep wells demands high investment, infiltration through drywells, which



inject water to the vadose zone, is often a preferred option because of its low cost and relatively easy implementation. We present results of detailed numerical simulations to assess the operation of a single drywell to implement an artificial recharge system. We demonstrate that depending upon the distribution and property of the geological materials that compose the subsurface, the operation of the well can produce quite different results in terms of effective recharge. We expect that these findings will help design real MAR systems and provide supporting information for decision-makers in charge of approving and financing such water management systems.

Keywords: Unsaturated flow, numerical simulations, artificial recharge, aquifer recharge, water management, aquifer storage and recovery (ASR).

Resumen

La recarga artificial (*managed aquifer recharge*, MAR) es una estrategia de gestión de los recursos hídricos que utiliza a los acuíferos para el almacenamiento temporal de excedentes de agua superficial. Los sistemas que implementan la recarga artificial de acuíferos usan piscinas, o pozos profundos o someros para infiltrar agua. Mientras la recarga artificial a través de piscinas requiere grandes extensiones de terreno y la recarga mediante pozos profundos demanda altos costos de inversión, la infiltración mediante pozos secos —que inyectan agua a la zona no saturada— es usualmente preferida como alternativa de recarga debido a su bajo costo y simple implementación. En este artículo presentamos

resultados de simulaciones numéricas detalladas para evaluar la operación de un sistema de recarga artificial compuesto de un solo pozo seco. Demostramos que dependiendo de la distribución y de las propiedades de los sedimentos que componen el subsuelo, la operación del pozo puede producir diferentes resultados en términos de recarga efectiva. Esperamos que estos resultados sean útiles para el diseño de sistemas de recarga artificial y sirvan de soporte para tomadores de decisión a cargo de aprobar y financiar sistemas similares de gestión de agua.

Palabras clave: flujo no saturado, simulaciones numéricas, recarga artificial, recarga de acuíferos, gestión del agua, almacenamiento de agua en acuíferos y recuperación.

Received: 11/02/2022

Accepted: 20/06/2022

Published online: 15/07/2022

Introduction

Economic development and population growth combined with the effects of climate change have resulted in increasing stress on groundwater systems, particularly in arid and semi-arid regions of the world (Lall, Josset, & Russo, 2020). The implementation of artificial or managed aquifer recharge (MAR) systems has gained interest in recent decades as a water management strategy (Kimrey, 1989; Sharma, Sharma, Mehta,

& Marwaha, 2000; Gale, Neumann, Calow, & Moench, 2002; DGA, 2013; Dillon *et al.*, 2019; CNR, 2020; Ebrahim, Lautze, & Villholth, 2020; Alqahtani, Sale, Ronayne, & Hemenway, 2021). The basic principle of such systems is using the storage space available in the subsurface to store water between periods of exceedance and shortage (Bouwer, 1996; Bouwer, 2002). The successful implementation of artificial recharge projects requires (Bouwer, 1996; Bouwer, 2002): water that can be stored during at least a specific period, storage volume in the subsurface, and infiltration capacity to permit injecting a significant amount of water with small effort. Often, the implementation of MAR systems aim at using the recharged water for an environmental purpose, e.g. the recovery of depleted aquifers or springs. Alternatively, recharged water is recovered for a different use, in which case they are known as aquifer storage and recovery (ASR) systems (Pyne, 2017; Alqahtani *et al.*, 2021). Additionally, artificial recharge serves to recover overexploited aquifers, prevent subsidence underneath urban areas, prevent or control saline intrusion in coastal aquifers, dispose of excess water due to dewatering during construction projects and store treated wastewater (NRC, 1994; Wilson *et al.*, 1995; Dillon *et al.*, 2019; van Lopik, Hartog, & Schotting, 2020).

There are several technical options to enhance recharge that can be broadly classified into three categories: surface systems such as ponds or trenches, shallow wells that penetrate only into the vadose zone (also known as drywells), and deep wells that extend below the water table and reach the aquifer as shown in Figure 1 (Bouwer, 2002). Infiltration ponds or trenches have been implemented in many locations worldwide due to

their simplicity and low cost. However, these systems require extensive land area to attain significant infiltration rates, thus, they are difficult to implement in urban areas where land is relatively scarce and expensive. Moreover, the adequacy of infiltration ponds to produce effective recharge may be relatively low in locations where the water table is deep because of the occurrence of perched aquifers and the long time that may take water to reach the water table (Flint, Ellett, Christensen, & Martin, 2012). Drywell systems are also relatively inexpensive to build, since in most cases, they are dug by hand or using inexpensive drilling equipment or, are installed using direct push (Händel, Liu, Dietrich, Liedl, & Butler, 2014). Since the infiltration rate depends on the height of the water column inside the well, they can provide good infiltration capacity compared to shallow systems implemented with ponds (Bandeem, 1988; Edwards, Harter, Fogg, Washburn, & Hamad, 2016; Justino, Failache, & Barbassa, 2021). However, the infiltration capacity of shallow wells may degrade due to the accumulation of fine sediments carried by the infiltrated water and/or the development of a biological layer around the well casing (bioclogging). This clogging creates an operational problem due to the impossibility of applying some re-development techniques such as periodic pumping (Bouwer, 2002; Glass, Šimůnek, & Stefan, 2020). Finally, the implementation of deep well systems may require considerably more technical skill and the use of more expensive drilling equipment, which usually results in much higher implementation and operational costs (Bouwer 1996; Bouwer, 2002; Gale *et al.*, 2002; Dillon *et al.*, 2019).

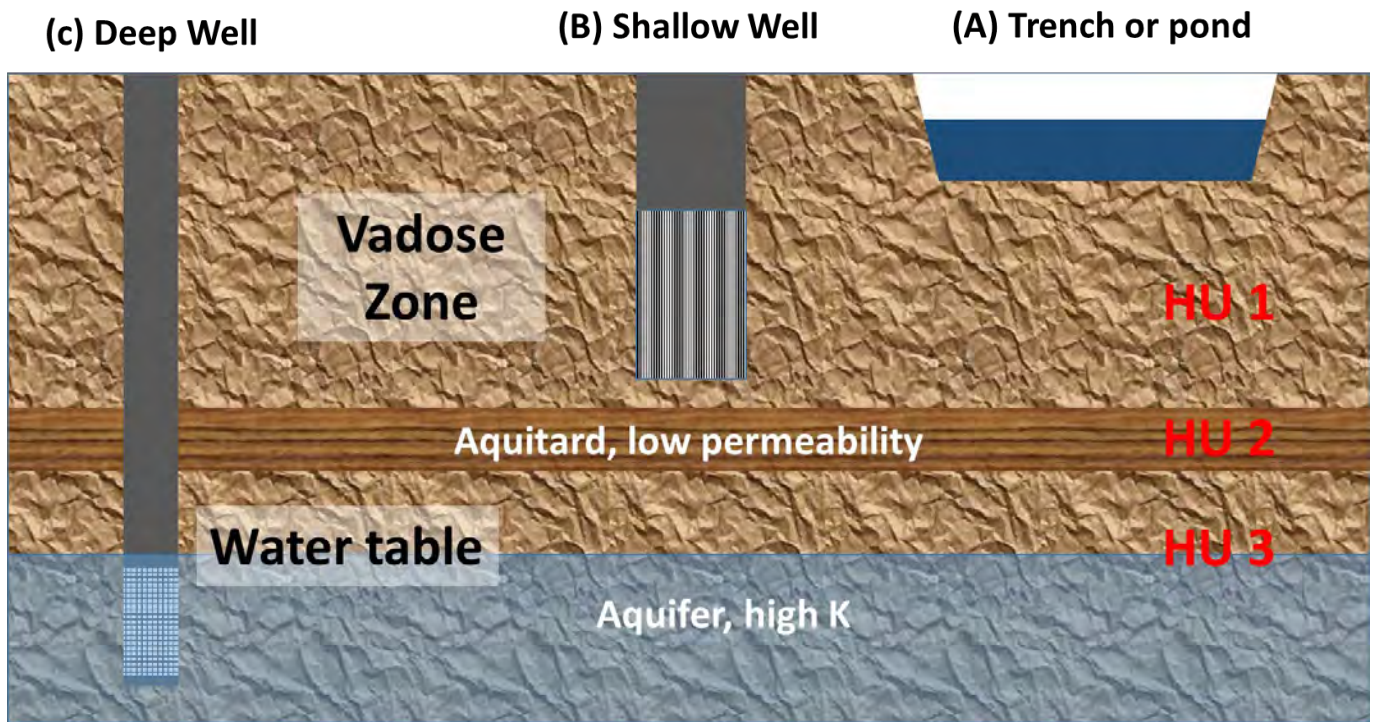


Figure 1. Schematic of artificial recharge systems: trenches or ponds (A), infiltration wells that infiltrate into the vadose zone known as drywells (B), and deep wells that infiltrate directly into aquifers (C). Materials that composed the subsurface are classified into hydrostratigraphic units (HU) that exhibit certain uniformity.

Infiltration ponds and shallow infiltration wells inject water into the unsaturated zone, hence they allow for natural treatment of the infiltrated water due to the filtration capacity of soils and the occurrence of chemical and biological processes, such as denitrification (Sasidharan, Bradford, Šimůnek, & Kraemer, 2020; Gorski, Dailey, Fisher, Schrad, & Saltikov, 2020; Hägg *et al.*, 2021). Therefore, this type of system is preferred in some cases due to the potential enhancement of the recharged water

quality (Bouwer, 1996; Edwards *et al.*, 2016; Dillon *et al.*, 2019). For example, they are used to implement soil aquifer treatment systems, SAT (e.g. Wilson *et al.*, 1995). This enhancement can be a major consideration for implementing MAR systems in countries or areas where regulation is strict concerning the recharged water quality.

The infiltration rate into shallow unsaturated soils (vadose zone) depends on the saturated hydraulic conductivity of the sediments (K), the hydraulic head at the infiltration point (water depth and elevation), and the negative pressure head (h) at the tip of the saturation front, i.e. the volume of soil within which moisture content increases due to infiltration (Bouwer, 1996; Bouwer, 2002). For wells, it also depends on the effective radius; wells with a larger diameter can infiltrate more water. Water moves preferentially downward from the infiltration point through a homogeneous material until it reaches a material of lower permeability that may act as a flow barrier inducing a lateral or horizontal movement of water (Händel *et al.*, 2014; Maples, Fogg, & Maxwell, 2019; Wu *et al.*, 2021). The net result is a much slower overall vertical water movement across the soil column and, hence, less effective recharge. If the source of the infiltration stops, water accumulated within the initially unsaturated sediments drains under the action of gravity. This drainage process may take a long time to complete after the infiltration source stops providing water (Bouwer, 1996; Alqahtani *et al.*, 2021). The reduction in the vertical infiltration capacity produced by lower permeability units results in a leaking system composed of saturated materials overlying higher permeability units that are partially saturated (Flint *et al.*, 2012). Similar partially saturated leaking flow configurations occur in natural systems,

e.g. beneath river systems with low permeability sediments covering the streambed (Brunner, Cook, & Simmons, 2009).

Infiltrated water may take a long time, of the order of years to decades, to reach the water table and contribute to recharge in presence of aquitards or hydrostratigraphic units with reduced K . This may render the recovery of the infiltrated water difficult (Bouwer, 1996; Flint *et al.*, 2012; Sasidharan, Bradford, Šimůnek, & Kraemer, 2019; Sasidharan *et al.*, 2020; Alqahtani *et al.*, 2021). In addition, the recovery can be problematic due to difficulties in pumping groundwater from perched aquifers that might develop around the infiltration point (Bouwer, 2002). Such a long transit time can reduce the interest in this type of project by investors that seek returns in a limited time frame (Gale *et al.*, 2002). Therefore, selecting one or another system must weight several technical and economic factors (Table 1). When new systems are implemented using ponds or short infiltrations wells that inject into the vadose zone due to lower costs, lower technical barriers and potential advantages for improving the quality of the infiltrated water; the potential delay of the benefits due to the delayed recharge should also be accounted for (Gorski *et al.*, 2020; Hägg *et al.*, 2021).

Table 1. Factors considered for the design and operation of artificial recharge systems. Alternative methods correspond to infiltration pond (A), dry (B) and deep (C) infiltration wells.

| | Description | Low cost | Easy construction | Easy operation | Natural filtration | Water recovery |
|---|-------------------|----------|-------------------|----------------|--------------------|----------------|
| A | Infiltration pond | X | X | X | X | |
| B | Drywell | X | X | | X | |
| C | Deep well | | | | | X |

Source: Bouwer (2002), Dillon *et al.* (2019), Edwards *et al.* (2016), Gale *et al.* (2002), Hägg *et al.* (2021), NRC (1994), Sharma *et al.* (2000), Wilson *et al.* (1995).

Drywells have been analyzed in detail in several studies due to their advantages in terms of: construction cost, use of space in urban or well-developed agricultural areas, enhanced infiltration capacity in comparison to ponds or trenches, and their ability to infiltrate water into the vadose zone (Bandeem, 1988; Händel *et al.*, 2014; Edwards *et al.* 2016; Liang, Zhan, & Zhang, 2018; Sasidharan *et al.*, 2019; Sasidharan *et al.*, 2020; Fuentes, Chávez, Quevedo, Trejo-Alonso, & Fuentes, 2020; Glass *et al.*, 2020; van Lopik *et al.*, 2020; Justino *et al.*, 2021). Bandeem (1988) used numerical simulations to study the operation of a single drywell for the infiltration of excess rainfall considering a layered aquifer and a relatively shallow water table (30 meters deep). He simulated infiltration for a few hours after the beginning of a single rainfall event of 1 hr duration, considering only a small area around the well (< 30 meters). Händel *et*

al. (2014) used numerical simulations to evaluate the potential performance of small diameter shallow infiltration wells installed with direct push. They demonstrated that drywells are cost-effective *versus* infiltration ponds because of the higher infiltration capacity that they may attain. They concluded that the presence of low permeability units significantly reduces the infiltration capacity. They considered only systems with a shallow water table so that infiltrated water always reached the aquifer. Edwards *et al.* (2016) review the literature related to drywells and comment on their advantages and limitations. They conclude that drywells are effective to enhance natural recharge to aquifers, but that their performance depends on well maintenance, quantity and quality of available water for recharge and local subsurface conditions. Liang *et al.* (2018) derive analytical solutions to model water infiltration produced by drywells and compare them with numerical simulations considering uniform materials. Sasidharan *et al.* (2020) performed numerical simulations of the operation of a drywell considering homogeneous and heterogeneous materials in a 2D axisymmetric domain delimited by a distance of 48 meters from the injection well. They evaluated ten realizations of heterogeneous materials generated with a geostatistical model that considered variance and spatial correlation in the horizontal and vertical directions and a water table located 20 meters below the injection point. They concluded that the arrival time and location of the recharge water can be substantially different depending on the heterogeneity of the materials. Glass *et al.* (2020) proposes a model to incorporate variations in hydraulic conductivity due to clogging during the operation of MAR systems. They used the model to simulate two

laboratory experiments and evaluate several hypothetical recharge systems. They concluded that clogging can produce significant reductions in infiltration rates and large increases in pressure head that may create problems for the operation of real systems.

Previous studies demonstrated that the performance of drywells in sites where the shallow water table can be controlled, at least locally around the injection well, by the distribution and characteristics of the sediments. We aim at extending the previous analyzes to a larger scale and to sites where the water table is deeper. We perform detailed numerical simulations to analyze the performance of a single infiltration well for different scenarios defined by the stratigraphy of the sediments located between the infiltration point and the water table. The level of detail of the simulations and the unsaturated flow modeling allow us to make a realistic evaluation of this kind of recharge system. Unlike previous studies, we simulate a large volume around the infiltration well that extends a few hundred meters from the well and considers a deep water table. We simulate the operation of a relatively deep drywell (> 50 m) to represent real conditions of wells specifically constructed for infiltration in aquifers with a deep water table (> 50 m). These wells can take advantage of a longer water column to attain high well head pressure and, hence, high infiltration rates. We use the results of the numerical simulations to estimate infiltration rates and transit times to reach the water table. The main objective of this article is assessing potential advantages and limitations of recharge systems based on drywells considering conditions similar to a real-world setting. We expect that the findings can be useful for the design and implementation of similar

systems and, hence, will contribute to the further development of artificial recharge projects.

Numerical simulations

Setup

The conceptual model for the simulation setup considered field conditions found in Santiago, Chile, which corresponds to a semi-arid climate (average rainfall < 300 mm/year). There, the water table is relatively deep and sediments are a mixture of alluvial sediments that originate from the Andes and fluvial deposits near rivers. Figure 2 shows the stratigraphic sequence observed in a more than 80 meters deep gravel pit, which is a good example of the sediments found in the area.



Figure 2. Stratigraphic sequence observed in a gravel pit near the Maipo River, Santiago, Chile, which served as basis for the conceptualization of the numerical simulations. The pit is approximately 80-90 m meters deep.

We consider a site where the water table is more than 100 m deep and sediments are composed of a mixture of clays, sandy and gravelly materials that form a relatively uniform stratigraphic column with not easily recognizable hydrogeological units (HU). For a similar geological setting, Sudicky (1986) reports changes in K measured through permeameter tests of 5 cm undisturbed soil samples of more than one order of magnitude within 2 meters of a shallow sandy aquifer located in Borden, Canada (Figure 5 in Sudicky, 1986). The sediments of the Borden aquifer were described as: "primarily horizontal, discontinuous lenses of medium-grained, fine-grained, and silty fine-grained sand", based on a very detailed laboratory characterization of thousands of soil samples (Sudicky, 1986). This characterization of the sediments was performed as part of a large-scale field experiment that had as main purpose to understand the role of natural geological heterogeneity for solute transport in groundwater (Sudicky & Illman, 2011). The level of detail and sophistication used for the characterization of the Borden site sediments are well beyond the one routinely applied in hydrogeological projects. Identifying different hydrogeological units in similar geological settings is usually difficult to achieve based on borehole logging alone, which is the standard method used in most practical applications.

We want to evaluate the potential impact that mild heterogeneity, such as the one reported for the Borden site, could produce for the practical implementation of an artificial recharge system based on shallow infiltration wells that do not reach the water table. Hence, we divide the model domain into three main horizontal hydrogeological units defined by

different hydraulic conductivity values (Table 2), which allows us to assess the potential impact of the presence of HUs with different hydraulic properties. This conceptualization is akin to the multilayered aquifer system used in many hydrogeological studies (e.g. Matheron & De Marsily, 1980; Fuentes *et al.*, 2020). The hydraulic conductivity values assigned to the different HUs of the model have relatively minor changes between different HUs, with a maximum ratio between the most and least permeable units of less than 100. For all HUs, we assume an anisotropy ratio $K_h/K_v = 10$, hence resistance to horizontal flow is less than to vertical flow. We evaluate six different scenarios based on the combination of K values for each one of the three HUs: One that considers the presence of only one homogenous material (S1) with a single value of K and five heterogeneous (S2 to S6) that consider different values of K for each HU (Table 2). For S1, we assume a value of K equal to the effective value for flow perpendicular (vertical) to the layered units of scenario S2. The unsaturated flow properties (see Appendix for details), i.e. water retention curve and relative permeability, were set equal to the corresponding to a loamy sand soil using the van Genuchten model (van Genuchten & Nielsen, 1985), and were considered equal for all three hydrogeological units. Hence, we only tested the influence of considering different values of saturated hydraulic conductivity. Considering different retention and relative permeability curves would result in relative minor differences in the results discussed below.

Table 2. Scenarios simulated assuming three hydrogeological units (HU): upper and lower sand-gravel units and middle sand with fine sediments unit. Scenarios S5 and S6 are similar to S4 except by the extension of the middle low permeability unit, which extends to only 300 (S5) and 550 (S6) meters from the injection well. Porosity for all layers was set equal to 0.41, while initial moisture was set equal to the residual moisture content of a loamy sand, 0.057.

| Scenario | Unit | Top Depth (m) | Bottom Depth (m) | Kh (m/d) | Kv (m/d) |
|----------|--------|---------------|------------------|----------|----------|
| S1 | Single | 0 | 230 | 43.30 | 4.33 |
| S2 | Upper | 0 | 90 | 18.20 | 1.82 |
| | Lower | 90 | 230 | 60.70 | 6.07 |
| S3 | Upper | 0 | 80 | 18.20 | 1.82 |
| | Fine | 80 | 90 | 1.10 | 0.11 |
| | Lower | 90 | 230 | 60.70 | 6.07 |
| S4 | Upper | 0 | 80 | 18.20 | 1.82 |
| | Fine | 80 | 90 | 0.11 | 0.01 |
| | Lower | 90 | 230 | 60.70 | 6.07 |

We simulate the operation of a single injection well using VS2DT (Lappala, Healy, & Weeks, 1987), which simulates unsaturated flow. VS2DT solves Richards' equation formulation based on pressure head using a finite difference approximation with a fully implicit backward time approximation. The non-linear partial differential equation is linearized using a Newton-Raphson scheme, and relative permeability and hydraulic

conductivity are evaluated using upstream weighting and harmonic average, respectively (Lappala *et al.*, 1987).

We used a two-dimensional grid assuming axial symmetry so that the coordinates of the grid correspond to the distance from the injection well, r , and the elevation, z . Figure 3 shows a schematic of the model setup, including boundary conditions. The numerical grid is equivalent to a cylindrical domain that extends 600 m from the injection well located at $r = 0$ m. To simplify the analysis, we consider that the origin of the vertical coordinate system ($z = 0$ m) coincides with the position of the ground surface and that it points downward. Vertically, the domain includes two zones: a fully saturated of height $H_{\text{sat}} = 90$ m and an unsaturated height $H_{\text{unsat}} = 140$ m above the water table. Including a saturated zone below the water table explicitly simulates a more realistic interaction between vertical infiltration and groundwater than assuming a free drainage boundary condition as used in other studies (e.g. Glass *et al.*, 2020; Sasidharam, 2019, 2020). In particular, it allows evaluating changes in piezometric levels that could be monitored in real recharge systems to evaluate the magnitude and time evolution of the effective recharge.

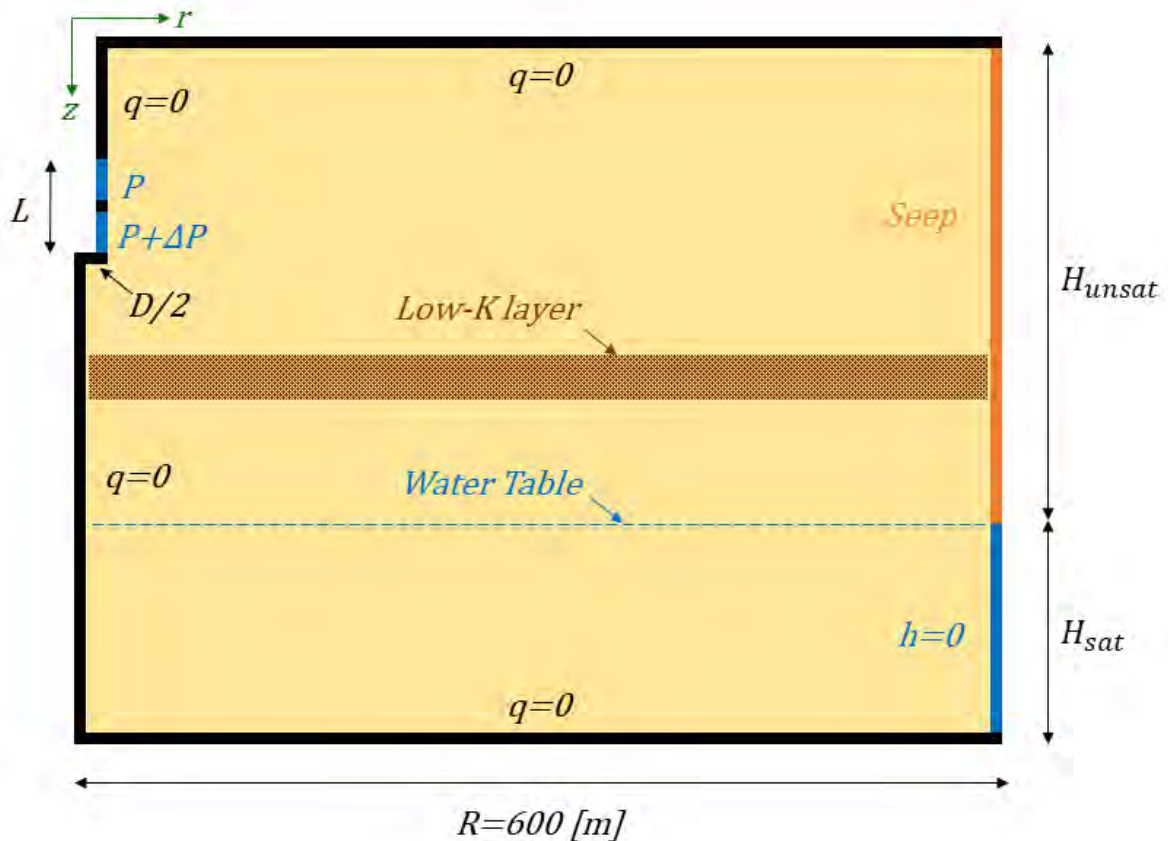


Figure 3. Schematic (not drawn to scale) of simulated artificial recharge system. Injection well (left) simulated as a prescribed pressure boundary condition, while the right boundary was set as a gravity drainage condition to allow infiltrated water to exit the domain.

The extension of the domain is long enough to allow the development of a perched aquifer in some of the simulated scenarios and small enough to allow for the use of fine grid discretization for the sought spatial scale and level of detail. The model domain is discretized into rectangular cells with variable horizontal spacing from 0.05 m near the

well, to 10 m at the outer boundary ($r = 600$ m). Vertically, the domain is discretized into layers of $\Delta z = 1$ m, except for the layers that cross the well that had a finer discretization of $\Delta z = 0.5$ m. Preliminary simulations showed that this level of refinement was sufficient to simulate changes in pressure and water table elevation near the well for the simulated scenarios, while maintaining the computational effort within reasonable levels.

No flow boundary conditions are specified for the top and bottom boundaries of the domain and for the left boundary, which coincides with the center of the well or symmetry axis. The right boundary condition ($r = 600$ m) above the initial water table was specified as a seepage boundary (Lappala *et al.*, 1987), however the domain size is such that the perched aquifer that develops in some of the simulations never reaches this boundary. Below the initial water table, the boundary condition preserves the initial hydrostatic pressure distribution, so that water that reaches the boundary exits the domain. We consider a single injection well 57 m long and diameter $D = 0.3$ m with a screen (open section for flow) at the bottom of the well of length $L = 13$ m. Within the well section where water enters the domain, prescribed pressure increases with depth to simulate a quasi-hydrostatic pressure distribution along a 44 m water column stored inside the well casing. We simulated the operation of the system for two years: A one-year injection period, followed by a similar drainage period. Although the simulated scenarios are rather simple, they are a good approximation to real sites where the subsurface tends to exhibit quasi-horizontal stratifications.

However, the setup of the simulations does not consider potentially relevant processes such as: cyclic operation of the recharge system, air trapping and hysteresis due to application of wetting/drying cycles, heterogeneity within each hydrogeological unit (e.g. Sasidharan *et al.*, 2019; Sasidharan *et al.*, 2020), capillary forces and potential temporal changes in properties due to clogging or chemical process (e.g. Glass *et al.*, 2020). Adding some of those processes could potentially modify, at least in part, the results discussed below and, hence, should be considered for future work to improve on the simulation of the operation of real artificial recharge systems. Nevertheless, the results presented below represent a wide range of real drywell systems.

Results

Figure 4 shows 2D sections of simulated saturation, i.e. the fraction of the available pore space occupied by water, after 50 days and 1 year since injection started and after 1 year since injection stopped. The distribution of the simulated saturation for the homogenous case (S1) shows the development of a mounding zone directly below the injection well that extends almost 100 m from the well and remains almost constant during the injection period (first year). After injection stops, the water that was within this area drains under the action of gravity, so that by the end of the simulated period, saturation within this volume is smaller than 0.4. The results for scenario S2 are similar, but show a lower saturation value below the contact between HU1 and HU3 that is due to the lower K in HU3

and thus a lower vertical water flow. For the third scenario, that includes the presence of the low K unit (HU2) with $K = 1.1$ m/d, the lower infiltration rate in this unit produces as result the development of a perched aquifer that rapidly extends towards the outer boundary of the domain. The final extension of the perched aquifer is such that the total vertical infiltration is equal to the infiltration rate at the well. For example, considering a vertical velocity, V_v , between the upper and lower aquifers of the order of the vertical hydraulic conductivity of the low K layer (0.01 m/d) assuming that vertical flow away from the well is mainly gravitational, results in the following mass balance equation:

$$I = V_v \cdot \pi \cdot R^2$$

where I is the infiltration rate and R is the maximum extension of the perched aquifer under steady-state conditions. For example, for S4, S5 and S6 the infiltration rate is about 190 l/s (16550 m³/d); then R can be estimated as 725 meters, which is longer than the domain size.

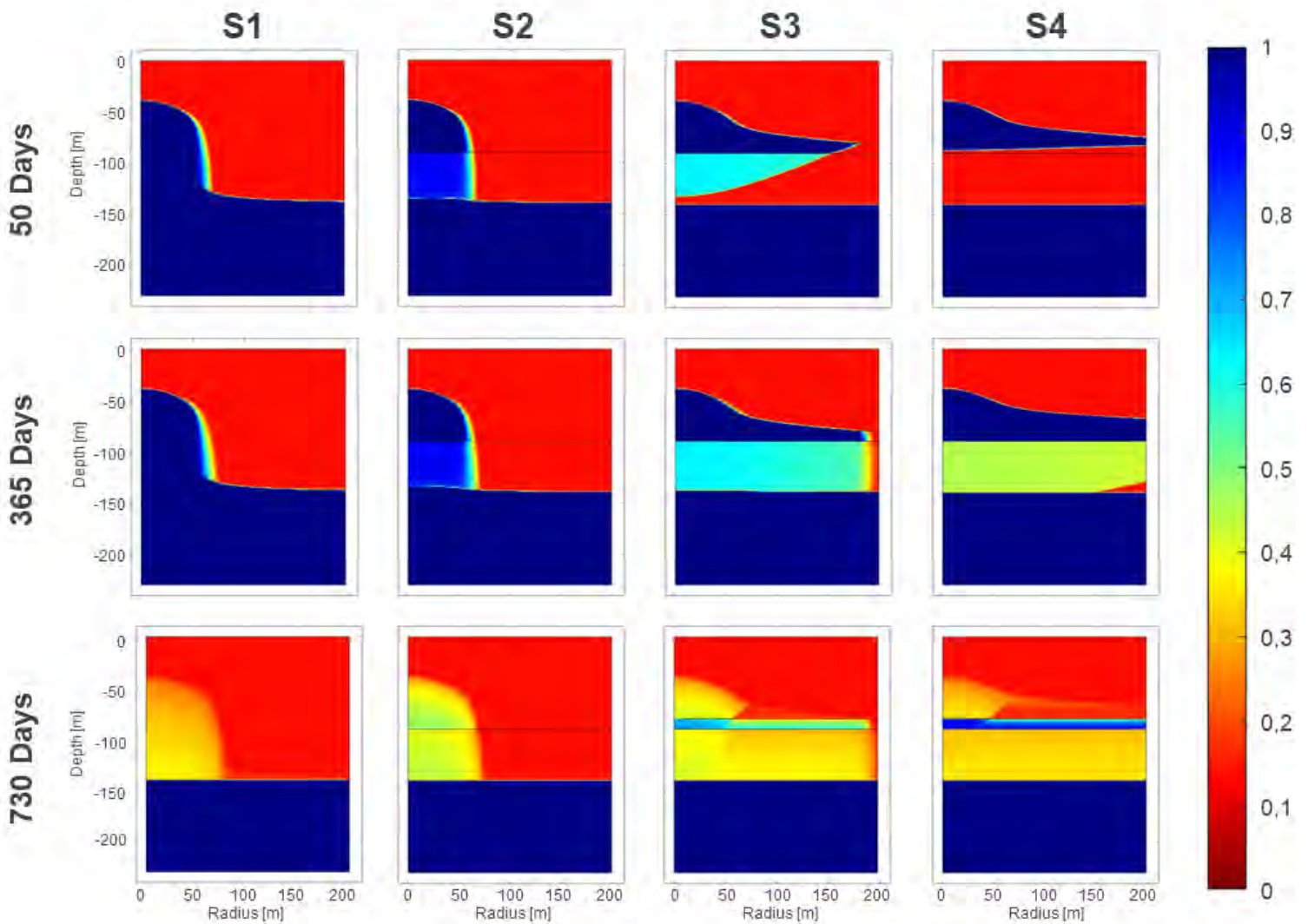


Figure 4. Vertical 2D saturation profiles after 50, 365 and 730 days since injection started. Columns show results for the four simulated scenarios.

The area below HU2 shows intermediate saturation values during and after the injection period, i.e. the soil in that area never gets fully saturated. At the end of the simulated period, saturation is still above 0.5

for all HU2. Figure 5 shows a 3D reconstruction of the results for this scenario, where the development of the perched aquifer can be easily identified after 5 and 365 days since injection started. Finally, the distribution of saturation for scenario S4, which considers a lower value of K for HU2 ($K = 0.11$ m/d), also shows the development of a perched aquifer during the injection period, which continues extending horizontally by the end of the simulated period due to the lower vertical infiltration rate that is allowed through HU2.

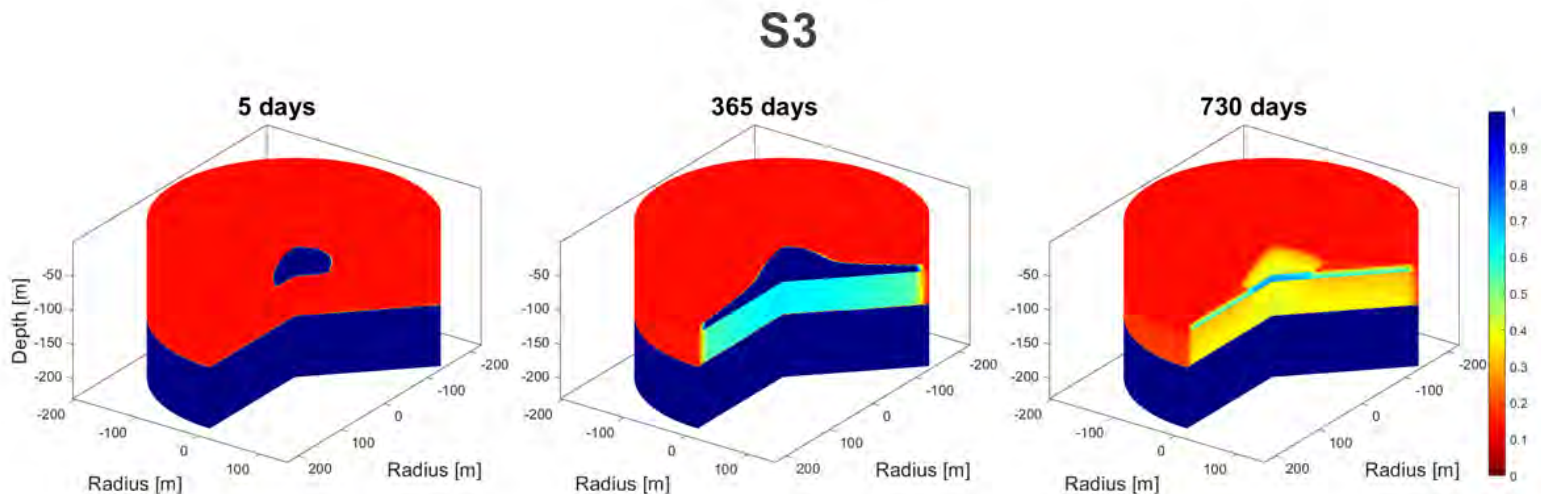


Figure 5. Simulated saturation for scenario S3 after 5, 365 and 730 days since injection started. 3D reconstruction from results of 2D axisymmetric simulations.

Analyzing the hydraulic connection between the injection zone and the water table also provides a quantitative measure of the differences

between the scenarios. Figure 6 shows the simulated water pressure *versus* time for points located along the domain right below the water table ($z = 140$ m). The change in pressure is maximum for the homogeneous case where there is a full hydraulic connection between the injection zone and the water table below. In this case, pressure increases by almost 10 meters below the injection well. The pressure increase is lower for the other scenarios because of the development of a perched aquifer or the presence of a partially saturated zone between the injection zone and the water table. The increase in pressure is the lowest for scenario S4, which considers the lowest K value for HU2. The increase in pressure for scenarios S2, S3 and S4 is due to the mounding of the water table produced by the increased vertical infiltration in the surroundings of the injection well, where the spatial variation of the piezometric head is maximum. These differences can have practical implications for the design of monitoring systems that rely on the observation of variations of piezometric levels in monitoring boreholes and their interpretation (Gale *et al.*, 2002). Relatively small changes in hydraulic conductivity values for some of the HUs can result in differences in pressure rise of up to a few meters during an initial period that might extend for a few months or years. In practice, small increases in pressure may be difficult to associate to the direct effects of artificial recharge; hence, they may not provide enough evidence of the effectiveness of the system and its benefits (Gale *et al.*, 2002).

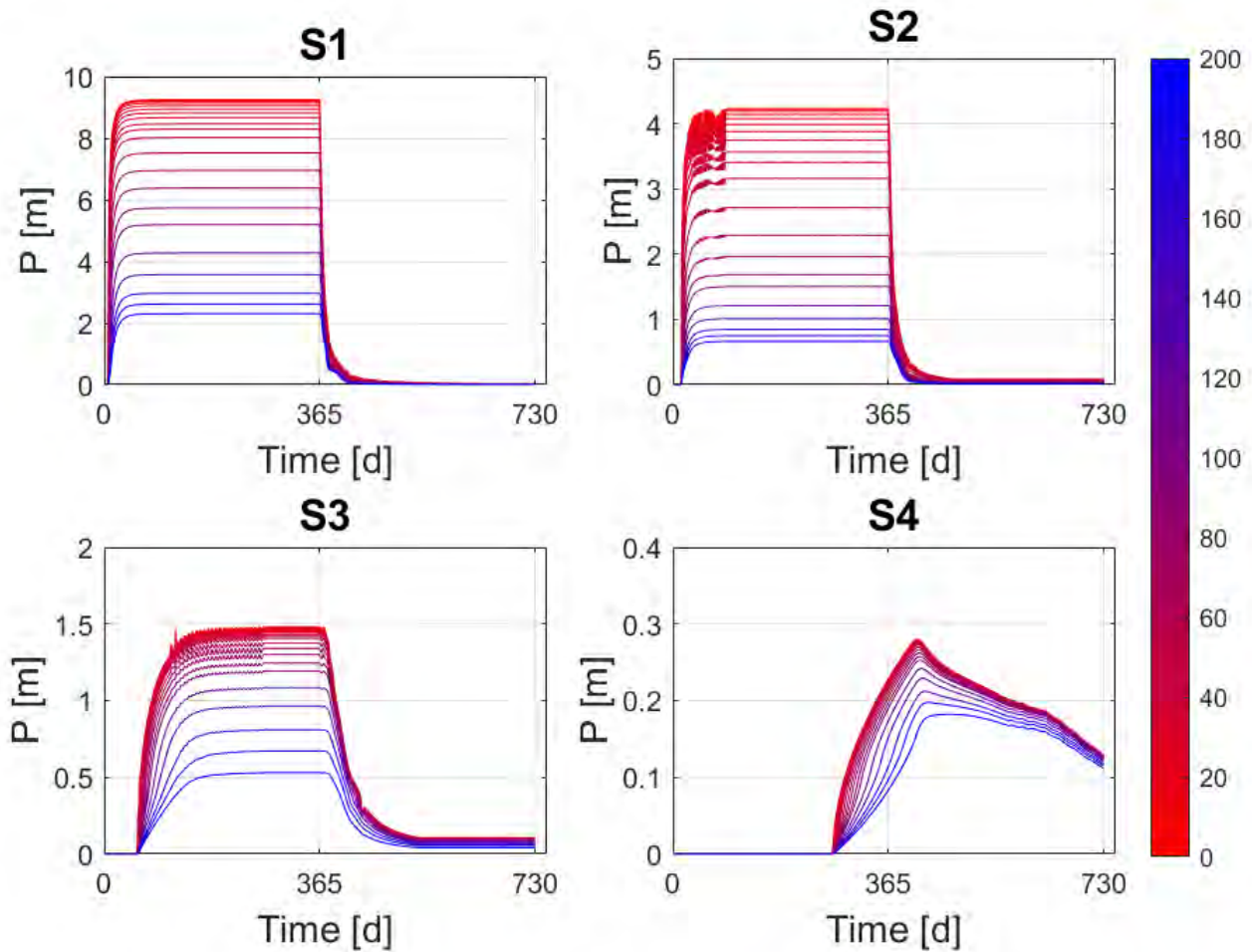


Figure 6. Pressure profiles along initial position of the water table ($z = 140$ m). Colors indicate distance from injection well in meters.

Figure 7 shows simulated saturation for scenarios S2, which considers only two HUs, and scenarios S5 and S6, which are similar to scenario S4, but with a low hydraulic conductivity layer that extends only up to 300 and 550 meters, respectively. The saturation front around the well is similar for all three scenarios at early time (5 days), but it is

significantly different at later times. Like in S4, the presence of the middle low K layer results in a perched aquifer that extends for a few hundred meters. In the case of S5, the perched aquifer extends up to the limit of the low K layer (300 meters), where water spills through a narrow vertical zone until reaching the water table. For scenario S6, the perched aquifer develops without reaching the limit of the low K layer (550 m) by the end of the injection period (365 days). Hence, the saturation distribution for S5 is similar to the one for S4, except for the section close to the border.

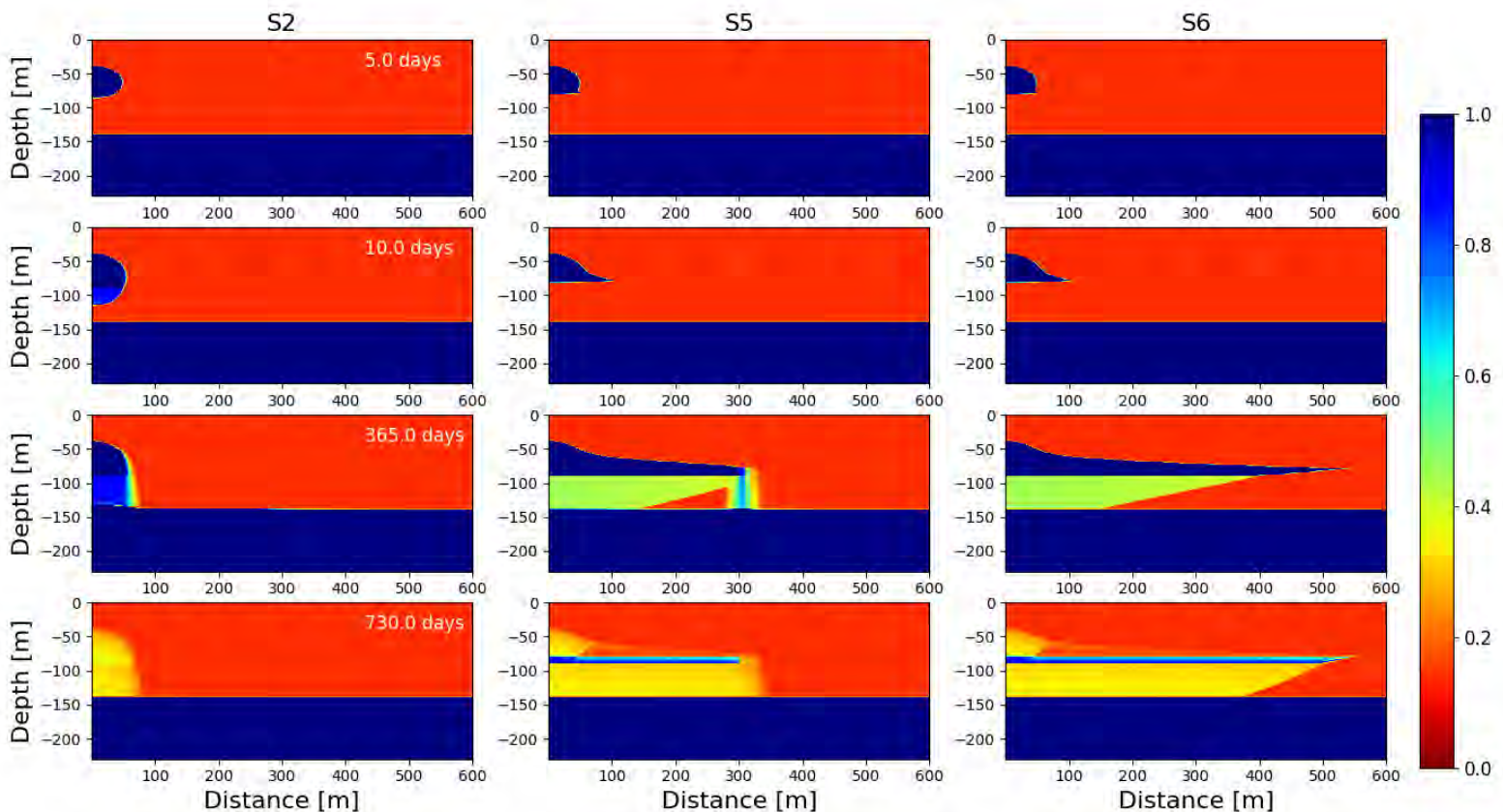


Figure 7. Simulated saturation for Scenarios S2, S5 and S6 after 5, 10, 365 and 730 days since injection started.

Figure 8 shows the simulated piezometric head, h , distribution for Scenarios S2, S5 and S6. The contour for $h = 0$ meters indicates the position of the boundary of the saturated zone that develops around the injection well and the original position of the water table. In all three scenarios, the upper saturated zone by the end of the injection period (365 days) extends only up to the position of the horizon between the upper aquifer and the underneath HU, lower K aquifer for S2, or low K middle unit for S5 and S6.

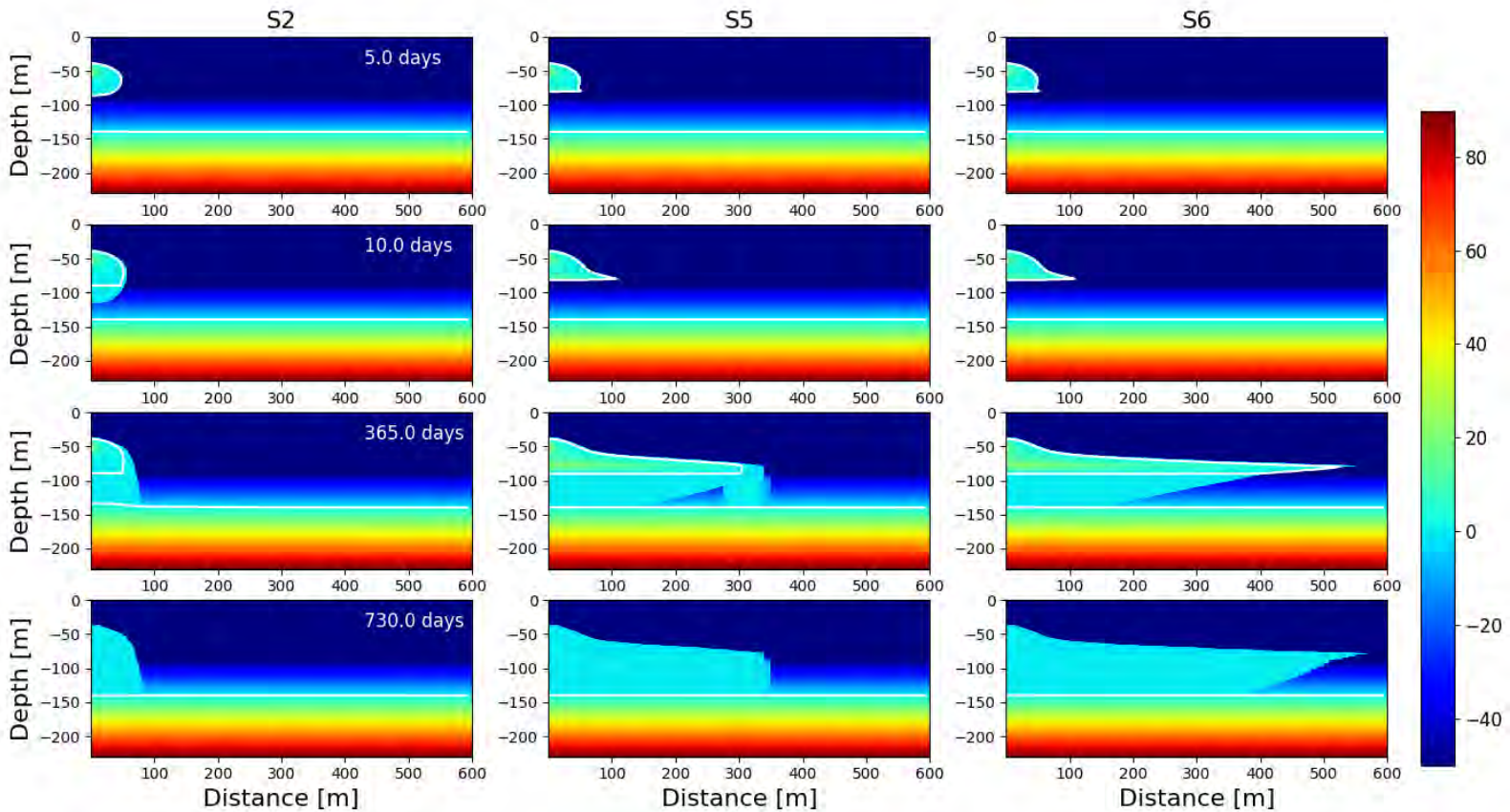


Figure 8. Simulate pressure head (m) for Scenarios S2, S5 and S6 after 5, 10, 365 and 730 days since injection started. White line indicates where pressure head equal to 0, i.e. boundary of saturated sediments.

Figure 9 shows the normalized cumulative volume of infiltrated water that remains in the domain *versus* time (Table 3). For the first two scenarios, most of the injected water reaches the water table and leaves the domain quickly. The increase in storage produced by the injection is relatively minor in comparison to the total infiltrated volume after a short initial period. In a real case, this means that most of the infiltrated water can be recovered from the aquifer through the operation of deep wells

that reach below the water table. For scenarios S3 and S4, the proportion of the injected water that remains in the domain is higher, particularly for S4, because of the presence of the low K unit (HU2) that enhances the development of a perched aquifer and slows down the drainage of the infiltrated water after injection stops. This result can also have important practical implications since recovering water from a shallow perched aquifer can be more difficult than recovering it from the main existing aquifer (Bouwer, 1996; Bouwer, 2002). Alternatively, the implementation of a deep recovery system that extracts water directly from the aquifer should consider a potential long delay between recharge and the time the recharged water reaches the aquifer.

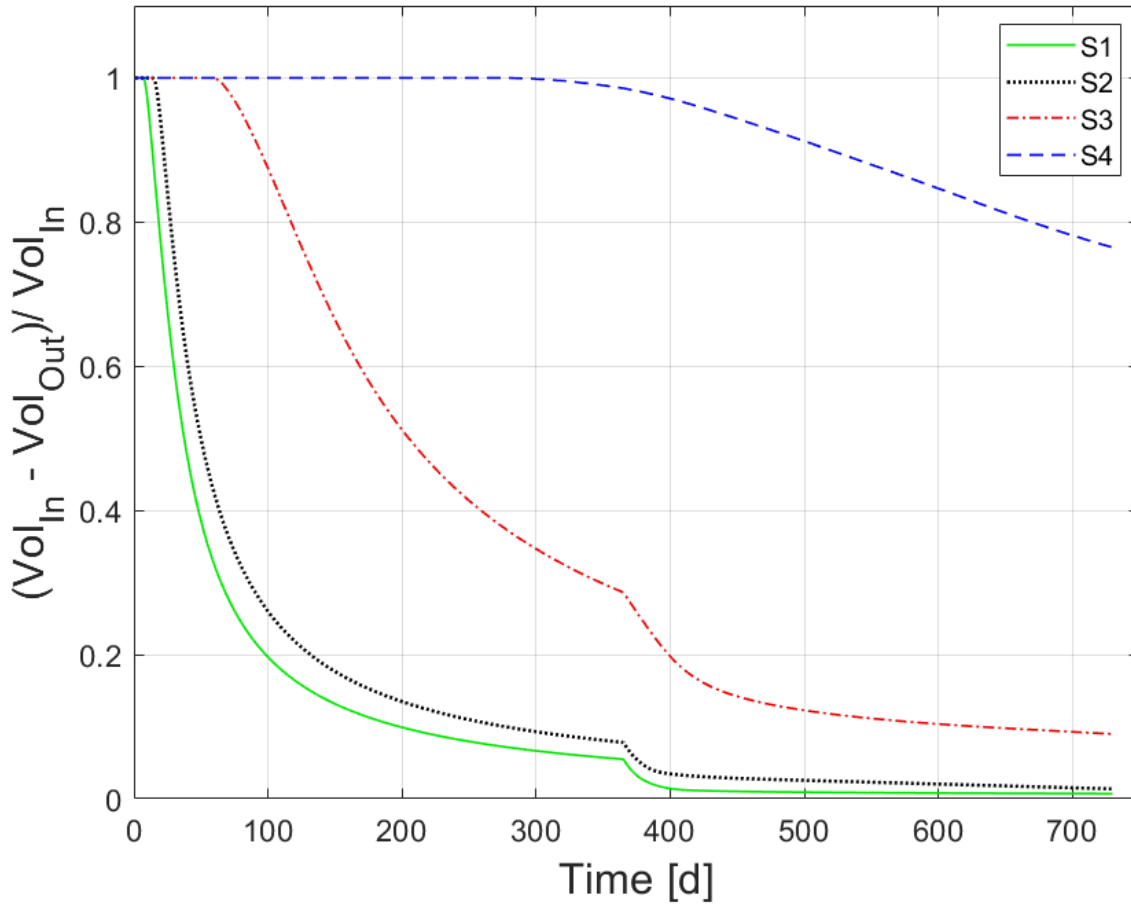


Figure 9. Normalized net recharged volume within model domain versus time.

Table 3. Mean infiltration rate and volume retained in domain at the end of the simulated period (2 years since injection started). Normalized values correspond to the ratio between the values and the maximum value in each column.

| Scenario | Infiltration rate (m ³ /d) | Infiltration rate (l/s) | Normalized infiltration rate | Retained Volume 2 years (x10 ³ m ³) | Normalized retained volume 2 years |
|----------|---------------------------------------|-------------------------|------------------------------|--|------------------------------------|
| S1 | 41 200 | 477 | 1.00 | 106 | 0.02 |
| S2 | 17 320 | 200 | 0.42 | 87 | 0.02 |
| S3 | 17 020 | 197 | 0.41 | 558 | 0.12 |
| S4 | 16 450 | 190 | 0.40 | 4 630 | 1.00 |
| S5 | 16 629 | 192 | 0.40 | 2 086 | 0.45 |
| S6 | 16 597 | 192 | 0.40 | 4 635 | 1.00 |

Conclusions

We performed detailed numerical simulations of an artificial recharge system composed of a single drywell that injects water into the vadose zone. The results of the simulation demonstrate that significant differences in the performance of the system in terms of injection rate, recharged volume and hydraulic connection between the injection well and the existing aquifer; can occur depending on the distribution of

materials that compose the subsurface and some of their characteristic hydraulic parameters.

For practical purposes, it may be advantageous to implement injection systems that directly inject water into existing aquifers to avoid the potential development of perched aquifers, which can difficult the recovery of the injected water and delay the effective recharge to the main aquifer system. This may be particularly important in locations where the vadose zone includes a few low permeability units or the water table is deep as often happens in arid or semi-arid climates. Moreover, the design and implementation of monitoring systems to measure the performance of recharge systems can also be challenging in presence of heterogeneous hydrogeological units. In those cases, changes in piezometric head measured in monitoring boreholes might not provide relevant information to quantify recharge. Hence, potential cost savings due to using less expensive shallow infiltration systems, can be rendered of little worth due to the impossibility to recover the injected water within a reasonable time frame. These findings can be contradictory to recommended practices in some countries, where regulatory guidelines advice the injection of water into the vadose zone to profit from the potential filtration and natural chemical and biological mechanisms that can enhance the quality of the infiltrated water.

Future work to extend the results of this study should consider other factors that can potentially impact the performance of a recharge system, such as clogging due to the transport of fine sediments, chemical reactions induced by the difference between the water quality of the injected and resident water, or the growth of microorganisms around the

injection point. Studies that analyze the potential performance of specific sites should consider a detailed characterization of the sediment properties, particularly unsaturated flow properties and anisotropy. Nevertheless, these additional improvements would affect only quantitatively the conclusions of this study but would not change their spirit.

Acknowledgements

The authors would like to thank José Luis Fuentes and the Sociedad del Canal de Maipo for providing the picture of the gravel pit shown in Figure 2.

Appendix: Unsaturated flow properties

The unsaturated properties were set according to the van Genuchten model (van Genuchten & Nielsen, 1985), which includes the following equations:

$$s_e = \frac{1}{(1+|\alpha \cdot h|^\beta)^\gamma} \quad (\text{A1})$$

$$k_r = \frac{(1-C \cdot D^{-\gamma})^2}{D^{\frac{\gamma}{2}}} \quad (\text{A2})$$

With:

$$C = |\alpha \cdot h|^{(\beta-1)}$$

$$D = 1 + |\alpha \cdot h|^\beta$$

Where:

s_e : effective saturation or reduced water content (-), equal to $s_e = (\theta - \theta_r)/(n - \theta_r)$

k_r : relative permeability (-).

θ : volumetric water content (-).

θ_r : residual volumetric water content (-).

n : porosity (-).

h : pressure head (m).

α : parameter of the model (1/m).

β : parameter of the model (-).

$$\gamma = 1 - 1/\beta$$

In all simulations, we considered a loamy-sand soil with parameters summarized in Table A1. Figure A1 shows the corresponding water retention and relative permeability curves.

Table A1. Parameters that define unsaturated flow properties for the loamy sand soil considered in all simulations (Lappala *et al.*, 1987).

| Parameter | Value |
|---|-------|
| Saturated Hydraulic Conductivity K (m/d) | 3.50 |
| Porosity, n (-) | 0.41 |
| α (1/m) | 12.4 |
| β | 2.28 |
| γ | 0.56 |
| Residual Water Content, θ_r | 0.057 |

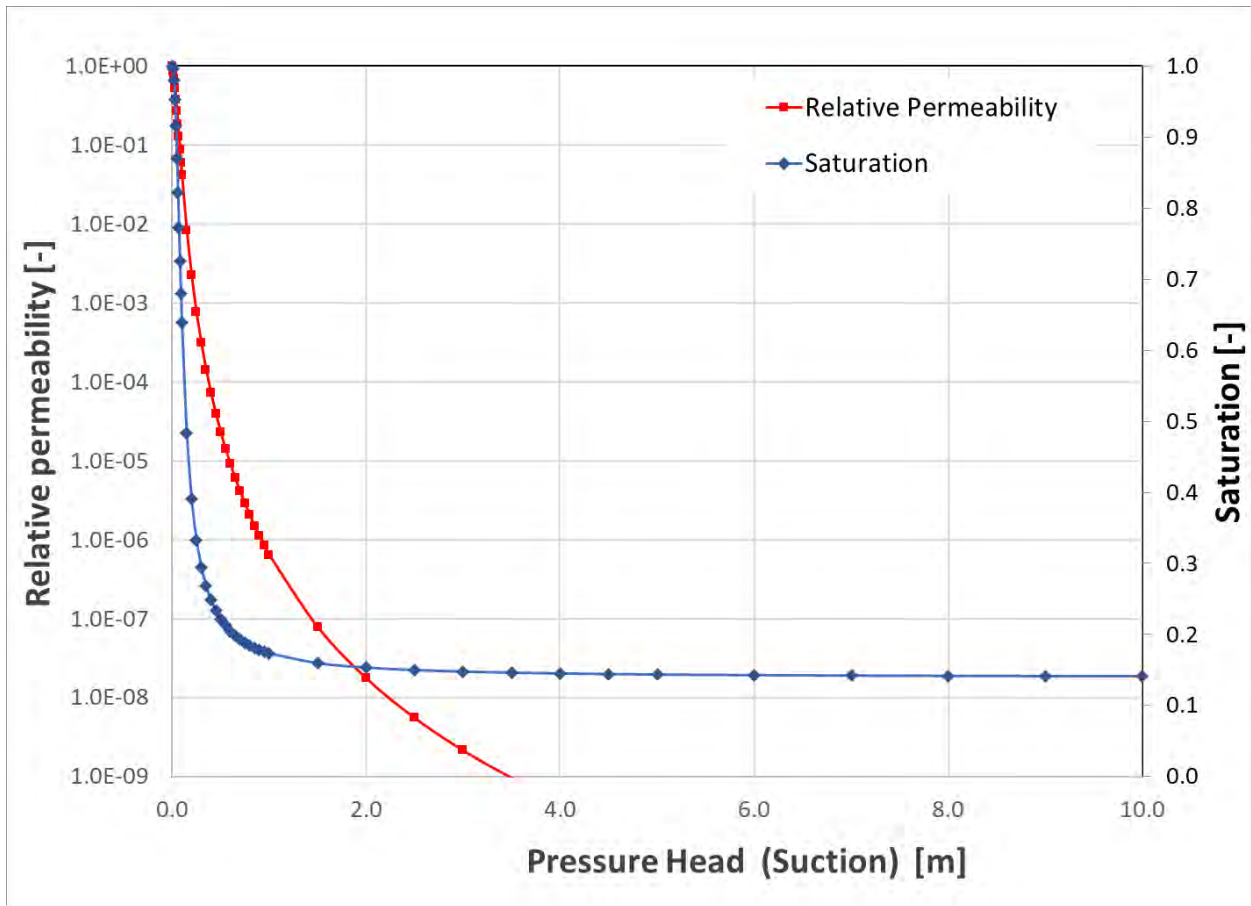


Figure A1. Water retention and relative permeability curves for the loamy sand soil considered in all simulations.

References

- Alqahtani, A., Sale, T., Ronayne, M. J., & Hemenway, C. (2021). Demonstration of sustainable development of groundwater through aquifer storage and recovery (ASR). *Water Resources Management*, 35(2), 429-445. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11269-020-02721-2>

- Bandeem, R. F. (1988). *Case study simulations of dry well drainage in the Tucson Basin* (M.Sc. Thesis). University of Arizona, USA.
- Bouwer, H. (1996). Issues in artificial recharge. *Water Science and Technology*, 33(10-11), 381-390. DOI: [https://doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00441-6](https://doi.org/10.1016/0273-1223(96)00441-6)
- Bouwer, H. (2002). Artificial recharge of groundwater: Hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 121-142. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0182-4>
- Brunner, P., Cook, P. G., & Simmons, C. T. (2009). Hydrogeologic controls on disconnection between surface water and groundwater. *Water Resources Research*, 45(1). DOI: <https://doi.org/10.1029/2008WR006953>
- CNR, Comisión Nacional de Riego. (2020). *Methodological and operational guidelines for artificial recharge projects* (in Spanish). Santiago, Chile: Comisión Nacional de Riego, Ministerio de Agricultura.
- DGA, Dirección General de Aguas. (2013). *Preliminary review of artificial recharge projects in Chile* (in Spanish). Santiago, Chile: Dirección General de Aguas, Ministerio de Obras Públicas.
- Dillon, P., Stuyfzand, P., Grischek, T., Lluria, M., Pyne, R. D. G., Jain, R. C., Bear, J., Schwarz, J., Wang, W., & Fernandez, E. (2019). Sixty years of global progress in managed aquifer recharge. *Hydrogeology Journal*, 27(1), 1-30. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10040-018-1841-z>

- Ebrahim, G. Y., Lautze, J. F., & Villholth, K. G. (2020). Managed aquifer recharge in Africa: Taking stock and looking forward. *Water*, 12(7), 1844. DOI: <https://doi.org/10.3390/w12071844>
- Edwards, E. C., Harter, T., Fogg, G. E., Washburn, B., & Hamad, H. (2016). Assessing the effectiveness of drywells as tools for stormwater management and aquifer recharge and their groundwater contamination potential. *Journal of Hydrology*, 539, 539-553. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.05.059>
- Flint, A. L., Ellett, K. M., Christensen, A. H., & Martin, P. (2012). Modeling a thick unsaturated zone at San Geronio Pass, California: Lessons learned after five years of artificial recharge. *Vadose Zone Journal*, 11(4). DOI: <https://doi.org/10.2136/vzj2012.0043>
- Fuentes, C., Chávez, C., Quevedo, A., Trejo-Alonso, J., & Fuentes, S. (2020). Modeling of artificial groundwater recharge by wells: A model stratified porous medium. *Mathematics*, 8(10), 1764. DOI: <https://doi.org/10.3390/math8101764>
- Gale, I., Neumann, I., Calow, R., & Moench, D. M. (2002). *The effectiveness of artificial recharge of groundwater: A review* (Report CR/02/108N). Nottingham, UK: British Geological Survey.
- Glass, J., Šimůnek, J., & Stefan, C. (2020). Scaling factors in HYDRUS to simulate a reduction in hydraulic conductivity during infiltration from recharge wells and infiltration basins. *Vadose Zone Journal*, 19(1). DOI: <https://doi.org/10.1002/vzj2.20027>

- Gorski, G., Dailey, H., Fisher, A. T., Schrad, N., & Saltikov, C. (2020). Denitrification during infiltration for managed aquifer recharge: Infiltration rate controls and microbial response. *Science of the Total Environment*, 27, 138642. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138642>
- Hägg, K., Li, J., Heibati, M., Murphy, K. R., Paul, C. J., & Persson, K. M. (2021). Water quality changes during the first meter of managed aquifer recharge. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 7(3), 562-572. DOI: <https://doi.org/10.1039/D0EW00839G>
- Händel, F., Liu, G., Dietrich, P., Liedl, R., & Butler, J. J. (2014). Numerical assessment of ASR recharge using small-diameter wells and surface basins. *Journal of Hydrology*, 517, 54-63. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.05.003>
- Justino, E. A., Failache, M. F., & Barbassa, A. P. (2021). Estimation of potential groundwater recharge by a drywell in sandy clay soil. *Brazilian Journal of Water Resources*, 26. DOI: <https://doi.org/10.1590/2318-0331.262120200117>
- Kimrey, J. O. (1989). Artificial recharge of groundwater and its role in water management. *Desalination*, 72(1-2), 135-147. DOI: [https://doi.org/10.1016/0011-9164\(89\)80031-1](https://doi.org/10.1016/0011-9164(89)80031-1)
- Lall, U., Josset, L., & Russo, T. (2020). A snapshot of the world's groundwater challenges. *Annual Review of Environment and Resources*, 45, 171-194. DOI: <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102017-025800>

- Lappala, E. G., Healy, R. W., & Weeks, E. P. (1987). *Documentation of computer program VS2D to solve the equations of fluid flow in variably saturated porous media* (Vol. 83, Issue 4099). Reston, USA: U.S. Geological Survey, Department of the Interior U.S.
- Liang, X., Zhan, H., & Zhang, Y.-K. (2018). Aquifer recharge using a vadose zone infiltration well. *Water Resources Research*, 54(11), 8847-8863. DOI: <https://doi.org/10.1029/2018WR023409>
- Maples, S. R., Fogg, G. E., & Maxwell, R. M. (2019). Modeling managed aquifer recharge processes in a highly heterogeneous, semi-confined aquifer system. *Hydrogeology Journal*, 27(8), 2869-2888. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10040-019-02033-9>
- Matheron, G., & De Marsily, G. (1980). Is transport in porous media always diffusive? A counterexample. *Water Resources Research*, 16(5), 901-917. DOI: <https://doi.org/10.1029/WR016i005p00901>
- NRC, National Research Council. (1994). *Ground water recharge using waters of impaired quality*. Washington, DC, USA: National Research Council, National Academies Press.
- Pyne, R. D. G. (2017). *Groundwater recharge and wells: A guide to aquifer storage recovery*. Boca Ratón, USA: CRC Press.
- Sasidharan, S., Bradford, S. A., Šimůnek, J., & Kraemer, S. R. (2019). Drywell infiltration and hydraulic properties in heterogeneous soil profiles. *Journal of Hydrology*, 570, 598-611. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.12.073>

- Sasidharan, S., Bradford, S. A., Šimůnek, J., & Kraemer, S. R. (2020). Groundwater recharge from dry wells under constant head conditions. *Journal of Hydrology*, 583, 124569. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124569>
- Sharma, S., Sharma, S. K., Mehta, M., & Marwaha, S. (2000). *Guide on artificial recharge to ground water*. New Delhi, India: Central Ground Water Board, Ministry of Water Resources, Government of India.
- Sudicky, E. A. (1986). A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer: Spatial variability of hydraulic conductivity and its role in the dispersion process. *Water Resources Research*, 22(13), 2069-2082. DOI: <https://doi.org/10.1029/WR022i013p02069>
- Sudicky, E. A., & Illman, W. A. (2011). Lessons learned from a suite of CFB Borden experiments. *Groundwater*, 49(5), 630-648. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2011.00843.x>
- van Genuchten, M. T., & Nielsen, D. R. (1985). On describing and predicting the hydraulic properties. *Annales Geophysicae*, 3(5), 615-628.
- van Lopik, J. H., Hartog, N., & Schotting, R. J. (2020). Taking advantage of aquifer heterogeneity in designing construction dewatering systems with partially penetrating recharge wells. *Hydrogeology Journal*, 1-19. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10040-020-02226-7>

- Wilson, L. G., Amy, G. L., Gerba, C. P., Gordon, H., Johnson, B., & Miller, J. (1995). Water quality changes during soil aquifer treatment of tertiary effluent. *Water Environment Research*, 67(3), 371-376. DOI: <https://doi.org/10.2175/106143095X131600>
- Wu, P., Shu, L., Comte, J. C., Zuo, Q., Wang, M., Li, F., & Chen, H. (2021). The effect of typical geological heterogeneities on the performance of managed aquifer recharge: Physical experiments and numerical simulations. *Hydrogeology Journal*, 29(6), 2107-2125. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10040-021-02375-3>

DOI: 10.24850/j-tyca-15-01-07

Artículos

La regulación jurídica de la calidad del agua en la provincia de Buenos Aires, Argentina: tensiones y variedad de criterios

The legal regulation of water quality in the province of Buenos Aires, Argentina: Tensions and variety of criteria

Verónica L. Cáceres¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1721-369X>

¹Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) / Universidad Nacional de General Sarmiento (UNGS) / Universidad Nacional de Luján (UNLU), Argentina, vcaceres@campus.ungs.edu.ar

Autora para correspondencia: Verónica L. Cáceres, vcaceres@campus.ungs.edu.ar

Resumen

El artículo analiza la regulación jurídica de la calidad del agua en la provincia de Buenos Aires. La calidad del agua reviste un papel crítico por la incidencia que tiene en la salud de la población y las condiciones de



vida digna. Su prestación mediante el servicio público es la forma más segura de acceso y reduce la explotación de los acuíferos por parte de particulares de forma directa. La selección de la provincia como caso de estudio se vincula con dos motivos: por un lado, la presencia de distintas empresas que prestan el servicio y un entramado que atraviesa regulaciones de la nación y la provincia; y, por otro, la jurisprudencia que ha tenido lugar a partir de demandas por la calidad. El trabajo hace un análisis de la normativa vigente a nivel nacional y provincial de forma comparada, y de los fallos jurisprudenciales relativos a la calidad del agua. El análisis permite observar las tensiones que se presentan por la adecuación de valores de elementos contaminantes a las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud y la relevancia que ha tenido el Poder Judicial en materia de reconocimiento del derecho humano al agua.

Palabras clave: regulación, derechos humanos, agua.

Abstract

The article analyzes the legal regulation of water quality in the province of Buenos Aires. Water quality plays a critical role due to the impact it has on population health and decent living conditions. Its provision through the public service is the safest form of access and reduces the exploitation of aquifers, particularly by individuals. The selection of the province as a case study is linked to two reasons: On one hand, the presence of different companies that provide the service and a network that crosses nation and province regulations; and, on the other, the jurisprudence that

has taken place from quality demands. The work carries out a comparative analysis of the current regulations at national and provincial level and other analysis of the jurisprudential rulings related to water quality. The analysis allows us to observe the tensions that arise due to the adequacy of pollutant values elements to the recommendations of the World Health Organization and the relevance that the Judiciary has had in terms of the recognition of the human right to water.

Keywords: Regulation, human rights, water.

Recibido: 29/04/2021

Aceptado: 30/06/2022

Publicado online: 15/07/2022

Introducción

El acceso al agua potable es indispensable para la salud, pues incide en las condiciones de vida de la población, en los ecosistemas y en el desarrollo. De ahí su consideración entre los 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) propuestos en la Asamblea General de las Naciones Unidas (ONU) en 2015. Puntualmente, se le incluyó en el objetivo 6, que promueve lograr para 2030: “la provisión de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos”. Entre las metas específicas se apunta no solo “lograr el acceso universal y equitativo al agua potable a un precio

asequible para todos” (objetivo 6.1) sino también “mejorar la calidad del agua reduciendo la contaminación” (objetivo 6.3) (ONU, 2015).

El acceso al agua mediante el servicio por redes se considera la modalidad que brinda mayores garantías para la protección de la salud y de los recursos hídricos. Se trata de un servicio público básico, sin sustitutos cercanos que, en términos económicos, realiza su prestación en condiciones monopólicas, en tanto “exhibe una resistencia excepcional a casi todas las formas de competencia” (Bohoslavsky & Justo, 2011: 13).

El servicio involucra infraestructuras que se extienden en el territorio, con elevadas normas de seguridad en su construcción y diseño; demandan instalaciones y plantas que potabilizan el agua cruda, que luego se distribuye a los usuarios, quienes asumen tarifas reguladas. La calidad del agua para consumo humano tiene una repercusión directa en la salud pública, dado que existen distintas enfermedades transmisibles mediante ese medio. Entre los agentes patógenos que se pueden encontrar en el agua se hallan virus, bacterias, protozoos y helmintos (OPS, 1996).

La regulación del servicio mediante el establecimiento de patrones de calidad obligatorios conforma un aspecto crítico en la prestación, de relevancia para la conservación de la salud, por lo que la definición de los parámetros químicos y microbiológicos considerados tolerables para consumo humano conforma una dimensión sensible, que se tornó objeto de debate y de cambios que, en general, han sido más restrictivos a lo largo del tiempo. Esto se vincula con la producción de nuevos conocimientos relativos a la incidencia sobre la salud de distintos componentes. Como señala la Organización Mundial de la Salud (OMS)

(OMS, 1993: 127), “la mayoría de las sustancias químicas presentes en el agua de consumo son potencialmente peligrosas para la salud sólo después de una exposición prolongada (durante años, más que meses). La excepción principal es el nitrato”. El consumo continuo de agua no considerada potable afecta, claramente, las condiciones de vida.

La República Argentina es un Estado federal, donde se distribuyen funciones y competencias en materia ambiental, y en la que la prestación de servicios básicos, como el agua, está descentralizada en la mayor parte del territorio, salvo en la Ciudad Autónoma de Buenos Aires (CABA) y en el denominado conurbano bonaerense. La Constitución Nacional, reformada en 1994, estableció que: “corresponde a las provincias el dominio originario de los recursos naturales existentes en su territorio” (artículo 124) y que el Estado nacional dicta “las normas que contengan los presupuestos mínimos de protección ambiental y a las provincias, las necesarias para complementarlas, sin que aquéllas alteren las jurisdicciones locales” (artículo 41). Así también se reconoce en el artículo 41 el derecho a “un ambiente sano, equilibrado y apto para el desarrollo humano y para que las actividades productivas satisfagan las necesidades presentes sin comprometer las de las generaciones futuras” (Constitución Nacional, 1994). Por lo que, como explica Bidart-Campos (1996), la cuestión ambiental en el país está en una categoría especial de competencia concurrente, en la que tanto el Estado nacional como las provincias pueden sancionar normas.

Además, desde 1980, el servicio de agua por red fue descentralizado y transferido a las provincias y éstas, en algunos casos, lo transfirieron a los municipios. Específicamente, la responsabilidad sobre

la calidad del agua que se distribuye en el servicio público involucra una norma federal denominada el Código Alimentario Argentino, Ley Nacional 18.284 de 1969 (República Argentina, 1969), que establece estándares para los alimentos, incluyendo el agua; al igual que, por otro lado, los marcos regulatorios del servicio de agua. El Poder Judicial en el país dictaminó que la definición de la calidad de agua forma parte de las competencias concurrentes entre el Estado nacional y los estados subnacionales “compatibilizando armónicamente los poderes en materia de salubridad pública que rigen en el orden provincial y nacional” (Corte Suprema de Justicia de la Nación, 2013).

Dentro de los elementos químicos regulados que han dado lugar a conflictos en los últimos años en el país se encuentra el arsénico. Su regulación jurídica ha generado notorias controversias entre las empresas que prestan el servicio público de agua y otras alimenticias; actores institucionales, como los entes de regulación, el Defensor del Pueblo —figura incorporada con la reforma de la Constitución Nacional de 1994—, y entidades de usuarios (Minaverry & Cáceres, 2021; Cáceres, 2020; Martín, 2016). Otros compuestos químicos importantes regulados que se han discutido en distintas demandas contra las empresas que prestan el servicio incluyen los niveles de nitratos, nitritos y flúor. También se han discutido en menor medida los límites microbiológicos básicos relacionados con la condición bacteriológica del agua.

La provincia de Buenos Aires, donde este trabajo sitúa la mirada, incluye en su territorio dos áreas diferenciadas: el interior bonaerense y el conurbano bonaerense, y a una multiplicidad de actores en la provisión del servicio de agua. Se trata de la provincia más poblada del país y

aunque en ella hay distintas empresas que tienen concesión del servicio, la universalidad en su cobertura está lejos de alcanzarse, pues satisfacía sólo al 75.09 % de los hogares, con fuerte déficit acumulado en el conurbano (INDEC, 2010). Para 2010, última información censal, 1 192 897 hogares no contaban con acceso al agua potable mediante el servicio y resolvían el acceso con formas menos seguras, como el acceso al agua por perforaciones domiciliarias con bombas a motor y en menor medida, bombas manuales (INDEC, 2010).

En el marco del derecho humano al agua, este artículo estudia la tensa regulación jurídica que se observa en torno a la calidad del agua en la provincia de Buenos Aires durante 2003-2021. El trabajo considera la legislación vigente que involucra disposiciones nacionales y provinciales, y la situación jurisprudencial, especialmente en lo que concierne a la calidad del agua provista por el servicio público. En este sentido, plantea que la regulación diferenciada de la calidad del agua que cohabita en territorio bonaerense incide de forma negativa sobre el derecho humano al agua.

Luego de la introducción se presenta la metodología que sostiene el trabajo. Después se desarrolla una caracterización conceptual sobre la calidad del agua y los principales antecedentes; se describe el reconocimiento del derecho al agua; las particularidades de la prestación del servicio en la provincia de Buenos Aires; la regulación jurídica de la calidad del agua, y la jurisprudencia relativa a calidad del agua en el territorio.

Materiales y métodos

El trabajo realizado se basa en una investigación con un abordaje cualitativo, bibliográfico, documental y descriptivo, que considera el periodo 2003-2021. Se ha recurrido a la hermenéutica de documentos públicos como técnica de trabajo.

Se estudiaron distintas fuentes especializadas, que incluyen informes académicos relativos a la calidad del agua y el servicio público producidos, entre otras, por el Grupo *ad hoc* de la Red de Seguridad Alimentaria del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (2018), e investigaciones previas sobre aspectos críticos de la calidad del agua (Auge, Espinosa-Viale, & Sierra, 2013; Martín, 2016; Roshdestwensky, Corace, Pilar, & Forte, 2018; Ente Regulador de Servicios Sanitarios, 2009; Revelli *et al.*, 2008).

También se analizó la información estadística generada por el Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC) respecto al acceso al agua para los periodos 1991, 2001 y 2010. Se estudió la información procedente de empresas prestatarias del servicio de agua en sus informes de gestión, como Aguas y Saneamiento Argentinos, S. A. (AYSA) desde su creación en 2006 hasta 2021; y la información institucional de la empresa Aguas Bonaerense S. A. (ABSA). Además, se consultaron fuentes de archivos judiciales y en especial se sistematizaron cinco casos relatados y sus sentencias respectivas respecto a la calidad del agua. Por último, se analizaron y estudiaron las siguientes normativas: la Constitución Nacional, la Constitución de la provincia de Buenos Aires, el

Código Alimentario Argentino, los marcos regulatorios del servicio ley 26221, el decreto 878/2003 y sus modificatorias, y 11 resoluciones sobre calidad del agua de la Comisión Nacional de Alimentos (CONAL). En el trabajo se analizaron comparativamente las normativas federales relativas a la calidad del agua y los marcos regulatorios del servicio que cohabitan en la provincia.

Aspectos conceptuales y antecedentes

La calidad conforma un elemento activo de la regulación del servicio de agua que apunta a estimular el comportamiento empresarial en un servicio público que se presta en condiciones monopólicas; tiene elevada intensidad en el uso del capital, y cierta merma en la calidad de la prestación. Los controles sobre la fijación de los precios y los patrones de calidad del agua, químicos y microbiológicos son aspectos básicos para proteger los derechos de los usuarios. Tal como sostiene la bibliografía, la calidad forma parte de una construcción social en un tiempo y lugar determinados de las relaciones económicas, políticas, sociales y culturales ligadas con la reproducción de las comunidades y expectativas de los consumidores en cuanto a los servicios (Reeves & Bednar, 1994). En la regulación se utilizan estándares de agua potable en las legislaciones que establecen límites para los contaminantes que conforman un riesgo para la salud pública, y su establecimiento considera la factibilidad en materia de recursos disponibles (Truque, 2011). La calidad del agua refiere a las condiciones del agua respecto a un conjunto de características físicas,

químicas y biológicas (OMS, 2018). En tal sentido, se considera que el agua debe ser segura y “libre de microorganismos, sustancias químicas o riesgo de radiación que constituyan una amenaza para la salud” (Bohoslavsky & Justo, 2011).

En específico, la definición de los parámetros químicos y microbiológicos considerados adecuados para el consumo humano se ha modificado en las últimas décadas. En la República Argentina, la regulación de la calidad del agua involucra distintas normativas, donde destaca el Código Alimentario Argentino, una ley federal que establece parámetros de calidad en su artículo 982, donde entiende que el agua para suministro público y agua potable de uso domiciliario es aquella “que es apta para la alimentación y uso doméstico: no deberá contener sustancias o cuerpos extraños de origen biológico, orgánico, inorgánico o radiactivo en tenores tales que la hagan peligrosa para la salud. Deberá presentar sabor agradable y ser prácticamente incolora, inodora, límpida y transparente. El agua potable de uso domiciliario es el agua proveniente de un suministro público, de un pozo o de otra fuente, ubicada en los reservorios o depósitos domiciliarios” (República Argentina, 1969). Esta normativa nacional acuerda valores de calidad físicos en relación con la turbiedad, color y olor del agua; valores químicos en cuanto al PH, y un listado de sustancias inorgánicas que incluye arsénico, fluoruro, nitratos, nitritos, plomo, selenio y hierro, entre otros.

Los parámetros de calidad del agua en el país siguen de cerca las recomendaciones de la *Guía de Calidad para el Agua Potable* de la OMS, cuyo propósito es resguardar la salud, la cual cuenta con cuatro ediciones, y se mantiene actualizada mediante un proceso de revisión con adendas

y revisiones de expertos (OMS, 2018). En la publicación de la guía de 1993 se redujo el valor guía de arsénico en agua de 0.05 a 0.01 mg/l, y se mantuvo en la de 2004 y 2011. Hay otros organismos en la escena internacional que han adoptado el mismo parámetro relativo al arsénico: la Unión Europea (Directiva 98/03) y la Agencia Ambiental estadounidense (Martín, 2016).

El arsénico en el agua es un problema global y el país muestra niveles alarmantes, sobre todo en el centro, en particular en la denominada llanura Chaco-Pampeana, la más poblada del territorio. Las provincias de Córdoba, Santiago del Estero y Chaco son las que tienen concentraciones más elevadas de arsénico, aunque afecta a otras provincias, como Salta, Tucumán, Santa Fe, La Pampa y Buenos Aires (Red de Seguridad Alimentaria del CONICET, 2018; Roshdestwensky *et al.*, 2018; Auge, 2009; Auge *et al.*, 2013; Martín, 2016, entre otros).

Se trata de un elemento tóxico que se caracteriza por no ser perceptible por el olor y color, aunque afecta la salud pública por su poder carcinógeno y neurotóxico, y por producir una de las enfermedades denominadas hidroarsenismo crónico regional endémico (HACRE). La OMS señala que tras una exposición mínima de cinco años al arsénico se observan modificaciones en la piel y cambios de pigmentación, lesiones cutáneas, durezas y callosidades en las palmas de las manos y en las plantas de los pies (OMS, 2018). La fuente del arsénico en el país tiene un origen natural ligado con los procesos volcánicos. Los niveles en el área más afectada del país se tornan comparables, de acuerdo con la literatura, con países asiáticos como Bangladesh (Villaamil-Lepori, 2015).

En el caso de los nitratos y nitritos, su presencia en el ambiente también se produce de forma natural, aunque los valores de las concentraciones se modifican en relación con las actividades antrópicas. En el agua subterránea, los nitratos se originan por la propia descomposición natural, las proteínas de las plantas, y los desechos de las personas y de los animales. El nitrito se forma a partir de los nitratos. Los nitratos son la forma nitrogenada más abundante en las aguas subterráneas, que varía dependiendo de la zona e influencia de las actividades antrópicas. Las personas más pequeñas corren mayores riesgos al consumir agua con excesivos niveles de nitrito (Healthlink, 2010).

Por último, el fluoruro es un elemento químico que con base en la literatura tiene tanto efectos benéficos como negativos para la salud. Las fuentes de ingestión del fluoruro son el agua fluorada (al igual que pastas y otros productos dentales). Entre los efectos benéficos se reconocen la resistencia a la formación de caries dentales; entre los adversos, distintos problemas en los huesos, mayor presencia de fracturas y osteoporosis (Romero *et al.*, 2017).

Por otro lado, la regulación de los límites microbiológicos de la calidad del agua se considera también esencial para la salud de la población. Tiene la función de prevenir un conjunto amplio de enfermedades ligadas con *Escherichia coli* y afecciones intestinales, infecciones, diarreas y derivadas, así como *Salmonella* y *Streptococcus* sp.

La cadena productiva del servicio de agua incluye distintas fases o etapas que se inician con la captación de agua cruda superficial

proveniente de lagos, embalses o ríos mediante torres de tomas; o de agua subterránea, utilizando perforaciones que extraen agua de los reservorios llamados acuíferos. Luego el agua es transportada mediante cañerías a las plantas donde se produce el agua apta para el consumo humano gracias al empleo de pretratamientos, tratamientos y productos químicos que dependen de las características previas del recurso; le sigue el almacenamiento, su transporte mediante acueductos troncales y la distribución a los usuarios a través de las redes que recorren los territorios (Cáceres, 2016).

A modo de ilustración, AYSA, la empresa más importante en la República Argentina, utiliza agua superficial con tomas en el río, conectada con grandes ductos, que luego mediante electrobombas eleva a 10 metros sobre el nivel del río hasta una cámara de carga en la que inicia el tratamiento. El tratamiento incluye la coagulación (con el uso de sulfato de aluminio o policloruro de aluminio); le sigue la decantación, donde se elimina la turbiedad en 93 a 97 %; la filtración con el uso de manto de arena que retiene las partículas; cloración para reducir microorganismos, y la alcalinización para evitar la corrosión de las cañerías. Posteriormente, la distribución se realiza mediante el efecto de la gravedad en grandes conductos subterráneos y estaciones elevadoras con electrobombas que posibilitan que el agua llegue, finalmente, a los hogares, escuelas, etcétera. En otras zonas de la provincia de Buenos Aires, donde opera la empresa ABSA, se ha incorporado en el proceso de potabilización del agua cruda la ósmosis inversa, sobre todo en las áreas más afectadas por el arsénico en el agua subterránea.

Por lo señalado, se trata de un servicio que demanda inversiones continuas tanto para la construcción de las infraestructuras como para su operación, mantenimiento y reposición. Las características del sistema de plantas y de redes determinan que la duplicación de equipos genere ineficiencias productivas, lo que torna sólida la prestación del servicio de agua mediante monopolio natural (Liendo-Sotomayor & Zamora-González, 2016). Tal como plantea Gallardo (2000), la industria del agua potable es la que tiene el argumento más fuerte de monopolio natural, definido por la condición de subaditividad de costos. Una función de costos es subaditiva si el costo de producir una cantidad demandada en una sola empresa es menor que el costo de producir dicha cantidad en dos o más firmas con la misma tecnología (Baumol, Panzar, & Willig, 1982).

En la última década, en la provincia de Buenos Aires, la falta de respuestas y soluciones a los reclamos de la población por problemas con la calidad del agua, en particular por la presencia de químicos como el arsénico, han generado situaciones de conflictos que han derivado en procesos de creciente judicialización en torno al derecho a la salud, al ambiente y al acceso al agua segura.

Esta situación se observa, claramente, en la provincia de Buenos Aires, donde vive el 39 % de la población del país, y es el territorio que encabeza los reclamos, en especial por el arsénico, en los municipios del interior bonaerense (Minaverry & Cáceres, 2021; Cáceres, 2020; Martín, 2016). Así, son emblemáticos los cuestionamientos en los municipios de Lincoln y Nueve de Julio del interior bonaerense, donde se han encontrado elevados niveles de arsénico en el agua que se distribuye en el servicio público, situación que ha derivado en un tratamiento por parte de la

Suprema Corte de Justicia, máxima instancia judicial. No obstante, el arsénico y otros elementos que inciden en la calidad del agua para consumo humano han sido menos problematizados y visibilizados en los municipios del denominado conurbano bonaerense. Se trata de un territorio fragmentado socialmente que acumula notorios déficits de infraestructura urbana, falta del servicio de agua y problemas ambientales (Fernández, 2020; Maceira *et al.*, 2020).

El acceso al agua apta para el consumo humano se manifiesta como problema en los territorios de forma diferenciada de acuerdo con las posibilidades de acceder a las infraestructuras que permiten la conexión al servicio público de agua por red; a la disponibilidad y calidad de los recursos hídricos; y a la situación socioeconómica de los hogares que permita resolver el acceso mediante modalidades como la compra de agua embotellada (Minaverry & Cáceres, 2021) u otras, como el acarreo de agua y la construcción de infraestructuras que permiten, mediante pozos domésticos individuales, tener acceso al agua (Cáceres, 2013).

La accesibilidad y calidad son temas presentes en investigaciones desde distintos campos de conocimientos, en específico se destacan dentro de los antecedentes que encuadran el trabajo algunos análisis que sitúan la mirada de forma puntual en la situación nacional y provincial, como los informes de Acuña, Cetrángolo, Cáceres y Goldschmit (2017); Minaverry y Cáceres (2021), y Tobías y Fernández (2019). En materia de calidad y sobre arsénico se destaca un informe elaborado por el Grupo *ad hoc* de la Red de Seguridad Alimentaria Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (2018) a solicitud de la Comisión Nacional de Alimentos (CONAL), un espacio federal de consenso con

representación de todas las jurisdicciones, donde se discutieron los niveles de arsénico. Auge *et al.* (2013) estudia la presencia de arsénico y otros elementos en un conjunto de muestras de en la provincia de Buenos Aires y con ello posibilita la elaboración un mapa de las áreas más contaminadas; Villaamil-Lepori (2015), por su parte, aborda la dimensión de la salud; esto, entre otros estudios.

Resultados y discusión

El derecho humano al agua

El acceso al agua potable conforma un derecho humano fundamental sin el cual se expone a la población a serios riesgos en la salud y a un deterioro en sus condiciones de vida. Se trata de un derecho reconocido en la esfera internacional, en particular en el marco del sistema internacional de protección de derechos de la Organización de Naciones Unidas (ONU), pero ya estaba presente en distintos documentos, como en el Plan de Acción producido en la Primera Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Agua, celebrada en Mar del Plata, Argentina en 1977. El Plan de Acción destacó la necesidad de garantizar que “todos los pueblos, cualquiera que sea su nivel de desarrollo o condiciones económicas y sociales, tienen derecho al acceso a agua potable en cantidad y calidad acordes con sus necesidades básicas” (ONU, 2015).

Le siguieron otras declaraciones en la década de 1990, como la Conferencia Internacional sobre Agua y Desarrollo Sostenible en Dublín y

la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo en Río, ambas en 1992. Para fines de 2002, y tras un proceso de privatizaciones de las empresas que brindaban el servicio de agua en distintas regiones, el Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales de la ONU reconoció que el acceso al agua es un derecho humano y no sólo un bien económico en la Observación General No. 15. El Comité precisó a los Estados su deber de respetar, proteger y ejecutar el derecho al agua de manera progresiva y sin discriminaciones.

Sin embargo, el coronario y reconocimiento del derecho al agua tuvo lugar en 2010, en la Sesión No. 64 de la ONU, donde 122 países, entre ellos la República Argentina, votaron a favor del reconocimiento del “derecho al agua potable y al saneamiento como un derecho humano esencial para el pleno disfrute de la vida y de todos los derechos humanos” y se exhortó “a los Estados y las organizaciones internacionales a que proporcionen recursos y propicien el aumento de la capacidad y la transferencia de tecnología por medio de la asistencia y la cooperación internacionales, en particular a los países en desarrollo, a fin de intensificar los esfuerzos por proporcionar a toda la población un acceso económico al agua potable y el saneamiento” (artículos 1 y 2, Resolución N° 64/292) (ONU, 2015).

Poco después, el Consejo de Derechos Humanos afirmó también “que el derecho humano al agua potable y el saneamiento se deriva del derecho a un nivel de vida adecuado y está indisolublemente asociado con el derecho al más alto nivel posible de salud física y mental, así como al derecho a la vida y la dignidad humana”, y reafirmó que “los Estados tienen la responsabilidad primordial de garantizar la plena realización de

todos los derechos humanos y que el hecho de haber delegado en terceros el suministro de agua potable segura y/o servicios de saneamiento no exime al Estado de sus obligaciones en materia de derechos humanos” (Resolución de la Asamblea 15/9) (ONU, 2015).

El reconocimiento del derecho al agua plantea que la provisión tiene que ser aceptable para el uso personal o doméstico en relación con el color, olor y sabor del agua, garantice la no discriminación y considere “las necesidades culturales, de género, del ciclo vital y de privacidad”; sea accesible físicamente, dentro o en las cercanías inmediatas de cada hogar, institución educativa o lugar de trabajo; asequible y disponible económicamente, por lo que los costos asociados con el acceso no deben comprometer ni impedir el logro y la satisfacción de otras necesidades básicas; suficientes en cantidades y continuo para el abastecimiento de cada persona y salubre, es decir, libre de microorganismos, sustancias químicas y amenazas radiológicas que pongan en peligro la salud (ONU, 2015).

En la República Argentina no se reconoce el derecho humano al agua de forma explícita en la Constitución Nacional ni tampoco se observa una ley nacional que lo reconozca, como sucede en otros países, como Uruguay. El derecho humano al agua tampoco se incluyó en el Código Civil y Comercial aprobado en 2014, que retomó los tratados internacionales de derechos humanos, aunque estaba presente en el anteproyecto. Esta situación no ha impedido que exista notoria jurisprudencia que reconoce el acceso al agua potable como derecho humano; el acceso al agua salubre, en condiciones aceptables en relación con el olor, sabor y color; asequibles las instalaciones y tarifas,

etcétera. Esto en tanto el país ha adoptado un conjunto de protocolos y convenciones que reconocen el derecho. Cabe señalar que la Constitución establece también que un conjunto de 11 pactos y tratados internacionales fueran incorporados con jerarquía constitucional en el artículo 75 inciso 22° y así, como señalan Minaverry y Martínez (2016: 4): “Estos tratados no integran la Constitución, pero tienen igual jerarquía, mantienen su carácter de fuente de derecho internacional, permanecen afuera de la Constitución y comparten con ésta su carácter de norma suprema”. Dentro del conjunto de instrumentos internacionales que reconocen el derecho al agua y establecen obligaciones para el Estado se encuentran la Convención sobre la Eliminación de Todas las Formas de Discriminación contra la Mujer (1979); la Convención sobre los Derechos del Niño (1989); el Convenio de Ginebra relativo al trato debido a los prisioneros de guerra. También se encuentra el Pacto Internacional de Derechos Económicos Sociales y Culturales (PIDESC), al que el país se adhirió en 1986 y ratificó su protocolo facultativo en 2011. Este instrumento establece en su articulado el derecho a un nivel de vida adecuado, a la alimentación y a la salud, que tienen estrecha relación con el acceso al agua. Así, el acceso al agua “se ha ido consolidando pretorianamente como derecho humano, vinculado a un nivel de vida adecuado y con ello, a la satisfacción de otros derechos humanos” (Cenicacelaya, 2015: 80). Se ha establecido la obligación del Estado de asegurar un derecho fundamental, incluso mediante fuentes alternativas, como la entrega de agua envasada. En 2014, la Corte Suprema de Justicia de la Nación acordó que “el agua potable incide directamente sobre la vida y la salud de las personas, razón por la cual debe ser tutelado por

los jueces”, determinó que se trata de “un proceso colectivo”, es decir que no tiene que ser considerado como sumatoria de reclamos individuales y que por su importancia tiene que aplicarse el “principio de prevención y, aun en la duda técnica, del principio precautorio” (Corte Suprema de Justicia de la Nación, 2014). Asimismo destacó que “el derecho a la salud se encuentra íntimamente relacionado con el derecho a la vida y desde el punto de vista normativo, está reconocido en los tratados internacionales con rango constitucional” (Corte Suprema de Justicia de la Nación, 2014).

A nivel subnacional, la provincia de Buenos Aires, en 2015, se convirtió en pionera en el reconocimiento del derecho humano al agua con la sanción de la ley 14.782, que reconoce el derecho al agua como derecho humano esencial para la vida y establece que incluye “el derecho de todas las personas a disponer oportunamente de agua suficiente, salubre, aceptable y accesible para el consumo y el uso personal y doméstico” (artículo 1.2 de la Ley 14782) (Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, 2015). De manera puntual especifica que se debe garantizar el acceso “a la cantidad de agua que sea necesaria y apta para el consumo y el uso personal y doméstico, y para promover la salud pública; “el acceso físico a instalaciones o servicios de agua que proporcionen el suministro necesario y regular de agua salubre”; la distribución equitativa y no discriminatoria de todas las instalaciones y servicios de agua potable disponibles”, entre otros (artículo 3 de la Ley 14782) (Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, 2015). Aunque esta ley es sumamente relevante, de forma llamativa no incidió en la

modificación de los marcos regulatorios del servicio de agua, sancionados de modo previo, en suelo bonaerense hasta la actualidad.

La prestación del servicio de agua en la provincia de Buenos Aires

En la República Argentina, la responsabilidad sobre la provisión del servicio público de agua recae sobre las jurisdicciones provinciales y, por delegación de estas últimas, en algunos casos también sobre los municipios. En particular, en la provincia de Buenos Aires se conformó a lo largo del siglo XX e inicios del siglo XXI un esquema institucional de provisión de agua que ha estado —como se destacó en una investigación anterior de Cáceres (2016)— afectado por un derrotero de decisiones volátiles, contradictorias, poco coherentes y descoordinadas. Por un lado, hay una parte medular del territorio —integrada por 26 municipios del conurbano bonaerense— que nunca fue descentralizada y en donde la responsabilidad sobre la gestión del servicio corresponde aún al Estado nacional. Este territorio tiene como principal responsable de la provisión a AYSA y hasta 2017 el área no descentralizada incluía a los municipios que rodeaban a la CABA: Almirante Brown, Avellaneda, Esteban Echeverría, Ezeiza, La Matanza, Lanús, Lomas de Zamora, Morón, Quilmes, San Fernando, San Isidro, San Martín, Tres de Febrero, Tigre, Hurlingham, Ituzaingó, Morón y Vicente López. Después se adicionaron al territorio de AYSA por convenio con el gobierno de la provincia de Buenos Aires y los gobiernos locales los municipios de Florencio Varela, Pilar, San

Miguel, José C. Paz, Malvinas Argentinas, Moreno, Merlo y Presidente Perón. Estos municipios se caracterizaban por tener menor densidad de población —antes estaban a cargo de la empresa provincial ABSA— lo que acarrea un notorio déficit y fuerte heterogeneidad en la cobertura entre municipios (Acta 254 de la Agencia de Planificación 2018). La gestión del servicio de agua está a cargo de AYSA, creada en 2006, mediante un decreto del Poder Ejecutivo Nacional 304/2006 y ratificado por Ley 26.100. El capital social de la empresa corresponde en un 90 % de las acciones al Estado nacional y un 10 % al personal mediante el programa de participación accionaria. En términos institucionales, el organismo responsable del seguimiento de la calidad del servicio en esta área es el Ente Regulador de Agua y Saneamiento, un organismo autárquico e interjurisdiccional.

Mientras AYSA presta el servicio de agua en el grueso del conurbano bonaerense, en los municipios del interior la prestación está atomizada, y el control de la calidad del agua y del servicio público de agua depende de la Autoridad del Agua que reemplazó al Organismo de Control de Agua de Buenos Aires en 2017. Esta agencia entre sus actividades realiza análisis fisicoquímicos para verificar el cumplimiento de los estándares vigentes, y el marco regulatorio del servicio que aplica es el decreto 878 de 2003 y sus modificatorias. Entre las empresas, por su peso relativo se destaca la empresa estatal provincial ABSA, que provee el servicio público de agua en 53 municipios, que incluye a Bahía Blanca, Lincoln, Nueve de Julio y General Madariaga, entre otros.

A su vez, hay numerosas prestadoras locales, como Sociedades del Estado en el Partido de General Pueyrredón a cargo de Obras Sanitarias

Sociedad del Estado; direcciones municipales como en Junín; cooperativas, y concesiones privadas que proveen del servicio de agua en el interior.

Este escenario de múltiples prestadores se constituyó a lo largo de un proceso histórico signado por un conjunto de eventos que consolidaron un esquema de provisión con altos niveles de atomización en el que coexistieron dinámicas (nacional, provincial y local) que evidencian finalmente posibilidades de acceso a los servicios divergentes para la población. Las presencias de regulaciones nacionales, en paralelo con regulaciones provinciales, delinearon intervenciones para el servicio y la gestión de recursos hídricos con incidencia hasta la actualidad. Históricamente, estas regulaciones compartieron como principios la no exclusión por la capacidad de pago de la población, la imposibilidad de corte total a los usuarios residenciales del servicio, y contribuciones a pagar por los usuarios de acuerdo con la presencia del servicio medido y no medido. También se diferenciaron por el tipo de alícuotas para las tarifas establecidas; la posibilidad de subsidios cruzados entre usuarios de los servicios y entre regiones, y los aumentos periódicos de las tarifas (que se vieron influenciados por las decisiones y posibilidades de transferencias de recursos del Estado nacional y provincial) (Acuña *et al.*, 2017; Cáceres, 2016).

La regulación de la calidad del agua

En el caso de la provincia de Buenos Aires, a diferencia de lo que sucede en el resto del país, la regulación de la calidad de agua involucra al Código Alimentario Argentino, Ley Nacional No. 18284 (República Argentina, 1969) y dos marcos regulatorios del servicio de agua: por un lado, para el área de AYSA, el anexo II de la ley No. 26.221 de 2007 y, por otro, para el resto de la provincia, el Decreto del PEP No. 878 de 2003 y el anexo de la ley 11.820 de 1996. Tales disposiciones adoptan parámetros mínimos de la calidad del agua producida y distribuida en el territorio.

El Código Alimentario Argentino tuvo distintas modificaciones en materia de calidad del agua. Específicamente respecto al arsénico, en 2007, las autoridades de dos organismos estatales nacionales, denominados Secretaría de Políticas, Regulación y Relaciones Sanitarias del Ministerio de Salud de Nación, y la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos del Ministerio de Economía y Producción, mediante resolución conjunta acordaron el límite 0.01 mg/l (Resoluciones 68/2007 y 196/2007). En forma previa, el límite máximo era de 0.05 mg/l. la reducción implicó la adecuación del país a los estándares que promueve la OMS en las guías de calidad para el agua. Las guías conforman un documento en el que se detallan los requisitos para garantizar la inocuidad del agua, y los procedimientos mínimos y valores de referencia. Las guías de calidad de la OMS han sido adoptadas como referencia en la región en las legislaciones internas para controlar los parámetros de distintos contaminantes en el agua para consumo humano. Aunque coexisten valores diferentes, en el caso del arsénico, el límite en

Chile, Bolivia, Brasil, Uruguay y Ecuador es de 0.05 mg/l (Truque, 2011). Revelli *et al.* (2008) plantean que en América Latina existen estimaciones que dan cuenta que por los menos cuatro millones de personas consumen agua de forma permanente con niveles de arsénico que ponen en situación de riesgo su salud. En agua subterránea, los niveles de arsénico llegan en algunas regiones a superar la concentración de 1 mg/l (Revelli *et al.*, 2008).

En Argentina, desde 2007, la adecuación a un estándar más exigente en relación con el arsénico en el agua en 0.01 mg/l ingresó en una etapa de reclamos de las empresas que proveen el servicio público de agua y otras alimenticias, que alegaron necesidad de mayores inversiones (Consejo Federal de Entidades de Servicios Sanitarios, 2012; Ente Regulador de Servicios Sanitarios, 2009). El Estado nacional se comprometió a realizar estudios epidemiológicos respecto al hidroarsenicismo, cuyos resultados aún se desconocen y, por otro lado, determinó un conjunto sucesivo de prórrogas para su adecuación por parte de las jurisdicciones subnacionales. En 2019, finalmente, mediante otra resolución conjunta 34/2019 estableció un nivel de arsénico (máx. 0.01 mg/l) para el agua potable de suministro público y agua potable de uso domiciliario, aunque también permitió que las autoridades sanitarias provinciales aprobaran un límite máximo de hasta 0.05 mg/l en las zonas del país en que la propia composición del agua y la imposibilidad de aplicar tecnologías lo permitan corregir. Esta situación, en la práctica, habilitó la coexistencia de distintos valores respecto a un elemento tóxico para la salud como el arsénico sin generar sanciones para las empresas

prestadoras del servicio de agua en el territorio considerado, en tanto siguen resguardadas en su marco regulatorio.

Además del arsénico, el Código Alimentario Argentino también establece los valores máximos de nitratos de 45 y 0.10 mg/l de nitritos. Respecto al flúor, los límites dependen de la temperatura media y máxima del año (artículo 982, Ley 18.284) (República Argentina, 1969). En cuanto a las características microbiológicas, el Código determina un límite a la presencia de bacterias coliformes igual o menor de 3, ausencia en 100 ml de *Escherichia coli* y *Pseudomonas aeruginosa*.

Como se señaló, a la normativa federal del Código Alimentario se adicionan los marcos regulatorios específicos del servicio de agua que tienen la responsabilidad de asegurar la calidad, continuidad, regularidad, generalidad y protección del ambiente. Los marcos regulatorios son instrumentos en la gestión que se remontan a la etapa en que, mayoritariamente, el servicio de agua estuvo concesionado a capitales privados en la década de 1990. Estos marcos se modificaron con las reestatizaciones de inicio del siglo XXI.

Actualmente los marcos regulatorios del servicio de agua que cohabitan en la provincia se han visto influenciadas, solo parcialmente, por las disposiciones y lineamientos que promueven, principalmente, la OMS y la ONU respecto al derecho humano al agua y la calidad.

En el área de AYSA, el marco regulatorio entiende por agua potable aquella "agua apta para el consumo humano, la higiene personal, el uso doméstico habitual" y que cumple con las normas de calidad establecidas en la normativa (artículo 5, anexo II de la ley 26.221). Aunque el marco

establece que las regulaciones tienen que considerar las recomendaciones y guías de la OMS (artículo 12, anexo II de la ley 26.221), no se observa esta decisión respecto al límite de arsénico. Mientras la OMS, desde 1993, recomienda el límite de 0.01 mg/l, el marco que regula a AYSA establece, aún, un valor de hasta 0.05 mg/l. Dicha decisión resulta llamativa, dado que el área de concesión de la empresa no coincide con las áreas con mayores niveles de arsénico, como sucede en las provincias de Córdoba, Chaco o Santiago del Estero, y algunas regiones de la provincia de Buenos Aires. Existe amplia bibliografía que da cuenta de que la intoxicación crónica derivada de la ingesta de agua contaminada genera importantes problemas para la salud (Red de Seguridad Alimentaria del CONICET, 2018; Roshdestwensky *et al.*, 2018; Auge (2009); Auge *et al.* (2013), Martín, 2016, entre otros).

Respecto a los nitratos y nitritos, permite un máximo de 45 y 0.10 mg/l, respectivamente, igual que el Código Alimentario Argentino. En cuanto a las características bacteriológicas, determina en 100 ml de agua bacterias coliformes y *Escherichia coli* menor de 1 y ausencia de *Pseudomonas aeruginosa*. Los nitratos se encuentran en valores elevados en algunas áreas del conurbano bonaerense, entre otras razones por la falta de tendido de redes cloacales y el depósito de efluentes domésticos en pozos en las viviendas, cuya filtración, finalmente, contaminó los acuíferos, sobre todo al acuífero pampeano.

Por otro lado, en el resto de la provincia no abastecida por AYSA, el marco regulatorio que corresponde es el decreto del poder ejecutivo provincial 878/03, el cual propone la diferenciación entre dos tipos de agua: agua potable y agua corriente para consumo humano e higiene. Tal

diferenciación reconoce que hay una situación heterogénea en materia de calidad en la provincia. El marco regulatorio estipula la creación de una Comisión Permanente de Normas de Potabilidad y Calidad de Vertido de Efluentes Líquidos y Subproductos, cuya función era determinar las características que deben poseer ambos tipos de agua. Se trata de una Comisión con integrantes de distintos organismos públicos: Ministerio de Infraestructura, Vivienda y Servicios Públicos; Salud, y Secretaría de Política Ambiental. Mientras se establece que el agua potable cumple con todos los límites de la Comisión Permanente, el agua corriente no lo hace, pero igual el Estado habilita su consumo por periodos de tiempo que no se determinan. Dado que la Comisión no estableció desde 2003 hasta la actualidad ni publicó los límites tolerables relacionados con los patrones de calidad del agua, se generó una laguna jurídica con respecto a qué parámetros de calidad físicos, químicos y microbiológicos se debieran cumplir (Minaverry & Cáceres, 2021). En el marco de distintos cuestionamientos judiciales que tuvieron lugar en la provincia por la calidad del agua que distribuyen las empresas y la laguna jurídica generada respecto a los patrones de calidad, el Poder Judicial entendió que el anexo A de la ley 11.820 de 1996, marco regulatorio previo, se considera subsistente. El anexo establece como parámetros los siguientes: arsénico, 0.05 mg/l; nitratos, 50 mg/l; nitritos, 3 mg/l; flúor, 1.50 mg/l. En relación con los límites microbiológicos, establece ausencia en 100 ml de coliformes totales, *Escherichia coli* y ausencia de *Pseudomonas aeruginosa*. Respecto al arsénico, estableció que se trata de un límite provisorio, dado que "existe alguna evidencia de un peligro potencial, pero la información disponible sobre los efectos hacia la salud

es limitada" (Ley 11820) Gobierno de la Provincia de Buenos Aires, 1996). La Tabla 1 sintetiza algunos parámetros de calidad del agua que coexisten en la provincia de Buenos Aires.

Tabla 1. Marcos regulatorios del servicio de agua en la provincia de Buenos Aires.

| Marco regulatorio | Operador | Organismo de control | Parámetros de calidad | | | | | | |
|--|---|----------------------|-----------------------|----------------|----------------|--------------|-------------------------------|------------------------------------|--|
| | | | Arsénico (mg/l) | Nitrato (mg/l) | Nitrito (mg/l) | Flúor (mg/l) | Coliformes totales por 100 ml | <i>Escherichia coli</i> por 100 ml | <i>Pseudomonas aeruginosa</i> por 100 ml |
| Ley nacional No. 26.100 | AYSA | ERAS | 0.05 | 45 | 0.10 | 2 | < 1 | < 1 | Ausencia |
| Decreto del PEP 878/03 Ley 11820 anexo | ABSA | ADA | 0.05 | 50 | 3 | 1.5 | Ausencia | Ausencia | Ausencia |
| | OSSE, direcciones municipales, cooperativas, emprendimientos barriales y concesiones privadas | | | | | | - | - | - |

Fuente: elaboración con base en normativas.

Lo señalado permite observar que en la provincia de Buenos Aires existen distintos y variados parámetros respecto a los mismos

componentes del agua para consumo humano, lo que implica que no existe acuerdo en los marcos regulatorios vigentes sobre lo que se considera agua potable y apta para consumo humano, y los patrones de calidad pertinente. Esta situación expone a la población a incertidumbre y genera discriminación entre usuarios que pueden recibir agua de distinta calidad, lo cual afecta derechos básicos del consumidor, aunque estén contemplados en el artículo 42 de la Constitución Nacional, que establece que “los consumidores y usuarios de bienes y servicios tienen derecho, en la relación de consumo, a la protección de su salud, seguridad e intereses económicos; a una información adecuada y veraz; a la libertad de elección y a condiciones de trato equitativo y digno” (Constitución de la Nación Argentina) (Constitución Nacional, 1994). También se dispuso en la Constitución de la provincia de Buenos Aires, en el artículo 38, que “los consumidores y usuarios tienen derecho, en la relación de consumo, a la protección frente a los riesgos para la salud y su seguridad, a la promoción y defensa de sus intereses económicos y a una información adecuada y veraz” (Constitución de la Nación Argentina) (Constitución Nacional, 1994).

La presencia de distintos operadores del servicio y agencias de control del servicio se ha conformado a lo largo del siglo XX por los procesos de descentralización y privatizaciones del servicio de agua. Dicha situación condiciona la gestión del agua que se encuentra fragmentada institucionalmente en distintos actores que tienen responsabilidad en la provisión, en donde se prioriza una mirada sectorial. Aunque la literatura especializada señala la relevancia de la gestión integral del agua considerando los distintos usos del agua y a las cuencas

como unidad (Jouravlev, Saravia-Matus, & Gil, 2021), las jurisdicciones político-administrativas no concuerdan con los límites territoriales de las cuencas, por lo que generalmente las decisiones que se toman e inciden sobre el ciclo hidrológico y la población que vive en la cuenca no contemplan las distintas interrelaciones del sistema (Dourojeanni, Jouravlev, & Chávez, 2002). Tampoco, y especialmente en relación con el trabajo, consideran los servicios ambientales que proveen las cuencas, como la regulación de caudales y el abastecimiento de agua.

La jurisprudencia respecto al derecho al agua y los problemas de calidad

La calidad del agua que se distribuye en el servicio público en la provincia de Buenos Aires, más allá del prestador, ha dado lugar a distintas demandas, cuyo derrotero tuvo como protagonista al Poder Judicial, que sentó jurisprudencia en numerosos fallos que reconocen el derecho humano al agua y las responsabilidades que le competen tanto al Estado nacional como a los estados subnacionales.

El Poder Judicial dictaminó que la definición de la calidad de agua conforma una competencia concurrente entre el Estado nacional y los Estados subnacionales (Corte Suprema de Justicia de la Nación, 2013), por lo que el Código Alimentario Argentino que regula, dentro de su articulado, la calidad del agua no colisiona con lo establecido en la Constitución Nacional respecto al dominio originario de los recursos naturales por parte de las provincias. Se considera que la prestación de

un servicio público, como el agua, por parte de las provincias requiere efectuarse “en armonía con la legislación nacional” y dentro de los marcos normativos que protegen al ambiente y a los usuarios (Corte Suprema de Justicia de la Nación, 2013).

En el caso de la provincia de Buenos Aires, donde han tenido lugar distintos reclamos judiciales por la calidad del agua, especialmente, en el interior y más recientemente en el conurbano bonaerense, las empresas que prestan el servicio público de agua sostienen que cumplen con la calidad el agua que autoriza el marco regulatorio que les compete (Cáceres, 2020; Minaverri & Cáceres, 2021; Martín, 2016). Así, respecto al arsénico, la empresa ABSA, algunos municipios que prestan directamente el servicio como Junín, y, más tardíamente AYSA, sostuvieron en su defensa que su marco regulatorio les autorizaba la provisión de agua con hasta 0.05 mg/l de arsénico.

Sin embargo, al adherir la provincia de Buenos Aires al Código Alimentario Argentino, mediante la Ley 13.230 recién en 2004, la Cámara de Apelación en lo Contencioso Administrativo determinó que dicha norma resultaba aplicable a las empresas concesionarias del servicio de agua.

En cuanto a la calidad del agua, hay un conjunto de fallos jurisprudenciales en la provincia de Buenos Aires de suma relevancia. En julio de 2009, la Suprema Corte de Justicia Bonaerense condenó al municipio de Junín, del interior bonaerense, por suministrar agua con alto contenido de arsénico en una causa que se inició en 2003 y estableció que se adecue al límite de 0.05 y 50 ml/l en nitrato vigente en el marco regulatorio. El municipio se ocupaba directamente de la prestación del servicio, no está concesionado, y consideraba que no era posible técnica

y económicamente reducir los valores a ese límite, por lo que se ampara en una normativa anterior, decreto 6553/1974, que les autorizaba ir adecuándose de forma progresiva a los estándares de potabilidad. En esta instancia, la Corte solicitó al organismo de contralor del servicio que establezca “un programa que, examinando todos los aspectos involucrados en la cuestión, fije un comportamiento definido con adecuada precisión técnica” (Corte Suprema de Justicia Bonaerense, 2009).

En 2010, el Juzgado Contencioso Administrativo No. 1 de Trenque Lauquen condenó al gobierno de la provincia de Buenos Aires y a la empresa ABSA a ajustar la calidad del agua de acuerdo con lo que dicta el Código Alimentario Argentino respecto al contenido de arsénico (0.05 mg/l) y aluminio (0.20 mg/l). La causa se inició por un reclamo de vecinos del municipio de Carlos Casares que demandaban que se les asegurara la potabilidad del agua que consumían con base en los porcentajes máximos permitidos de arsénico, nitrato y otras sustancias que resultan nocivos para la salud, y se efectivizaran las medidas y controles para que se cumplieran los niveles máximos permitidos. En este sentido, la empresa demandada sostuvo que “en la legislación provincial vigente no se produjeron modificaciones en relación a los límites de tolerancia de arsénico para el servicio público de agua potable” y que el Código Alimentario Argentino no era aplicable al caso “en atención a la expresa reserva de la provincia, en relación a sus facultades exclusivas en materia alimentaria” (Juzgado en lo Contencioso Administrativo No. 1, 2010).

Asimismo, la Corte Suprema de la Nación, en noviembre de 2013, avaló lo actuado por la Suprema Corte de Justicia Bonaerense y la justicia

local, que obligaron a la empresa ABSA a proveer agua con un valor de arsénico no superior al 0.01 mg/l en el municipio de Lincoln. También reclamó el suministro gratuito de agua potable en bidones u otro mecanismo a toda persona o entidad con domicilio en el municipio, acreditando su condición de cliente consumidor con destino a personas menores de tres años o mayores de 70 años, además de enfermos internados en los distintos centros sanitarios de la ciudad o enfermos domiciliarios sin posibilidad material de ambular. En este sentido señaló que “el derecho a la salud se encuentra íntimamente relacionado con el derecho a la vida y desde el punto de vista normativo, está reconocido en los tratados internacionales con rango constitucional —art. 75 inc. 22 de la Constitución nacional— siendo extensivo no sólo a la salud individual sino también a la colectiva” (Corte Suprema de Justicia de la Nación, 2013).

En diciembre de 2014, la Corte Suprema de la Nación también dejó firme otra medida cautelar contra la empresa ABSA. El hecho se remonta a otro recurso de amparo que tuvo lugar tras la presentación de un grupo de vecinos de la ciudad de Nueve de Julio que encontraron en el análisis de un conjunto de muestras que el agua que recibían por las redes contenía elevados niveles de arsénico. Ya en noviembre de 2010, el juez en primera instancia estableció que la empresa tenía que distribuir agua en bidones sellados a particulares, instituciones educativas y asistenciales de la ciudad acorde con los patrones de calidad que establece el Código Alimentario Argentino (Cáceres, 2020).

La decisión fue confirmada luego por la Cámara de Apelaciones en lo Contencioso Administrativo, en enero de 2011, y por la Suprema Corte

provincial en septiembre de 2012. La Corte Suprema de la Nación no sólo dejó firme el amparo sino que acordó, de manera notable, que “el agua potable incide directamente sobre la vida y la salud de las personas, razón por la cual debe ser tutelado por los jueces”; determinó que se trata de “un proceso colectivo”, es decir, que no tiene que ser considerado como sumatoria de reclamos individuales y que, por su importancia, debe aplicarse el “principio de prevención y, aun en la duda técnica, del principio precautorio” (Corte Suprema de Justicia de la Nación, 2014). Por lo que “cuando la pretensión procesal tenga por objeto la defensa del derecho al agua y saneamiento como derecho humano, debería admitirse la adopción de medidas cautelares cuando la dilación del proceso pudiera causar daños irreparables” (Minaverry & Cáceres, 2021: 74).

Por último, en 2019, el Poder Judicial atendió otro reclamo de calidad ligado a la presencia de arsénico y otros elementos que sitúa, por primera vez, la mirada en el área concesionada a la empresa AYSA. La situación se remonta al municipio del Merlo, que tiene una población que supera las 528 494 personas y donde AYSA asumió la responsabilidad de prestación, tras la firma de un acta-acuerdo de traspaso por parte del Estado provincial-Estado nacional, aprobada por la legislatura bonaerense por la ley 14.830 en 2017.

A poco de iniciar la concesión, la empresa AYSA realizó un estudio sobre las condiciones del servicio en el área que incorporó, cuyo resultado mostró un estado de criticidad, que incluía lo siguiente: ausencia o nulo mantenimiento; baja presión; servicios intermitentes; deficiente estado de las redes; exceso de nitratos en un 70 % de las perforaciones de extracción de agua de pozos; mala calidad bacteriológica en un 30 %, y

un 1% con mayores niveles de arsénico (Acta 254 de la Agencia de Planificación 2018). De acuerdo con la empresa, las acciones que desplegó desde que asumió la prestación apuntaron a regularizar la calidad del agua en el área mediante la implementación de un Plan de Regularización de Calidad de Agua Distribuida que, entre otras acciones, propone combinar agua subterránea y superficial (Acta 254 de la Agencia de Planificación 2018).

En 2018, un usuario del servicio de agua en el municipio de Merlo interpuso un recurso de amparo en el Juzgado de Familia No. 7 del Departamento de Morón, por el que reclamó lo siguiente: a) que la empresa le informara sobre la calidad del agua que distribuía en el distrito y en su hogar, y si el agua cumplía con los parámetros de calidad físicos, químicos y bacteriológicos pertinentes de acuerdo con el Código Alimentario Argentino; b) que le informara si existían en el distrito plantas de remoción de químicos; c) que se le entregase agua envasada para su grupo familiar en cantidades y calidades adecuadas, y d) le suspenda el cobro de la tarifa por el servicio. El juez en primera instancia declinó su competencia y dispuso la intervención del Juzgado Federal Civil, Comercial y Administrativo No. 2 de San Martín, aunque, previamente, hizo lugar a la demanda y solicitó que AYSA cumpliera con el derecho a la información sobre la situación del servicio, diera a conocer la calidad del agua que distribuía y proveyera agua envasada en el domicilio del demandante (Cámara Federal de San Martín-Sala II. Secretaría Civil, 2020).

Posteriormente, la empresa presentó la información solicitada y solicitó el levantamiento de la medida cautelar, en tanto sostuvo que la

calidad del agua se ajustaba a su marco regulatorio, anexo A de la ley 26.221; que el agua, aunque tenía elevados valores de nitratos, se consideraba apta para el consumo humano.

Por su parte, el demandante aportó información sobre la salud de su hija, menor de edad, quien sufría problemas de salud, que atribuía a la calidad del agua.

La empresa interpuso un recurso de apelación en la Cámara Federal de San Martín, ya que se negaba a tener que proveer 200 litros de agua envasada comercial a elección del demandante. La Cámara Federal, segunda instancia, entendió que las circunstancias que había originado la cautelar no se habían modificado y rechazó la apelación, en tanto sostuvo que de acuerdo con la jurisprudencia “no hay duda que existía la necesidad de tutela judicial urgente, en la medida que estaba en juego el derecho humano de acceso al agua potable, la salud y la vida del actor y de su grupo familiar y al mismo tiempo había una demora de la demandada en la solución definitiva de esta situación” (Cámara Federal de San Martín-Sala II. Secretaría Civil, 2020).

Cabe señalar que la información que presentó AYSA respecto al agua en el municipio de Merlo mostraba valores de arsénico con valores de 0.017 mg/l, nitratos desde 74.7 hasta 82.9 mg/l, y presencia de *Escherichia coli* en una unidad formadora de colonias cada 100 ml. Los valores superan los parámetros acordados por el Código Alimentario Nacional.

Por último, la Cámara Federal sostuvo que la cantidad de agua dispuesta era razonable en tanto el abastecimiento de agua salubre no

solo incluye la ingesta sino también la higiene personal y doméstica, por lo que desestimó el levantamiento de la cautelar. En la Tabla 2 se presenta una síntesis de los fallos que involucran la calidad del agua en la provincia.

Tabla 2. Fallos judiciales respecto a la calidad del agua.

| Fecha | Autos | Instancia | Lugar del evento | Demandados | Objeto | Decisión |
|-----------|--|--|------------------|--------------------------------|---|--|
| 15/7/2009 | Boragina, Juan Carlos, Miano, Marcelo Fabián y Lúdica, Juan Ignacio contra Municipalidad de Junín. Amparo (Corte Suprema de Justicia Bonaerense, 2009) | Suprema Corte de Justicia Bonaerense | Junín | Municipio de Junín | Se presenta recurso extraordinario de nulidad. En primera instancia el juez otorgó un amparo y condenó al municipio a ajustar los parámetros de calidad. Posteriormente, la Cámara de Apelación en lo Civil y Comercial del Departamento Judicial de Junín revocó la sentencia de origen | Se rechaza el recurso extraordinario de nulidad interpuesto. Se condena a la demandada a ajustar la prestación a los parámetros de calidad establecidos en el anexo A de la ley 11.820 y artículo 982 del Código Alimentario Argentino; respecto al contenido de arsénico, no deberá superar los 0.05 ml/l. Se otorga un plazo de 90 días |
| 6/7/2020 | Florit, Carlos Ariel y otros c/ provincia de Buenos Aires y Aguas Bonaerenses s.a.s/amparo (Juzgado en lo Contencioso Administrativo No. 1, 2010) | Juzgado en lo Contencioso Administrativo No. 1 Trenque Lauquen | Carlos Casares | Provincia de Buenos Aires ABSA | Demanda iniciada por particulares que reclaman: 1) se asegura la potabilidad del agua que consumen los actores, de conformidad con los parámetros que exige la legislación vigente, en relación con los porcentajes máximos permitidos de arsénico, nitrato y/o cualquier otro mineral o sustancia, que excediéndose resulten nocivos para la salud de los actores y/o de los habitantes de Carlos Casares; y 2) se efectiven las medidas y controles que resulten necesarios para que, en lo sucesivo, se cumplan los niveles máximos permitidos | Se hizo lugar al amparo, condenando a las demandadas a ajustar en un plazo de 90 días corridos la prestación a los parámetros establecidos en el anexo A de la ley 11.820 y el artículo 982 de la ley 18.284 respecto al arsénico (0.05 mg/l) y aluminio (0.20 mg/l). Se les requiere la presentación de un programa planificado para adecuar los procesos y requerimientos tecnológicos del servicio en un plazo de 90 días |

| Fecha | Autos | Instancia | Lugar del evento | Demandados | Objeto | Decisión |
|------------|--|---|------------------|------------|--|---|
| 12/11/2013 | Conde, Alberto José Luis y otro c/ Aguas Bonaerenses S.A. s/ amparo (Corte Suprema de Justicia de la Nación, 2013) | Suprema Corte de Justicia de la Nación | Lincoln | ABSA | Recurso extraordinario de inaplicabilidad de ley interpuesto por ABSA. Previo a esto, la Cámara de Apelación en lo Contencioso Administrativo con asiento en San Nicolás rechazó la apelación y ordenó la realización de los trabajos y tareas, a fin de adecuar la calidad y potabilidad del agua de uso domiciliario a los parámetros establecidos en el artículo 982 del Código Alimentario Argentino, arsénico 0.01 ml/l | Se rechaza el recurso extraordinario interpuesto y se confirma la sentencia impugnada en todos sus alcances |
| 2/12/2014 | Suprema Corte de Justicia de la Nación. Recurso de hecho. Kersich, Juan Gabriel y otros el Aguas Bonaerenses S.A. y otros si amparo (Corte Suprema de Justicia de la Nación, 2014) | Suprema Corte de Justicia de la Nación | Nueve de Julio | ABSA | Recurso presentado por ABSA por denegación del recurso extraordinario en instancia anterior. El juez en primera instancia otorgó medida cautelar a vecinos, y ordenó el suministro de agua envasada a los actores y entidades educativas y asistenciales. Prohibió el consumo de agua de la red domiciliaria y ordenó la realización de análisis de agua de forma mensual en por lo menos 10 domicilios | Se mantiene vigente la cautelar; aunque se declara procedente el reclamo extraordinario, se manda el auto a los tribunales de origen para que se emita un nuevo fallo |
| 3/2/2020 | Ares, Juan Manuel c/AYSA S/sumarísimo N° 112102/2018 (Cámara Federal de San Martín-Sala II. Secretaría Civil, 2020) | Cámara Federal de Apelaciones de San Martín | Merlo | AYSA | Apelación presentada frente a la decisión del juez en primera instancia que obligaba a la empresa a hacer entrega de agua comercial, a elección del actor, en 200 litros semanales y la negativa al levantamiento de la cautelar | Confirmación de la resolución del juez en primera instancia |

La judicialización del derecho al agua y la salud se expandió en la provincia de Buenos Aires en las últimas dos décadas; los fallos judiciales en las distintas instancias han enfatizado en el sistema internacional de derechos, incluyendo el PIDESC, la legislación nacional (especialmente el

Código Alimentario) y provincial (los marcos regulatorios de los servicios). Cabe señalar que, más allá de los mismos, y como ya se destacó, los marcos regulatorios del servicio público de agua no se han adecuado al reconocimiento del agua como derecho y de los patrones de calidad en los valores de algunos elementos, como el arsénico. En líneas generales, los fallos estudiados refieren a problemas de calidad y no a reclamos por falta de infraestructuras que demande por la conexión al servicio público en un territorio que tiene un déficit de cobertura que afecta a los sectores más postergados.

Conclusiones

A partir del análisis realizado sobre la provincia de Buenos Aires es posible observar las tensiones que se presentan por la adecuación de los valores de los elementos contaminantes, como el arsénico, nitratos y nitritos, entre otros, a las recomendaciones de organismos especializados, como la OMS. Dicha situación está presente en varios países de la región en tanto mejorar la calidad del agua que se distribuye demanda la protección de las fuentes de extracción del agua, su gestión integral en relación con los distintos usos considerando a las cuencas como unidad y la asignación de recursos financieros que son críticos. Se trata de un servicio que demanda costos hundidos importantes para garantizar la calidad y expansión del servicio.

Aunque hace más de una década el país se adhirió a la sugerencia de las guías de calidad del agua y redujo el límite de arsénico tolerable en

agua para consumo humano, todavía su implementación está lejos de lograrse. Las empresas alegan no tener recursos financieros y técnicos pertinentes para hacerlo y se resguardan en los límites que les permiten sus propios marcos regulatorios. Los marcos regulatorios no se han adecuado a lo que establece la ley federal ni al reconocimiento del acceso al agua como derecho humano inalienable amparado en el derecho internacional, y en tratados, convenciones y legislaciones de distinto orden. El Poder Judicial ha tenido un papel protagónico en el reconocimiento del acceso al agua como un derecho desde inicios del presente siglo.

Se trata de la principal jurisdicción del país que enfrenta notorios problemas para universalizar el acceso al agua potable y, en simultáneo, garantizar que el agua que se distribuya sea potable efectivamente. El sector ha tenido una trayectoria institucional errática signada por cambios profundos y contradictorios que han incluido etapas de centralización y descentralización, concesiones a capitales privados y reestatizaciones en las últimas tres décadas que han configurado el tipo de prestación vigente.

El Poder Judicial ha reconocido la exigibilidad del derecho humano al agua en sus intervenciones, con énfasis en la importancia para la salud y el ambiente sano en el marco del sistema internacional de derechos. La calidad del agua es un aspecto fundamental a considerar en tanto que afecta a la vida. La visualización de los problemas de calidad ha tenido como protagonistas a grupos de personas e instituciones que se organizaron y reclamaron judicialmente mediante recursos de amparo y acciones en sus territorios de promoción del derecho al agua. La

responsabilidad de garantizar la prestación del servicio y sus condiciones de accesibilidad, disponibilidad, calidad y asequibilidad corresponde al Estado, que hasta el momento no ha logrado atender las notorias deudas pendientes que cristalizan en el servicio en el territorio.

Referencias

- Acuña, C., Cetrángolo, O., Cáceres, V., & Goldschmit, A. (2017). La economía política de la política de agua y saneamiento en la Argentina: Historia, actualidad y perspectivas. *Revista Estado Abierto*, 2(2). Recuperado de <https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/estado-abierto-vol-2-numero-2-5-acuna.pdf>
- Auge, M. P., Espinosa-Viale, G., & Sierra, L. (2013). Arsénico en el agua subterránea de la Provincia de Buenos Aires. En: González, N., Kruse, E. E., Trovatto, M. M., & Laurencena, P. (eds.). *Agua subterránea, recurso estratégico*. Tomo 2. La Plata, Argentina: EDULP.
- Auge, M. (2009). *Arsénico en el agua subterránea*. La Plata, Argentina: Federación Médica de la Provincia de Buenos Aires.
- Bohoslavsky, J., & Justo, J. (2011). *Protección del derecho humano al agua y arbitrajes de inversión*. Recuperado de <https://www.ohchr.org/Documents/Issues/Water/ContributionsSustainability/ECLAC2.pdf>

- Baumol, W., Panzar, J., & Willig, R. (1982). *Contestable markets and the theory of industry structure*. San Diego, USA: Saunders College Publishing/Harcourt Brace.
- Bidart-Campos, G. (1996). *Manual de la Constitución reformada*. Tomo I. Buenos Aires, Argentina: Ediar.
- Cáceres, V. (2020). La exigibilidad del derecho humano al agua y el desafío del arsénico en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Sociedad y Ambiente*, (23), 1-26. Recuperado de <https://doi.org/10.31840/sya.vi23.2175>
- Cáceres, V. (2016). *El proceso de institucionalización de los servicios de agua y saneamiento y su trayectoria en la Provincia de Buenos Aires: La consolidación de la fragmentación institucional* (tesis de doctorado en Ciencias Sociales). Universidad Nacional de General Sarmiento, Argentina. Recuperado de <https://repositorio.ungs.edu.ar/handle/UNGS/311>
- Cáceres, V. (2013). La provisión de agua potable en la periferia del AMBA, Argentina. *Gestión y Ambiente*, 16(3), 25-37.
- Cámara Federal de San Martín-Sala II. Secretaría Civil (3 de febrero, 2020). *Ares, Juan Manuel c/AYSA S/Sumarísimo* (N° 112102/2018). Recuperado de <https://www.treslineas.com.ar/justicia-dictamino-aysa-contamina-debera-suministrar-agua-ensvasada-vecino-n-1592802.html>

Cenicacelaya, M. (2015). *La justiciabilidad de los derechos económicos, sociales y culturales: el caso del derecho al agua en la jurisprudencia argentina*, DIXI 22. Recuperado de http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/127876/Documento_completo.pdf-PDFA.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Consejo Federal de Entidades de Servicios Sanitarios. (2012). *Límite máximo de arsénico en el agua 10 µg/litro. La problemática de los operadores para alcanzarlo. Propuesta*. Recuperado de http://www.cofes.org.ar/descargas/info_sector/Arsenico/Arsenico_Propuesta_Cofes.pdf

Constitución Nacional. (1994). *Constitución de la Nación Argentina*. Recuperado de <chrome-extension://efaidnbnmnibpcjpcglclefindmkaj/https://www.acnur.org/fileadmin/Documentos/BDL/2001/0039.pdf>

Corte Suprema de Justicia de la Nación. (2 de diciembre, 2014). *Kersich, Juan Gabriel y otros c/Agua Bonaerenses S.A. y otros s/amparo*. Recuperado de <http://www.saij.gob.ar/corte-suprema-justicia-nacion-federal-ciudad-autonoma-buenos-aires-kersich-juan-gabriel-otros-aguas-bonaerenses-sa-otros-amparo-fa14000188-2014-11-27/123456789-881-0004-1ots-eupmocsollaf>

Corte Suprema de Justicia de la Nación. (12 de noviembre, 2013). *Conde, Alberto José Luis y otro contra Agua Bonaerenses S.A. sobre amparo*. Recuperado de <http://www.patagonia3mil.com.ar/wp-content/uploads/documentos2/suprema.pdf>

- Corte Suprema de Justicia Bonaerense. (2009). *Boragina, Juan Carlos, Miano, Marcelo Fabián y Ludica, Juan Ignacio contra Municipalidad de Junín. Amparo*. Recuperado de <http://www.protectora.org.ar/legislacion/condenan-a-la-municipalidad-de-junin-por-dar-agua-con-alto-contenido-de-arsenicocausa-c-89298-fallo-boragina-juan-carlos-miano-marcelo-fabian-y-iudica-juan-ignacio-contra-municipalidad-de-j/1308/>
- Dourojeanni, A., Jouravlev, A., & Chávez, G. (2002). *Gestión del agua a nivel de cuencas: teoría y práctica*. Santiago, Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe.
- Ente Regulador de Servicios Sanitarios. (2009). *Estudio de evaluación del riesgo asociado al consumo de agua con arsénico en la provincia de Santa Fe*. Ciudad de Santa Fe, Argentina: Gerencia de Control de Calidad, Provincia de Santa Fe.
- Fernández, L. (2020). La ecología en el Gran Buenos Aires en tiempos de pandemia. En: *La gestión de la crisis en el conurbano bonaerense*. Serie especial COVID-19. Observatorio del Conurbano Bonaerense. Los Polvorines, Argentina: Universidad Nacional de General Sarmiento. Recuperado de http://observatorioconurbano.ungs.edu.ar/wpcontent/uploads/2da%20Serie%20FINAL_5-8.pdf
- Gallardo, J. (2000). *Privatización de los monopolios naturales en el Perú: economía política, análisis institucional y desempeño*. Documento de trabajo. Lima, Perú: Pontificia Universidad Católica del Perú.

Gobierno de la Provincia de Buenos Aires. (2015). *Ley 14782*. Recuperado de <https://normas.gba.gob.ar/ar-b/ley/2015/14782/2605>

Gobierno de la Provincia de Buenos Aires. (1996). *Ley 11820*. Recuperado de <https://normas.gba.gob.ar/documentos/BeWelf70.html>

Grupo *ad hoc* de la Red de Seguridad Alimentaria del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. (2018). *Arsénico en agua. Informe final*. Recuperado de <https://rsa.conicet.gov.ar/wp-content/uploads/2018/08/Informe-Arsenico-en-agua-RSA.pdf>

Healthlink, B. C. (2010). *Contaminación de nitrato en agua de pozo*. British Columbia, Canadá: HealthLinkBC.

INDEC, Instituto Nacional de Estadística y Censos. (2010). *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas de 2010*. Recuperado de <https://www.indec.gov.ar/indec/web/Nivel4-Tema-2-41-135>

Jouravlev, A., Saravia-Matus, S., & Gil, M. (comp.). (2021). *Reflexiones sobre la gestión del agua en América Latina y el Caribe*. Serie Páginas Selectas de la CEPAL. Santiago, Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe.

Juzgado en lo Contencioso Administrativo No. 1. (2010). *Florit, Carlos Ariel y otros c/ Provincia de Buenos Aires y Aguas Bonaerenses S. A. s/ amparo*. Recuperado de <https://www.cij.gov.ar/nota-4595-Ordenan-al-Gobierno-bonaerense-asegurar-la-potabilidad-del-agua-en-la-provincia.html>

- Liendo-Sotomayor, J., & Zamora-González, J. (2016). *Análisis de la estructura vertical en el mercado de los servicios de saneamiento peruano* (trabajo de investigación presentado para optar al grado académico de Magíster en Regulación de Servicios Públicos y Gestión de Infraestructuras). Universidad del Pacífico, Perú.
- Maceira, V., Ariovich, A. C., Caloni, N., Collela, V., Crojethovic, M., Cyunel, V., Chávez, M., D'liberis, M., Dombroski, L., Fernandez, L., Fournier, M., Hoyos, S., Jiménez, C., Manildo, L., Reese, E., & Sola-Alvarez, M. Á. (2020). *El Conurbano en la cuarentena: condiciones de vida y estrategias de los hogares. Prevención y monitoreo del COVID-19 en municipios del Conurbano Bonaerense desde una perspectiva multidimensional. Proyecto de investigación apoyado por la Agencia I+D+i*. Los Polvorines, Argentina: Universidad Nacional General Sarmiento. Recuperado de <http://observatorioconurbano.ungs.edu.ar/Publicaciones/Informe-COVID19-UNGS-Sep-2020-02-Condiciones-de-vida.pdf>
- Martín, C. (2016). *Estudio de la normativa y de las propuestas de solución técnica para ajustar límites de arsénico en agua de consumo en el partido de 9 de Julio, provincia de Buenos Aires* (trabajo final integrador de la carrera de especialización en inocuidad y calidad agroalimentaria). Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad de Buenos Aires, Argentina.

- Minaverry, C., & Martínez, A. (2016). El derecho de acceso al agua para consumo humano en el nuevo código civil y comercial de la nación de argentina. *Actualidad Jurídica Ambiental*, (57). Recuperado de https://www.actualidadjuridicaambiental.com/wp-content/uploads/2016/04/2016_05_02_Minaverry-Martinez-Agua-Argentina.pdf
- Minaverry, C., & Cáceres, V. (2021). El desafío socio-jurídico del arsénico en el servicio del agua en la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ministerio Público de la Defensa*, 11(21). Recuperado de <https://www.mpdefensa.gob.ar/publicaciones/revista-25-derecho-al-agua>
- OMS, Organización Mundial de la Salud. (2018). *Guías para la calidad del agua de consumo humano*. (4ª ed.). Ginebra, Suiza: Organización Mundial de la Salud.
- OMS, Organización Mundial de la Salud. (1993). *Guías para la calidad del agua potable*. Recuperado de https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/gdwq3_es_8.pdf
- ONU, Organización de Naciones Unidas. (2015). *El derecho humano al agua y saneamiento. Hitos*. Programa de ONU-Agua para la Promoción y la Comunicación en el marco del Decenio (UNW-DPAC) Recuperado de https://www.un.org/spanish/waterforlifedecade/pdf/human_right_to_water_and_sanitation_milestones_spa.pdf

- OPS, Organización Panamericana de la Salud. (1996). *Guías de la OMS para la calidad de agua de bebida. Aspectos microbiológicos. Reunión regional sobre calidad del agua potable*. Recuperado de https://iris.paho.org/bitstream/handle/10665.2/55443/OPSCEPISR_EULAB59616_spa.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Red de Seguridad Alimentaria del CONICET. (2018). *Red de Seguridad Alimentaria*. Recuperado de "Red de Seguridad Alimentaria"
- Reeves, C., & Bednar, D. (1994). Defining quality: Alternatives and implications. *The Academy of Management Review*, 19(3), 419-445.
- República Argentina. (1969). *Ley Nacional No. 18284, Código Alimentario Argentino*. Recuperado de <https://www.argentina.gob.ar/normativa/nacional/ley-18284-21841>
- Revelli, G., Fito, G. B., Biassoni, M. V., Olivero, E. V., Fiore, P. C., & Quintana, S. I. (2008). Calidad de agua para consumo humano en la zona noroeste de Santa Fe y sur de Santiago del Estero. *La Alimentación Latinoamericana*, (274), 58-65.
- Romero, V. Norris, F. J., Ríos, J. A., Cortés, I., González, A., Gaete, L., & Tchernitchin, A. N. (2017). Consecuencias de la fluoración del agua potable en la salud humana. *Revista Médica de Chile*, 145(2), 240-249. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.4067/S0034-98872017000200012>

- Roshdestwensky, S. Corace, J., Pilar, S., & Forte, J. (2018). Niveles de arsénico en agua potable en la provincia de Chaco. *Acta de la XLI Reunión de Trabajo de la Asociación Argentina de Energías Renovables y Medio Ambiente*, 6, 01.01-01.10.
- Tobías, M., & Fernández, L. (2019). La circulación del agua en Buenos Aires: resonancias geográficas y desigualdades socioespaciales en el acceso al servicio. *Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía*, 28(2), 423-441. Recuperado de <https://doi.org/10.15446/rcdg.v28n2.73528>
- Truque, P. (2011). *Armonización de los estándares de agua potable en las Américas*. Washington DC, EUA: Organización de Estados Americanos.
- Villaamil-Lepori, E. (2015). Hidroarsenicismo crónico regional endémico en Argentina. *Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana*, 49(1), 83-104. Recuperado de http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0325-29572015000100010

DOI: 10.24850/j-tyca-15-01-08

Articles

Spacing hinterland water for Algiers city (Algeria) Espaciando el agua del interior para la ciudad de Argel (Argelia)

Tarek Medjadj¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1148-4413>

M'hammed Setti²

Lahcene Feloussia³

¹University of M'sila, M'sila, Algeria, tarek.madjedj@univ-msila.dz

²University of Sciences and Technology of Algiers, Bab Ezzouar, Algeria, settimhammed@yahoo.fr

³University of M'sila, M'sila, Algeria, lahcene.feloussia@univ-msila.dz

Corresponding author: Tarek Medjadj, tarek.madjedj@univ-msila.dz

Abstract

Of all the kinds of relationship, the one that links man with water is considered as profound and serious in geographical surveys. Yet in the past, the greatest threat to agriculture was a major problem, the attention of people is now captured by water in cities. The increasing need of water



in Algiers is due to the growth of population and urbanism. On the other hand, there is a rise in water needs per capita. This problem didn't arise during the last decades, but today the situation is no longer the same. It's a considerable challenge for the capital Algiers, especially for the next generations. Using a geo-history method, which consists in studying the evolution of hinterland water space in time, we will direct our research towards the exposure of the influences exerted by the increase of water needs in the zone of study. The finality of the work is to identify the water resources around the Algiers City and that arises from the spacing of evolution hinterland water. We will obtain valuable information about the extension, the distance of the hinterland water supplier from the city of Algiers. The expected result of this work is to determine the hinterland which can be counted on to supply the city of Algiers with drinking water in the medium and long term. Finally, we can think of hydraulic planning and development based on the principles of sustainable development. This with the aim of proposing solutions to current problems and ensuring the needs of future generations.

Keywords: Algiers, city, water, hinterland.

Resumen

De todos los tipos de relación, la que une al hombre con el agua se considera como profunda y seria en los levantamientos geográficos. Sin embargo, en el pasado, la amenaza para la agricultura era un gran problema; pero la atención de la gente se centra ahora en el agua en las ciudades. La creciente necesidad de agua en Argel se debe al crecimiento

demográfico y urbanístico, al haber un aumento en las necesidades de agua per cápita. Este problema no se planteó durante las últimas décadas, pero hoy la situación ya no es la misma. Es un desafío considerable para la capital Argel, especialmente para las próximas generaciones. Mediante un método de geohistoria, que consiste en estudiar la evolución del espacio hídrico en el tiempo, orientaremos nuestra investigación hacia la exposición de las influencias ejercidas por el aumento de las necesidades hídricas en la zona de estudio. La finalidad del trabajo es identificar los recursos hídricos en torno a la ciudad de Argel y que se derivan del espaciamiento de la evolución de las aguas del interior. Obtendremos información valiosa sobre la extensión y la distancia de distribución de agua desde el interior a la ciudad de Argel. El resultado esperado de este trabajo es determinar el *hinterland* con el que se puede contar para abastecer de agua potable a la ciudad de Argel a mediano y largo plazos. Finalmente, se puede pensar en la planificación y el desarrollo hidráulicos basados en los principios del desarrollo sostenible, a fin de proponer soluciones a los problemas actuales y velar por las necesidades de las futuras generaciones.

Palabras clave: Argel, ciudad, agua, traspáis.

Received: 11/02/2022

Accepted: 03/07/2022

Published online: 28/07/2022



Introduction

During the last decade, climate change has been acknowledged as one of the primary concerns of development on a local and regional scale, as well as on an international scale. Precipitation in North Africa is likely to decrease between 10 and 20 %, while temperatures are likely to rise between 2 and 3 °C by 2050 (Schilling, Freier, Hertig, & Scheffran, 2012).

For the North African countries, in Algeria particularly, the question of water supply is a big challenge for public authorities. It is among the countries in Africa that suffer from water shortages. The rapidly growing water demand in the Maghreb countries is forcing national authorities to build more dams in order to increase the available water resources which are naturally limited, and to face the strong temporal irregularity of rainfall (Remini, 2009).

Most evident in this shortage is the suffering of urban residents' communities to obtain safe drinking water. The capital (the largest city in the Maghreb) was not more fortunate compared to other major cities in this area, as it suffers from scarcity for two reasons: the first is due to a large demographic growth, and the second is due to the increase in the daily needs of water. In addition to the growing demography, 60 % of the population resides in the northern range of Algeria, which represents one tenth of the total area of the country. Furthermore, inadequate water treatment due to a lack of appropriate technology, siltation of existing dams and limited capacities for water storage hamper the decision-making process (Boudjadja, Messahel, & Pauc, 2003).

In 2008, although the rate of drinking water in the capital is close to the full rate (100 %), that is, it is comparable to the rates of developed countries more than the rates of countries that we usually compare ourselves with, but the main problem that the city suffered from for many years was an interruption due to the drying periods like this 3rd last year (Figure 1). The drought recorded during the past four years has had no equivalent, neither in duration nor in intensity over all the northern regions of Algeria. The study of drought persistence, using Markov chains, showed that, to have a non-dry year after a dry year, the probability is greater in the centre of the country than in the west (Meddi & Meddi, 2009).

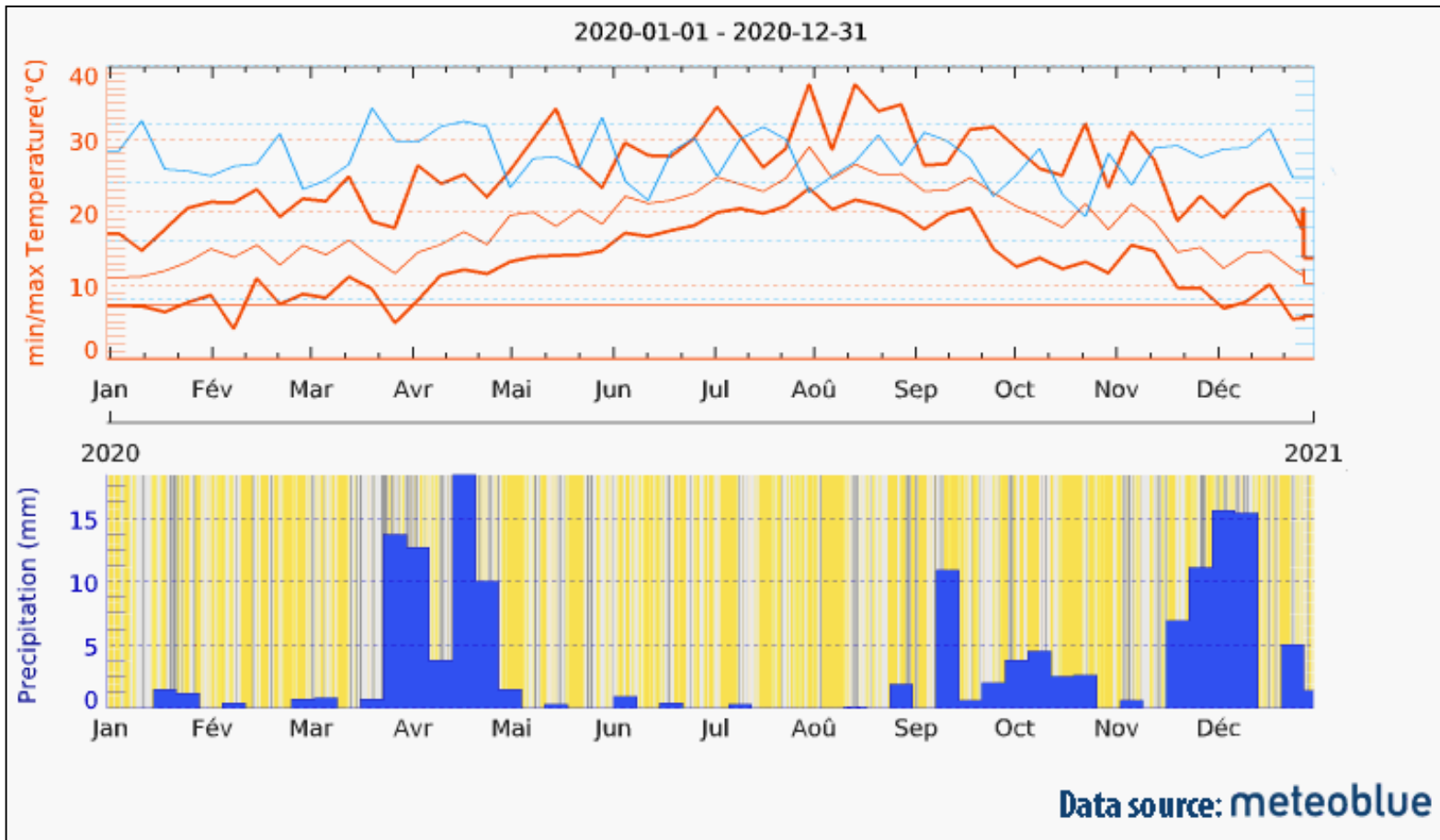


Figure 1. The drought and drying periods in Algiers City (2020).

Otherwise, the problem also arises at the distance and spacing of supply sources, in particular with the wave of drought that is hitting northern Algeria. This led us to study the evolution of the remoteness of the sources of water supply in Algiers with a view to remediating the water crisis in this city in full growth. The water problem in the capital is a perfect illustration of the arbitration conflicts between an area that

requires and consumes a lot of water, without its own resources, and its hinterland (Chikhr-Saïdi, 1997).

Our work is structured in title and subtitle bearing the different fluctuations of the water hinterland of the Algiers city. The source of supply is the only criterion used in the analysis of this functional space.

We started with an introduction to identify the problem of the remoteness of the hinterland water. In the next section, we presented the data collection method and the analysis tools used. The results were presented in the form of diachronic titles according to the time of evolution of the phenomenon studied by integrating the analyses resulting from the field data. At the end, we concluded by proposing recommendations to solve the water management problem first before going to the technical problems.

Research method

The city of Algiers is located on LL: 36° 46' 34" North, 3° 3' 36" East (Figure 2). It is the capital of Algeria and the most populous city in North Africa with nearly 7 796 923 inhabitants according to data from the national statistics office.



Figure 2. Location map of Algiers city. Data source: World map, consulted 12 May 2022, URL: <http://www.carte-du-monde.net/pays-12-carte-relief-algerie.html>

The growth of Algiers accelerated from the 1970s, with the consequences of the aggravation of the challenges in terms of housing, equipment and urban services (Santos, 1971). Evidently, the drinking

water supply is considered an urban service which must be provided by the public authorities.

Using data of the National Water Resources Agency, we will make an inventory from the water supply sources for the city of Algiers and its hinterland to several periods. The beginning was from ottoman period and then colonial and we have focused our analyses after independence period.

Two types of qualitative methods were used, both of them are complementary. The first consists in carrying out visits in-situ to a sample of the dams. Secondly, we took this opportunity to make semi-direct inquiries with those in charge of these plants and of the hydraulic sector in particular. The objective of these surveys is to strengthen our analysis by providing up to date information on the functioning of water transfer operations from hinterland space to the city of Algiers. We also compared the field data with those of official institutions to avoid all the agreed discourse coming usually from public authorities and to look for the real problems linked to the water supply in Algiers City.

Non-geographical methods are often used in the field of water (Graillet, 1986) but they target the development of objectives adapted to a parcel management of water and not in the case of a large scale. It is for this reason that we have opted for the use of an analysis method based on geo-referenced data integrated into a geographic information system (GIS). GIS are means of presentation and interpretation of facts observed on the earth's surface (Tomlin, 1990). The transformation of data by a GIS aims to extract the implicit spatial relationships contained in the data

origin (Lanter, 1992). The information obtained from field will be mapped using GIS tools to modeling the distance and evolution of spacing the hinterland water. Falcidieno, Pienovi and Spagnulo (1992) insist on the need for a level of high abstraction to describe reality. We have used the open source Qgis software for methodological considerations as well as these spatial analysis capabilities. The difficulty of delineating the hinterland is solved with the Buffer tool by fixing the centre of the city of Algiers as a reference point. Subsequently, analyses were carried out by draping the layers of water resources (wells, dams, wads). This allowed us to identify results explaining the remoteness of the water hinterland. But also, the excessive cost of 1 m³ of drinking water. This leads us to think about strategic planning for the future with an adequate vision in relation to existing reserves and constantly changing needs.

Direct hinterland: The supplied water until the mid-1960s

It was the source of water until the mid-eighties in the seventeenth century. Algiers was famous by having one of the best drinking water supply networks in the Mediterranean basin. Thanks to the immigrants coming from Andalusia, who applied high-level water transportation techniques, the Ottoman leaders used them to establish four (4) aqueducts deliver water from the heights city of Algiers (Ben Aknoun, Bouzareah, Abyar) to the coast and centre city with a capacity of more than two million liters per day (Raymond, 2014).

The aqueducts of Algiers are not only the seat of a gravity flow to the Roman, because they involve works whose function is closer to a flow, which happens under pressure and mechanical control. This technique suited to hilly lands has its origin in Constantinople and finds application in Algiers (Kameche-Ouzidane, 2013). In addition to this network, the capital had several public fountains, public wells and personal wells inside homes (Figure 3).

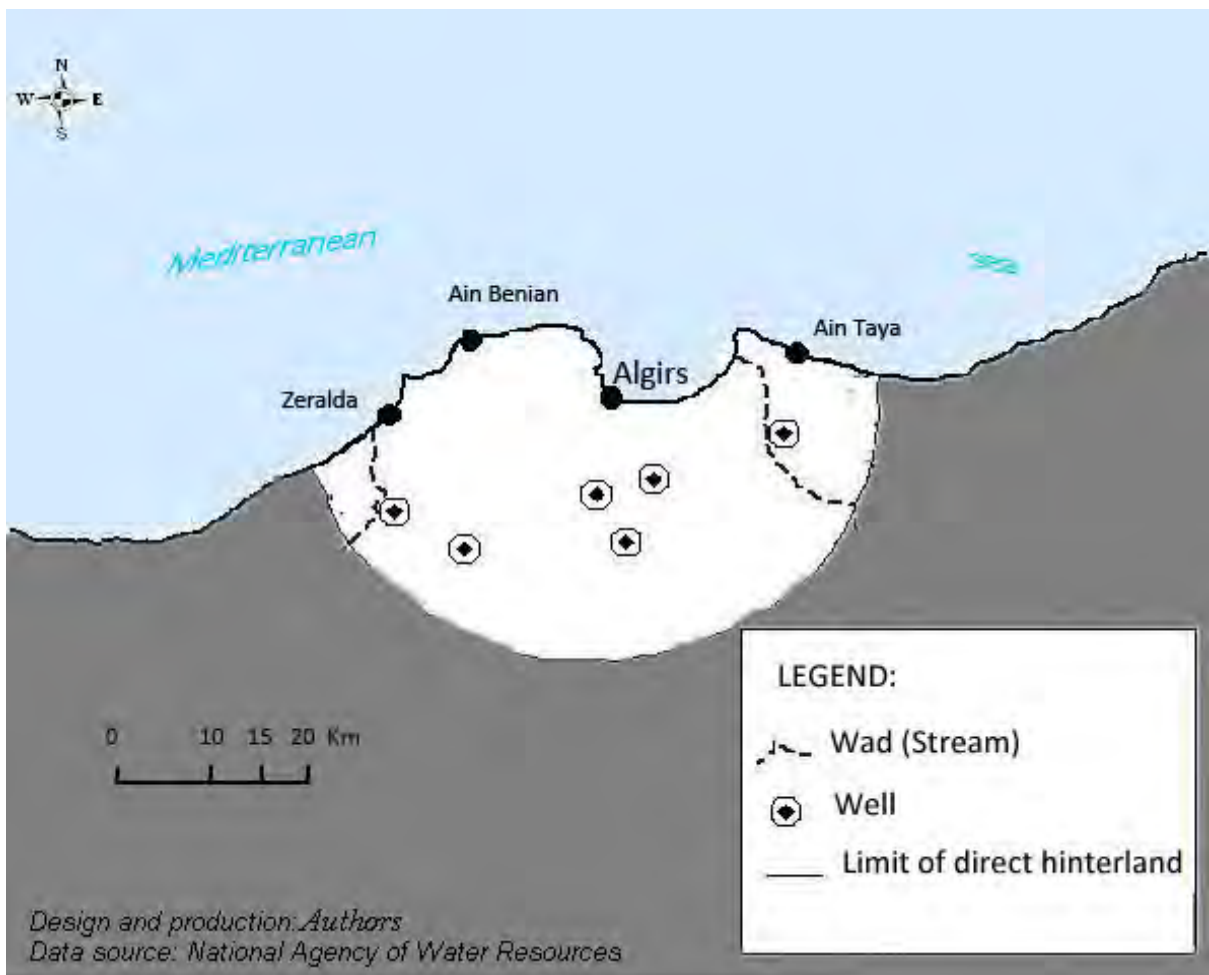


Figure 3. Direct hinterland water of Algiers City (before 1962).

Due to the effectiveness of this network, the French colonists used it until 1866, and over to all these sources, the water element was abundant in that period (Tvedt & Oestigaard, 2016). With the spatial expansion and urban development that the city of Algiers witnessed during the occupation, the French authorities intended to meet the increasing demand for water to connect channels to bring water from the Mzafran Basin (southwest) and from some wells spread in Mtijah plain (south).

Algiers inherited this system after independence, and to say the least, it met the daily needs of the capital's residents and their modest horticultural and industrial activities. Until the mid-1980s, the city was totally dependent for its water resources on the water of the underground wells scattered in its south, direct hinterland.

After independence (1962): The inevitable supply from the middle hinterland

The capital's residents witnessed a very difficult period in the early 1980s, as the increase in demand for water coincided with a decrease in its production, as many wells spread south of the city were unable to meet the required quantities and everyone was eagerly awaiting the completion of the new dam, which is about 35 km east of Algeria (Figure 4).

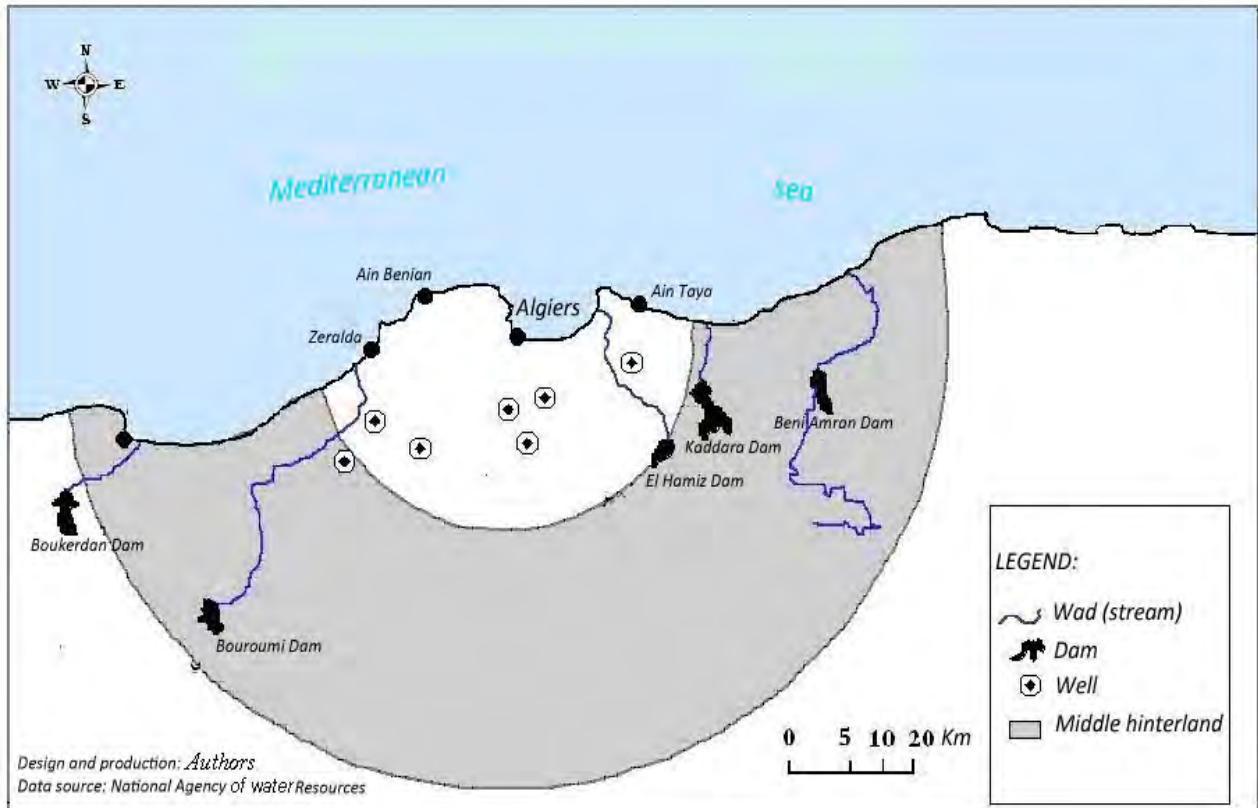


Figure 4. Middle hinterland water of Algiers City (1990).

Here begins a new phase in the history of supplying the capital with drinking water, which is the stage of bringing water from the middle hinterland. The Kaddara Dam entered the production stage in 1987, and citizens and officials were optimistic, and considered it as a radical solution for the problem in Algiers. The dam, which is located on the territory of the wilaya of Boumerdes (Figure 4), was built on the Boudouaou Valley with a storage capacity of 145.6 million square meters,

which is considered to be sufficient to cover the resident's household needs and their daily activities. In addition to the water of the valley on which it is built, the water of valley Yasser favors to the Bani Omran Dam and the water of valley-Al-Arbatash bring to the Al-Humayz Dam, which has a capacity of 16 million m³ each. Starting from this date (1990), then, the city became dependent on surface water mainly to supply it with drinking water (55 %) according to the National Water Resources Agency.

Ten years have passed since the Kaddara Dam entered production until the capital knew its first plan for the rescue. After years of drought and after citizens thought that an era had passed, never to return. This plan was approved in April 1997 and was in effect until 2008. During these years the population experienced a great fluctuation in the distribution of water. This depends on the fluctuation of the annual amount of precipitation and the fullness of the dams: From 1 in 3 days (1997, 2000 and 2002) to 1 in 2 days (1998 and 1999) to a daily distribution (2003).

The responsibility for approving the rescue plan or raising it in the capital based on the opinion of the state technical committee, which studies all possibilities based on four elements: The amount of water stored in the dam (Kaddara), the volume of well water, groundwater level, and finally, future climatic conditions (precipitation).

In light of studying these variables, the technical committee decided to provide residents of the capital with water daily, 1 day in 2 days, or 1 in 3 days, improving or reducing the timing of distribution (4, 8 or 12 hours per day).

The relief plan was not raised due to the big difference between the daily amount of water produced and the daily needs, which were estimated at that time at 650 000 cubic meters. The residents of the capital supply 1 day in 3 days if the amount of water produced per day decreases within 360 000 m³, and to increase the distribution period to 1 day in 2 days, 450 000 m³ must be produced per day.

Approving the rescue plan of supply (2000)

Under the triple shock of drought, pollution, the spectacular growth of needs resulting from the increase in population and urban growth, the natural resource that we believed to be inexhaustible, available forever, becomes a scarce economic good (Mutin, 2000). In the 2000s, Algiers experienced a state of strong water stress: insufficient or impaired sanitation and water distribution systems. There is no doubt that the precipitation factor has a major role in the water balance. In the wake of droughts that affected the region between 1990 and 1995, the water reserve of *Kaddara* Dam fluctuated. Higher temperatures will produce higher evaporation rates so increasing aridity even if precipitation stayed the same (Sutton & Zaimeche, 1992).

The rescue plan is imposed only if the amount stored in the *Kaddara* Dam falls below 70 million m³, which is less than half of its total storage capacity. And what made the situation worse the amount of water diverted to the main dam (*Kaddara*) decreased, and the number of unlicensed wells in the region belonging to the agricultural and industrial

sectors doubled, which negatively affected the production of the wells supplied to the capital, especially in the Mtijah plain. However, most dams are subject to a loss of capacity due primarily to three factors namely: water leakage, the silting and evaporation intense (Abid, Benfetta, & Khaldi, 2019). In addition to the precipitation factor, there was a degraded situation characteristic of the city's distribution process, which was the loss of huge quantities of water. So, 15 % of the produced quantity is lost during conversion and 40 to 50 % of it is lost inside the networks, bearing in mind that the acceptable average loss should not exceed 15 to 20 %. Is it reasonable to allow such a quantity lost in a time of scarcity? The outdated fashion of water conveyance and insufficient storage capacity hinder the correct distribution of water to the consumers (Kadi, 1997). The high level of extravagance shows the overwhelming chaos that prevailed in the sector of water production and distribution and its management in the city of Algiers, and this situation can be explained by at least two reasons:

- Corruption of water distribution channels, as most of the distribution networks are still those established by the colonizer (more than 60 years old). It must be noted here that the city inherited one of the most complex distribution networks in the world, due to the severity of the surface bending the passage of water through the channels causes it to have strong pressure, which reflects negatively on it over time. Algiers Water and Sanitation Company (SEAL), which ran 1 800 km of canals for 250 000 subscribers and it, recorded more than 20 000 damages and water losses per year (Hamadache, 2021).

- Bad management of the institutions in charge of water production and distribution, and lack of rationality. These institutions have not yet moved to scientific management methods which consider water an economic commodity and a rare resource. It is subject to effective and efficient management methods, and the best example of this mismanagement is the great chaos that prevailed in the pricing and water bills.

Aware of these challenges, the Algerian government decided in 2006 to raise the network's performance to the level of international standards and to modernize the governance of water management in Algiers. Today, the problem has not been resolved.

The summer of 2021 saw an unprecedented drinking water supply crisis. Accessibility to this service is not fair for all the districts of Algiers. Disturbances in the distribution have been noticed due to the low pressure system which only reaches the 5th floor (Hamadache, 2021). Water has become a dream for some neighborhoods. "Our dream is to see water flowing through our taps" where a resident has expressed his need during our field survey in summer 2021.

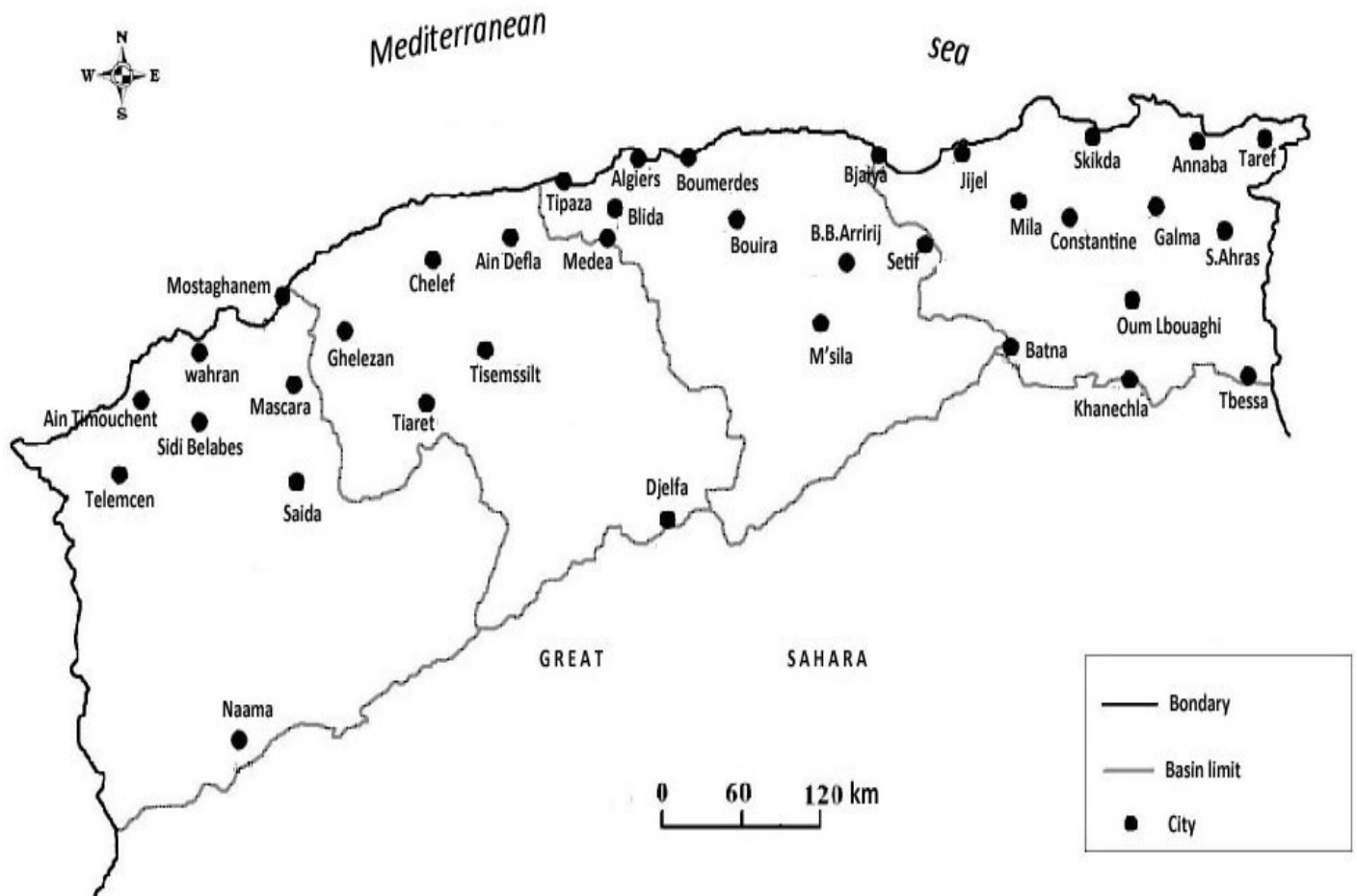
The future water resources of the capital

The technical studies prepared between the years of 1979 and 1980 showed that the water supply capacity of the latter to the residents of the capital will become insufficient, starting from the 2000. The planners at that time relied, in their studies of the prospects for the population and

urban development, on the annual growth rate extracted from the period between the 1966 and 1977 censuses, which was estimated at 5.56 % (MEAT, 1997). Fortunately for the citizens, this rate has decreased considerably since that date to stabilize within the limits of fewer than 2 % during the decade 1990-2000. This situation will expand if the program is used to explore the resources of remote hinterland water, which has become inevitable in the medium and long term. However, the extension of agricultural land is linked with the water supply. In the beginning, the irrigation was done from dams (gravity irrigation) and requires a large amount of water but with the drought experienced by Algeria in the years 1970, 1989, 2000, the percentage of water intended irrigation was decreasing and has been directed for supplying cities (Djaffar & Kettab, 2018).

Determine the field of the far hinterland

We cannot define and determine the distant hinterland (More than 70 km) except within its natural water range. The hydrological characteristics of the surface flow which have been taken into account are climatic parameters and physical parameters (Touazi, Pierre-Laborde, & Bhiry, 2004). That is, through a basin or group of aquifers. In this context, a quick comparison of the water basins surrounding the city of Algiers (Figure 5) shows that the eastern and southeastern regions of the capital are more fortunate than its western counterpart capital.



Design and production: Authors
Data source: National Agency of Water Resources

Figure 5. Water basins surrounding Algiers City.

The large water basin providing the capital with drinking water in the medium and long term was designated and defined his limit by an implementing decree in August 1996 called Basin Algeria-Soummam-

Hodna. It is one of 5-water basins covering the national territory (Table 1).

Table 1. Hydrological characteristics of the eastern and western basins of the capital.

| Sum water resources billions m ³ | Underground water resources billion m ³ | Surface water resources billion m ³ | Area (km ²) | The amount of precipitation is billion m ³ /year | Aquarium |
|--|---|---|----------------------------|--|------------------------------|
| 4.920 | 0.620 | Algeria - Yesser- Spaw: 3.10 | 47 900 | 21.2 | Algeria Soumam elhodna |
| 2.245 | 0.245 | Chlef-Dhahra: 1.70 Zhariz: 0.30 | 56 200 | 20.5 | Chlef Zahariz |

Data source: National Agency of Water Resources.

This basin includes 12 million people (ONS, 2008) or 35 % of the total population of the country. It administratively covers six wilayas altogether (Algiers, Blida, Boumerdes, Tizi Ouzou, Bouira and Bordj Bou Arreidj) and eight wilayas partially (Tipaza, Medea, Ain Defla, M'sila, Djelfa, Bejaia, Setif and Batna). It represents in a group of 1 390 localities divided into 491 municipalities. The amount of precipitation over the entire basin reaches 2.21 billion m³ per year. While the total surface running water is estimated at 4.3 billion m³. Underground water is also

estimated at 0.6 billion m³. Part of the surface water is stored by 10 dams with a capacity of 655 million m³. But they produce an annual average of 422 million m³, and four other dams are in the process of being built with a storage capacity of 1.1 billion m³.

The capital's water future will be in its far hinterland

The authority responsible for supplying the capital with drinking water has prepared an ambitious program in the medium and long term. In addition to greater exploitation of the underground water located on the direct front by the completion of 22 additional wells in the Mtijah plain, which allowed the collection of an additional 50 000 m³ of water per day (Safar-Zitoun, 2019).

In 2002, three dams located on the western side of Algeria were linked between them by water delivery channels to the end of the capital, to benefit from the surplus known by these dams, which are: Boukrdan Dam: diverting 23 million m³ annually out of the 46 million m³ stored in it. Gharib Dam: diverting 17 million m³ annually out of the 70 million m³ stored in it. Borumi Dam: diverting 9 million square meters annually out of the 19 million cubic meters stored in it (MEAT, 1997).

This connection project allowed the city of Algiers to benefit from 58 million m³ annually without inflicting any shortage on the already-increased population of the three dams. Increasing groundwater wells and connecting nearby dams that have surplus water to the capital are

nothing, but an emergency program set up to cover the recorded deficit. As for the medium and long term, he was relying on three dams that were programmed to supply the capital with drinking water, all of which are located at the eastern side of its watery back. Two of them are located at the far hinterland, and the third will be built at the middle Hinterland to reinforce water-producing facilities (Figure 6).

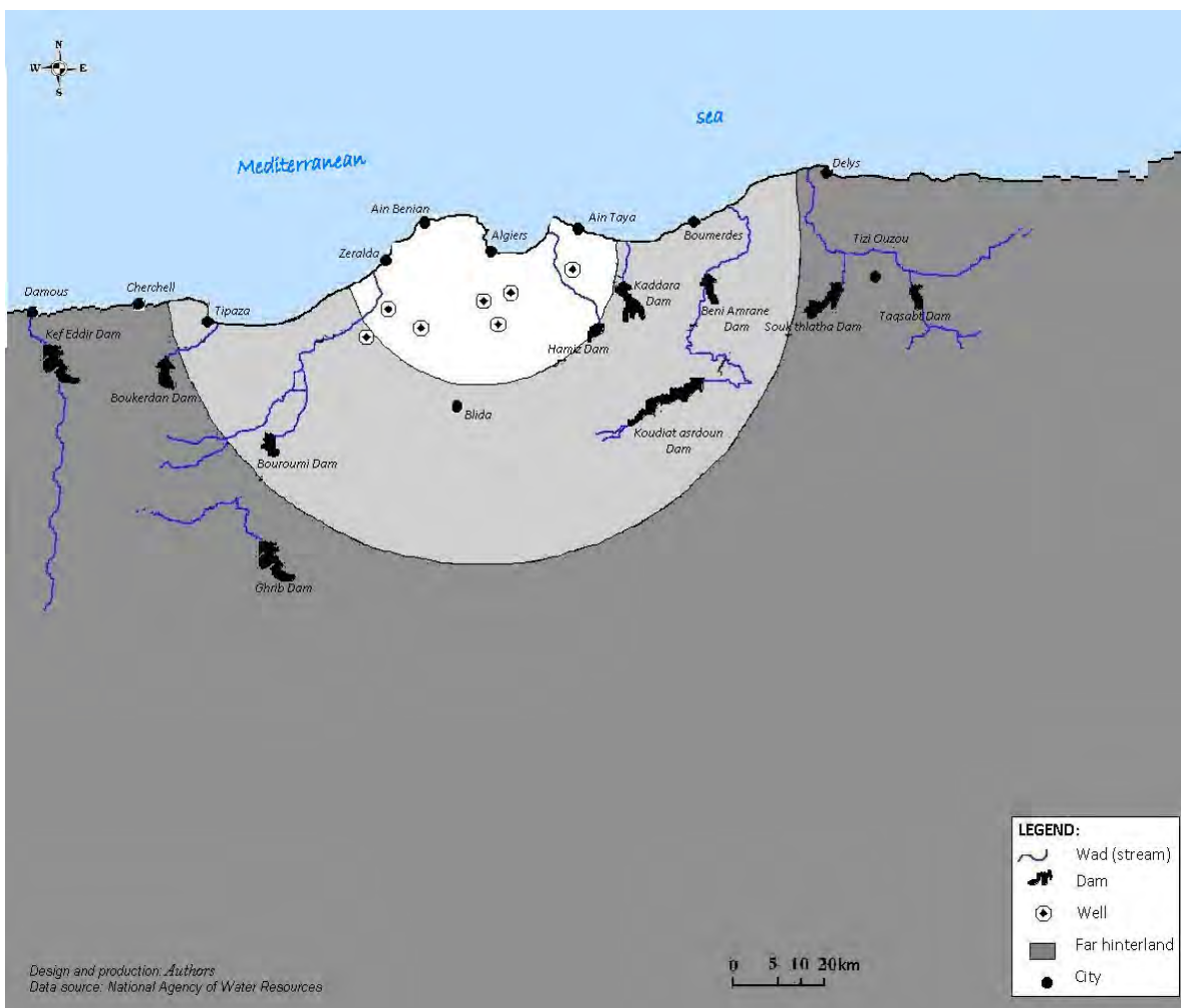


Figure 6. Far Hinterland Water of Algiers City (2015).

Taqsbat Dam was built at the far hinterland of the wad Issa in the wilaya of Tizi Ouzou (100 km east of Algiers). This valley receives rainwater from the Jarjara Hills, which flows into the Sebou plain then to the Mediterranean Sea. Works began on it in 1993, but due to the bad security conditions in this zone, the project was not completed until the end of 2007 (Benbelkacem & Benallel, 2002). It did not enter the actual production stage until March 2008. The storage capacity of this dam is estimated at 175 million m³ and the amount that is supposed to be transferred annually to the capital is 73 million m³. Koudia Asardoun Dam which is located on the wilaya of Bouira at the middle hinterland of Algiers, Work on this dam did not start until 2002 and was completed only in 2008. Its storage capacity reaches 636 million m³, but the quantity that is expected to be collected in it does not exceed 146 million m³ per year. It is the second-largest dam in Algeria after the Bani Haroun Dam (Mila). It shall not participate in supplying the capital until the year 2012, with an annual amount estimated at 50 million m³ (Benbelkacem & Benallel, 2002). The rest is supplied by four other wilayas: Medea, Tizi Ouzou, Bouira and M'sila.

Souk Nathleta Dam which will also be erected at the far hinterland of wad Boukdoura in the municipality of Tadmit (Tizi Ouzou wilaya) with a storage capacity of 150 million m³ (Hamadache, 2021). Due to the problem of expropriation, the start of works in it was suspended until late 2011, provided that complete delivery of the project within the year 2015.

This is the previous version of the limited-edition company to purchase real estate in a planned program should be mentioned here. And the water projects programmed for it on the hinterland distant from drinking water.

To use the desalinated water

The periods of drought that Algeria has experienced in the last decade have increased the rate of evaporation and the surface waters have become insufficient to meet the needs of the populations of Algiers.

Government adopted several projects to rely on unconventional water especially after the advancement of desalination in controlling the price of the local liter. It has planned to establish 15 desalination plants all over the national territory by the year 2015, to produce approximately 2.3 million m³ / day (Leila, 2021).

Thanks to that, the city of Algiers benefited from a desalination plant in Hamma with a production capacity of 200 000 m³ / day (Leila, 2021). Its lower hinterland also benefited at two stations *in Ras Jannat* and *Zeralda*, its middle hinterland benefited from *Fouka* station (Map 5). After the *Hamma* plant entered the production stage in 2008, the city of Algiers won the battle of water after 11 years of trouble.

At that time, it was able to overcome the problem of fluctuation in the distribution with the abundance of water 24h/24h in the faucets of citizens. After that, the dependence on groundwater wells decreased to

200 000 m³ / day after it had reached 650 000 m³/ day in 2006. In 2011, only 175 productive wells remained. This allowed the level of groundwater to rise greatly and renew its reserves in Mtijah (Hamadache, 2021). In 2021, a new emergency plan which provides for the strengthening of desalinated water production capacity by building a unit with a capacity of 250 000 m³/d in the capital (Algiers-Ouest), another in Cap Djenat (Algiers-East) with a capacity of 400 000 m³/d. These new projects would make it possible to "reduce by 72 % the use of surface water in the capital" according to the director of water resources and hydraulic safety of the wilaya of Algiers.

We observed an extension of the water hinterland towards the east and the west after the commissioning of the desalination plants in 2008. The drinking water supply for Algiers now comes mainly from these stations located along the Algiers coast (Figure 7). This alternative has given satisfactory results, providing a 24-hour service, but with excessively expensive costs compared to the water grounds.

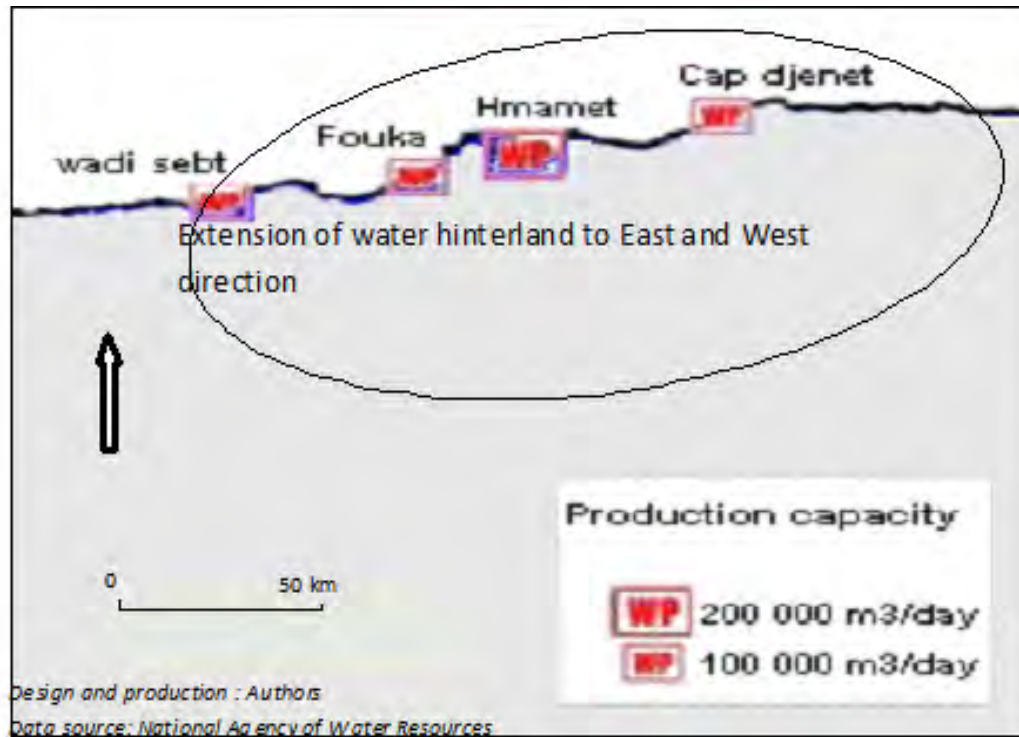


Figure 7. Location of desalination plants in Algiers.

Challenges and opportunities: Comparison with Mediterranean examples

Based on a comparative approach of Algiers with the other western south metropolises of the Mediterranean Sea, we have contrasted the results with the situation at the scale of this region which suffered under the same climatic conditions. Table 2 shows the water hinterland extension challenges and opportunities for the riparian cities of the western Mediterranean basin.

Table 2. Challenges and opportunities of water supply in western south Mediterranean metropolis.

| Western south Mediterranean cities | Challenges | Opportunities |
|------------------------------------|--|--|
| Algiers (Algeria)* | <ul style="list-style-type: none"> – The existence of non-renewable but poorly exploited fossil subterranean waters. – Water resources are subject to strong temporal variability both seasonal and interannual – They are also unequally distributed geographically and above all without correspondence with the location of demand – Overexploited underground waters which caused the phenomenon of marine intrusion | <ul style="list-style-type: none"> – Use of non-conventional water through the use of desalination (15 operational stations with a production of around 2.5 million m³/d) – An important reserve of unexploited fossil waters – The creation of the national agency for the integrated management of water resources (AGIR) to concretize the reforms undertaken |
| Tunis (Tunisia)** | <ul style="list-style-type: none"> – The existence of non-renewable but poorly exploited fossil subterranean waters – Water resources are subject to strong temporal variability both seasonal and interannual – They are also unequally distributed geographically and above all without correspondence with the location of demand – Overexploited underground waters which caused the phenomenon of marine intrusion | <ul style="list-style-type: none"> – Commitment to the implementation of integrated water resources management by implementing a set of reforms to lay the foundations for optimal, rational and sustainable management of water resources – Use of private companies in the upkeep and maintenance of drinking water transfer and supply networks |

| Western south Mediterranean cities | Challenges | Opportunities |
|---------------------------------------|---|---|
| Rabat (Morocco)*** | <ul style="list-style-type: none"> – Phenomenon of marine intrusion aggravated by the overexploitation of groundwater for agricultural purposes – Intense evaporation which leads to considerable loss of surface water | <ul style="list-style-type: none"> – The existence of a large catchment area in the hinterland of Rabat – Favorable situation where the chain of RIF constitutes a natural barrier pure the climatic disturbances coming from the ocean – Generalization of the economical irrigation technique (86 %) |

*ANRH (2022), unexpected synthesis from this study

**BPEH (2013)

***Snoussi (2018)

The comparison between the metropolises of the southern shore of the Mediterranean sea shows similar challenges, particularly between Algiers and Tunis. Rabat has advantages related to precipitation where this city has still not used unconventional water (desalination). The only problem that risks the sustainability of this resource is the overexploitation of water for agricultural purposes. Population growth, rapid urbanization and economic development increase needs of water supply while the resource is rare (Taabni & Moulay-Driss, 2012). However, the hinterland still remains the reservoir to supply the three cities with nuances and fluctuations depending on the periods of drought. Looking ahead to 2100, climatology specialists predict a warming of 2.5 to 4.5°C for the Maghreb countries compared to the temperatures recorded at the

end of the 20th century (GIEC-IPCC, 2008). However, the consequences will be harmful on the availability of resources due to the high rate of vaporization and, certainly, the hinterland of water will have more extension towards the most distant zones.

Conclusion

The question remains unanswered by those responsible for this sector: the prospects that these water projects do not meet all the daily water needs of the capital's residents. If the studies had been dropped at the time of the onset of a water crisis within the limits of 2025, the expectations that followed did not support the previous propositions, especially, after the great decline in the pace of demographic and urban growth in the country and in particular, the saturation of space that the capital knows.

At the end of this work, some points that we see are very sensitive in managing the water sector, particularly in Algiers, to save from severe future crises. It's important to invest in the renewal of supply channels in order to reduce the high loss rate. However, it is not efficient to invest large sums of money in large projects without adjusting to the problem of wasting almost half of the water. In addition, we propose to reconsider the pricing applied, which is new, so that it is applied to those who waste water resources, and we do not equate the economizer with the waster.

To avoid technical and management problems in the future it is necessary to consider a new water policy as part of the urban

development services. It is important to develop residential communities close to water sources to attract residents towards it, instead of transporting water long distances to meet their daily needs. There is no doubt that this strategy would not solve the problem in the long term where the complexity and size of the city of Algiers will not be that of today. Therefore, the sustainability of water resources must be considered for any reflection related to the planning and management of this rare resource. In addition to being economical, it will keep our major cities from serious water crises in the future. Finally, it should be noted that the best investment in the field of water is to educate citizens in the first place to rationalize consumption and combat extravagance using all available media (audio, visual and print), for the same purpose. In addition, the municipalities and local groups, thanks to their water policies, scientific clubs, neighborhood associations and various citizens' associations, are the ones that best fit into this framework.

We can also conclude the relationship between the spacing of hinterland water and the scarcity of superficial water, especially in the case of the unavailability of non-conventional water (fossil water, desalination) and drought period.

Certainly, we have proposed solutions for the problem of removal from the hinterland of water. Nevertheless, our study has its limits because the analyzes carried out only concern the city of Algiers, excluding the problem of water, which must be dealt with in a broader framework on a regional or even national scale.

This work is based on official data from the national water resources agency, combined with quantitative and qualitative field data. In fact, it could be broadened in perspective for other cities to delimit the zones of probable extension of the hinterlands of waters and the delimitation also of the overlapping areas.

The use and exploitation of the results of this work by decision-makers or in the context of future research is a great satisfaction for us. The contribution will undoubtedly be positive for the improvement of the quality of life of the population of Algiers.

References

Abid, O., Benfetta, H. N., & Khaldi, A. (2019). Impact des changements climatiques sur la perte de capacités des barrages situés dans les zones arides et semi-arides. Quelques exemples algériens. 2nd International Conference on Water Resources (ICWR) Exploitation and Valorization 21-22 November, University Kasdi Merbah-Ouargla-Agep.

ANRH, Agence Nationale des Ressources Hydrauliques. (2022). *Agence Nationale des Ressources Hydrauliques*. Recovered from <http://www.anrh.dz>

- BPEH, Bureau de Planification et des Équilibres Hydrauliques. (2013). Note from the Office of Planning and Hydraulic Balances in collaboration with the General Directorate of Rural Engineering and Water Exploitation (DGGREE), the National Company for the Exploitation and Distribution of Water (SONEDE) and the Office National Sanitation (ONAS). Recovered from <https://www.ohchr.org/sites/default/files/Documents/Issues/Water/Handbook/Tunisia.pdf>
- Benbelkacem, N., & Benallel, H. (2002). Problem of water supply in the wilaya of Algiers (Engineer's thesis). University of Sciences and Technology, Algeria.
- Boudjadja, A., Messahel, M., & Pauc, H. (2003). Ressources hydriques en Algérie du Nord. *Revue des sciences de l'eau. Journal of Water Science*, 16(3), 285-304. Recovered from <https://doi.org/10.7202/705508ar>
- Chikhr-Saïdi, F. (1997). *La crise de l'eau à Alger: Une gestion conflictuelle*. Paris, France: L'Harmattan.
- Djaffar, S., & Kettab, A. (April, 2018). La gestion de l'eau en Algérie: Quelles politiques, quelles stratégies, quels avenir? *Algerian Journal of Environmental Science and Technology*, 4(1). Recovered from https://www.researchgate.net/publication/340005699_La_gestion_de_l'eau_en_Algerie_quelles_politiques_quelles_strategies_quels_avenir

- Falcidieno, B., Pienovi, C., & Spagnulo, M. (1992). Descriptive modeling and prescriptive modeling in spatial data handling. In: GIS, from space to territory: Theories and methods of spatio-temporal Reasoning. International Conference, Pisa, Italy.
- Grillot, D. (1986), Faisabilité d'un système d'ingénierie pour la réalisation de projets d'aménagement en eau à partir du modèle de simulation: MISE (Modèle Intégré de Gestion de l'Eau). 2 vol. Thèse d'Etat. Montpellier, France: Université de Sciences et Techniques du Languedoc.
- GIEC-IPCC, Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat. (2008). *Bilan 2007 des changements climatiques: synthèse du rapport d'évaluation du Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat (GIEC)*. Genève, Switzerland: Organisation Mondiale de Météorologie (OMM)/Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE).
- Hamadache, A. (Octobre 26, 2021). Crise de l'eau à Alger : Le PDG de SEAAL s'explique. Recovered from <https://www.algerie360.com/crise-de-leau-a-alger-le-pdg-de-seaal-sexplique/>
- Kadi, A. (1997). Water management in Algeria. *Hydrological Sciences Journal*, 42(2), 191-197. Recovered from <https://doi.org/10.1080/02626669709492019>

- Kameche-Ouzidane, D. (2013). Les aqueducs à souterazi de la Régence d'Alger. e-Phaistos. *Revue d'histoire des techniques. Journal of the History of Technology*, 11(2), 73-84. Recovered from <https://doi.org/10.4000/ephaistos.7388>
- Lanter, D. (1992). *Intelligent Assistants for filling critical gaps in GIS: A research program (Technical Report 92-4)*. Santa Barbara, USA: National Center for Geographic Information and Analysis.
- Leila, B. (Septembre 18, 2021). Crise de l'eau: Une station de dessalement inaugurée à Alger. Recovered from <https://www.algerie360.com/crise-de-leau-une-station-de-dessalement-inauguree-a-alger/>
- MEAT. (1997). *Drinking water supply for greater Algiers*. Algiers, Algeria: Interministerial Council.
- Meddi, H., & Meddi, M. (2009). Variabilité des précipitations annuelles du Nord-Ouest de l'Algérie. *Science et changements planétaires. Sécheresse*, 20(1), 57-65. Recovered from <https://doi.org/10.1684/sec.2009.0169>
- Mutin, G. (2000). *L'eau dans le monde arabe*. Paris, France: Ellipses Édition Marketing S. A.
- ONS, Office National des Statistiques. (2008). *Algeria Population and Housing Census 2008*. Recovered from <https://ghdx.healthdata.org/record/algeria-population-and-housing-census-2008>

- Raymond, A. (2014). La ville arabe, Alep, à l'époque ottomane: (XVIe-XVIIIe siècles). Presses de l'Ifpo. Recovered from <http://books.openedition.org/ifpo/505>
- Remini, B. (2009). Evolution des grands barrages en régions arides: Quelques exemples algériens. *Revue Sécheresse*, 20(1), 96-103.
- Safar-Zitoun, M. (2019). Plan national de sécheresse. Alger: Ministère de l'agriculture. Recovered from chrome-extension://efaidnbnmnibpcjpcglclefindmkaj/https://knowledge.unccd.int/sites/default/files/country_profile_documents/Plan%20National%20S%C3%A9cheresse%20Alg%C3%A9rie%20version3.2%20d%C3%A9f.300619-3-version-20-12-2019-converti.pdf
- Santos, M. (1971). Croissance et urbanisation en Algérie, *Méditerranée*, 2(8), 731-740. DOI: 10.3406/medit.1971.1403. www.persee.fr/doc/medit_0025-8296_1971_num_2_8_1403
- Schilling, J., Freier, K. P., Hertig, E., & Scheffran, J. (2012). Climate change, vulnerability and adaptation in North Africa with focus on Morocco. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 156, 12-26. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.04.021>
- Snoussi, M. (2018). Contribution to the development of the Integrated Coastal Zone Management Plan of the Rabat-Salé-Kenitra Region, Diagnosis of the coastal zones of the Rabat-Salé-Kenitra region. Recovered from <https://www.swim-h2020.eu/wp-content/uploads/2018/09/2-Snoussi-Diagnostic-RSK-GIZC.pdf>

- Sutton, K., & Zaimche, S. (1992). Water resource problems in Algeria. *Méditerranée*, 76(3), 35-43. Recovered from <https://doi.org/10.3406/medit.1992.2762>
- Taabni, M., & Moulay-Driss, E. J. (Octobre-Décembre 2012). Eau et changement climatique au Maghreb: quelles stratégies d'adaptation? Recovered from <http://journals.openedition.org/com/6718>; DOI: <https://doi.org/10.4000/com.6718>
- Tomlin, C. D. (1990). *Geographic Information Systems and Cartographic Modeling*. USA: Prentice Hall.
- Touazi, M., Pierre-Laborde, J., & Bhiry, N. (2004). Modeling rainfall-discharge at a mean inter-yearly scale in northern Algeria. *Journal of Hydrology*, 296(1), 179-191. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.03.030>
- Tvedt, T., & Oestigaard, T. (2016). *A history of water. Series III. Vol. 3. Water and Food*. London, UK: Bloomsbury Publishing.

DOI: 10.24850/j-tyca-15-01-09

Artículos

Curvas de intensidad-duración-frecuencia para la ciudad de Santa Clara, Cuba

Intensity-duration-frequency Curves for Santa Clara City, Cuba

Carlos Castillo-García¹, ORCID: <https://www.orcid.org/0000-0002-6430-2775>

Ismabel Domínguez-Hurtado², ORCID: <https://www.orcid.org/0000-0002-7841-8031>

Yoel Martínez-González³, ORCID: <https://www.orcid.org/0000-0002-8023-7897>

Diego Abreu-Franco⁴, ORCID: <https://www.orcid.org/0000-0001-6161-2922>

¹Universidad Central Marta Abreu de Las Villas, Santa Clara, Cuba,
ccgarcia@uclv.cu

²Centro Meteorológico Provincial de Villa Clara, Santa Clara, Cuba,
ismabel.dominguez@vcl.insmet.cu

³Instituto Superior de Tecnologías y Ciencias Aplicadas, La Habana, Cuba,
yng@instec.cu



⁴Empresa de Investigaciones y Proyectos Hidráulicos de Villa Clara, Cuba,
iph.tecproy14@vc.giat.cu

Autor para correspondencia: Carlos Castillo-García, ccgarcia@uclv.cu

Resumen

Las curvas de intensidad-duración-frecuencia (IDF) son una representación de fenómenos hidrometeorológicos extremos de la lluvia para su uso en proyectos hidrológicos. En el presente artículo se realizó un análisis de 243 eventos lluviosos convectivos de más de 25 mm ocurridos en la estación meteorológica Yabú de la provincia Villa Clara, Cuba, en el periodo comprendido desde 1990 hasta 2019, con el objetivo de elaborar las curvas IDF de dicha estación. Se elaboró una serie de máximos anuales para las duraciones comprendidas entre los 5 y 4 320 minutos, la cual se sometió a un proceso de imputación de datos faltantes usando el algoritmo de imputación múltiple por regresión lineal; se encontraron valores anómalos y se destacó su tratamiento. Las series resultantes se testearon en pruebas no paramétricas para comprobar su independencia, aleatoriedad y estacionalidad, con lo cual se procedió a ajustarlas a la distribución probabilística de valores extremos Gumbel y posteriormente a una ecuación paramétrica del modelo de Montana. Los resultados obtenidos demostraron que existe un punto donde el ajuste del modelo de Montana empieza a obtener resultados discordantes con la serie ajustada a la distribución Gumbel, por lo cual se proponen dos familias de Curvas IDF para duraciones ≤ 360 min y otra para duraciones

> 360 min, con las que se obtienen coeficientes de correlación superiores a los 0.99.

Palabras clave: eventos extremos, intensidad de la lluvia, periodo de retorno, precipitación.

Abstract

The intensity-duration-frequency (IDF) curves are a representation of extreme hydrometeorological phenomena of rainfall to be used in hydrological projects. In this article, an analysis of 243 convective rainy events of more than 25 mm that occurred at the Yabú Meteorological Station in Cuba, Villa Clara province, in the interim period from 1990 to 2019 was carried out with the objective of elaborating the IDF curves of the station aforementioned. A series of annual maximums was elaborated for the durations between 5 and 4 320 minutes, which was subjected to a missing data imputation process using the multiple imputation algorithm by linear regression, anomalous values were found, and their treatment was highlighted. The resulting series were tested in non-parametric tests to verify their independence, randomness and seasonality, with which they were adjusted to the Gumbel probabilistic distribution of extreme values and subsequently to a parametric equation of the Montana model. The results obtained showed that there is a point where the adjustment of the Montana model begins to obtain discordant results with the series adjusted to the Gumbel distribution, for which two families of IDF Curves are proposed: For durations ≤ 360 min and another for durations > 360 min, with which correlation coefficients greater than 0.99 are obtained.

Keywords: Extreme events, rainfall intensity, return period, precipitation.

Recibido: 11/03/2022

Aceptado: 05/07/2022

Publicado online: 19/07/2022

Introducción

La tormenta de diseño usualmente necesita para su confección modelos de intensidad-duración frecuencia (IDF) o lámina-duración-frecuencia (DDF, por sus siglas en inglés), los cuales contienen la relación de la probabilidad de ocurrencia de las variables lámina e intensidad con su duración. Ambos son usados como la entrada primaria a modelos de lluvia esorrentía para estimar la magnitud de la avenida de diseño, en particular en cuencas con ausencia de mediciones de gastos. Singh (2017) sostiene que las derivaciones de estas relaciones requieren de un manejo de alta calidad de los datos, ajustándolos a una distribución de valores extremos donde después pueden ser usados para extrapolarlos a una probabilidad de excedencia de interés. Los parámetros duración de la tormenta e intensidad obtenidos de las curvas IDF tienen una gran significancia en el campo de la hidrología, y son elementos básicos para el estudio de grandes avenidas y el desarrollo de infraestructuras urbanas (Yong, Ng, Huang, & Ang, 2021).

Con el desarrollo de las metodologías computacionales y estudios elaborados a partir de experiencias en otras ramas de la estadística ingenieril se identifican dos clasificaciones de curvas IDF; la primera es de acuerdo con la variabilidad en las tendencias de las series de datos empleadas. Autores como Agilan y Umamahesh (2017b); Gregersen, Madsen, Rosbjerg y Arnbjerg-Nielsen (2017), y Soumya, Anjitha, Mohan, Adarsh y Gopakumar (2020) han propuesto la no estacionalidad de las series de datos como una condición de interés para un estudio de lluvias de corta duración; el propio Agilan ha realizado varias contribuciones a esta temática exponiendo que los valores de la serie de datos pueden incrementarse o decrecer de acuerdo con una función lineal, o tendencia lineal, cuyo valor de pendiente puede ser agregado a la función de distribución de valores extremos empleada en su parámetro de posición (Agilan & Umamahesh, 2017a); esta tendencia es contrastada con otra parte de la comunidad científica que aún no se encuentra del todo convencida. Cabe mencionar que los propios Agilan y Umamahesh (2017c) asumen una posición cautelosa sobre los resultados en comparaciones con periodos de ocurrencia de hasta 10 años; sin embargo, otros autores, como Ganguli y Coulibaly (2017), y Yilmaz y Perera (2014), a pesar de comprobar tendencias significativas en la series de máximos anuales (Noor, Ismail, Chung, Shahid, & Sung, 2018) demuestran que los modelos no estacionarios con funciones de valores generalizados extremos (GEV, por sus siglas en inglés) no advierten aún ventajas claras sobre modelos estacionarios similares.

La segunda clasificación se realiza con base en el tipo de serie de datos escogida para el análisis. Una preferencia de los investigadores en

la actualidad es la utilización de series de duración parcial (SDP). Ben-Zvi (2009); Emmanouil, Langousis, Nikolopoulos y Anagnostou (2020), y Chang, Lai y Faridah (2013) han obtenido resultados satisfactorios empleando la distribución generalizada de Pareto (GP); esta metodología consiste en la obtención de una serie de datos con valores superiores a un umbral, que permitiría por cada año obtener valores picos que con una serie de máximos anuales (SMA) quedarían excluidos. Dicha técnica ya ha sido usada con anterioridad en prestaciones similares. Egea-Pérez, Cortés-Molina y Navarro-González (2021) realizan un análisis con la lluvia en localidades con escasos datos anuales; Masseran y Safari (2020) aplican las SDP para obtener la valoración de riesgo de contaminación del aire extrema basada en una aproximación IDF. A pesar de este auge, Sane *et al.* (2018), y Olsson, Södling, Berg, Wern y Eronn (2019) mantienen investigaciones con SMA en países como Senegal y Suecia, respectivamente.

Hay estudios comparativos entre las metodologías con SMA y SDP. Vrban, Wang, McBean-Edward, Binns y Gharabaghi (2018) demuestran que la SDP para la obtención de tormenta de diseño es más efectiva que la SMA, pues la lluvia excede de un 4 a 10 % y por tanto es más conservador, además de que se obtienen resultados mayores en periodos de retorno de entre 2 y 5 años. Van Campenhout, Houbrechts, Peeters y Petit (2020) utilizan SDP para encontrar una relación con la SMA con respecto al periodo de retorno, aunque el estudio se realiza para series de gastos máximos de escurrimiento. Agilan y Umamahesh (2017b) comparan sus modelos no estacionarios obtenidos con SMA y SDP obteniendo resultados similares a Vrban *et al.* (2018), aunque afirman

que para cortas duraciones y pequeños periodos de retorno la diferencia es más elevada que para grandes duraciones y mayores periodos de retorno.

Singh (2017) recopila varios trabajos y expone una valoración entre la relación que existe entre el periodo de retorno de las SMA y SDP, donde se llega a la siguiente expresión:

$$T_P = -\frac{1}{\ln\left(1-\frac{1}{T_A}\right)} \quad (1)$$

Donde T_P es el periodo de retorno del análisis con SDP y T_A es el periodo de retorno obtenido en un análisis con SMA. Incluso para periodos de retorno mayores a 10 años, esta expresión se puede reducir a $T_A = T_P + 1/2$, lo cual hace que ambos resultados, tanto para SDP como para SMA, sean relativamente iguales.

Bajo los anteriores criterios el objetivo principal de esta contribución es la obtención de las curvas IDF correspondientes a la estación meteorológica Yabú, cercana a la ciudad de Santa Clara, a través del estudio de 30 años de registros comprendidos entre 1990 y 2019 de eventos lluviosos superiores a 25 mm en 24 h. El estudio se basa en la función de probabilidad de mejor ajuste y en la ecuación paramétrica con similar condición. En tal sentido, serán evaluadas tres funciones de distribución y cuatro ecuaciones paramétricas para el mejor ajuste. Con posterioridad se obtendrán las respectivas curvas IDF, características de

la estación en estudio, para emplearlas en un futuro estudio de regionalización en próximas contribuciones.

Materiales y métodos

La estación agrometeorológica Yabú (Código 78343) se encuentra en la provincia de Villa Clara, Cuba, localizada en los 22° 26' N y 79° 59' W, a 116.44 m sobre el nivel medio del mar, con presencia de un relieve llano (Figura 1), a aproximadamente 7 km del centro de la ciudad de Santa Clara. Está enmarcada en la margen este de la cuenca del río Sagua La Grande, sistema fluvial más amplio de la provincia, y en donde se encuentran dos de los embalses de mayor importancia económica de la región: Palmarito y Alacranes. Aunque no es la única estación meteorológica de la cuenca, su privilegiada posición en la misma permite tener un certero comportamiento de las variables climáticas que afectan el lugar. Comenzó su funcionamiento el 3 de septiembre de 1976, fecha de su primer registro de medición de todas las variables propias. Posee varios instrumentos adecuados a la actividad meteorológica, entre los cuales se encuentra el pluviómetro y pluviógrafo:

1. Pluviómetro: modelo (USWB), con fecha de inicio de mediciones en 1976. Las mediciones se realizan en milímetros (mm).
2. Pluviógrafo: marca (Estándar), modelo (P-2), serie (281), fabricado en la antigua Unión de Repúblicas Socialistas Soviéticas (URSS), con fecha de inicio de mediciones en 1976. Sin embargo, los registros

desde 1976 hasta 1990 poseen intervalos donde se han producido pérdidas de información que comprometen su análisis y por ello no serán considerados en esta investigación.



Figura 1. Ubicación geográfica de la estación meteorológica Yabú, provincia de Villa Clara, Cuba.

Se realiza un análisis de 30 años de registros pluviográficos desde 1990 hasta 2019 con registros solo interrumpidos en periodos que no exceden los tres meses debido a roturas, mantenimiento, mal funcionamiento o mala calidad del pluviograma para su lectura. La Tabla 1 presenta las series de datos obtenidas del procesamiento de las cartas de la estación.

Tabla 1. Intensidades máximas en mm/min para distintas duraciones recuperadas de la estación Yabú.

| Año | 1 hora | 2 horas | 4 horas | 12 horas | 24 horas |
|------|--------|---------|---------|----------|----------|
| 1990 | - | - | - | - | - |
| 1991 | 1.231 | 0.780 | 0.400 | 0.139 | 0.061 |
| 1992 | 0.930 | 0.500 | 0.250 | 0.084 | 0.043 |
| 1993 | 0.730 | 0.380 | 0.190 | 0.083 | 0.042 |
| 1994 | 0.939 | 0.563 | 0.291 | 0.097 | 0.051 |
| 1995 | 0.900 | 0.480 | 0.240 | 0.082 | 0.046 |
| 1996 | 0.720 | 0.482 | 0.263 | 0.136 | 0.115 |
| 1997 | 0.940 | 0.500 | 0.250 | 0.084 | 0.042 |
| 1998 | 0.910 | 0.470 | 0.255 | 0.158 | 0.194 |
| 1999 | 0.840 | 0.460 | 0.230 | 0.134 | 0.067 |
| 2000 | 1.080 | 0.570 | 0.280 | 0.106 | 0.053 |
| 2001 | 0.620 | 0.320 | 0.190 | 0.091 | 0.045 |
| 2002 | 0.870 | 0.520 | 0.260 | 0.094 | 0.047 |
| 2003 | 0.980 | 0.650 | 0.330 | 0.116 | 0.058 |
| 2004 | 1.100 | 0.620 | 0.310 | 0.115 | 0.058 |
| 2005 | 1.050 | 0.580 | 0.290 | 0.162 | 0.115 |
| 2006 | 0.920 | 0.480 | 0.240 | 0.101 | 0.051 |
| 2007 | 0.890 | 0.440 | 0.220 | 0.086 | 0.043 |
| 2008 | 1.200 | 0.600 | 0.300 | 0.153 | 0.076 |
| 2009 | - | - | - | - | - |
| 2010 | 1.000 | 0.540 | 0.270 | 0.114 | 0.057 |
| 2011 | 1.220 | 0.740 | 0.490 | 0.169 | 0.085 |
| 2012 | 1.000 | 0.530 | 0.260 | 0.093 | 0.075 |
| 2013 | 0.980 | 0.680 | 0.400 | 0.138 | 0.069 |
| 2014 | 1.799 | 1.035 | 0.520 | 0.184 | 0.092 |
| 2015 | 1.140 | 0.610 | 0.310 | 0.111 | 0.056 |
| 2016 | 1.020 | 0.550 | 0.280 | 0.095 | 0.048 |
| 2017 | 0.740 | 0.370 | 0.230 | 0.161 | 0.064 |
| 2018 | 1.240 | 0.620 | 0.310 | 0.152 | 0.081 |
| 2019 | 0.680 | 0.340 | 0.170 | 0.063 | 0.038 |

En el caso del año 1990, sus registros se extraviaron y en 2009 la cantidad de lluvias analizadas fue insuficiente por problemas en la recopilación de datos del equipo (roturas y mal estado de pluviograma). El pluviograma o carta pluviográfica resultante de la medición analógica del equipo posee una escala mínima de 10 minutos por cada 0.5 cm de papel en la escala horizontal, lo cual permite que en la digitalización se pueda presenciar un sifonado o dos del equipo dentro de un intervalo de tiempo de 10 min, con lo cual se puede reducir al mínimo intervalo de 5 min que se puede identificar visualmente. Las duraciones procesadas son de 5, 10, 20, 40, 60, 90, 120, 150, 240, 300, 720, 1 440, 2 880 y 4 320 minutos; las últimas tres corresponden a 24, 48 y 72 horas de duración, típicas de eventos ciclónicos. En la Tabla 1 se muestra la SMA para 1, 2, 4, 12 y 24 horas.

Análisis de datos faltantes

La tenencia de datos faltantes por diversos motivos en una serie de datos es un problema común para cualquier investigador. Según Molenberghs, Fitzmaurice, Kenward, Tsiatis y Verbeke (2015), y Little y Rubin (1987) existen tres tipos básicos de estos datos:

- Completamente al azar (MCAR, Missing Completely at Random). Representa una situación para la cual la ausencia es independiente de las variables de una investigación. Es una ausencia de datos debida exclusivamente al azar.

- Perdidos al azar (MAR, Missing at Random). Se refiere a que la ausencia de datos está presente en las variables independientes del estudio, pero no a la dependiente. Es el caso más típico de pérdidas de datos y se considera el tipo presente en esta investigación debido a que existen ausencias de datos en la fuente analógica primaria (pluviógrafo) por pérdidas de cartas pluviográficas y deterioro de las mismas. Las intensidades obtenidas de esta fuente entonces se consideran las variables independientes del estudio.
- Un proceso que no es MCAR o MAR es no aleatorio (MNAR, Missing Non at Random).

Singh (2017) propone tres caminos a seguir cuando se presenten ausencias de datos:

- Omitir datos perdidos: solo se analizan los datos existentes sin completar los registros faltantes.
- Imputar datos perdidos: mediante técnicas y metodologías establecidas lograr encontrar un sustituto al dato inexistente que propicie el relleno de la serie. Se analizarán en esta contribución los algoritmos Expectation-Maximization (EM) y Multiple Imputation (IM).
- Acomodar datos perdidos: se realiza con técnicas propias del relleno de datos, pero usando la estadística de la serie de datos.

Los métodos de máxima verosimilitud, como EM, se pueden aplicar en cualquier problema de estimación. En el análisis de datos omitidos, y asumiendo que los datos faltantes siguen un patrón MAR, se demuestra que la distribución marginal de los registros observados está asociada con

una función de verosimilitud para un parámetro desconocido, bajo el supuesto de que el modelo es adecuado para el conjunto de datos completo (Mallol, 2017).

De acuerdo con Little y Rubin (1987), citados en Mallol (2017), a esta función se le conoce como la función de verosimilitud, la cual ignora el mecanismo que generó los datos faltantes. El procedimiento para estimar los parámetros de un modelo utilizando una muestra con datos faltantes se resume a continuación:

- Estimar los parámetros del modelo con los datos completos con la función de máxima verosimilitud.
- Utilizar los parámetros estimados para predecir los valores omitidos.
- Sustituir los datos por las predicciones y obtener nuevos valores del parámetro, maximizando la verosimilitud de la muestra completa.

Un procedimiento eficiente para maximizar la verosimilitud cuando existen datos faltantes es el algoritmo Expectation-Maximization (Miró, Caselles, & Estrela, 2017).

El método de imputación múltiple consiste en realizar varias imputaciones de las observaciones faltantes para luego analizar los conjuntos de datos completados y combinar los resultados obtenidos para obtener una estimación final. El análisis de imputación múltiple está dividido en tres fases: fase de imputación, fase de análisis y fase de puesta en común (Mallol, 2017).

La fase de imputación crea múltiples copias de los conjuntos de datos (m), y cada una de ellas contiene diferentes estimaciones de los valores perdidos. Conceptualmente, este paso es una versión iterativa de

la imputación por regresión estocástica, aunque sus fundamentos matemáticos se basan en muchas ocasiones en los principios de estimación bayesiana (Mallol, 2017).

- El objetivo de la fase de análisis, como su nombre indica, es analizar los conjuntos de datos rellenados. Este paso aplica los mismos procedimientos estadísticos que un individuo hubiera utilizado si tuviera todos los datos. La única diferencia es que realizamos cada análisis m veces, una para cada conjunto de datos imputados.
- La fase de análisis nos lleva a m conjuntos de estimaciones de parámetros y errores estándar, con lo que el propósito de la fase de puesta en común es combinar todo en un conjunto simple de resultados. Little y Rubin (1987) perfilaron fórmulas relativamente sencillas para poner en común las estimaciones de los parámetros y los errores estándar. Por ejemplo, la estimación del parámetro puesto en común es simplemente la media aritmética de las m estimaciones de la fase de análisis. Combinar los errores estándar es ligeramente más complejo, pero sigue la misma lógica. El proceso de analizar conjuntos de datos múltiples y poner en común los resultados parece laborioso, pero los paquetes de *software* de imputación múltiple, como SPSS, XLSTAT y R, automatizan completamente el procedimiento. Las m estimaciones son combinadas en una estimación en conjunto y una matriz de varianzas-covarianzas utilizando las reglas de Rubin, que se basan en la teoría asintótica en un marco bayesiano. La matriz de varianzas-covarianzas combinada incorpora la variabilidad dentro de la imputación (incertidumbre sobre los resultados de unos conjuntos

de datos imputados) y la variabilidad entre las imputaciones (relejando la incertidumbre debido a la información perdida).

Para realizar este proceso iterativo y agilizar el proceso de imputación para tomar las decisiones más convenientes se utiliza el *software* SPSS en su versión 22. El procedimiento será la obtención de resultados mediante EM y tres imputaciones aleatorias con IM (mediante la técnica de regresión lineal), y se escogerán los resultados de intensidades máximas más grandes obtenidas en cualquier método, siempre garantizando los siguientes aspectos:

- La media de la serie no puede variar de modo significativo.
- La varianza y covarianzas deben permanecer constantes, con un intervalo de error inferior al 1 %.
- Los resultados obtenidos en los años 1990 y 2009 que se pretenden imputar deberán tener un orden lógico de obtención de intensidades en relación con su duración, es decir, las intensidades de 5 min son mayores que las de 10 min y éstas, a su vez, mayores que las de 20 min y así consecutivamente.
- La serie completada será analizada de forma consecutiva para la obtención de *outliers* (valores fuera de rango); ninguno de los valores imputados puede ser encontrado como *outlier*, y en caso de detectarse en alguno no imputado, se reconfigura la SMA y se vuelve a comenzar el proceso de imputación.

Análisis de *outliers*

En las ciencias geofísicas, como la hidrología, las observaciones son regularmente obtenidas para su análisis y la captura de cambios en los procesos históricos de un intervalo de tiempo. Los datos hidrológicos muchas veces contienen observaciones extremas o datos anómalos (*outliers*) debidos a eventos reales o factores externos a la medición (Singh, 2017).

Un dato anómalo es aquel que aparece alejado del conjunto de los datos. La presencia de datos anómalos en una muestra de datos puede crear dificultades a la hora de ajustar una distribución a la muestra. En una muestra puede haber datos anómalos de valores elevados o bajos, o de ambos tipos, que pueden influir de diferentes maneras en el análisis de frecuencia. Aunque el tratamiento de los datos anómalos es un tema aún muy debatido, se han utilizado ciertos procedimientos en hidrología para identificarlos y tratarlos, como los descritos en la publicación del Water Resources Council (1981) de EUA para el análisis de frecuencia de crecida o precipitaciones extremas (OMM, 2011).

OMM (2011) y Naghettini (2017) recomiendan el uso del método de US-WRC (United States-Water Resources Council). Para aplicarla será necesario suponer que los logaritmos u otra función de la serie hidrológica están distribuidos normalmente, ya que la prueba solo es aplicable a muestras obtenidas de una población normal. Para efectuar la prueba de US-WRC se calculan las dos expresiones siguientes:

$$X_H = \exp(\bar{x} + K_N s) \quad (2)$$

$$X_L = \exp(\bar{x} - K_N s) \quad (3)$$

Donde \bar{x} y s en las ecuaciones (2) y (3) son la media y la desviación típica de los logaritmos naturales de la muestra, respectivamente; K_N , la estadística de Grubbs y Beck tabulada para varios tamaños de muestra y niveles de importancia; N , el tamaño de la muestra; X_H , el límite superior de la prueba, y X_L es el límite inferior. Para $5 \leq N \leq 150$, K_N se puede calcular a partir de la Ecuación (4) (Stedinger *et al.*, 1993 citado en OMM, 2011):

$$K_N = -0.9043 + 3.345\sqrt{\log(N)} - 0.4046 \log(N) \quad (4)$$

Calidad de la serie de datos

Para que los resultados del análisis de frecuencia sean teóricamente válidos, las series de datos deberán satisfacer determinados criterios estadísticos, como los de aleatoriedad, independencia, homogeneidad y estacionalidad (OMM, 2011). Este texto también recomienda las pruebas idóneas a aplicar para comprobar las hipótesis en cada caso, como se muestra en la Tabla 2. Las pruebas indicadas son de tipo no paramétrico, evitando así cualquier supuesto sobre la distribución paramétrica subyacente de los datos.

Tabla 2. Pruebas no paramétricas para el análisis de calidad de los datos en la estación meteorológica del Yabú.

| Criterios estadísticos | Prueba recomendada | Intervalo de confianza en % |
|------------------------|---|-----------------------------|
| Aleatoriedad | Prueba de Rachas | 95 |
| Independencia (1) | Prueba de Mann-Withney, | |
| Independencia (2) | Prueba de Wald-Wolfowitz | |
| Estacionalidad | Pruebas de Mann- Kendall, Sen ´s Slope | |

Por la importancia observada en el análisis del estado del arte de este tópico a las pruebas de tendencia, para confirmar la existencia de estacionalidad o no de una serie de máximos anuales, a continuación se propone el resumen de la teoría que la acompaña.

La prueba de Mann-Kendall es una prueba no paramétrica basada en la correlación de rango que permite evaluar el significado de una tendencia. La hipótesis de tendencia nula H_0 consiste en que una muestra de datos ordenados cronológicamente es independiente y está idénticamente distribuida. La estadística S se define como sigue (Maity, 2018):

$$S = \sum_{i=1}^{n-1} \sum_{j=i+1}^n \text{sgn}(x_j - x_i) \quad (5)$$

Donde:

$$\text{sgn}(x) = \begin{cases} 1 & \text{si } x > 0 \\ 0 & \text{si } x = 0 \\ -1 & \text{si } x < 0 \end{cases} \quad (6)$$

Cuando $n \geq 40$, la estadística S presenta una distribución asintóticamente normal de media 0 y varianza dada por la ecuación siguiente:

$$\text{Var} \{S\} = \frac{1}{18[n(n-1)(2n+5) - \sum_t t(t-1)(2t+5)]} \quad (7)$$

Donde t es el tamaño de un grupo ligado dado y Σ es la suma del conjunto de todos los grupos ligados de la muestra de datos. La estadística de prueba normalizada K se calcula mediante la ecuación siguiente:

$$K = \frac{S-1}{\sqrt{\text{Var}(S)}}; 0; \frac{S+1}{\sqrt{\text{Var}(S)}} \text{ para: } S > 0, S = 0, S < 0, \text{ respectivamente} \quad (8)$$

La estadística normalizada K presenta una distribución normal estándar de media igual a 0 y varianza igual a 1. El valor de probabilidad P de la estadística K de los datos de la muestra puede estimarse mediante la función de distribución acumulativa normal en la forma:

$$P = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^z e^{-\frac{t^2}{2}} dt \quad (9)$$

Para muestras de datos independientes sin tendencia alguna, el valor de P deberá ser igual a 0.5. Cuando los datos de la muestra presentan una tendencia positiva acusada, el valor de P deberá ser próximo a 1, mientras que una tendencia negativa acentuada deberá arrojar un valor P cercano a 0. Si los datos de la muestra están correlacionados serialmente, será necesario blanquear de manera previa los datos y aplicar una corrección para calcular la varianza (OMM, 2011).

Para la tendencia lineal, la pendiente generalmente se estima calculando la estimación de mínimos cuadrados mediante regresión lineal. Sin embargo, solo es válido cuando no existe una correlación serial y el método es muy sensible a los valores atípicos. Sen (1968), citado en OMM (2011), desarrolló un método más robusto.

La pendiente de una tendencia puede estimarse como sigue:

$$Q = \text{mediana} \left(\frac{x_i - x_j}{i - j} \right); \forall j < i \quad (10)$$

Donde Q es el valor estimado de la pendiente de la tendencia y x_j es la j -ésima observación. Las tendencias ascendentes se representan mediante un valor positivo de Q , mientras que las descendentes se representan mediante un valor negativo de Q .

El estimador de pendiente de Sen es la mediana de los valores N' de Q . Se sigue el mismo procedimiento ya sea que haya una o varias observaciones por periodo de tiempo.

Sen (1968), citado en OMM (2011), proporciona un método no paramétrico para obtener un intervalo de confianza para esta pendiente, aunque se usa de forma más común un método simple de aproximación normal. Para ello se necesita la desviación estándar del estadístico de Mann-Kendall, S (OMM, 2011).

Funciones de distribución de probabilidad

Las distribuciones de probabilidad se utilizan en muy diversos estudios hidrológicos, particularmente en estudios de caudales altos y bajos extremos, crecidas, volúmenes de embalse, cantidades de precipitación de lluvia y modelos de series temporales. Cabe destacar que en el estudio de SMA, las distribuciones de análisis se encuentran bien definidas, y en los últimos años se ha venido usando con más fuerza la distribución de valores extremos generalizada (GVE, Generalized Extreme Value, por sus siglas en inglés) usadas tanto en modelos estacionarios como no estacionarios (Olsson *et al.*, 2019; Yong *et al.*, 2021; Agilan & Umamahesh, 2017a).

La Tabla 3 muestra las distribuciones de mejor ajuste obtenidas por diversos autores, y sus modelos y tipos de relaciones IDF de acuerdo con la clasificación que se explicó con anterioridad.

Tabla 3. Recopilación de estudios de IDF y resumen de sus características de mayor relevancia.

| Referencia | Curvas estacionarias o no estacionarias | Tipo de serie usada | Distribución de mejor ajuste | Método de ajuste utilizado | Ubicación |
|--|---|---------------------|------------------------------|--|---------------------------------------|
| Olsson <i>et al.</i> (2019) | Estacionarias | SMA ¹ | Generalized Extreme Value | Máxima Vecindad | Suecia |
| Yong <i>et al.</i> (2021) | Estacionarias | SMA | Gumbel | L-Momentos | Malasia |
| Agilan y Umamahesh (2017a) | No estacionarias | SMA | Generalized Extreme Value | Máxima Vecindad | Wilmington (EUA) Hyderabad (India) |
| Agilan y Umamahesh (2017b) | No estacionarias | SMA ¹ | Generalized Extreme Value | Máxima Vecindad | Hyderabad (India) |
| Ganguli y Coulibaly (2017) | Ambos | SMA | Generalized Extreme Value | Markov chain (DE-MC) Monte Carlo simulation Vrbán <i>et al.</i> (2018) | Ontario (Canadá) |
| Ng, Tiang, Huang, Noh y Al-Mansob (2021) | Estacionarias | SMA ¹ | Generalized Extreme Value. | Máxima Vecindad | Kelantan (Malasia) |
| Sane <i>et al.</i> (2018) | Estacionarias | SMA | Generalized Extreme Value. | L-Momentos | Senegal |
| Vrbán <i>et al.</i> (2018) | Estacionarias | SMA ¹ | Generalized Extreme Value. | L-Momentos | Ontario (Canadá) |

¹También realiza un estudio con PDS con la distribución generalizada de Pareto.

Para este estudio se utilizan tres aproximaciones estadísticas para describir los eventos de corta duración de la lluvia de acuerdo con la teoría de valores extremos: (a) distribución de valores extremos (GEV, Generalized Extreme Value); (b) distribución logarítmica normal bi y tri paramétrica (LN2 y LN3, respectivamente); (c) distribución logarítmica de Pearson tipo III (LP3).

La función acumulativa GEV se expresa de la siguiente manera:

$$F(x; \mu, \sigma, \xi) = \exp \left[- \left(1 + \xi * \left(\frac{x-\mu}{\sigma} \right)^{-\frac{1}{\xi}} \right) \right] \quad (11)$$

Donde μ es el parámetro de localización; σ , el parámetro de escala, y ξ es el parámetro de forma. GEV representa una familia de distribuciones dependiendo del valor de ξ : Gumbel ($\xi = 0$), Fréchet ($\xi > 0$) y Weibull ($\xi < 0$) (Olsson *et al.*, 2019). Para este estudio se utilizará $\xi = 0$.

Por lo general, las distribuciones de crecida presentan una asimetría positiva y no se de modo adecuado por una distribución normal. En muchos casos, la variable aleatoria correspondiente al logaritmo de los flujos de crecida estará adecuadamente descrita por una distribución normal. La distribución log-normal paramétrica tiene una función de densidad de probabilidad indicada en la Ecuación (12). Con frecuencia, los logaritmos de una variable aleatoria X no se ajustan a una distribución normal. En tales casos, el problema puede resolverse introduciendo un

parámetro de contorno τ antes de calcular los logaritmos, obteniéndose así una distribución log-normal triparamétrica (OMM, 2011):

$$F(x; \mu, \sigma) = \frac{1}{x\sqrt{2\pi\sigma^2}} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{\ln(x)-\mu}{\sigma}\right)^2\right] \quad (12)$$

$$F(x; \mu, \sigma, \xi) = \frac{1}{(x-\tau)\sqrt{2\pi\sigma^2}} \exp\left[-\frac{1}{2}\left(\frac{\ln(x-\tau)-\mu}{\sigma}\right)^2\right] \quad (13)$$

La distribución log-Pearson de tipo III (LP3) describe una variable x cuyo logaritmo $y = \log x$ presenta una distribución Pearson de tipo III. Ésta fue recomendada para la descripción de crecidas en EUA por el Water Resources Council (Consejo de Recursos Hídricos) de ese país, inicialmente en 1966, y después por el Interagency Advisory Committee on Water Data (Comité Consultivo Inter-Organismos sobre Datos Hídricos) en 1982. También fue adoptada en Canadá, entre otros métodos (OMM, 2011):

$$F(x; \beta, \xi, \alpha) = \frac{|\beta| \{ \beta [\ln(x) - \varphi] \}^{\alpha-1} \exp\{-\beta [\ln(x) - \varphi]\}}{x\Gamma(\alpha)} \quad (14)$$

En esta oportunidad, α y β son parámetros de escala y forma, mientras φ es un parámetro de localización.

Estimación de parámetros

Tal vez el planteamiento más simple es el método de los momentos, que permite obtener estimaciones de los parámetros de tal modo que los momentos teóricos de una distribución concuerden con los momentos de la muestra calculados. El procedimiento recomendado para los organismos federales de EUA, referencias citadas todas en OMM (2011), está basado en los momentos de los logaritmos de los flujos de crecida $X = \log Q$.

Teegavarapu, Salas y Stedinger (2019) proponen el concepto de L -momentos como una combinación lineal de los momentos ponderados por probabilidad (PWM, Probability-Weighted Moments). Teegavarapu *et al.* (2019) explican a través de algunos estudios anteriores la ecuación que describe los PWM y los ejemplos de estimadores para cualquier distribución de probabilidad.

Bondad de ajuste

En hidrología se dispone de varias pruebas estadísticas rigurosas y útiles para determinar si es o no razonable concluir que un conjunto de observaciones dado ha sido obtenido de una familia de distribuciones en particular (OMM, 2011). La prueba de Kolmogorov-Smirnov permite obtener cotas para cada una de las observaciones de una gráfica de probabilidad cuando la muestra ha sido efectivamente obtenida de la distribución supuesta.

Este procedimiento es un test no paramétrico que permite probar si dos muestras provienen del mismo modelo probabilístico. Supóngase que se tienen dos muestras de tamaño total $N = m + n$ compuestas por observaciones $x_1, x_2, x_3, \dots, x_n$ e $y_1, y_2, y_3, \dots, y_m$. El test supone que las variables x , y son mutuamente independientes y que cada x proviene de la misma población continua P_1 , y que las variables y provienen de otra población continua P_2 . La hipótesis nula es que ambas distribuciones son idénticas, es decir, son dos muestras de la misma población.

El test se basa en calcular el estadígrafo J definido como el valor máximo de la diferencia absoluta entre dos funciones de distribución acumulada.

Entre las ventajas de la prueba Kolmogórov-Smirnov se encuentra su superioridad con respecto a la prueba Chi cuadrado (X^2), su facilidad de cálculo y a que no usa una agrupación de datos, además de que el estadístico es independiente de la distribución de frecuencia esperada, solo depende del tamaño de la muestra.

Modelos de intensidad-frecuencia-duración

Los resultados del análisis de frecuencias se expresan por lo general en términos de las relaciones intensidad-duración-frecuencia en un lugar dado, o se exponen en forma de atlas de frecuencia de precipitación, en los que se indican las alturas acumuladas de precipitación de lluvia para distintas duraciones y periodos de retorno en la región de interés (OMM, 2011).

A partir de la parametrización propuesta por Sherman (1931), citada en Gutiérrez y Barragán (2019), se adopta en todo el mundo la representación matemática y gráfica del cálculo de curvas intensidad (I)-duración (D)-frecuencia (F). Esta formulación es una ecuación racional del tipo:

$$i_d^T = f(x) = \frac{P(T)}{Q(d)} \quad (15)$$

El numerador $P(T)$ es función del periodo de retorno (T) e indica el cuantil para la frecuencia acumulada $(1-1/T)$ de una función de distribución de probabilidad de una variable aleatoria. Para el denominador $Q(d)$, que también es función del tiempo o duración de la intensidad, se admite que puede expresarse como un polinomio que permite factorización (Gutiérrez & Barragán, 2019). Quedando la siguiente parametrización general:

$$i_d^T = \frac{kT^m}{(d^\theta + c)^n} \quad (16)$$

Donde i_d^T es la intensidad máxima de precipitación, expresada en mm/min o mm/h; T , el periodo de retorno en años; d , la duración de la precipitación en minutos, y k , m , θ y n son los parámetros de ajuste a estimar. La Ecuación (16) es ampliamente utilizada y varios autores han propuesto diferentes valores de los parámetros k , m , θ y n . En todos los casos, dichos parámetros se estiman por procedimientos numéricos,

analíticos, numérico lineal, no lineal, estadísticos y de optimización. Se pueden calcular valores óptimos mediante un procedimiento de prueba y error, como citan Gutiérrez y Barragán (2019). Sin embargo, en ningún caso se tiene evidencia de que cualquiera de estos parámetros tenga significado físico. Es decir, no se ha demostrado que los parámetros de la Ecuación (16) estén relacionados con alguna característica fisiográfica o climatológica del entorno.

De la Ecuación (16) se desprenden varios modelos de ajuste donde los valores de k , m , θ y n son simplificados o reducidos a 0. En esta contribución los modelos a ajustar serán Montana, Sherman, Bernard y Chow, citados en Gutiérrez y Barragán (2019), de las ecuaciones (17) a (20), respectivamente:

$$i_d^T = \frac{kT^m}{d^\theta + c} \quad (17)$$

$$i_d^T = \frac{kT^m}{(d+c)^n} \quad (18)$$

$$i_d^T = \frac{kT^m}{d^n} \quad (19)$$

$$i_d^T = \frac{kT^m}{d+c} \quad (20)$$

Resultados y discusión

Como se explica en epígrafes anteriores, en los años 1990 y 2009 no se lograron obtener los valores de intensidades máximas anuales de la lluvia debido a distintos factores; para suplir esta carencia de datos se usaron las metodologías de Maximization-Expectation (Miró *et al.*, 2017) e imputación múltiple (Mallol, 2017) con cinco variantes; de estos cinco grupos de datos se escogió el resultado de mayor valor para completar el registro. En la Tabla 4 se expone un resumen de los resultados obtenidos y posteriormente se analizan los mismos.

Tabla 4. Resultados de la imputación de valores a los datos faltantes de 1990 y 2009 para duraciones de 1, 2, 4 y 12 h.

| Hora | Valor imputado 1990 mm/min | Valor imputado 2009 mm/min | Media mm/min | | Desviación estándar mm/min | | Curtosis | | Coeficiente de asimetría | |
|------|----------------------------|----------------------------|--------------|------|----------------------------|------|----------|------|--------------------------|------|
| | | | S/I | C/I | S/I | C/I | S/I | C/I | S/I | C/I |
| 1 | 1.008 | 0.856 | 0.99 | 0.99 | 0.23 | 0.22 | 4.66 | 4.91 | 1.48 | 1.45 |
| 2 | 0.572 | 0.488 | 0.55 | 0.55 | 0.15 | 0.14 | 3.45 | 3.58 | 1.29 | 1.24 |
| 4 | 0.287 | 0.298 | 0.29 | 0.29 | 0.08 | 0.08 | 2.36 | 2.26 | 1.46 | 1.38 |
| 12 | 0.118 | 0.107 | 0.12 | 0.12 | 0.03 | 0.03 | 0.98 | 0.83 | 0.37 | 0.36 |

C/I: con imputación; S/I: sin imputación.

Se resumen los estadísticos descriptivos de la muestra antes y después de la imputación. Como se puede apreciar, no existe una diferencia significativamente relevante entre los resultados para las duraciones seleccionadas, cumpliendo así con las condiciones propuestas anteriormente.

Procesamiento de la serie de datos

La aplicación del método US-WRC demuestra la obtención de cuatro datos anómalos, tres de ellos ocurridos el 2 de agosto de 2014 con un evento lluvioso convectivo de 124.6 mm en 120 minutos; el otro valor se presentó el 24 de septiembre de 1998 con el paso del huracán George, el cual dejó un registro de 274 mm en 24 horas. En la Figura 2 se muestran estos resultados.

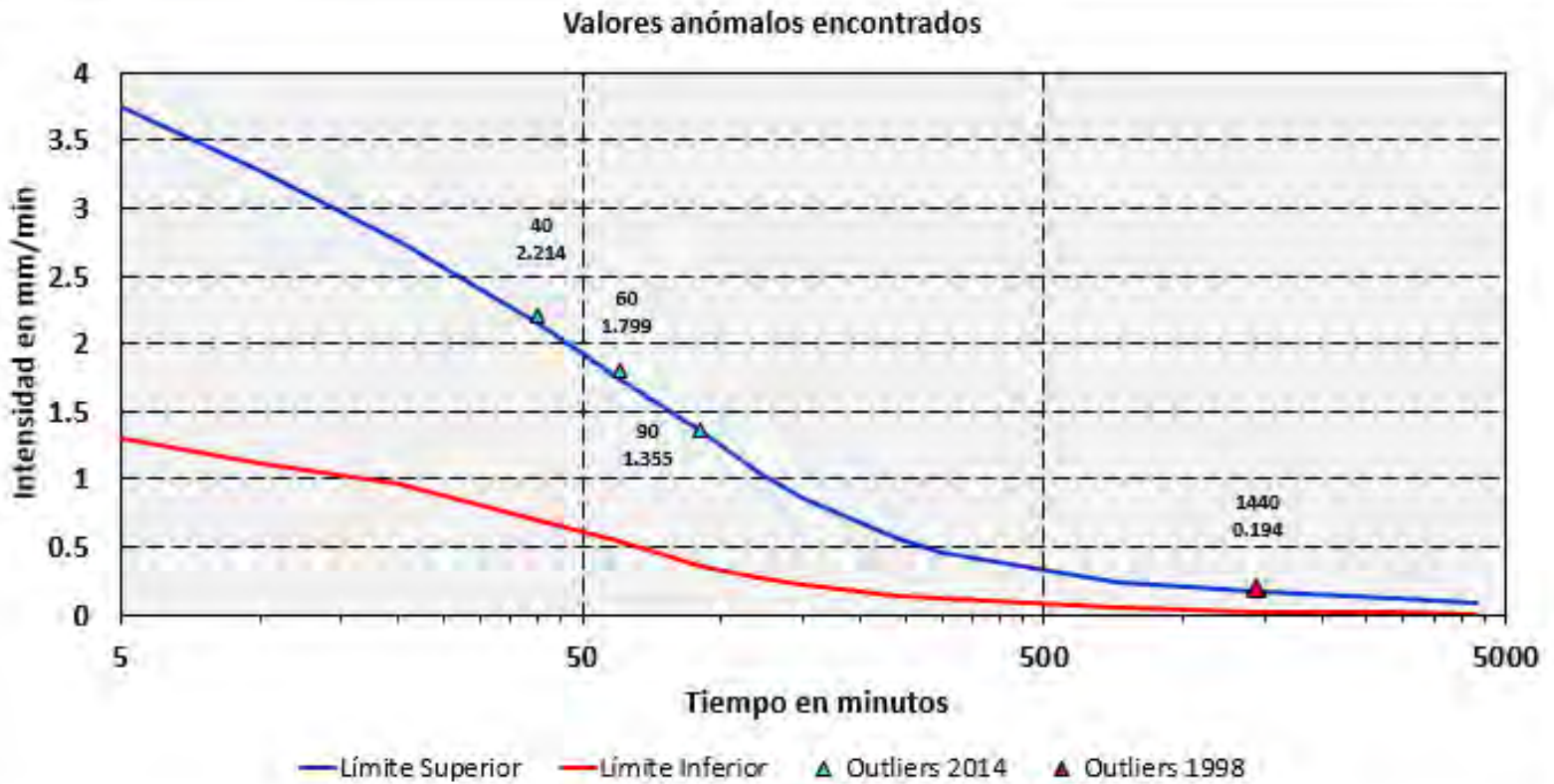


Figura 2. Datos anómalos de las series de datos.

Tras la revisión por especialistas y considerando criterios de experiencias con otras estaciones, los valores anómalos que presentan la serie se aceptan, ya que no exceden en un 10 % los límites superiores del modelo US-WRC para un nivel de confianza del 95 %.

Los resultados de las pruebas de calidad aplicadas a las series de máximos anuales recomendadas en OMM (2011), Rachas, Mann-Whitney (M-W), Wald-Wolfowitz (W-W) y Mann-Kendall (M-K) se resumen en la Tabla 5.

La palabra Sí en la tabla 5 significa que se acepta la hipótesis nula de que:

1. La serie es aleatoria para una significancia del 5 % (prueba de Rachas).
2. La serie es independiente para una significancia del 5 % (pruebas M-W, W-W)
3. La serie es estacional para una significancia del 5 % (prueba de M-K).

Tabla 5. Resultados de las pruebas de calidad para todas las series de datos.

| Serie | Rachas | M-W | W-W | M-K |
|-----------|--------|-----|-----|-----|
| 5 min | Sí | Sí | Sí | Sí |
| 10 min | Sí | Sí | Sí | Sí |
| 20 min | Sí | Sí | Sí | Sí |
| 40 min | Sí | Sí | Sí | Sí |
| 60 min | Sí | Sí | Sí | Sí |
| 90 min | Sí | Sí | Sí | Sí |
| 120 min | Sí | Sí | Sí | Sí |
| 150 min | Sí | Sí | Sí | Sí |
| 240 min | Sí | Sí | Sí | Sí |
| 300 min | Sí | Sí | Sí | Sí |
| 720 min | Sí | Sí | Sí | Sí |
| 1 440 min | Sí | Sí | Sí | Sí |
| 2 880 min | Sí | Sí | Sí | Sí |
| 4 320 min | Sí | Sí | Sí | Sí |

Al comprobar que todas las series son estacionales, se investiga sobre las tendencias de dichas series. La Figura 3 muestra el resultado de las pruebas de Mann-Kendall y Sen's Slope para la SMA de 40 minutos, en la cual se puede apreciar que aunque hay una tendencia al aumento por el estimador lineal, aún es insuficiente para considerarla dentro del análisis.

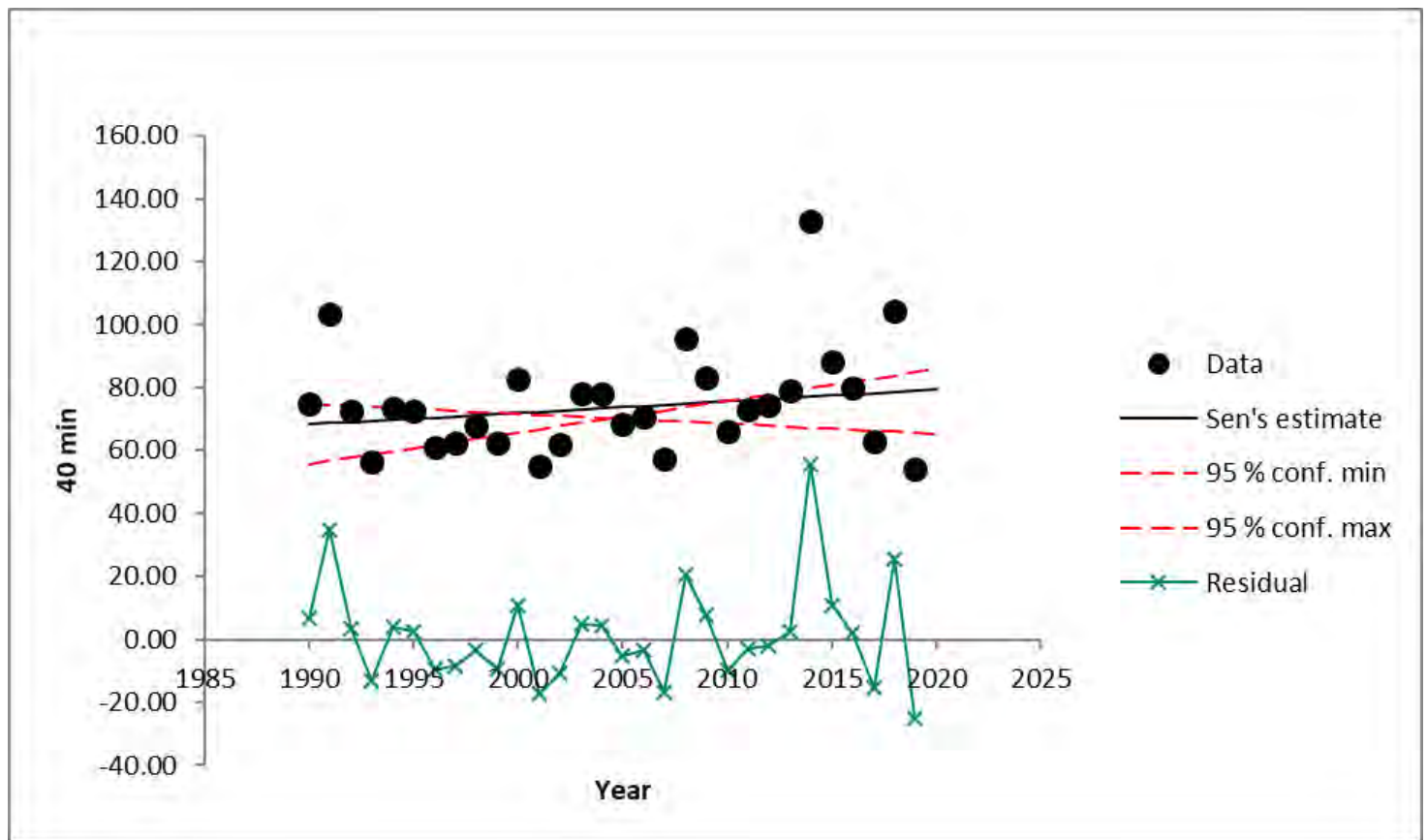


Figura 3. Análisis de tendencia para la serie de 40 minutos cuya pendiente fue de las más elevadas de las series estudiadas.

Los resultados obtenidos en las pruebas de calidad demuestran que las series de datos para la elaboración de las curvas IDF de la estación meteorológica del Yabú son aptas para su procesamiento probabilístico, destacando que se pueden usar modelos estacionarios para su representación sin necesidad de acudir a modelos no estacionarios.

El resumen del análisis con la distribución de Gumbel ($\xi = 0$) con un ajuste por *L*-momentos se observan en la Figura 4 para 1, 2, 4 y 12 h. La Tabla 6 muestra los resultados de los parámetros de posición y escala obtenidos.

Tabla 6. Parámetros de la distribución de probabilidad de Gumbel obtenidos para las series de 1, 2, 4, 12 h.

| Serie | Parámetro de localización μ | Error estándar | Parámetro de escala σ | Error estándar |
|----------|---------------------------------|----------------|------------------------------|----------------|
| 1 hora | 1.11481 | 0.05835 | 0.29973 | 0.03425 |
| 2 horas | 0.63042 | 0.03536 | 0.18169 | 0.02117 |
| 4 horas | 0.33243 | 0.01902 | 0.09768 | 0.01192 |
| 12 horas | 0.13387 | 0.00595 | 0.03069 | 0.00415 |

En la Figura 4 se grafica el ajuste para las duraciones antes señaladas usando la forma de probabilidad acumulada.

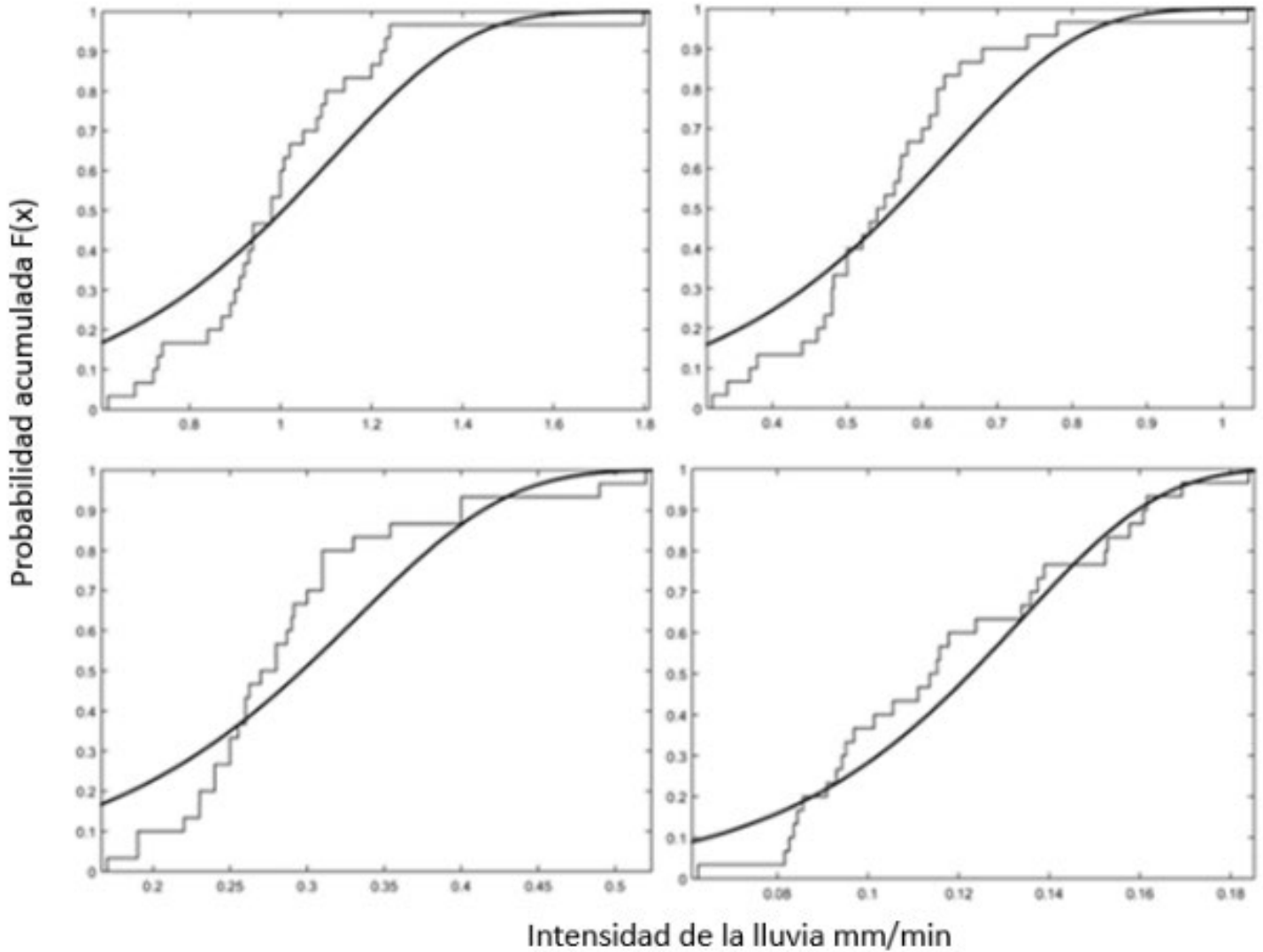


Figura 4. Ajuste a la función de Gumbel de probabilidad acumulada.

Para la obtención de la función de probabilidad de mejor ajuste se realiza el test de bondad de ajuste de Kolmogorov-Smirnov para los resultados de las funciones; (a) distribución de valores extremos ($\xi = 0$); (b) distribución logarítmica normal bi y tri paramétrica, lo cual, para un

nivel de significancia del 5 %, demostró que el ajuste por Gumbel es el más efectivo.

La aplicación de los modelos Montana, Sherman, Bernard y Chow para el ajuste de los resultados de la función de probabilidad de Gumbel en la serie de máximos anuales se resume en la Tabla 7, donde se muestran los valores de k , m , θ , C y n para cada modelo, además de utilizar el coeficiente de correlación de Pearson para hallar cuál de ellos es el de mejor ajuste.

Tabla 7. Parámetros obtenidos y resultados de la correlación de Pearson para los modelos aplicados.

| Modelo | k | m | θ | C | n | Pearson |
|---------|---------|-------|----------|--------|-------|----------|
| Montana | 120.304 | 0.131 | 1.065 | 54.101 | - | 0.999194 |
| Sherman | 176.351 | 0.131 | - | 48.229 | 1.124 | 0.999192 |
| Bernard | 4.500 | 0.131 | - | - | 0.424 | 0.975301 |
| Chow | 89.042 | 0.131 | - | 38.757 | - | 0.999010 |

El análisis realizado muestra que el modelo de Montana es el que mejor se ajusta a los resultados de la distribución de probabilidad de Gumbel, con lo que se escoge para su análisis. La Figura 5 ilustra la función de ajuste de Montana para la estación meteorológica Yabú.

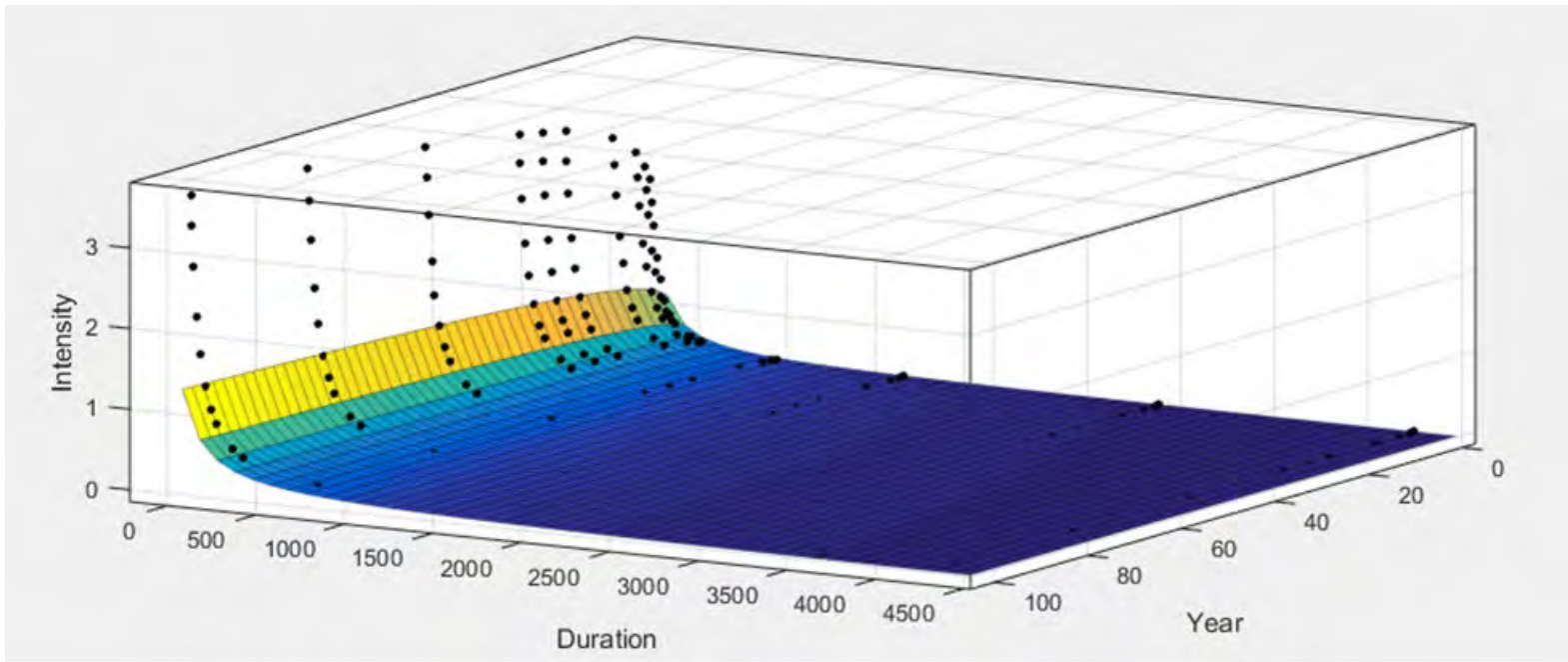


Figura 5. Modelo de Montana ajustado a los datos obtenidos por el modelo probabilístico de Gumbel.

Para profundizar más en el comportamiento del modelo es necesario convertir las curvas IDF obtenidas con Montana en curvas de precipitación-duración-frecuencia (PDF) con lo cual se puede obtener el residuo del modelo y se puede apreciar con claridad el rango de validez del mismo. En la Figura 6 se muestra un gráfico donde se plotea la lámina residuo en mm de precipitación contra la duración en minutos de la precipitación.

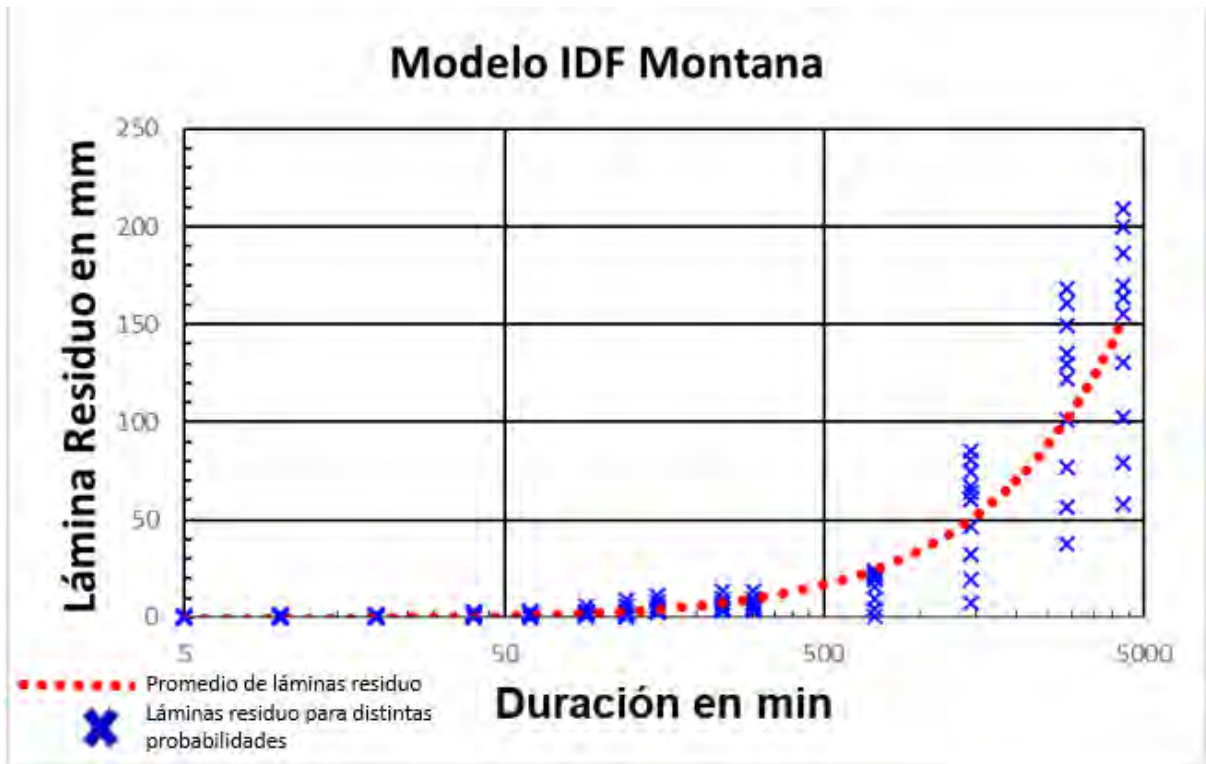


Figura 6. Lámina residuo encontrada para las distintas duraciones de la lluvia empleando los parámetros de la Tabla 7 en el modelo de Montana.

Los resultados obtenidos en la Figura 6 demuestran que el modelo de Montana presenta un comportamiento de los residuos lineal con pendiente ascendente que se evidencia con mayor claridad a partir de los 500 mm para todas las probabilidades. Esta observación permite inferir que puede existir un modelo Montana de IDF que describa las intensidades para duraciones inferiores a 360 min y otro para duraciones mayores a dicho valor, la Tabla 8 expone estos nuevos ajustes y la Ecuación (21) el resultado final para la estación de análisis.

Tabla 8. Parámetros y correlación encontrados para el modelo de Montana con duraciones inferiores a 360 min y superiores a dicho valor.

| Modelo | k | m | θ | C | n | Pearson |
|--------------------|-------|--------|----------|--------|-----|---------|
| Montana (-6 horas) | 135.5 | 0.1309 | 1.092 | 61.58 | - | 0.9981 |
| Montana (+6 horas) | 4.348 | 0.1826 | 0.5816 | -2.905 | - | 0.9911 |

$$I = \left\{ \begin{array}{l} \frac{135.5T^{0.1309}}{(D^{1.092} + 61.58)} \text{ para toda } D \leq 360 \\ \frac{4.348T^{0.1826}}{(D^{0.5816} - 2.905)} \text{ para toda } D > 360 \end{array} \right\} \quad (21)$$

Donde:

I : intensidad de la precipitación media en mm/min.

T : periodo de retorno en años.

D : duración de la tormenta en minutos.

Los valores obtenidos con la Ecuación (21) nunca superan el 20 % del valor obtenido de la función de probabilidad de Gumbel y las mayores discordancias (de 10 a 20 %) son resultados de los periodos de retorno más bajos (2 y 3 años), lo cual también desde el punto de vista del diseño ingenieril es favorable, al tener un porcentaje de seguridad para su uso. La Tabla 9 muestra los valores que se encuentran entre un 10 y 20 % superiores al valor obtenido en la función de probabilidad.

Tabla 9. Comparación entre los valores obtenidos con la Ecuación (19) y los valores de la distribución de probabilidad de Gumbel para los resultados más desfavorables.

| Función de probabilidad de Gumbel (mm/min) | Periodo de retorno (años) | Duración (min) | Resultado del modelo de Montana (mm/min) |
|---|----------------------------------|-----------------------|---|
| 0.031 | 2 | 4 320 | 0.039 |
| 0.040 | 2 | 2 880 | 0.049 |
| 0.061 | 2 | 1 440 | 0.075 |
| 0.276 | 2 | 240 | 0.323 |
| 0.427 | 2 | 150 | 0.495 |
| 0.226 | 2 | 300 | 0.261 |
| 0.037 | 3 | 4 320 | 0.042 |
| 0.531 | 2 | 120 | 0.598 |
| 0.073 | 3 | 1 440 | 0.081 |

Conclusiones

Tras el estudio y análisis de los resultados obtenidos durante esta investigación, los autores arribamos a las siguientes conclusiones:

- Se procesaron los datos de 30 años de registros pluviográficos de la estación meteorológica del Yabú, obteniendo las series de máximos anuales para duraciones de 5, 10, 20, 40, 60, 90, 120, 150, 240, 300, 720, 1 440, 2 880 y 4 320 minutos, las últimas tres corresponden a 24, 48 y 72 horas de duración, típicas de eventos ciclónicos.
- Hubo problemas en las mediciones de los años 1990 y 2009, sin embargo se aplicó el algoritmo de imputación múltiple mediante regresión lineal y se obtuvieron los datos faltantes sin evidenciar cambios significativos en las medidas de tendencia central de las series de datos.
- Se encontraron cuatro valores considerados *outliers* por el método de US-WRC, los cuales se aceptaron, ya que provenían de eventos lluviosos reales bien documentados, uno de ellos un huracán.
- La serie de datos se analizó para comprobar su aleatoriedad, independencia y tendencia, con lo cual se confirmaron las hipótesis y se concluyó que un modelo estacionario IDF representaría con claridad el fenómeno.
- La distribución de Gumbel se convino a las series de datos y se comprobó mediante el método de Kolmogorov-Smirnov que la distribución se ajusta a los mismos, siendo también la de mejores resultados en comparación con las distribuciones logarítmicas testeadas.

- El modelo de Montana parametrizó con mayor correlación los datos obtenidos de la distribución probabilística; pero se encontró que para duraciones mayores a 500 minutos existían residuos significativos que derivaron en que se definiera truncar la serie y elaborar un nuevo ajuste.
- Las ecuaciones propuestas para duraciones menores a 360 min y mayores a esa cifra se representaron por un modelo de Montana de dos ecuaciones con parámetros distintos; es de esperar que esta situación se repita para las demás estaciones meteorológicas de la provincia y por tanto se recomienda el análisis de esta contribución para su implementación.

Agradecimientos

Los autores desean transmitir su más profundo agradecimiento al Centro Meteorológico Provincial de Villa Clara, cuyo apoyo en el desarrollo de las investigaciones ha sido encomiable y digno de destacar, a pesar de las duras condiciones impuestas por la pandemia de COVID-19 que afecta al país. A los estudiantes de Ingeniería Hidráulica de la Universidad Central Marta Abreu de Las Villas: José Solís Quintana, Alejandro Marrero, José Manuel Alba Bacallao y Roberto Fernández.

Referencias

Agilan, V., & Umamahesh, N. V. (2017a). Modelling nonlinear trend for developing non-stationary rainfall intensity–duration–frequency curve. *International Journal of Climatology*, 37(3), 1265-1281. Recuperado de <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/joc.4774>

Agilan, V., & Umamahesh, N. V. (2017b). Non-stationary rainfall intensity-duration-frequency relationship: A comparison between annual maximum and partial duration series. *Water Resources Management*, 31(6), 1825-1841. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11269-017-1614-9>

Agilan, V., & Umamahesh, N. V. (2017c). What are the best covariates for developing non-stationary rainfall Intensity-Duration-Frequency relationship? *Advances in Water Resources*, 101, 11-22. Recuperado de <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2016.12.016>

Ben-Zvi, A. (2009). Rainfall intensity–duration–frequency relationships derived from large partial duration series. *Journal of Hydrology*, 367(1), 104-114. Recuperado de <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.01.007>

Chang, K. B., Lai, S. H., & Faridah, O. (2013). RainIDF: Automated derivation of rainfall intensity–duration–frequency relationship from annual maxima and partial duration series. *Journal of Hydroinformatics*, 15(4), 1224-1233. Recuperado de <https://doi.org/10.2166/hydro.2013.192>

- Egea-Pérez, R., Cortés-Molina, M., & Navarro-González, F. J. (2021). Analysis of rainfall time series with application to calculation of return periods. *Sustainability*, 13(14). Recuperado de <https://doi.org/10.3390/su13148051>
- Emmanouil, S., Langousis, A., Nikolopoulos, E. I., & Anagnostou, E. N. (2020). Quantitative assessment of annual maxima, peaks-over-threshold and multifractal parametric approaches in estimating intensity-duration-frequency curves from short rainfall records. *Journal of Hydrology*, 589, 125151. Recuperado de <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125151>
- Ganguli, P., & Coulibaly, P. (2017). Does non-stationarity in rainfall require nonstationary intensity–duration–frequency curves? *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(12), 6461-6483. Recuperado de <https://doi.org/10.5194/hess-21-6461-2017>
- Gregersen, I. B., Madsen, H., Rosbjerg, D., & Arnbjerg-Nielsen, K. (2017). A regional and nonstationary model for partial duration series of extreme rainfall. *Water Resources Research*, 53(4), 2659-2678. Recuperado de <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/2016WR019554>
- Gutiérrez, A., & Barragán, R. (2019). Ajuste de curvas IDF a partir de tormentas de corta duración. *Tecnologías y ciencias del agua*, 10, 1-24. Recuperado de <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2019-06-01>
- Little, R. J., & Rubin, D. B. (1989). El análisis de datos de ciencias sociales con valores faltantes. *Métodos e Investigación Sociológicos*, 18(2-3), 292-326.

- Maity, R. (2018). *Statistical methods in hydrology and hydroclimatology*. Berlin, Germany: Springer. Recuperado de <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/978-981-10-8779-0>
- Mallol, P. (2017). *Importancia del tratamiento de datos perdidos. Aplicación en estudios longitudinales pequeños*. Barcelona, España: Universitat Oberta de Catalunya. Recuperado de <http://openaccess.uoc.edu/webapps/o2/bitstream/10609/64105/6/pmallolTFM0617memoria.pdf>
- Masseran, N., & Safari, M. A. M. (2020). Risk assessment of extreme air pollution based on partial duration series: IDF approach. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*, 34(3), 545-559. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s00477-020-01784-2>
- Miró, J., Caselles, V., & Estrela, M. (2017). Multiple imputation of rainfall missing data in the Iberian Mediterranean context. *Atmospheric Research*, 197, 313-330. Recuperado de <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2017AtmRe.197..313M/abstract>
- Molenberghs, G., Fitzmaurice, G., Kenward, M. G., Tsiatis, A., & Verbeke, G. (2015). *Handbook of missing data methodology*. London, UK: Chapman & Hall/CRC.
- Naghattini, M. (2017). *Fundamentals of statistical hydrology*. Berlin, Germany: Springer. Recuperado de <https://doi.org/DOI10.1007/978-3-319-43561-9>

- Ng, J. L., Tiang, S. K., Huang, Y. F., Noh, N. I. F. M., & Al-Mansob, R. A. (2021). Analysis of annual maximum and partial duration rainfall series. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 646(1), 012039. Recuperado de <https://doi.org/10.1088/1755-1315/646/1/012039>
- Noor, M., Ismail, T., Chung, E.-S., Shahid, S., & Sung, J. H. (2018). Uncertainty in rainfall intensity duration frequency curves of peninsular Malaysia under changing climate scenarios. *Water*, 10(12). Recuperado de <https://doi.org/10.3390/w10121750>
- Olsson, J., Södling, J., Berg, P., Wern, L., & Eronn, A. (2019). Short-duration rainfall extremes in Sweden: A regional analysis. *Hydrology Research*, 50(3), 945-960. Recuperado de <https://doi.org/10.2166/nh.2019.073>
- OMM, Organización Meteorológica Mundial. (2011). *Guía de prácticas hidrológicas: gestión de recursos hídricos y aplicación de prácticas hidrológicas* (6a. ed.). Vol. II. Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial.
- Sane, Y., Panthou, G., Bodian, A., Viscel, T., Lebel, T., Dacosta, H., Quantin, G., Wilcox, C., Ndiaye, O., Diongue-Niang, A., & Diop Kane, M. (2018). Intensity–duration–frequency (IDF) rainfall curves in Senegal. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 18(7), 1849-1866. Recuperado de <https://doi.org/10.5194/nhess-18-1849-2018>

Singh, V. (2017). *Handbook of applied hydrology* (2nd ed. to replace the classic 1963 edition edited by Ven Te Chow). New York, USA: McGraw-Hill Education.

Soumya, R., Anjitha, U. G., Mohan, S., Adarsh, S., & Gopakumar, R. (2020). Incorporation of non-stationarity in precipitation intensity-duration-frequency curves for Kerala, India. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 491, 012013. Recuperado de <https://doi.org/10.1088/1755-1315/491/1/012013>

Teegavarapu, R., Salas, J., & Stedinger, J. (2019). *Statistical analysis of hydrologic variables. Methods and Applications*. Reston, USA: American Society of Civil Engineers. Recuperado de <https://doi.org/10.1061/9780784415177>.

Van Campenhout, J., Houbrechts, G., Peeters, A., & Petit, F. (2020). Return period of characteristic discharges from the comparison between partial duration and annual series, application to the Walloon Rivers (Belgium). *Water*, 12(3). Recuperado de <https://doi.org/10.3390/w12030792>

Vrban, S., Wang, Y., McBean Edward, A., Binns, A., & Gharabaghi, B. (2018). Evaluation of stormwater infrastructure design storms developed using partial duration and annual maximum series models. *Journal of Hydrologic Engineering*, 23(12), 04018051. Recuperado de [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001712](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001712)

- Yilmaz, A., & Perera, B. (2014). Extreme rainfall non-stationarity investigation and intensity–frequency–duration relationship. *Journal of Hydrologic Engineering*, 19, 1160-1172. Recuperado de [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000878](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000878)
- Yong, S. L. S., Ng, J. L., Huang, Y. F., & Ang, C. K. (2021). Assessment of the best probability distribution method in rainfall frequency analysis for a tropical region. *Malaysian Journal of Civil Engineering*, 33(1). Recuperado de <https://doi.org/10.11113/mjce.v33.16253>

DOI: 10.24850/j-tyca-15-01-10

Notas

El agua, ¿derecho humano o mercancía?, análisis del régimen jurídico aplicable en México

Water, human right or merchandise?, analysis of the legal regime applicable in Mexico

Victor Amaury Simental-Franco¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8720-9787>

Carlos Ortega-Laurel², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6072-8480>

¹Universidad del Valle de México, Ciudad de México, México, simental_franco@yahoo.com.mx

²Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Lerma, Lerma de Villada, Estado de México, México, c.ortega@correo.ler.uam.mx

Autor para correspondencia: Carlos Ortega-Laurel, c.ortega@correo.ler.uam.mx

Resumen

A pesar de que se pudiera pensar que el “debate” para definir la naturaleza jurídica del agua ha quedado resuelto en todas las latitudes



del orbe (en cuanto a confirmarla como un derecho humano), la realidad es que esto no es así. En México aún persiste una amplia normatividad que le da la categoría de "cosa" susceptible de apropiación privada, ya sea mediante las normas de derecho privado o mediante las reglas del derecho administrativo a través de la figura de la concesión. Por ello en México cobra relevancia analizar la normatividad en la materia a través de descripciones y destacando las peculiaridades más relevantes de la misma, para que se contextúe la realidad. El objetivo esencial del artículo es aportar desde la academia a la resolución del debate en cuestión.

Palabras clave: agua, derecho humano al agua, agua-mercancía.

Abstract

Although one might think that the "debate" to define the legal nature of water has been resolved in all latitudes of the world (in terms of confirming it as a human right), the reality is that this is not the case. In Mexico there is still a wide normativity that gives it the category of "thing" susceptible to private appropriation, either through the rules of private law, or through the rules of administrative law, through the figure of the concession. That is why in Mexico it becomes relevant to analyze the regulations in the matter, through descriptions and highlighting the most relevant peculiarities of it, so that reality is contextualized. The essential objective of the article is to contribute from the academy to the resolution of the debate in question.

Keywords: Water, human right to water, water- merchandise.

Recibido: 22/01/2021

Aceptado: 30/06/2022

Publicado online: 20/07/2022

Introducción

Sería en exceso prolijo relatar todos los supuestos en los cuales se manifiesta de manera empírica el conflicto entre la ideología neoliberal y su contraria, pero entre ese cúmulo de supuestos destaca uno, porque lo que va en juego es la vida misma: el agua (Guerrero, 2011).

Así es, el agua es el componente esencial para la vida y ésta no sería concebible sin este ingrediente; pero no sólo eso, el agua es parte integral de todos los procesos sociales, de tal manera que la vida social no sería susceptible de ser replicada sin el agua (Marsily, 2003).

El presente texto tiene por objetivo hacer una descripción del estado del arte en materia de normatividad vigente en relación con el agua en México (exclusivamente en torno a las aguas continentales), para a partir de allí analizar las categorías jurídicas vigentes en torno a ella, a fin de evidenciar los pendientes del Estado mexicano para cumplir con el mandato constitucional del derecho humano al agua y al saneamiento. Esto, como aporte desde la academia a la resolución del debate en cuestión.

La metodología seguida en esencia corresponde a la revisión documental del estado del arte, misma que en el desglose sigue una mecánica deductiva, partiendo de lo general (norma suprema), para derivar en las normas jurídicas de menor nivel jerárquico.

Régimen jurídico del agua en México

En México, derivado de la interpretación jurisprudencial y dogmática de los artículos 124 y 135 de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos (CPEUM) (Constitución), el orden jurídico nacional se integra por un “bloque de constitucionalidad” —Constitución, tratados internacionales (TI) y leyes federales (LF)— siendo éste la norma suprema de la Unión, a la cual deben supeditarse todas las autoridades federales, estatales y municipales; asimismo, existe un gran bloque de legislación secundaria. Además, coexiste una distribución de competencias, que determina que todas las atribuciones que no están manifestadas de modo expreso en la Constitución a favor de las autoridades federales se entenderá que lo son hacia las autoridades estatales (Simental, 2019).

Ante ello, el conjunto normativo que regula al agua en México se integra por normas jurídicas que provienen del bloque de constitucionalidad y de legislación secundaria, federal y estatal, al igual que de un extenso campo normativo proveniente del ámbito administrativo (Denton, 2006); esto, sin que se soslaye la amplia

variedad de criterios jurisprudenciales tanto bajo la fórmula de tesis aisladas como de jurisprudencias.

Disposiciones constitucionales en materia de agua

La Constitución alude de manera expresa al agua esencialmente en los artículos 4º, 27, 73, 115 y 122 (Rabasa & Arriaga, 2008). Se transcriben las partes conducentes de cada artículo:

“Artículo 4o.- ...

Toda persona tiene derecho al acceso, disposición y saneamiento de agua para consumo personal y doméstico en forma suficiente, salubre, aceptable y asequible. El Estado garantizará este derecho y la ley definirá las bases, apoyos y modalidades para el acceso y uso equitativo y sustentable de los recursos hídricos, estableciendo la participación de la Federación, las entidades federativas y los municipios, así como la participación de la ciudadanía para la consecución de dichos fines. Párrafo adicionado DOF 08-02-2012 (Párrafo sexto).

Artículo 27. La propiedad de las tierras y aguas comprendidas dentro de los límites del territorio nacional, corresponde originariamente a la Nación, la cual ha tenido

y tiene el derecho de transmitir el dominio de ellas a los particulares, constituyendo la propiedad privada.

...

La nación tendrá en todo tiempo el derecho de imponer a la propiedad privada las modalidades que dicte el interés público, así como el de regular, en beneficio social, el aprovechamiento de los elementos naturales susceptibles de apropiación, con objeto de hacer una distribución equitativa de la riqueza pública, cuidar de su conservación, lograr el desarrollo equilibrado del país y el mejoramiento de las condiciones de vida de la población rural y urbana. En consecuencia, se dictarán las medidas necesarias para ordenar los asentamientos humanos y establecer adecuadas provisiones, usos, reservas y destinos de tierras, aguas y bosques, a efecto de ejecutar obras públicas y de planear y regular la fundación, conservación, mejoramiento y crecimiento de los centros de población; para preservar y restaurar el equilibrio ecológico; para el fraccionamiento de los latifundios; para disponer, en los términos de la ley reglamentaria, la organización y explotación colectiva de los ejidos y comunidades; para el desarrollo de la pequeña propiedad rural; para el fomento de la agricultura, de la ganadería, de la silvicultura y de las demás actividades económicas en el medio rural, y para evitar la destrucción de los elementos naturales y los daños que la propiedad

pueda sufrir en perjuicio de la sociedad. Párrafo reformado
DOF 06-02-1976, 10-08-1987, 06-01-1992.

...

Son propiedad de la Nación las aguas de los mares territoriales en la extensión y términos que fije el Derecho Internacional; las aguas marinas interiores; las de las lagunas y esteros que se comuniquen permanente o intermitentemente con el mar; las de los lagos interiores de formación natural que estén ligados directamente a corrientes constantes; las de los ríos y sus afluentes directos o indirectos, desde el punto del cauce en que se inicien las primeras aguas permanentes, intermitentes o torrenciales, hasta su desembocadura en el mar, lagos, lagunas o esteros de propiedad nacional; las de las corrientes constantes o intermitentes y sus afluentes directos o indirectos, cuando el cauce de aquéllas en toda su extensión o en parte de ellas, sirva de límite al territorio nacional o a dos entidades federativas, o cuando pase de una entidad federativa a otra o cruce la línea divisoria de la República; la de los lagos, lagunas o esteros cuyos vasos, zonas o riberas, estén cruzadas por líneas divisorias de dos o más entidades o entre la República y un país vecino, o cuando el límite de las riberas sirva de lindero entre dos entidades federativas o a la República con un país vecino; las de los manantiales que broten en las playas, zonas marítimas, cauces, vasos o riberas de los lagos, lagunas o

esteros de propiedad nacional, y las que se extraigan de las minas; y los cauces, lechos o riberas de los lagos y corrientes interiores en la extensión que fija la ley. Las aguas del subsuelo pueden ser libremente alumbradas mediante obras artificiales y apropiarse por el dueño del terreno, pero cuando lo exija el interés público o se afecten otros aprovechamientos, el Ejecutivo Federal podrá reglamentar su extracción y utilización y aún establecer zonas vedadas, al igual que para las demás aguas de propiedad nacional. Cualesquiera otras aguas no incluidas en la enumeración anterior, se considerarán como parte integrante de la propiedad de los terrenos por los que corran o en los que se encuentren sus depósitos, pero si se localizaren en dos o más predios, el aprovechamiento de estas aguas se considerará de utilidad pública, y quedará sujeto a las disposiciones que dicten las entidades federativas.

...

Artículo 73. El Congreso tiene facultad:

...

XVII. Para dictar leyes sobre vías generales de comunicación, tecnologías de la información y la comunicación, radiodifusión, telecomunicaciones, incluida la banda ancha e Internet, postas y correos, y sobre el uso

y aprovechamiento de las aguas de jurisdicción federal.
Fracción reformada DOF 11-06-2013

Artículo 115. ...

III. Los Municipios tendrán a su cargo las funciones y servicios públicos siguientes: Párrafo reformado DOF 23-12-1999

a) Agua potable, drenaje, alcantarillado, tratamiento y disposición de sus aguas residuales; Inciso reformado DOF 23-12-1999

Artículo 122. ...

C. La Federación, la Ciudad de México, así como sus demarcaciones territoriales, y los Estados y Municipios conurbados en la Zona Metropolitana, establecerán mecanismos de coordinación administrativa en materia de planeación del desarrollo y ejecución de acciones regionales para la prestación de servicios públicos, en términos de la ley que emita el Congreso de la Unión. Para la eficaz coordinación a que se refiere el párrafo anterior, dicha ley establecerá las bases para la organización y funcionamiento del Consejo de Desarrollo Metropolitano, al que corresponderá acordar las acciones en materia de asentamientos humanos; protección al ambiente; preservación y restauración del equilibrio ecológico; transporte; tránsito; agua potable y drenaje; recolección,

tratamiento y disposición de desechos sólidos, y seguridad pública”.

De los artículos transcritos se desprende y por tanto es posible probar lo siguiente:

- a) El artículo cuarto reconoce plenamente el derecho humano al agua y al saneamiento, lo cual, sucintamente significa el deber para el Estado mexicano de proveer el suministro de agua necesario para la subsistencia, y para dar calidad de vida a la población, así como proporcionar lo relativo al saneamiento, que en esencia consiste en el desalojo de las aguas residuales de los hogares.
- b) El artículo 27 indica las categorías de propiedad del agua: aguas nacionales, aguas estatales y aguas de propiedad privada. Los cuerpos de agua de mayor importancia tendrán la categoría de aguas nacionales; las aguas que en esencia son privadas (las del subsuelo) podrán ser sometidas a veda o a reglamentación por las autoridades federales.
- c) El artículo 73 otorga facultades al Congreso de la Unión para legislar en materia de aguas nacionales.
- d) El artículo 115 indica la competencia para los municipios de proveer de los servicios públicos de agua y alcantarillado, lo cual no es menor, sobre todo por la vinculación con el artículo 4º en cuanto al derecho humano al agua y al saneamiento.
- e) Por último, el artículo 122 define la competencia de la Ciudad de México y de sus demarcaciones territoriales en términos similares a lo dispuesto por el artículo 115.

Legislación secundaria (federal)

La legislación secundaria en la materia incluye tanto normas del ámbito federal, como de competencia local (Denton, 2006). Al respecto, es oportuno tener presente la distribución de competencias dispuesta por el artículo 124 de la CPEUM, mismo que ya fue comentado al inicio del presente trabajo.

Tal como se desprende del artículo tercero transitorio de la reforma constitucional del 8 de febrero de 2012, el Congreso de la Unión debió haber emitido una Ley General de Aguas, que normara el derecho humano al agua y al saneamiento, y lo relativo a las aguas nacionales indicadas por el artículo 27 constitucional, sin embargo, esto no ha acontecido hasta julio de 2022. De tal modo que subsiste una Ley de Aguas Nacionales y al menos una ley local en cada entidad federativa que regula lo concerniente a las aguas estatales (Carmona, 2007). Sin menoscabo de por cuanto hace a las aguas de índole privada, éstas son reguladas por los códigos civiles de cada entidad.

Otras disposiciones normativas

Como ya se mencionó, el orden jurídico mexicano no solo se integra por la CPEUM y las leyes federales y estatales, sino también por el extenso derecho internacional público materializado en acuerdos y tratados

internacionales de los cuales México es parte. Investigando exhaustivamente, también se ubica un extenso entramado jurídico, integrado por normas de origen administrativo (ya sean reglamentos, normas oficiales mexicanas, normas mexicanas, acuerdos, decretos y circulares), y por criterios jurisprudenciales obligatorios, que en muchos casos dan una interpretación que redirecciona al ordenamiento legal y o constitucional. Sería innecesario hacer un análisis exhaustivo de una normatividad tan extensa y dispersa, por lo cual se opta por hacer una descripción genérica, destacando las peculiaridades más relevantes (Carabias & Rabasa, 2007).

Tratados internacionales

De acuerdo con el sitio oficial de la Secretaría de Relaciones Exteriores de los Estados Unidos Mexicanos, consultada el 18 de enero de 2020, algunos de los Tratados Internacionales vigentes en México (Segob, 2020) en materia de agua son los siguientes:

a) Tratados bilaterales:

- Convención entre los Estados Unidos Mexicanos y los Estados Unidos de América para la equitativa distribución de las aguas del Río Grande.
- Tratado entre el Gobierno de los Estados Unidos Mexicanos y el Gobierno de los Estados Unidos de América de distribución de las aguas internacionales de los ríos Colorado, Tijuana y Bravo, desde Fort Quitman, Texas, EUA, hasta el Golfo de México.

b) Tratados multilaterales:

- Convención relativa a los Humedales de Importancia Internacional Especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas, firmado en Irán (02/02/1971).
- Convenio sobre la Prevención de la Contaminación del Mar por Vertimiento de Desechos y otras Materias, firmado en Londres, México, Moscú y Washington (29/12/1972).

Legislación estatal

En la legislación estatal se incluyen dos tipos de cuerpos normativos: los que regulan a las aguas estatales, así como la normatividad que regula la apropiación de las aguas por los particulares, a las que alude el artículo 27 de la CPEUM, que en términos generales recae en el código civil de cada entidad federativa; en cuanto al Código Civil del Distrito Federal, entidad con mayor representatividad por ser en donde más se requiere y consume agua en el país (oficialmente la entidad federativa “Distrito Federal” dejó de existir, para quedar exclusivamente como “Ciudad de México”), muchos ordenamientos legales siguen sin ser modificados en cuanto a su denominación, de tal modo que siguen aludiendo al Distrito Federal, sin que por ello hayan perdido su vigencia (Contreras, 2016), y que ciertamente regulan la materia en los artículos del 933 al 937, en los términos siguientes:

“Capítulo V

Del dominio de las aguas

Artículo 933.- El dueño del predio en que exista una fuente natural, o que haya perforado un pozo brotante, hecho obras de captación de aguas subterráneas o construido aljibe o presas para captar las aguas pluviales, tiene derecho de disponer de esas aguas; pero si éstas pasan de una finca a otra, su aprovechamiento se considerará de utilidad pública y quedará sujeto a las disposiciones especiales que sobre el particular se dicten.

El dominio del dueño de un predio sobre las aguas de que trata este artículo, no perjudica los derechos que legítimamente hayan podido adquirir a su aprovechamiento los de los predios inferiores.

Artículo 934.- Si alguno perforase pozo o hiciere obras de captación de aguas subterráneas en su propiedad, aunque por esto disminuya el agua del abierto en fundo ajeno, no está obligado a indemnizar; pero debe tenerse en cuenta lo dispuesto en el artículo 840”.

Normas administrativas

Con la intención de lograr ser concisos en lo presentado en este trabajo, solamente aludimos a las normas generadas por el Ejecutivo Federal, pero también los ejecutivos estatales pueden, en su ámbito competencial, crearlas.

Para lograr su identificación se realizó la búsqueda pertinente en el Sistema Integral de Normas y Evaluación de la Conformidad (SINEC), de la Dirección General de Normas (DGN) de la Secretaría de Economía (SE) (SINEC, 2020). De lo obtenido, solo se resaltan algunas Normas Oficiales Mexicanas (viñetas en negritas) y Normas Mexicanas (viñetas en blanco), para constatar la diversidad de éstas. Vale indicar que la Ley Federal sobre Metrología y Normalización (LFMN) menciona distintos tipos de normas oficiales mexicanas, entre ellas, las Normas Oficiales Mexicanas (NOM) y las Normas Mexicanas (NMX). Sólo las normas NOM son de uso obligatorio en su alcance. Las normas NMX expresan una recomendación de parámetros o procedimientos, aunque si son mencionadas como parte de una norma NOM, al ser éstas de uso obligatorio, su observancia pasa a ser obligatoria. Con fines de ilustración se incluye el extracto de una, precisamente para denotar su contenido normativo y su procedencia del Poder Ejecutivo, y se listan algunas otras:

- Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas

de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

- o Norma Mexicana NMX-AA-004 Aguas-Determinación de sólidos sedimentables en aguas residuales-Método del cono Imhoff, publicada en el *Diario Oficial de la Federación* el 13 de septiembre de 1977.
- o Norma Mexicana NMX-AA-007 Aguas-Determinación de la temperatura-Método visual con termómetro, publicada en el *Diario Oficial de la Federación* el 23 de julio de 1980.

Extracto de la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996:

“Al margen un sello con el Escudo Nacional, que dice: Estados Unidos Mexicanos.- Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca.

Julia Carabias Lillo, Secretaria de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca, con fundamento en lo dispuesto por los artículos 32 Bis fracciones I, IV y V de la Ley Orgánica de la Administración Pública Federal; 85, 86 fracciones I, III y VII, 92 fracciones II y IV y 119 de la Ley de Aguas Nacionales; 5o. fracciones VIII y XV, 8o. fracciones II y VII, 36, 37, 117, 118 fracción II, 119 fracción I inciso a), 123, 171 y 173 de la Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente; 38 fracción II, 40 fracción X, 41, 45, 46 fracción II y 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, he tenido a bien expedir

la siguiente Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales; y

Considerando

Que en cumplimiento a lo dispuesto en la fracción I del artículo 47 de la Ley Federal sobre Metrología y Normalización, el Proyecto de Norma Oficial Mexicana NOM-001- SEMARNAT-1996, ...

...

Objetivo y campo de aplicación Esta Norma Oficial Mexicana establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales, con el objeto de proteger su calidad y posibilitar sus usos, y es de observancia obligatoria para los responsables de dichas descargas. Esta Norma Oficial Mexicana no se aplica a las descargas de aguas provenientes de drenajes separados de aguas pluviales."

Jurisprudencia

Del mismo modo que solo hicimos una referencia parcial en cuanto a las normas derivadas del ámbito administrativo, lo mismo ocurrió en cuanto a la jurisprudencia, para lo cual se realizó la oportuna búsqueda en el Semanario Judicial de la Federación (2020). Es oportuno ofrecer una definición de lo que puede entenderse por jurisprudencia, la cual significa tanto los criterios de interpretación-aplicación de las normas de derecho positivo como el instrumento jurisdiccional de suplencia de anomias (ausencia de norma para un caso concreto) o de solución de antinomias (contradicción normativa).

Enseguida se transcribe una tesis jurisprudencial, que destacamos por dos cuestiones: aborda el polémico tema de las aguas del subsuelo, y alude al análisis-aplicación de una norma oficial local. Posteriormente se hace un somero listado de rubros de jurisprudencias:

“Aguas del subsuelo. La norma ambiental para el Distrito Federal NADF-003-AGUA-2002 que regula algunos de sus aspectos, invade la esfera competencial que el artículo 27 de la Constitución Política De Los Estados Unidos Mexicanos reserva a la federación.

Tanto el quinto párrafo del citado precepto constitucional, como la Ley de Aguas Nacionales y su Reglamento, otorgan atribuciones al Ejecutivo Federal no sólo para reglamentar la extracción y utilización de las aguas subterráneas, sino

también su extracción y descarga, cuyo ejercicio se ha manifestado en decretos como el publicado en el Diario Oficial de la Federación el diecinueve de agosto de mil novecientos cincuenta y cuatro, en el que estableció una veda por tiempo indefinido para el alumbramiento de aguas del subsuelo en la zona conocida por Cuenca o Valle de México. Ahora bien, si la Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-003-AGUA-2002, publicada el veintiséis de marzo de dos mil cuatro en la Gaceta Oficial del Distrito Federal, expedida por la Secretaría del Medio Ambiente y el Gobierno de éste establece las condiciones y requisitos para la recarga en el Distrito Federal por inyección directa de agua residual tratada al acuífero de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México, transgrede el indicado artículo 27 constitucional, por invasión de la mencionada competencia federal.

Controversia constitucional 57/2004. Poder Ejecutivo Federal. 22 de noviembre de 2005. Mayoría de nueve votos. Disidentes: Genaro David Góngora Pimentel y Olga Sánchez Cordero de García Villegas. Ponente: Juan Díaz Romero. Secretaria: Laura García Velasco”.

A continuación se ofrece un listado de tesis jurisprudenciales vinculadas con la materia objeto de estudio del presente artículo. Este listado busca evidenciar la importancia que ha revestido el tema para el Poder Judicial de la Federación, y sólo como un muestreo, ya que en el

buscador electrónico de la página oficial del Semanario Judicial de la Federación, al consultar el concepto “agua”, arroja 348 elementos, y eso solamente considerando la novena y décima épocas:

“Derecho humano a la provisión de agua potable. La obligación de proporcionarla es un deber del estado, y no se encuentra constreñido a un pago previo por parte de los gobernados.

Derecho humano de acceso al agua. Obligaciones que impone a los estados y a los agentes no estatales.

Derecho humano al agua. Como recurso indispensable para la subsistencia, requiere de atenderse prioritariamente mediante un adecuado ejercicio presupuestal (legislación del estado de Nuevo León)”.

Análisis del régimen jurídico vigente en torno al agua en México. Discusión

Para abonar a la discusión, en primer término salta a la vista la amplitud de éste, al grado de que ha dado pie a que haya autores que consideran la necesidad-viabilidad de hablar de una disciplina jurídica especializada (rama del derecho): derecho de aguas (Farías, 1993). A nuestro entender, no se trata de una rama del derecho, sino de un disperso conjunto

normativo que recae en un mismo objeto de regulación (Tello, 2008), pero desde diferentes ámbitos (especializados) del derecho, es decir, hay disposiciones que regulan al agua desde el derecho constitucional, administrativo, ambiental, civil, penal, internacional público y hasta mercantil, pero no por ello dicho conjunto normativo da base para hablar de una rama del derecho independiente sino de un régimen jurídico del agua.

Una vez hecha la anterior acotación, es oportuno, a su vez, destacar una más que seguramente a estas alturas ha quedado deducido que esta monografía se enfoca a las aguas continentales, excluye lo relativo a la regulación de las aguas marinas que, asimismo, tienen una regulación en esencia enfocada a dos aspectos (Céspedes, 2011): la contaminación y el régimen patrimonial sobre sus recursos.

Hechas las anteriores acotaciones, procede discernir la analítica jurídica en torno al agua y su regulación por el derecho positivo mexicano.

El agua y su categorización patrimonial

El agua es un bien tangible, esencial para la vida y para todos los procesos productivos de la sociedad contemporánea, ninguno escapa a la participación del agua, así sea de manera indirecta (Camdessus, Badré, Chéret, & Ténrière-Buchot, 2006). En México, los bienes tienen una regulación manifiesta que parte del derecho civil y escala al administrativo y que, a su vez, cuenta con principios rectores que devienen del derecho

constitucional, y que tiene efectos en prácticamente el resto del entramado jurídico (Fernández-Ruiz & Santiago-Sánchez, 2007).

De tal modo que siguiendo una lógica descendente en el ordenamiento jurídico, por jerarquía de normas, se tiene que la CPEUM preceptúa los tipos de propiedad que se permiten en el Estado mexicano: pública, privada y comunal (esta última tiene a su vez diferentes especies). En relación con el agua puede suscitarse cualquiera de los anteriores tipos de propiedad, lo cual, asimismo, confirma que el agua es un bien susceptible de apropiación, ya sea propiedad pública, propiedad privada o propiedad comunal (Rabasa & Arriaga, 2008).

Entonces el agua es un bien tangible que dependiendo de las condiciones en que se encuentre en la naturaleza, conforme a los criterios expuestos por el artículo 27 de la CPEUM, podrá ser integrada a las reglas de la apropiación privada dispuestas por la normatividad del derecho civil o, en su caso, ajustarse a las reglas del derecho administrativo y o agrario, para ser un bien inalienable y que solo mediante el proceso de concesión podría ser aprovechado por los particulares. El hecho de que exista la posibilidad de que los bienes propiedad de la Nación puedan ser concesionados, significa en el terreno fáctico que pueden pasar a ser “propiedad” (no en términos jurídicos, sino prácticos) de los particulares. En estos términos, incluso aunada a la propiedad nacional y privada, también se tiene el régimen patrimonial comunal, mismo que no cuenta con legislación secundaria que lo regule (Denton, 2006).

Existe un debate teórico interesante sobre las aguas del subsuelo, a juicio de quienes escriben este texto. No cabe duda de que derivado de la interpretación racional de lo indicado en el artículo 27 constitucional

—“Las aguas del subsuelo pueden ser libremente alumbradas mediante obras artificiales y apropiarse por el dueño del terreno...”—, estas aguas son propiedad privada, pero la Suprema Corte de Justicia de la Nación, en diversas jurisprudencias, ha “interpretado” que a estas aguas se les debe categorizar como aguas nacionales:

“Aguas del subsuelo. Es competencia federal regular su explotación, uso o aprovechamiento, incluyendo su extracción o descarga. Tesis: 175694 P./J. 40/2006 Semanario Judicial de la Federación y su Gaceta, Novena Época, Pleno, Tomo XXIII, Marzo de 2006. Jurisprudencia.

Aguas del subsuelo. Son propiedad nacional. Tesis: 206028, Semanario Judicial de la Federación, Octava Época, Pleno, Tomo I, Primera Parte-1, Enero-Junio de 1988. Tesis aislada.

Aguas del subsuelo. Su alumbramiento y apropiación por el dueño del terreno, no les quita su carácter de inalienables e imprescriptibles. Tesis: 206029, Semanario Judicial de la Federación, Octava Época, Pleno, Tomo I, Primera Parte-1, Enero-Junio de 1988, Tesis Aislada”.

Con independencia de que podemos coincidir en que las aguas subterráneas deberían formar parte del catálogo de las aguas nacionales, la realidad es que con base en el texto vigente del multicitado artículo 27, tal y como está redactado, sin ambigüedades o artilugios

“interpretativos”, se trata de aguas que son propiedad del dueño del terreno (propiedad y o explotación que puede ser vedada por el Ejecutivo Federal, lo cual robustece el argumento de que se trata de aguas que ordinariamente son del particular).

El agua como un derecho humano

El reconocimiento del derecho humano al agua pasó por un largo camino no exento de dificultades (García, 2008). Nunca se discutió la necesidad esencial del agua (Barlow, 2009) y como un presupuesto para la vida —respecto de la cual se gestó la primera generación de los derechos humanos (Leff, 2004)—, pero diversos “razonamientos” impedían que en el amplio repertorio individualizado de los derechos humanos se reconociese el relativo al agua (Mancisidor, 2008).

Los grandes capitales, con mucha claridad, han defendido la posición de que el agua es una mercancía y por tanto los Estados deben facilitar todos los medios para su plena “liberación” e inserción en el mercado (Dávila, 2006; Saldivar, 2007; Céspedes, 2011).

El primer paso sólido que se dio para la consecución del derecho humano al agua fue en noviembre de 2002, cuando el Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales acogió la Observación General número 15 sobre el derecho al agua. El artículo I.1 estipula que “El derecho humano al agua es indispensable para una vida humana digna”. La Observación número 15 define el derecho al agua como el derecho de

cada uno a disponer de agua suficiente, saludable, aceptable, físicamente accesible y asequible para su uso personal y doméstico (Observación General Núm. 15, 2002).

Finalmente es a través de una resolución de la Asamblea General de la ONU, en 2010, que el derecho humano al agua (y al saneamiento) adquiere reconocimiento pleno. Mediante la Resolución A/RES/64/292 del 28 de julio de 2010, la Asamblea General de las Naciones Unidas reconoció explícitamente el derecho humano al agua y al saneamiento. En esta Resolución se ratificó que el agua potable limpia y el saneamiento son fundamentales para el pleno disfrute de la vida y de todos los derechos humanos. Se exhortó a los Estados y organizaciones internacionales a proporcionar todo el apoyo económico necesario, así como la capacitación y la transferencia de tecnología, para ayudar a los Estados, sobre todo a los países subdesarrollados, a proporcionar en especial un suministro de agua potable y saneamiento saludable, limpio, accesible y asequible para toda la población.

En México, el acogimiento al derecho humano al agua no tardó mucho en llegar, y de manera sorpresiva para la mayoría de los especialistas en la materia, se modifica la CPEUM el 8 de febrero de 2012 para incluir un párrafo en el artículo que explicita el derecho humano al agua y al saneamiento.

La doble caracterización del agua en México: como un bien patrimonial y como un derecho humano

Con base en lo analizado en los apartados previos se evidencia que el régimen jurídico del agua en México reconoce lo indudable: que el agua es un bien, bien tangible que por sus características es esencial para la vida y para todos los procesos productivos, que requiere de una normatividad especial, de tal modo que se gesta un amplio catálogo de aguas nacionales, mismas que (directamente) no pueden ser apropiadas por los particulares, sino solo a través de la figura de la concesión administrativa.

Es pertinente aludir a la prestación de los servicios públicos de agua potable y alcantarillado (correlativos al derecho humano al agua y al saneamiento). Dichos servicios son potestad del ámbito municipal, respecto de los cuales no existe prohibición para que puedan ser transmitidos (concesionados) a particulares; existen diversas experiencias vigentes en México, que a la fecha no evidencian argumentos que justifiquen la privatización, pues el servicio es cada vez más costoso, y no existe una mejoría sustancial en la prestación de éste.

Por otro lado, existe a su vez también un extenso conjunto de aguas que sí pueden ser apropiadas por los particulares; destacan las aguas del subsuelo (Garza, Carrillo, & Huizar, 2018).

Entre estas dos categorías, las aguas nacionales y las aguas que pueden ser apropiadas libremente, se inserta el pleno reconocimiento del derecho humano al agua y al saneamiento, que determina para el Estado

mexicano el deber de proveer el vital recurso para la satisfacción de las necesidades humanas.

De tal modo que en México, en la actualidad, el agua es a la vez susceptible de ser considerada (jurídicamente) como una mercancía (Veraza, 2018) y, a la vez, como un derecho humano fundamental.

Conclusiones

Con este trabajo de investigación se evidencia la complejidad y dispersión del régimen jurídico del agua (Brañez, 2004), el cual es amplio y falto de sistematización. A su vez, hay una inconstitucionalidad por omisión legislativa desde el año 2013, por no haberse emitido desde entonces la Ley General de Aguas.

Por lo investigado, queda confirmado que en México el agua tiene una doble naturaleza normativa: es, a la vez, un bien susceptible de apropiación privada (de manera directa por los particulares, tratándose de las aguas del subsuelo), y de concesión cuando se trata de aguas nacionales.

La comercialización del agua en México no está prohibida; pero, por otro lado, existe desde 2012 el reconocimiento pleno al derecho humano al agua y al saneamiento, que determina el deber del Estado de proporcionar agua en cantidad y calidad suficiente para satisfacer las necesidades humanas; ello exacerba la contradicción.

Es urgente la emisión de la Ley General de Aguas para determinar el alcance, contenido y ejecución del derecho humano al agua y al saneamiento, que clarifique qué le toca a cada nivel de gobierno, así como el correlativo deber humano general para el cuidado y preservación del vital recurso, al igual que una sistematización coherente y racional de todo el régimen jurídico del agua que priorice el derecho humano al agua y al saneamiento sobre los afanes mercantilistas.

En este momento, el debate sobre si el agua es un derecho o una mercancía en México se resolvería con una salomónica decisión: existe el pleno y constitucional reconocimiento del derecho humano al agua, pero, a la vez, es un bien que puede ser libremente comercializado tanto en la venta como agua embotellada como en la transmisión de las redes públicas del agua hacia los particulares, lo cual denota en el fondo una contradicción que deberá ser resuelta a la brevedad. Debe imperar el derecho humano al agua, entendiendo este recurso como un bien fuera del comercio por sus características esenciales para la vida y la sociedad.

El futuro de México, como el del mundo en general, está indisolublemente ligado con la manera en que la humanidad (la población, la sociedad) se vincula con el medio natural o, dicho de otra manera, del modo en el que se llevan a cabo los procesos de apropiación de los satisfactores naturales, y donde el agua ocupa el lugar más importante en ese rubro, es por ello que se requiere una visión de futuro, que atienda las necesidades actuales, pero no se desentiende del porvenir, que conjugue obligaciones y derechos para todos los integrantes de la sociedad (Graizbord & Arroyo, 2004).

En los hechos se vive un surrealismo en torno al agua en México. Por una parte, un conjunto de principios constitucionales: derecho humano al agua y al saneamiento más el constructo de las aguas nacionales, más el deber estatal de proporcionar los servicios de agua potable y alcantarillado, y por otro lado una promoción de la venta de agua potable, facilidades para regalar las aguas nacionales a grandes empresas (concesiones) y un desdén para cumplir desde la esfera pública con los mandatos constitucionales.

Referencias

- Barlow, M. (2009). El derecho al agua, En: Delclós, J. (coord.). *Agua, un derecho y no una mercancía*. Barcelona, España: Icaria.
- Brañez, R. (2004). *Manual de derecho ambiental mexicano*. México, DF, México: Fondo de Cultura Económica.
- Camdessus, M., Badré, B., Chéret, I., & Ténrière-Buchot, P. F. (2006). *Agua para todos*. México, DF, México: Fondo de Cultura Económica.
- Carabias, L. J., & Rabasa, A. (2007). *Cien años de políticas y normatividad ambiental*. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Carmona, L. M. C. (2007). El sistema de concurrencia y la distribución de competencias en las reformas a la Ley de Aguas Nacionales. En: Fernández, R. J., & Santiago, S. J. *Régimen jurídico del agua*. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Céspedes, J. J. (2011). *Pobreza y escasez de agua en el México del siglo XXI*. México, DF, México: Novum.

- Contreras, R. (2016). *La Ciudad de México como Distrito Federal y entidad federativa*. Ciudad de México, México: Porrúa.
- Dávila, P. S. (2006). *El poder del agua*. México, DF, México: Ítaca.
- Denton, N. T. (2006). *El agua en México. Análisis de su régimen jurídico*. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Farías, U. (1993). *Derecho mexicano de aguas nacionales*. México DF, México: Porrúa.
- Fernández-Ruiz, J., & Santiago-Sánchez, J. (2007). *Régimen jurídico del agua*. México DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- García, M. A. (2008). *El derecho humano al agua*. Madrid, España: Trotta.
- Garza, G. S., Carrillo, R. J., & Huizar, A. R. (2018). *Coloquios sobre el agua subterránea en México*. Ciudad de México, México: Senado de la República.
- Graizbord, B., & Arroyo, J. (coord.). (2004). *El futuro del agua en México*. México, DF, México: Universidad de Guadalajara, El Colegio de México.
- Guerrero, L. M. (2011). *El agua*. México, DF, México: Fondo de Cultura Económica.
- Leff, E. (2004). *Saber ambiental, siglo XXI*. México, DF, México: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Mancisidor, M. (2008). *El derecho humano al agua. Situación actual y retos de futuro*. Barcelona, España: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, e Icaria.

- Marsily, G. (2003). *El agua*. México, DF, México: Siglo XXI.
- Rabasa, E., & Arriaga G. C. (2008). *Agua: aspectos constitucionales*. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Saldivar, A. (2007). *Las aguas de la ira: economía y cultura del agua en México*. México: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Segob, Secretaría de Gobernación. (2020). *Consultas*. Recuperado de https://aplicaciones.sre.gob.mx/tratados/consulta_nva.php.
- Simental, F. V. A. (enero-junio, 2019). La disputa por el agua en la legislación mexicana: bien común o mercancía. Un vistazo a los decretos privatizantes. *Revista Especializada en Investigación Jurídica. Universidad Autónoma de Ciudad Juárez*. 3(4). Recuperado de <https://erevistas.uacj.mx/ojs/index.php/reij/article/view/2786>
- SINEC, Sistema Integral de Normas y Evaluación de la Conformidad. (2020). *Consulta de catálogo de normas*. Recuperado de <https://www.sinec.gob.mx/SINEC/Vista/Normalizacion/BusquedaNormas.xhtml>
- Tello, M. L. F. (2008). *El acceso al agua potable como derecho humano*. México, DF, México: Comisión Nacional de los Derechos Humanos.
- Veraza, J. (2018). *Economía y política del agua*. México, DF, México: Ítaca.