



ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias Δ Agua



"El origen de la leyenda". Manantial Rodilla del Diablo, cuenca del río Cupatitzio, Parque Nacional Barranca del Cupatitzio, Uruapan, Michoacán, México. Foto: David Eduardo Guevara Polo.

Portada: “El origen de la leyenda”. Manantial Rodilla del Diablo, cuenca del río Cupatitzio, Parque Nacional Barranca del Cupatitzio, Uruapan, Michoacán, México. El agua subterránea es fundamental para la adaptación de la sociedad a la variabilidad y el cambio climáticos, pero simultáneamente, está bajo amenaza.

En el artículo “Exploring the influence of climate oscillations on groundwater: Review of observational studies / Explorando la influencia de oscilaciones climáticas en acuíferos: revisión de estudios observacionales” de David-Eduardo Guevara-Polo, Carlos Patiño-Gomez y Benito Corona-Vasquez, se revisa la relación entre las oscilaciones climáticas y el agua subterránea, enfocándose en estudios reportados en Scopus que utilizan análisis de ondeleta.

Foto: David Eduardo Guevara Polo.



Consejo Editorial

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

• **Dr. Alcides Juan León Méndez**, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Cuba • **Dr. Alejandro López Alvarado**, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile • **Dra. Alma Chávez Mejía**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Andrei S. Jouravlev**, Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Chile • **Dr. Andrés Rodríguez**, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina • **Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Ariosto Aguilar Chávez**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Armando Guevara Gil**, Pontificia Universidad Católica, Perú • **Dr. Arturo Marciano**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Venezuela • **Dra. Aziza Akhmouch**, Organisation for economic Cooperation and Development, Francia • **Dr. Carlos Chairez Araiza**, consultor, México • **Dr. Carlos Cruickshank Villanueva**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Carlos Díaz Delgado**, Universidad Autónoma del Estado de México • **Dr. Carlos E. Puente**, University of California, EUA • **Dr. Cleverson 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 Schneir**, Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú • **Dr. Erick R. Bandala**, Desert Research Institute, Reno, EUA • **Dr. Ernesto José González Rivas**, Universidad Central de Venezuela • **Dr. Federico Estrada**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Dr. Gerardo Buelna**, Centre de Recherche Industrielle Québec, Canadá • **Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez**, Universidad Politécnica del Estado de Morelos, México • **Dr. Gueorguiev Tzatchkov Velitchko**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **M.I. Horacio Rubio Gutiérrez**, Comisión Nacional del Agua, México • **Dr. Ismael Aguilar Barajas**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **Dr. Ismael Mariño Tapia**, Instituto Politécnico Nacional, México • **Dr. Ismael Piedra Cueva**, Universidad de la República, Uruguay • **Dr. Iván Obando Camino**, Universidad de Talca, Chile • **Dr. Jaime Iván Ordóñez Ordóñez**, Universidad Nacional, Bogotá, Colombia • **Dr. Joaquín Rodríguez Chaparro**, Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, España • **Dr. José Ángel Raynal Villaseñor**, Universidad de las Américas, Puebla, México • **Dr. José D. Salas**, University of Colorado, EUA • **Dr. José Joel Carrillo Rivera**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. José Luis Pimentel Equihua**, Colegio de Postgraduados, México • **José María Gómez Espín**, Universidad de Murcia, España • **M.C. Juan Andrés Martínez Álvarez**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Juan B. Valdes**, The University of Arizona, EUA • **Dr. Juan Pedro Martín Vide**, Universidad Politécnica de Cataluña, España • **Dr. Julio Kuroiwa Zevallos**, Universidad Nacional de Ingeniería, Perú • **Dr. Karim Acuña Askar**, Universidad Autónoma de Nuevo León, México • **Dra. Luciana Coutinho**, Universidad de Do Minho, Portugal • **Dr. Luis F. León Vizcaino**, Waterloo, University, Canadá • **Dr. Luis Teixeira**, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • **Dra. Luisa Paré Ouellet**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Manuel Contijoch Escontría**, consultor • **Dr. Marcos von Sperling**, Universidad Federal de Minas Gerais, Brasil • **Dra. María Claudia Campos Pinilla**, Pontificia Universidad Javeriana, Colombia • **Dra. María Rafaela De Saldanha Matos**, Laboratorio Nacional de Ingeniería Civil, Portugal • **Dra. María Teresa Oré**, Pontificia Universidad Católica del Perú • **Dra. María Victoria Vélez Otálvaro**, Universidad Nacional de Colombia • **M.I. Mercedes Esperanza Ramírez Camperos**, consultora, México • **Dr. Michel M. Rosengaus Moshinsky**, consultor, México • **Dr. Miguel A. Medina**, Duke University, EUA • **Dr. Moisés Berezowsky 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)

Review of the state of the art between sustainability and hydropower generation: A vision from Asia

Sebastian Naranjo-Silva

Jorge Silva

Javier Alvarez-del-Castillo

Tratamiento de efluentes de la matanza de cerdos por remoción de nitrógeno y fósforo usando reactores biológicos secuenciales

Sedolfo Carrasquero

Altamira Díaz

Consejos de cuenca: alcances y limitaciones de diseño para la gobernanza democrática del agua en México

Alberto Rojas-Rueda

Jorge Ramón Carbajal-Hernández

Gonzalo Hatch-Kuri

Evaluación de la respuesta hidrológica del modelo DWB en la curva de duración de caudales a nivel de cuenca y microcuenca, caso de estudio la cuenca del río Sogamoso, Colombia

Camila García-Echeverri

Christian Rodríguez-Castiblanco

Nestor Alonso Mancipe-Muñoz

Carlos González-Murillo

David Zamora

Validando productos de precipitación diaria estimados por sensoramiento remoto con estaciones pluviométricas en la cuenca Vilcanota, Perú

Eber Risco

Waldo Lavado

Pedro Rau

Thomas Condom

Estrategia administrativa para la gestión del agua potable en comunidades rurales del estado de Chihuahua

Alma Lilia Sapién-Aguilar

Laura Cristina Piñón-Howlet

José Luis Quintana-Morales

Proceso operativo simple para el análisis de frecuencias de crecientes con series de duración parcial

Daniel Francisco Campos-Aranda

Concentración de fluoruros en aguas subterráneas de los Altos de Jalisco, México

Aldo Antonio Castañeda-Villanueva



Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Revisión del estado del conocimiento entre sustentabilidad y generación hidroeléctrica: una visión desde Asia 01

Sebastian Naranjo-Silva

Jorge Silva

Javier Alvarez-del-Castillo

Treatment of effluents from pig slaughterhouses by removing nitrogen and phosphorus using sequential biological reactors 37

Sedolfo Carrasquero

Altamira Díaz

Basin councils: Scope and design limitations for democratic water governance in Mexico 88

Alberto Rojas-Rueda

Jorge Ramón Carbajal-Hernández

Gonzalo Hatch-Kuri

Evaluation of the hydrological response of the DWB model in the flow exceedance curves at the basin and micro-basin scale, case study of the Sogamoso River basin, Colombia 137

Camila García-Echeverri

Christian Rodríguez-Castiblanco

Nestor Alonso Mancipe-Muñoz

Carlos González-Murillo

David Zamora

Validating daily precipitation products estimated by remote sensing with rainfall stations in the Vilcanota basin, Peru 176

Eber Risco

Waldo Lavado

Pedro Rau

Thomas Condom

Administrative strategy for the management of drinking water in rural communities of the state of Chihuahua 230

Alma Lilia Sapién-Aguilar

Laura Cristina Piñón-Howlet

José Luis Quintana-Morales

Simple operational process for the flood frequencies analysis with partial duration series 265

Daniel Francisco Campos-Aranda

Fluoride concentration in groundwater of the Jalisco Highlands, Mexico 333

Aldo Antonio Castañeda-Villanueva

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

Exploring the influence of climate oscillations on groundwater:
Review of observational studies

David-Eduardo Guevara-Polo

Carlos Patiño-Gomez

Benito Corona-Vasquez

*Explorando la influencia de oscilaciones climáticas en
acuíferos: revisión de estudios observacionales*

David-Eduardo Guevara-Polo

Carlos Patiño-Gomez

Benito Corona-Vasquez

368

Tratamiento de aguas residuales municipales: ¿son los
sistemas UASB + lagunas con microalgas una opción?

Juan Manuel Morgan-Sagastume

María Teresa Orta-Ledesma

*Municipal wastewater treatment: Are UASB + microalgal open
ponds an option?*

Juan Manuel Morgan-Sagastume

María Teresa Orta-Ledesma

412

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-03-01

Articles

Review of the state of the art between sustainability and hydropower generation: A vision from Asia

Revisión del estado del conocimiento entre sustentabilidad y generación hidroeléctrica: una visión desde Asia

Sebastian Naranjo-Silva¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1430-8140>

Jorge Silva², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0961-4696>

Javier Alvarez-del-Castillo³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6428-8467>

¹Polytechnic University of Catalonia, Sustainability Department, Barcelona City, Spain, hector.sebastian.naranjo@upc.edu

²Instituto Politécnico Nacional, ESCA-ST, Mexico City, Mexico, j.a.silva@outlook.com

³Polytechnic University of Catalonia, Sustainability Department, Barcelona City, Spain, javier.alvarez@upc.edu

Corresponding author: Sebastian Naranjo-Silva,
hector.sebastian.naranjo@upc.edu



Abstract

Hydroelectric energy is a widely used technology in 180 countries benefiting in 2020, this source has 140 years of development, represents 16 % of the energy generated in the world and 63 % of renewables. The objective of this manuscript is to develop a state of knowledge that analyzes scientific theories, hypotheses and projects to propose this review as a robust theoretical framework to understand the effects and advantages of hydroelectric energy in Asia. For the review, the methodology collected scientific information from publishers such as Elsevier, Taylor & Francis and Springer. The Asian continent was selected due to the representative number of hydroelectric projects, and to represent more than 30 % of the world's hydroelectric generation, having the largest installed capacity. According to studies in 13 Asian countries —over future projections—, hydropower potential decreases over time in part due to the deep interaction between water and its location, variations in climate change and opposition from people near the sources and projects in often remote areas. The prominence of hydroelectricity will gradually change from a stable generation as a complementary source of other renewable energies. On the other hand, hydroelectricity, as the largest renewable source today, is competitive in generation price and responds to the growing demand of the population, therefore, to build sustainable energy systems, policymakers, engineers and builders must adopt procedures that organize projects based on sustainability criteria.

Keywords: Energy, hydropower, renewable, sustainable, water.

Resumen

En 2020, la energía hidroeléctrica es una tecnología ampliamente utilizada en 180 países. Esta fuente tiene 140 años de desarrollo; representa el 16 % de la energía generada en el mundo y 63 % de las renovables. El presente manuscrito tiene como objetivo desarrollar un estado del conocimiento que analice teorías científicas, hipótesis y proyectos para proponer esta revisión como un marco teórico robusto para conocer los efectos y las ventajas de la energía hidroeléctrica en Asia. Para la revisión, la metodología recolectó información científica de editoriales como Elsevier, Taylor & Francis y Springer. Se seleccionó al continente asiático por el número distintivo de proyectos hidroeléctricos y por representar más del 30 % de la generación hidroeléctrica mundial, al tener la mayor capacidad instalada. Según los estudios en 13 países asiáticos —a lo largo de las proyecciones futuras—, el potencial hidroeléctrico disminuye con el tiempo en parte debido a la profunda interacción entre el agua y su ubicación; las variaciones del cambio climático, y la oposición de las personas cercanas a los proyectos en áreas a menudo remotas. El protagonismo de la hidroelectricidad irá cambiando de modo paulatino de una generación estable a fuente complementaria de otras energías renovables. Por otro lado, la hidroelectricidad, como la mayor fuente renovable en la actualidad, es competitiva en el precio de generación y responde a la creciente demanda de la población, por lo tanto, para construir sistemas de energía sostenibles, los formuladores de políticas, ingenieros y constructores deben adoptar procedimientos que organicen proyectos basados en criterios de sostenibilidad.

Palabras clave: agua, energía, hidroelectricidad, renovable, sostenible.

Received: 30/03/2023

Accepted: 06/02/2024

Published online: 09/02/2024

Introduction

The hydropower sector represents the largest source of renewable energy in the world, as well as one of the most widely used. It is estimated that more than 180 countries benefited from hydropower generation by the year 2020 (IEA, 2022). The International Commission on Large Dams mentions that by 2020, more than 9 000 hydropower dams will be registered globally, which supplies almost 70 % of all this renewable energy (ICOLD, 2021; Llamosas & Sovacool, 2021).

However, despite this, the technical potential for generating more hydropower on a larger scale is substantial enough in order to substantiate further deployment of this type of technology in the future. The amount of energy consumed by 2050 is estimated to be over 8 000 TWh (Pietrosemoli & Rodríguez-Monroy, 2019).

According to the International Hydropower Association (IHA) the energy production in 2020 was 4 370 TWh, putting a record high contribution from this renewable energy in the world history (IHA, 2021). From the large construction wave of the 1960s to the 1980s, hydropower capacity has increased linearly in many advanced economies. Over 40 % means 476 GW of the global projects is more than 40 decades old (Scherer & Pfister, 2016).

In addition, the International Renewable Energy Agency (IRENA) provides the ten countries with the biggest hydropower installed capacity in Megawatts (MW) in 2020, as Figure 1 (IRENA, 2020).

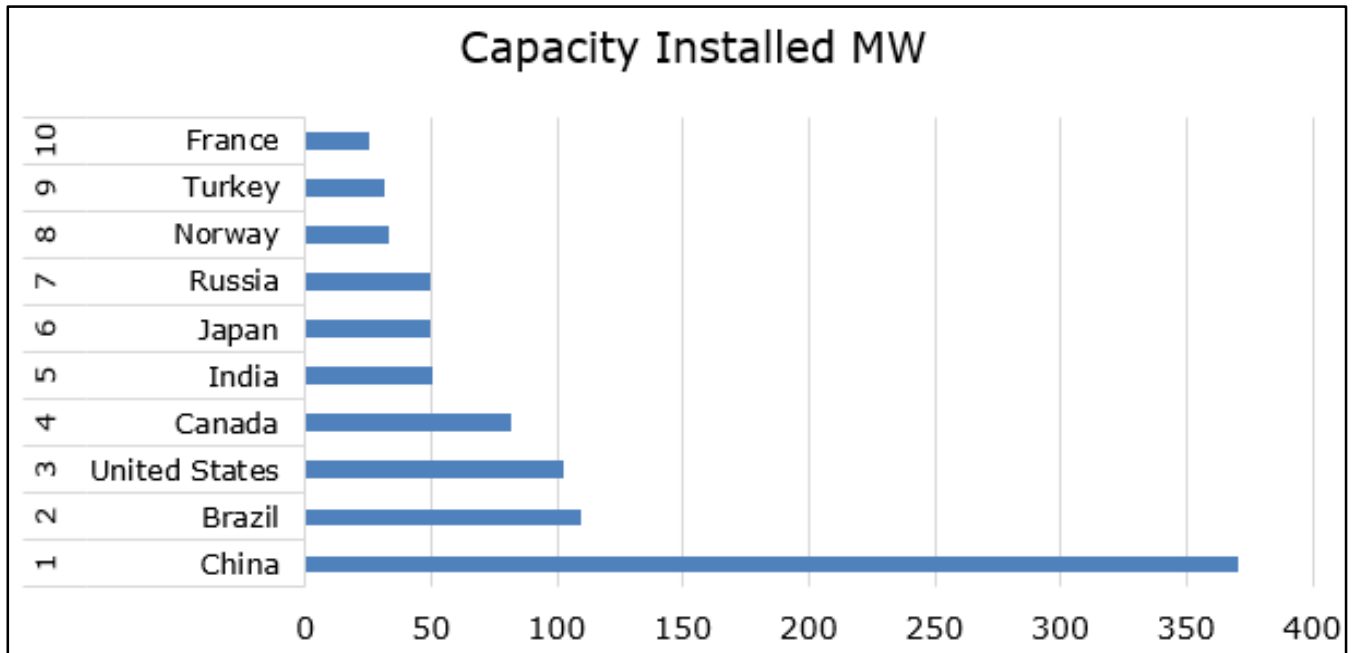


Figure 1. Ten countries with the most extensive hydropower capacity in 2020. Source: IRENA (2020).

Moreover, the hydropower status report of IHA in 2020 shows that the total global hydropower installed capacity reached 1 330 Gigawatts (GW), representing a rise of 1.2 percent, down on the five-year annual average of 2.1 percent, showing an annual slow in recent years (IHA, 2020). As a perception, comparing the grow of the hydropower in 1980 were 450 GW and 2020 were 1330 Gigawatts of global hydropower capacity, resulting in 40 years an expansion of 296 % in this source (IHA, 2022).

Data of IRENA to demonstrate this source scope, showing 2020 hydropower deployment in capacity in GW and determines that the globally accumulated by continent have the distribution: Asia (656 GW), Europe (254 GW), America (382 GW), and Africa (38 GW). Its distribution is represented in percentage in Figure 2. In addition, the data reported indicates that 35 countries in the same year, added hydropower capacity, and the fifth-highest individual increases in installed capacity were: China (13 760 MW), Turkey (2 480 MW), India (478 MW), Angola (401 MW), and Russia (380 MW) (Ritchie & Roser, 2022).

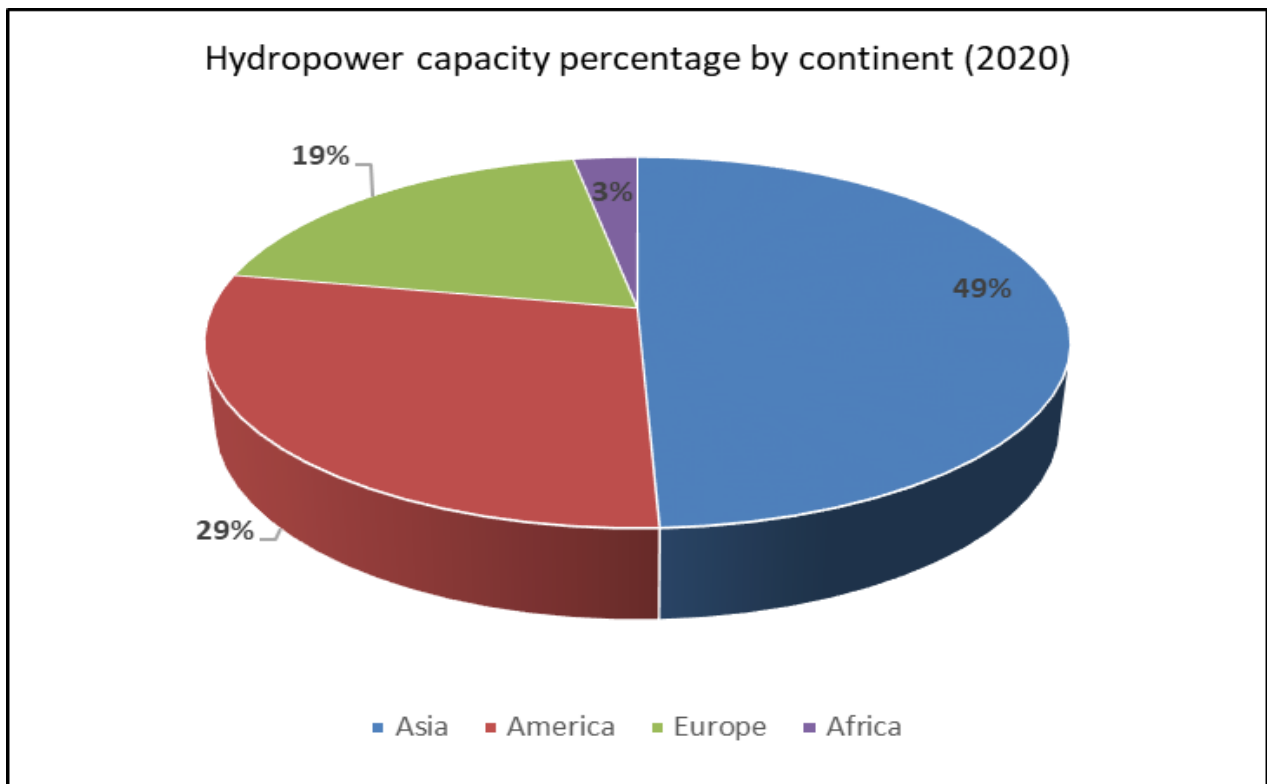


Figure 2. Continent distribution of installed hydropower capacity in 2020. Source: IRENA (2020).

Furthermore, among the advantages mentioned the hydropower being one of the most cost-effective, reliable, and efficient renewable. There are no other renewable energy sources that can produce electricity at a cost that is as low or lower than thermal energy sources such as coal, oil, and gas in the range of USD 2-5 for a kilowatt-hour (Killingtveit, 2019).

Nevertheless, hydropower production is a technology that depends on the availability of natural resources to play a critical role. Regardless of the development approach, the current rapid changes respond to the growing population demand for resources, energy, and food (Naranjo-Silva & Álvarez-del-Castillo, 2021a).

However, despite its renewable character, hydropower has social and environmental impacts caused by its use, and economic feasibility limitations; as a result, hydropower development must be treated with exceptional care to ensure its sustainability (Wang *et al.*, 2019).

While, this highlights the real advantage of built hydropower plants by the conflict between sustainability, and growth. The socio-environmental study with resource awareness is dominated by political decisions and a lack of technical support. It is important to note that for the comparisons of each section, the scale of the hydroelectric plants is defined by size, according to the Latin American Energy Organization there is a classification by capacity of each hydroelectric project up to 1 MW, they are mini plants, up to 10 MW are small plants, up to 300 MW are characterized as medium, and 301 MW and above are large hydroelectric plants. Additionally, each country, according to its energy control structure, can define the scale of the projects that often address

greater or lesser legal and environmental limitations, as well as the purpose (Daniel & Gaviria, 2018).

Also, due to various disadvantages, it is impossible to guarantee the hydro energy projects' development if not linked to sustainability. There is a turning point about which little is said between hydroelectric development as a renewable source, and the sustainability of water resources, it is worth mentioning that under own criteria, hydroelectric sustainability in any scale is defined as the adequate management and mitigation of environmental and social risks for improve the quality of life of communities and, simultaneously, protect the natural resources on which they depend. With this concept, this article will guide some studies and concepts that are important for everyone as energy consumers.

Meanwhile, the manuscript is proposed as a consolidated document for consultation of research carried out, unifying criteria where there are similarities and discussing gaps, from what has been investigated so far, the hydropower advantages, and migrating to renewable systems are detailed. In addition, projections of renewables to climate change were found, however, little is said about the effects of hydroelectricity and the sustainability criteria that this source should manage in its development. Therefore, these issues are detected as gaps to be discussed, and the present manuscript is a novel reflection of the hydropower systems in the Asian continent, because there is a significant opportunity to make recommendations to has a sustainable expansion of this source.

On the other hand, as the data shows in Figure 1 and Figure 2, hydropower is more representative in the countries of Asia, the continent occupying the first position in installed capacity in 2020 as the biggest country that deployment this source (China); therefore the following

manuscript has the general aim to develop a state of art on recent research (2013 to 2022) that relate the sustainability with the hydropower development to propose this review as a robust-theoretical framework to know the effects, and advantages of the hydropower in Asia. In addition, as specific aims, it seeks to know the energy projections of this renewable source related to the climate change effects; and the social, and environmental aspects in the continent, using hydropower impacts of the existing projects as a basis.

Methodology

For the review using data processing, it used the non-experimental methodology developed new theories based on studies, and concepts; this methodology was used because take variables, events, and contexts that occur without the direct intervention. It is study is based on an organized review of hydropower technology; this systematic review is an iterative process where existing scientific studies are the data source to identify trends and projections in the current research in a specific place (Asia) (Cárdenas, Filonzi, & Delgadillo, 2021; Levenda, Behrsin, & Disano, 2021).

Orientation articles were selected from editorials from scientific information sources such as Elsevier, Taylor & Francis, and Springer. It was selected in these databases because, according to the initial search, these three editorials are the most technical studies related to the framework of renewable energies.

First-hand searching of the universe study for hydroelectric development in Asia found around 286 documents, the first search criteria

did only peer-reviewed academic journals published in English were considered eligible. To select papers for supplementary investigation, it presented three additional filters structured a criteria search as it represented in Figure 3, it defined with key paragraphs, such as: "Negative hydropower impacts", "hydropower influences in Asia", and "hydropower development in Asia" and the documents were reduced to 139 papers giving a period for the 2013-2022.

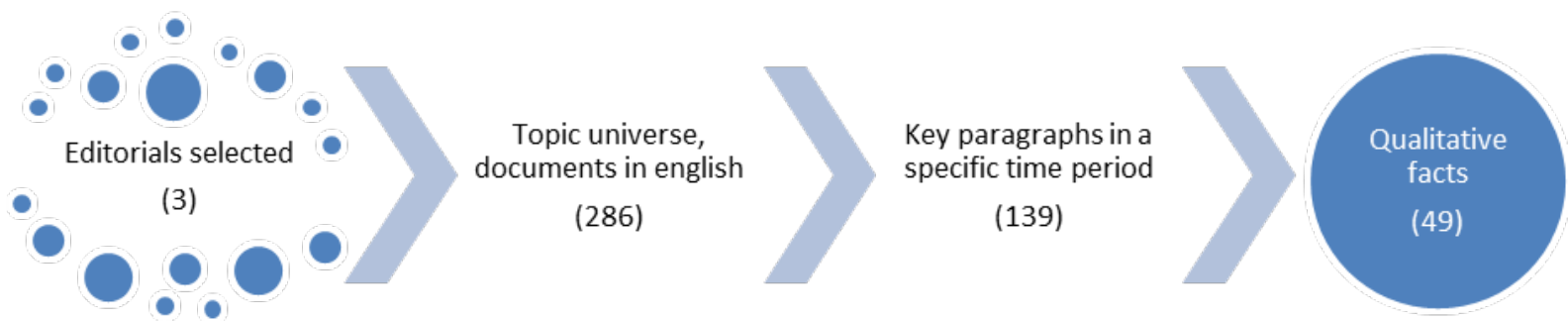


Figure 3. No experimental methodology.

In the end, a large number of documents were removed by the lacking in outstanding contributions, and robust scientific data showing just qualitative information, the final criteria were articles with quantitative facts with future simulations or projections giving indicators. As a result, 49 publications with title references and abstracts related to the current review remained for the Asian countries as show in Figure 3.

The 49 documents were reviewed in detail, consolidating concepts to form Table 1 with information from 13 specific countries, in addition, debate concepts were taken that served to develop the discussion area of this manuscript. In other words, with the relevant documents obtained,

the research methodologies and results found in the various countries of the Asian continent were reviewed.

Table 1. The hydropower development in Asian continent.

Country	Principal considerations
Bhutan, and Nepal	Bhutan and Nepal are two countries with significant hydropower potential due to their hydrographic basins, even though they do not have access to the sea. Nepal has an energy deficit, whereas Bhutan has a surplus energy capacity to export (Ogino, Dash, & Nakayama, 2019). The hydropower potential for Bhutan is 26 760 MW, while the amount of hydropower for Nepal is 43 000 MW. Bhutan and Nepal have hydropower reserves of 50 000 MW and 84 000 MW, respectively. However, by 2019, Bhutan's installed capacity in a hydroelectric generation was 1 614 MW, while that of Nepal was 856 MW, that is, 6 and 2 % have been developed, respectively (Ritchie & Roser, 2022). Comparing Nepal's projects to Bhutan's, the results showed higher costs for civil works, financial charges, institutional management, and social and environmental safeguards in Nepal's projects. Consequently, the cost per kW of the project increases. Meanwhile, Bhutan's projects resulted in lower energy production than Nepal's (Ogino <i>et al.</i>, 2019). In these two neighboring Asian countries, energy change and development are analyzed, it is shown that hydropower facilities are designed to retain large volumes of water in reservoirs, increasing environmental costs, and social risks. It is recommended to reduce the construction of large-scale infrastructure for efficient medium- or small-scale compact facilities with lower environmental and social risks and impacts, where financing resources are captured, including the issuance of climate funds related to carbon reduction by avoiding the use of fossil sources (Ogino <i>et al.</i>, 2019).

Country	Principal considerations
China	In China, some simulated projections show that climate change modifies the entry water conditions dramatically with harmful consequences for hydropower, especially in southwest China, where hydropower projects dominate the energy systems (Jin, Andersson, & Zhang, 2016; Li, Zhang, & Xu, 2015; Zhang, Lei, Chen, & Song, 2019). Although solar and wind power are increasing in China and other countries, studies have suggested that studying climate change's impacts on renewable energy in coordination with hydropower could help complement regional energy grids. Integrating different renewable energy sources, such as solar, hydroelectric and wind, into a joint power generation system can be an effective strategy to make the most of available resources and ensure a more stable and reliable energy supply, e.g., solar energy is most intense during the day and usually peaks around noon, wind energy can be strongest at night or on cloudy days, and hydroelectric energy is constant when there is precipitation (Liu <i>et al.</i>, 2020). On the other hand, while the largest hydropower project in the world is in a struggle to manage its water resources, the "Three Gorges" plant must take measures to use water in the face of inter-annual fluctuations to be located in the middle of the third largest river in the world (Qin <i>et al.</i>, 2020). An ensemble of five General Circulation Models is used in this study to simulate the daily regulation and hydropower performance of the Three Gorges Reservoir (TGR). TGR will generate more hydropower and mean annual inflow as precipitation increases in the basin. Statistically significant increases are only observed for 2080-2099, and spring is the season of greatest concentration. As a result, the complexity of the management and production of hydroelectric energy in future climate change scenarios is shown, which promotes the need for detailed regulatory models of China's energy consumption. The country with the greatest installed capacity must know that the seasons are changing, and hydroelectric production is sensible (Qin <i>et al.</i>, 2020). Moreover, in another Chinese region, on Tibetan Plateau, the hydric source of Lancang River base, upper Mekong is evaluated because its river provides fresh water for a large population, millions of people. The investigation and simulation indicate increases in the water inflow; it is recommended that this variability be considered for future hydropower planning sustainability (Li <i>et al.</i>, 2015; Zhong, Zhao, He, & Chen, 2019). Thus, the results indicate that hydropower energy in China is sensitive to climate fluctuations, especially when it comes to temperature and rainfall. As a result, extreme weather events caused by global warmings, such as rain, heatwaves, floods, and drought, pose a significant threat to hydropower development in Asia (Fan <i>et al.</i>, 2020)

Country	Principal considerations
India	As a growing country, India studies hydropower production and meteorological relation. During the observation period between 1951 and 2007, seven large hydropower projects experienced significant global warming values, precipitation decreases, and streamflow decreases since RCP 8.5 since the study was conducted (Ali, Aadhar, Shah, & Mishra, 2018). Under a global warming scenario, the projected increase in precipitation will be reflected in the simulated streamflow in hydropower reservoirs. A future climate increase change streamflow by up to 45 % and hydropower production by 25 %. Streamflow for hydropower projects such as those at Nathpa Jhakri and Bhakra Nangal will be affected by an increase in warming of 6.25 ± 1.62 °C, which modify hydropower production in May and June (Ali <i>et al.</i>, 2018). In summary, precipitation and air temperature significantly fluctuate hydropower generation in the hydrological basins. According to the analysis, future climates will be wetter and warmer (Choudhury & Dey-Choudhury, 2020; Negi & Punetha, 2017). In addition, the average annual precipitation temperature is estimated to increase between 18 ± 14.6 % in India (Ali <i>et al.</i>, 2018)
Iran	Two hydropower plants in this Asian country are studying the impact of climate change based on their discharges (Bakhtiari and Dez), using six global climate models and three scenarios from the Special Report on Emission Scenarios. The precipitation projections are anomalous, demonstrating an increase and decrease in rainfall (Mousavi, Ahmadizadeh, & Marofi, 2018). In response to climate change, the investigation shows that the hydropower production percentages range from -1.7 % (B1-2050) to -26.8 % (A1B-2080) for the Bakhtiari reservoir inflow. Further, for the Dez reservoir's inflow decreased by 21.8 % (A1B-2080) and increased by 3.6 % (B1-2080), respectively. In the study, climate change was evaluated with regard to multiple variables, including the impact on hydrology and hydropower; projections of all scenarios show a substantial increase in temperatures of up to 4.9 °C as well as changes in precipitation of up to 18 % during the middle and end of the century (Mousavi <i>et al.</i>, 2018). The hydrological model confirms a hydropower projected annual in average reduction of 33 % under climate change conditions, and the results demonstrate the renewable source vulnerability around the uncertain climatic (Mousavi <i>et al.</i>, 2018)

Country	Principal considerations
Laos	Using a survey at 40 households obtain 160 households downstream and upstream of four hydropower projects in Laos were collected. In the survey, two thirds of the respondents were farmers, 75 % were males, the average age of the participants was 48 years old (ranged from 24 to 84 years old), and the average academic level was six years (Sivongxay, Greiner, & Garnett, 2017; Souksavath & Nakayama, 2013). It was found that the impact of the hydropower power plants in the communities exhibited positive and negative results. For example, hydropower can be a significant employer in the construction and operation phase with financial benefits that community members relate to direct employment (Sivongxay <i>et al.</i>, 2017). In the eyes of the communities, hydropower degrades natural capital by changing rivers, reducing fishing productivity, and creating more negative than positive influences. In order to shed lighter on the importance of economic development and the people's livelihoods, it is recommended that similar studies be carried out, analyzing how hydropower affects the people living in the local area (Sivongxay <i>et al.</i>, 2017; Souksavath & Maekawa, 2013)
Malaysia, Indonesia, Thailand, and Myanmar	The economy of four Southeast Asian countries is examined, concluding that both energy and water resources are vital to economic development, and the two needs have increased. As a result of the deprived energy policies, and poor supply of hydropower stations in the cited countries, the hydropower future is fraught with obstacles as climate variations by the climate change, efficient designs by the future projects, and financial policies (Tang <i>et al.</i>, 2019). Malaysia is a prosperous state in hydropower resources due to its unique geographic location, the country has 189 rivers with a dimension of 57 300 km, which means that it can generate 414 000 GWh/year. Of this, 329 000 GWh/year comes from its eastern region (Ahmad & Tahar, 2014; Chow, Bakhrojin, Haris, & Dinesh, 2018). In terms of hydroelectric capacity, Indonesia theoretically ranks fourth in Asia with an estimated 75 000 MW, of which 500 MW is small-scale hydropower. In addition, Indonesia's hydropower potential is distributed over more than 1 300 potential locations due to the country's unique geography (Purwanto & Afifah, 2016). Thailand has a surface extent of 310 000 km² also an annual rainfall of 1 560 mm, and its developed hydropower resources amount to about 18 000 million kilowatt-hours. Though theoretically, there are 190 billion kWh of hydropower available, only 100 billion kWh can be utilized (Aroonrat & Wongwises, 2015).

Country	Principal considerations
	Myanmar is a tropical country with a technical hydropower potential of 39 720 MW, and the large-scale potential occupies more than 25 000 MW. But like other countries, Myanmar only uses a small part of the considerable hydropower, less than 1 %, around 350 MW (Kattelus, Rahaman, & Varis, 2015). This study indicates that hydropower in the four South Asian countries has a wide application due to geographical conditions, and it is rousing to notice that Southeast Asia is becoming a new economic growth point in the world. In Malaysia, Indonesia, Thailand and Myanmar, energy supply lags behind the demand for economic growth. Hydropower generation is essential when considering global resources since it is a renewable resource. However, the lack of energy policies, disputes within national governments, and insufficient international cooperation for developing sustainable hydropower projects in these countries (Tang <i>et al.</i>, 2019)
Nepal, and Pakistan	Around South Asia, in Nepal and Pakistan, hydropower is covered by their energy potential of 2 and 12 %, respectively; therefore, a recommendation to generate strategies and energy policies emphasizes the priority of water resources. The study illustrates the technical, political and economic challenges that arise as environmental and ecological problems when developing and operating hydroelectric plants that are built to avoid traditional thermal systems with fuel burning (Hussain <i>et al.</i>, 2019). As the region faces electricity shortages and growing demand, trade-in energy between countries has potential, resulting in benefits from connecting power transmission stations transnationally and conducting business between countries. The energy trade will strengthen the energy security of countries; therefore, adequate strategic planning and efficient coordination are key to maximizing the benefits of this renewable energy that can often be shared by two or more countries due to the specific hydric flows where it can be exploited (Ali, Li, Congbin, & Khan, 2015). The annual average precipitation in Nepal is increasing at a slight rate of 0.284 mm/year, while in Pakistan, the average temperature is decreasing, due to the erratic yearly changes in rainfall areas, resulting in a decrease in rainfall (Sahukhal & Bajracharya, 2019). The study recommends an intelligent energy exchange approach as well as regional collaboration for the development and collective energy between the two nations, to reduce impacts on downstream populations, aquatic life, and terrestrial ecosystems (Pakhtigian, Jeuland, Bharati, & Pandey, 2019)

Country	Principal considerations
Taiwan	A study of the climate change influence on hydropower generation based on the Kaoping river discharge is being conducted in Southern Taiwan, using scenarios based on data from rain and temperature from a Global Climate Model. The projection shows how the watershed uses hydrological model loading functions to simulate the river's discharge in the A2 and B2 scenarios from the Intergovernmental Panel on Climate Change (Chiang, Yang, Chen, & Lee, 2013). Each scenario represents a development of the divergent level in demographic, social, economic, and technological questions, presenting a pessimistic or an optimistic evolutionary line, respectively (IPCC, 2009). During the study period, the south had more variable rainfall, while the north had a wider range of temperatures. In the south of the country, the average annual temperature is about 24° C. Considering Taiwan's average annual rainfall of more than 2 500 mm and the steep slopes of its rivers (average: 0.655), thus the hydropower is a feasible possibility here Taiwan's south is examined for its hydropower potential under climate change. It predicts that the Kaoping river flow will fluctuate between -26 and -15 percent in the dry period and -10 to -82 percent in the rainy season (Chiang <i>et al.</i>, 2013). Climate change can alter Taiwan's hydropower production capacity with high variance, and most results require climate mitigation and adaptation plans (Chiang <i>et al.</i>, 2013).

In addition, the decision to use hydropower technologies is because, nowadays, it is the most significant renewable energy, moreover it's a source involved in shaping policy decisions, mainly in Asia, where it emerged as the large continent that implemented compared to others world places (Zhong *et al.*, 2019). Thus, this methodology can achieve the goal of develop a state of art that relate the sustainability with the hydropower development, as a robust-theoretical framework.

Results and discussion

As part of the review, various documents have been created to focus hydropower on sustainability; toward the end of the article, Table 1 present the databases results, and repository scientists over the last seven years, organized by country. It is important to mention that in this section of results, it is important to divide by country because each of them requires data, relationships, projections and analysis of different ecosystems where hydropower plants are built and operate. Although they are located on a similar continent, there are differences in the type of energy use, energy grid of each country, and forms of consumption, which is why studying each one shows a breadth of criteria that strengthen the discussion.

As it shown in Table 1, hydropower has a complex interaction of impacts, commonly treated as independent, but hydropower consequences are not purely social, climatic, ecological, technical, or economic, although related (Naranjo-Silva & Álvarez-del-Castillo, 2021b). These effects poorly quantified in vulnerable or modified regions are cumulatively estimated at approximately one trillion dollars to offset the last 18 years' deterioration of hydropower and climate alterations (Turner, Hejazi, Kim, Clarke, & Edmonds, 2017). In Figure 4, a hydropower impacts summary based on the collected data between positive and negative aspects.

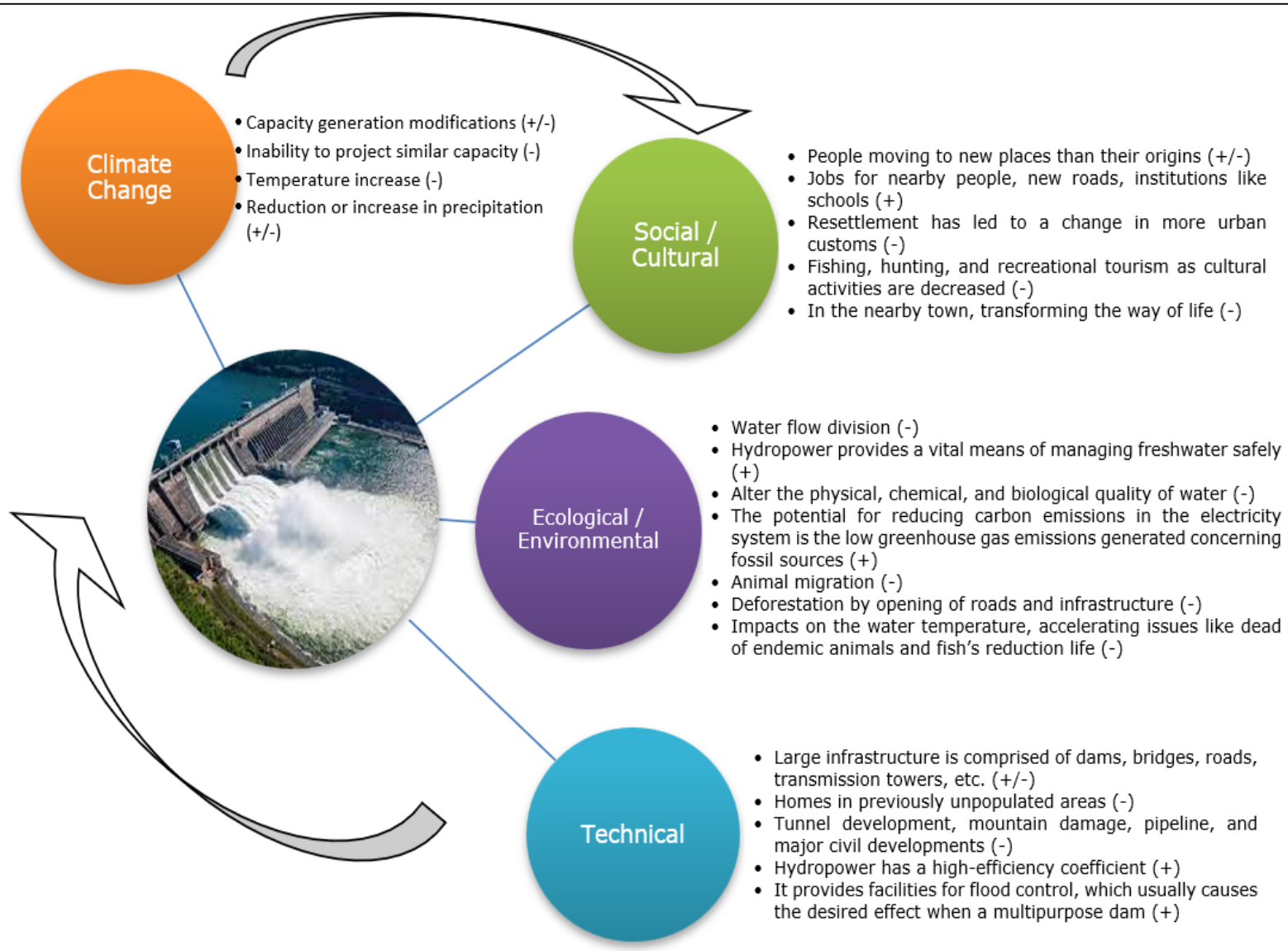


Figure 4. Effects of hydropower production.

Sustainability and hydropower generation

In Asia (Table 1), traditional hydropower (reservoir, pass or channel) has an impact directly on ecosystems and water resources. In contrast, sustainability is considered to address existing problems such as managing resources that require studies to adapt to natural changes as dams' construction, river diversion, deforestation among other activities. Consequently, it is required to produce valuable data on water balance, energy planning scenarios, and station allocation for sustainable hydropower production to make the best decisions.

However, currently, as the largest renewable source, hydroelectricity serves as energy for the development of several countries, but there are support tools to make sustainable selections in the plants (Tang, Li, & Tu, 2018). One tool around hydropower sustainable construction from knowledge from different ranges and perspectives arises with the technical tool called: Hydropower Sustainability Assessment Protocol (HSAP). In 2014, the World Bank approved the Protocol as a guide to hydroelectric development in the Bank's partner countries.

A significant proportion of the world's hydropower is already being generated through hydropower, so the adoption of this protocol is not as fast as it should be because it is a document that uses the life cycle assessment as part of the assessment of sustainability, as well as considering the reservoir, dam, power plant, transmission, project location, impacts, and surroundings of the project (IHA, 2018b; IHA, 2018a). The sustainability evaluation protocol is a robust document, however there is very little information on its implementation. IHA was

consulted but no response was obtained from the projects that have implemented it.

Therefore, the International Hydropower Association has developed the HSAP protocol for measuring and streamlining hydropower approaches. Despite the shortness of this protocol, it gives an overview of the parameters involved in sustainable hydropower development; the HSAP provides recommendations for the construction of sustainable hydropower plants and it is important to highlight the endorsements to make the projects viable. The HSAP main recommends on environmental aspects determines water test, sediments treatment, opening roads control, and native flora precaution and care. On the other hand, in social aspects, the education and communication with local residents are all essential elements of supporting the construction phases, thus, the socializations did by the government with the communities around the human rights to companies can establish policies and processes governing their business are essential.

At India, for example, evaluated the implementation of this protocol (HSAP) in some hydropower projects in the Uttarakhand area; it saw that companies always seek the positive impact, but significant consequences are leading to the forced relocation of local communities, loss of employment opportunities, loss of access to water, and fear of natural calamities as floods. In Uttarakhand, most projects fall under different levels of sustainability, so mitigation measures specific to each project are recommended based on the protocol guidelines (Chhabra-Roy & Roy, 2022).

Though, there is an incorrect criterion about hydropower associated to sustainability, it is a wrong approach, as shown by the review findings

nonetheless, if there are voluntary instruments to adopt criteria and recommendations in a social, economic, and cultural way that support the built of the plants (Bondarenko, Kortunov, Semenova, & Khetsuriani, 2019).

On the other hand, there are some conclusions, and studies that impact the sustainability source are brought up and serve to compare our finds, for example, the climate change affect globally, but an investigation is projected to result in an overall decrease of 6 % in hydropower potential of Europe by 2070. However, for Western and Central Europe, a stable hydropower pattern is predicted, and for the Mediterranean, a decrease of 20 to 50% is forecast (Bakken, Killingtveit, & Alfredsen, 2017).

A study of watersheds show that are affected by stress and food shortages in six hydropower producing countries of South Asia, such as Afghanistan, Bangladesh, Bhutan, India, Nepal, and Pakistan. A rapidly growing population and economic deficit are likely to exacerbate these problems. South Asia's needs for water, energy, and food are growing, and resources are being depleted globally, threatening water sustainability. Each degree of temperature rise is expected to increase water demand for crop production by 6-10 %. Although the six south Asian countries have a total hydropower capacity of around 388 GW, only 16 % of it is being utilized. In contrast, 80 % of it is being utilized in industrialized countries. The assessment of the water resources potential indicates that coordination and management need to be improved, and synergies are underutilized on the hydropower plants (Rasul, Neupane, Hussain, & Pasakhala, 2019).

Comparing, in the Middle East, at Kurdistan region, integrated by Iran, Turkey, Iraq, and Syria, has impacted many people for the last

decade's unstable water situation. Since ancient times, Tigris and Euphrates rivers have been used for the Mesopotamian lowland's irrigation (Ahmad-Rashid, 2017). On Tigris and Euphrates rivers, there are 32 important dams, eight added are under construction, and more than 13 will be planned with total hydropower installed capacity of 11.35 GW (Kibaroglu & Gürsoy, 2015). Unfortunately, the water crisis in Kurdistan requires the existing expertise, proper use, and the decision-makers determination to do a framework for a further logical hydric resources development that can solve the population water supply and electricity generation as multipurpose projects for water supply and power generation, seeking to optimize the use of water resources, offering a variety of economic, social and environmental advantages (Ahmad-Rashid, 2017).

In addition, a study of global hydropower projects simulates the ensemble projections of stream flow and mentions that in Eastern Asia, United States, and Australia, water reductions are projected to 2080, where sharp increases in combined temperature reductions of these regions are expected to affect 11-14 % of annual hydropower generation for RCP 2.6, and 41-51 % for RCP 8.5 of the world population by the 2080s (Van Vliet *et al.*, 2016).

Nonetheless, all these studies and approaches are implemented due to the attention in hydropower, in response to the increasing need to advance an economy with low carbon emissions, but which ensures strategies accompany the water resources management where the sustainability criteria are far from being reconsideration (Uamusse, Aljaradin, Nilsson, & Persson, 2017).

Limitations and future directions

Across the globe, the number of hydropower plants is continuously increasing, and plays an increasingly important role in electricity production. Hydropower dams are one of the most significant infrastructure energies in the world, and there is a huge need to build more dams, but through a political ecology framework with social concerns, energy, social justice, environmental protection, ecosystems rehabilitation, transparency constructive, and social responsibility (Hartmann, 2020; Sánchez, Morales, Vélez, & Castillo, 2022).

Every new installation of such a system carries a wide range of effects that should be evaluated in depth and thoroughly. Nevertheless, the effects are poorly quantified, the studies presented dispute hydropower's primary protagonist and apparent benefits since settlements differ in terms of energy access, economic development, flood prevention, and carbon dioxide reduction, for example, these effects do not occur in most urban zones, and generally are rarely accepted by the populace (Naranjo-Silva & Quimbata, 2022; Zhuo, Feng, & Wu, 2020).

Therefore, hydropower will continue to be a controversial energy option in the coming years; hence, it is necessary to evaluate risks, advantages, and viability, including size, costs, and impacts. Moreover, a problem defined as a limitation is that the hydropower generated has public aberration towards the project's construction, landscapes change, vegetation damage, wildlife, and aquatic death (Mattmann, Logar, & Brouwer, 2016).

Concerns about hydropower development's environmental and social influences have made sustainability a critical and unavoidable issue. Industry and government are paying close attention to it. Therefore, for the long-term sustainable hydropower expansion, an objective and comprehensive assessment of these impacts is crucial (Naranjo-Silva & Alvarez-del-Castillo, 2022).

Using negative hydropower impacts of the existing projects as a basis, future directions can define parameters and data for resilient hydropower projects in areas with the least potential for damage to ecosystems.

In light of knowledge, other future discussions can be the investigations of the climatic scenarios for the new hydropower projects using sustainable parameters, an awareness background, and incentives applied to the stakeholders.

Conclusions

Hydropower is the biggest renewable source nowadays, it is competitive in generation price, and respond to the growing population demand. Nevertheless, the different studies show that the overall hydropower potential of the thirteen Asian countries decreases over time in part due to the deep interaction between water and its location, meaning adverse effects on the environment.

The development of hydropower systems must be prioritized based on all the advantages and disadvantages arising from the use of this renewable. In order to build sustainable energy structures, policymakers,

engineers and builders must adopt procedures that can arrange projects based on their sustainability.

With the review of the state of art between sustainability and hydropower generation in Asia, as a novelty a consolidated discussion document is generated, unifying insights where there are similarities in 13 countries and discussing gaps such as the effects of hydroelectricity on water resources, environmental impacts and criteria that this the source should communicate in its development to mitigate the social effects of the surrounding communities.

In the future, the hydropower protagonist will gradually change from a stable generation as a complementary source of others renewable energies; this will mean a move away from promoting hydropower energy as a sustainable source, because confronts the temperature variations by the climate change, the deficient global financial policies, and opposition from people close to projects in often rural and remote areas, particularly dam projects with more significant ecological and environmental impacts.

The limitation of this study is that it just takes thirteen countries of Asia to do a small global sample. Moreover, some data from particular hydropower projects can be observed, and there is a significant opportunity to discover tools, and make recommendations to has a sustainable hydropower expansion.

To obtain a realistic quantitative to hydropower, it is recommended to utilize a combined approach of climatology, hydrology, and energy efficiency, which can simulate future climate change and diverse world modifies to be developed energy studies on planning scenarios with balanced renewable sources.

Acknowledgments

We want to thank all the authors cited in this manuscript; their time, investigations, and projections give us a perspective, guide, and support. Additionally, we acknowledge the journal to provide the opportunity for socializing the different results.

References

- Ahmad, S., & Tahar, R. M. (2014). Selection of renewable energy sources for sustainable development of electricity generation system using analytic hierarchy process: A case of Malaysia. *Renewable Energy*, 63, 458-466. DOI: 10.1016/j.renene.2013.10.001
- Ahmad-Rashid, K. (2017). Present and future for hydropower developments in Kurdistan. *Energy Procedia*, 112(October 2016), 632-639. DOI: 10.1016/j.egypro.2017.03.1130
- Ali, S. A., Aadhar, S., Shah, H. L., & Mishra, V. (2018). Projected increase in hydropower production in India under climate change. *Scientific Reports*, 8(1), 1-12. DOI: 10.1038/s41598-018-30489-4
- Ali, S., Li, D., Congbin, F., & Khan, F. (2015). Twenty-first century climatic and hydrological changes over upper Indus basin of Himalayan region of Pakistan. *Environmental Research Letters*, 10(1), 14007. DOI: 10.1088/1748-9326/10/1/014007
- Aroonrat, K., & Wongwises, S. (2015). Current status and potential of hydro energy in Thailand: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 46, 70-78. DOI: 10.1016/j.rser.2015.02.010

- Bakken, T. H., Killingtonveit, Å., & Alfredsen, K. (2017). The water footprint of hydropower production-state of the art and methodological challenges. *Global Challenges*, 1(5), 1600018. DOI: 10.1002/gch2.201600018
- Bondarenko, V. L., Kortunov, A. K., Semenova, E. A., & Khetsuriani, E. D. (2019). Assessment of the prospect of using the hydropower potential in the operating water-supply and irrigation systems of Savropol Krai (Russia). In: *2019 International Multi-Conference on Industrial Engineering and Modern Technologies, FarEastCon 2019* (pp. 1-5). IEEE. DOI: 10.1109/FarEastCon.2019.8934160
- Cárdenas, M., Filonzi, A., & Delgadillo, R. (2021). Finite element and experimental validation of sample size correction factors for indentation on asphalt bitumens with cylindrical geometry. *Construction and Building Materials*, 274. DOI: 10.1016/j.conbuildmat.2020.122055
- Chhabra-Roy, N., & Roy, N. G. (2022). Paradigm shift in the sustainability of water-based power sector - An application of hydropower sustainability assessment protocol. *Social Responsibility Journal*, 19(4), 641-665. DOI: 10.1108/SRJ-05-2020-0214
- Chiang, J. L., Yang, H. C., Chen, Y. R., & Lee, M. H. (2013). Potential impact of climate change on hydropower generation in southern Taiwan. *Energy Procedia*, 40, 34-37. DOI: 10.1016/j.egypro.2013.08.005

- Choudhury, N. B., & Dey-Choudhury, S. R. (2020). Implications for planning of hydroelectric projects in Northeast India: An analysis of the impacts of the Tipaimukh project. *GeoJournal*, 8(Wcd 2000), 21. DOI: 10.1007/s10708-020-10158-8
- Chow, M. F., Bakhrojin, M. A., Haris, H., & Dinesh, A. A. A. (2018). Assessment of Greenhouse Gas (GHG) emission from hydropower reservoirs in Malaysia. *Proceedings*, 2(22), 1380. DOI: 10.3390/proceedings2221380
- Daniel, K., & Gaviria, M. (2018). *Impactos sociales y el tamaño óptimo de los megaproyectos hidroeléctricos*. Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
- Fan, J. L., Hu, J. W., Zhang, X., Kong, L. S., Li, F., & Mi, Z. (2020). Impacts of climate change on hydropower generation in China. *Mathematics and Computers in Simulation*, 167, 4-18. DOI: 10.1016/j.matcom.2018.01.002
- Hartmann, J. (2020). *Climate change and hydropower training manual*. AICCA Project, Ministry of the Environment and Water of Ecuador, CONDESAN. Recovered from <https://condesan.org/recursos/manual-entrenamiento-cambio-climatico-e-hidroenergia/>
- Hussain, A., Sarangi, G. K., Pandit, A., Ishaq, S., Mamnun, N., Ahmad, B., & Jamil, M. K. (2019). Hydropower development in the Hindu Kush Himalayan region: Issues, policies and opportunities. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 107(February), 446-461. DOI: 10.1016/j.rser.2019.03.010

- ICOLD, International Commission on Large Dams. (2021, April 1). *General Synthesis of World register of dams*. Recovered from https://www.icold-cigb.org/article/GB/world_register/general_synthesis/general-synthesis
- IEA, International Energy Agency. (2022). *Hydropower special market report. Analysis and forecast to 2030*. Recovered from www.iea.org/t&c/
- IHA, International Hydropower Association. (2018a). *Hydropower sustainability assessment protocol* (Vol. 56). Sutton, London, UK: International Hydropower Association. DOI: 10.1111/fcre.12351
- IHA, International Hydropower Association. (2018b). *Hydropower sustainability guidelines on good international industry practice*. London, UK: International Hydropower Association. Recovered from <https://www.hydropower.org/publications/hydropower-sustainability-guidelines>
- IHA, International Hydropower Association. (2020). *Hydropower status report 2020: Sector trends and insights*. Recovered from https://www.hydropower.org/sites/default/files/publications-docs/2019_hydropower_status_report_0.pdf
- IHA, International Hydropower Association. (2021). *Hydropower status report 2021: Sector trends and insights*. Recovered from <https://www.hydropower.org/publications/2021-hydropower-status-report>

- IHA, International Hydropower Association. (2022). *Hydropower Status Report 2022: Sector trends and insights*. London, UK: International Hydropower Association.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2009). Climate change 2007: Impacts, adaptation and vulnerability. *International Encyclopedia of Human Geography*. DOI: 10.1016/B978-008044910-4.00250-9
- IRENA, International Renewable Energy Agency. (2020). *Renewable energy statistics 2020. Renewable hydropower (including mixed plants)*. Recovered from <https://www.irena.org/publications/2020/Jul/Renewable-energy-statistics-2020>
- Jin, Y., Andersson, H., & Zhang, S. (2016). Air pollution control policies in China: A retrospective and prospects. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(12), 22. DOI: 10.3390/ijerph13121219
- Kattelus, M., Rahaman, M. M., & Varis, O. (2015). Hydropower development in Myanmar and its implications on regional energy cooperation. *Sustainable Society*, 7(1), 42-66. DOI: 10.1504/IJSSOC.2015.068071
- Kibaroglu, A., & Gürsoy, S. I. (2015). Water-energy-food nexus in a transboundary context: the Euphrates-Tigris River basin as a case study. *Water International*, 40(5-6), 824-838. DOI: 10.1080/02508060.2015.1078577

- Killingtveit, Å. (2019). *Hydropower. In: Managing Global Warming* (pp. 265-315). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier. DOI: 10.1016/B978-0-12-814104-5.00008-9
- Levenda, A. M., Behrsin, I., & Disano, F. (2021, January 1). Renewable energy for whom? A global systematic review of the environmental justice implications of renewable energy technologies. *Energy Research and Social Science*, 71. DOI: 10.1016/j.erss.2020.101837
- Li, X. J., Zhang, J., & Xu, L. Y. (2015). An evaluation of ecological losses from hydropower development in Tibet. *Ecological Engineering*, 76, 178-185. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.03.034
- Liu, B., Lund, J. R., Liu, L., Liao, S., Li, G., & Cheng, C. (2020). Climate change impacts on hydropower in Yunnan, China. *Water*, 12(1), 1-20. DOI: 10.3390/w12010197
- Llamosas, C., & Sovacool, B. K. (2021). The future of hydropower? A systematic review of the drivers, benefits and governance dynamics of transboundary dams. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 137(0321), 110-124. DOI: 10.1016/j.rser.2020.110495
- Mattmann, M., Logar, I., & Brouwer, R. (2016). Hydropower externalities: A meta-analysis. *Energy Economics*, 57, 66-77. DOI: 10.1016/j.eneco.2016.04.016
- Mousavi, R. S., Ahmadizadeh, M., & Marofi, S. (2018). A multi-GCM assessment of the climate change impact on the hydrology and hydropower potential of a semi-arid basin (a case study of the Dez Dam Basin, Iran). *Water*, 10(10), 22. DOI: 10.3390/w10101458

- Naranjo-Silva, S., & Álvarez-del-Castillo, J. (2021a). An approach of the hydropower: Advantages and impacts. A review. *Journal of Energy Research and Reviews*, 8(1), 10-20. DOI: 10.9734/jenrr/2021/v8i130201
- Naranjo-Silva, S., & Álvarez-del-Castillo, J. (2021b). Hydropower: Projections in a changing climate and impacts by this 'clean' source. *CienciAmérica*, 10(2), 32. DOI: 10.33210/ca.v10i2.363
- Naranjo-Silva, S., & Alvarez-del-Castillo, J. (2022). The American continent hydropower development and the Sustainability: A review. *International Journal of Engineering Science Technologies*, 6(2), 66-79. DOI: 10.29121/ijoest.v6.i2.2022.315
- Naranjo-Silva, S., & Quimbata, O. (2022). Hydropower and climate change concerning to the implementation of the First National Determined Contribution in Ecuador. *Revista Iberoamericana Ambiente & Sustentabilidad*, 5(Sustainable Management of Water Resources), 1-14. DOI: 10.46380/rias.v5.e268
- Negi, G. C. S., & Punetha, D. (2017). People's perception on impacts of hydropower projects in Bhagirathi river valley, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(4). DOI: 10.1007/s10661-017-5820-y
- Ogino, K., Dash, S. K., & Nakayama, M. (2019). Change to hydropower development in Bhutan and Nepal. *Energy for Sustainable Development*, 50, 1-17. DOI: 10.1016/j.esd.2019.02.005

- Pakhtigian, E. L., Jeuland, M., Bharati, L., & Pandey, V. P. (2019). The role of hydropower in visions of water resources development for rivers of Western Nepal. *International Journal of Water Resources Development*, 29. DOI: 10.1080/07900627.2019.1600474
- Pietrosemoli, L., & Rodríguez-Monroy, C. (2019). The Venezuelan energy crisis: Renewable energies in the transition towards sustainability. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 105, 415-426. DOI: 10.1016/j.rser.2019.02.014
- Purwanto, W. W., & Afifah, N. (2016). Assessing the impact of techno socioeconomic factors on sustainability indicators of microhydro power projects in Indonesia: A comparative study. *Renewable Energy*, 93, 312-322. DOI: 10.1016/j.renene.2016.02.071
- Qin, P., Xu, H., Liu, M., Du, L., Xiao, C., Liu, L., & Tarroja, B. (2020). Climate change impacts on Three Gorges Reservoir impoundment and hydropower generation. *Journal of Hydrology*, 580(July 2019), 123922. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2019.123922
- Rasul, G., Neupane, N., Hussain, A., & Pasakhala, B. (2019). Beyond hydropower: Towards an integrated solution for water, energy and food security in South Asia. *International Journal of Water Resources Development*, 00(00), 1-25. DOI: 10.1080/07900627.2019.1579705
- Ritchie, H., Roser, M. & Rosado, P. (2020). Renewable energy. *Our world in data*. Recovered from <https://ourworldindata.org/renewable-energy>

- Sahukhal, R., & Bajracharya, T. R. (2019). Modeling water resources under competing demands for sustainable development: A case study of Kaligandaki Gorge Hydropower Project in Nepal. *Water Science and Engineering*, 12(1), 19-26. DOI: 10.1016/j.wse.2019.03.002
- Sánchez, C. M., Morales, J. C., Vélez, O. L. P., & Castillo, L. A. I. (2022). Hydrological simulation of the Laja river basin with the WEAP model. *Tecnología y ciencias del agua*, 13(2), 1-28. DOI: 10.24850/j-tyca-2022-02-03
- Scherer, L., & Pfister, S. (2016). Global water footprint assessment of hydropower. *Renewable Energy*, 99, 711-720. DOI: 10.1016/j.renene.2016.07.021
- Sivongxay, A., Greiner, R., & Garnett, S. T. (2017). Livelihood impacts of hydropower projects on downstream communities in central Laos and mitigation measures. *Water Resources and Rural Development*, 9(March), 46-55. DOI: 10.1016/j.wrr.2017.03.001
- Souksavath, B., & Maekawa, M. (2013). The livelihood reconstruction of resettlers from the Nam Ngum 1 hydropower project in Laos. *International Journal of Water Resources Development*, 29(1), 59-70. DOI: 10.1080/07900627.2012.738592
- Souksavath, B., & Nakayama, M. (2013). Reconstruction of the livelihood of resettlers from the Nam Theun 2 hydropower project in Laos. *International Journal of Water Resources Development*, 29(1), 71-86. DOI: 10.1080/07900627.2012.738792

- Tang, S., Chen, J., Sun, P., Li, Y., Yu, P., & Chen, E. (2019). Current and future hydropower development in Southeast Asia countries (Malaysia, Indonesia, Thailand, and Myanmar). *Energy Policy*, 129(February), 239-249. DOI: 10.1016/j.enpol.2019.02.036
- Tang, W., Li, Z., & Tu, Y. (2018). Sustainability risk evaluation for large-scale hydropower projects with hybrid uncertainty. *Sustainability (Switzerland)*, 10(1), 1-19. DOI: 10.3390/su10010138
- Turner, S. W. D., Hejazi, M., Kim, S. H., Clarke, L., & Edmonds, J. (2017). Climate impacts on hydropower and consequences for global electricity supply investment needs. *Energy*, 141, 2081-2090. DOI: 10.1016/j.energy.2017.11.089
- Uamusse, M., Aljaradin, M., Nilsson, E., & Persson, K. M. (2017). Climate change observations into Hydropower in Mozambique. In: *Procedia (ed.). 2017 International Conference on Alternative Energy in Developing Countries and Emerging Economies 2017 AEDCEE, 25-26 May 2017, Bangkok, Thailand*, 138 (pp. 592-597). Amsterdam, The Netherlands: Elsevier. DOI: 10.1016/j.egypro.2017.10.165
- Van Vliet, M., Van Beek, L., Eisner, S., Flörke, M., Wada, Y., & Bierkens, M. F. P. (2016). Multi-model assessment of global hydropower and cooling water discharge potential under climate change. *Global Environmental Change*, 40, 156-170. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2016.07.007
- Wang, J., Chen, X., Liu, Z., Frans, V. F., Xu, Z., Qiu, X., Xu, F., & Li, Y. (2019). Assessing the water and carbon footprint of hydropower stations at a national scale. *Science of the Total Environment*, 676, 595-612. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.04.148

- Zhang, J., Lei, X., Chen, B., & Song, Y. (2019). Analysis of blue water footprint of hydropower considering allocation coefficients for multi-purpose reservoirs. *Energy*, 188, 116086. DOI: 10.1016/j.energy.2019.116086
- Zhong, R., Zhao, T., He, Y., & Chen, X. (2019). Hydropower change of the water tower of Asia in 21st century: A case of the Lancang River hydropower base, upper Mekong. *Energy*, 179, 685-696. DOI: 10.1016/j.energy.2019.05.059
- Zhuo, L., Feng, B., & Wu, P. (2020). Water footprint study review for understanding and resolving water issues in China. *Water*, 12(11), 1-14. DOI: 10.3390/w12112988

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-03-02

Artículos

Tratamiento de efluentes de la matanza de cerdos por remoción de nitrógeno y fósforo usando reactores biológicos secuenciales

Treatment of effluents from pig slaughterhouses by removing nitrogen and phosphorus using sequential biological reactors

Sedolfo Carrasquero¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4725-963X>

Altamira Díaz², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7013-5267>

¹Dirección de Innovación y Desarrollo, Universidad Tecnológica Empresarial de Guayaquil (UTEG), Guayaquil, Ecuador, scarrasquero@uteg.edu.ec

²Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad del Zulia (LUZ), Maracaibo, Venezuela, adiaz@fing.luz.edu.ve

Autor para correspondencia: Sedolfo Carrasquero,
scarrasquero@uteg.edu.ec

Resumen

El objetivo de esta investigación fue evaluar la eficiencia de un tratamiento biológico en efluentes provenientes de la matanza de cerdos usando reactores por carga secuencial. Se implementaron tres tiempos de ciclo operacional (TCO) de 8, 12 y 16 horas; una secuencia anaerobia-aerobia-anóxica, y dos tiempos de retención celular (TRC) 15 y 25 días, realizando un total de seis tratamientos en reactores a escala laboratorio. Los parámetros fisicoquímicos medidos fueron la demanda química de oxígeno total (DQO_T), nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, ortofosfatos, fósforo total, pH y alcalinidad, al inicio y final de cada fase de la secuencia y salida del reactor por cada tratamiento evaluado. De acuerdo con los resultados obtenidos, los porcentajes de remoción de DQO_T estuvieron entre 82.0 y 86.9 %, mientras que para el nitrógeno y fósforo, las remociones se encontraron entre 46.7 y 71.6 %, y 38.1 y 54.5 %, respectivamente. La velocidad de nitrificación tuvo una buena correspondencia con la remoción de nitrógeno amoniacal; la mayor velocidad se obtuvo con un TRC de 25 d, lo cual indica que la actividad de la biomasa nitrificante fue alta. Para todos los tratamientos evaluados se observó la liberación de ortofosfatos durante la fase anaeróbica y su consumo durante la fase aeróbica en la secuencia operacional. El tratamiento biológico en el reactor que permitió obtener los mayores porcentajes de remoción simultánea de materia orgánica y nutrientes fue el realizado con un TCO de 16 h y un TRC de 25 días.

Palabras clave: efluentes de la matanza de cerdos, fósforo, materia orgánica, nitrógeno, nutrientes, tratamiento biológico.

Abstract

The objective of this research was to evaluate the efficiency of a biological treatment in effluents from the slaughter of cattle using sequential loading reactors. Three operational cycle times (TCO) of 8, 12 and 16 hours are implemented, an anaerobic, aerobic and anoxic sequence, and two cell retention times (TRC), 15 and 25 days, evaluating a total of six treatments in reactors at laboratory scale. The physicochemical parameters measured were the total chemical demand for oxygen, ammoniacal nitrogen, nitrites, nitrates, orthophosphates, total phosphorus, pH, and total alkalinity at the beginning, end of each phase, and output from the reactor for each evaluated treatment. According to the results obtained, the COD removal percentages were between 82.0 and 86.9 %, while for nitrogen and phosphorous, the removals were between 46.7 and 71.6 %, and 38.1 and 54.5 %, respectively. The nitrification speed had a correspondence with the good removal of ammoniacal nitrogen. The highest rate of nitrification occurred with 25 d of TRC, which indicates that the activity of the nitrifying biomass was high. For all evaluated treatments, the release of orthophosphates during the anaerobic phase and their consumption during the aerobic phase were demonstrated. The treatment in the reactor that allowed obtaining the highest percentages of simultaneous removal of organic matter and nutrients was carried out with an operational cycle time of 16 h and a cell retention time of 25 days.

Keywords: Effluents from pig slaughter, phosphorus, organic matter, nitrogen, nutrients, biological treatment.

Recibido: 31/03/2023

Aceptado: 13/02/2024

Publicado *online*: 05/03/2024

Introducción

La población mundial está en incremento, y se espera que los 7 600 millones de habitantes aumenten un 29 % y alcancen la asombrosa cifra de 9 900 millones para 2050 (Nagarajan *et al.*, 2019). El principal desafío con este incremento exponencial de la población es garantizar la seguridad alimentaria de una manera sostenible y respetuosa con el medio ambiente. Se estima que la demanda en este sector aumentará entre un 70 y 100 % (Prosekov & Ivanova, 2018).

Los productos animales son una fuente importante de proteínas para la población consumidora de carne, y la de cerdo es la segunda más producida después de la del pollo. Para la industria del beneficio de cerdos, el agua es utilizada antes, durante y después de la matanza, y los efluentes son una fuente de contaminación de materia orgánica, nitrógeno, grasas, sólidos totales y coliformes fecales, que provienen de las heces, orina, sangre, residuos cárnicos y alimentos no digeridos por los intestinos de los animales sacrificados (Zhang *et al.*, 2016; Cheng *et al.*, 2018; Cheng, Yang, Meng, & Zhang, 2019; Yang *et al.*, 2019).

Los efluentes de los mataderos suelen requerir un tratamiento para evitar problemas de contaminación debido a su elevada e inestable carga orgánica (Thi, Canh, & Hang, 2023). Se estima que las descargas finales de los animales sacrificados representan en promedio de 15 a 20 % de

sangre, lo que equivale de 1 a 2 kg DBO_{5,20} por 1 000 kg de peso vivo de cada animal, que puede llegar a 5.8 kg DBO_{5,20} por tonelada peso vivo si hay vertido total de la sangre (Carrasquero, González, Colina, & Díaz, 2019).

Las concentraciones de DQO en efluentes de la matanza de animales pueden oscilar entre 500 y 15 900 mg/l, mientras que el nitrógeno suele encontrarse entre 50 y 841 mg/l. El vertido de estas aguas residuales puede afectar de manera negativa la calidad de los cuerpos receptores; una de las consecuencias es la reducción del oxígeno disuelto en el agua superficial (Derakhshan, Kalantari, Farzadkia, Tiyyuri, & Esrafil, 2023).

Por otro lado, en los últimos años, la evolución del sector industrial ha ido de la mano con el crecimiento de la protección al medio ambiente, lo que ha promovido regulaciones cada vez más estrictas hacia el control de los efluentes y su disposición final (El-Sheikh, 2009). El cumplimiento de estas exigencias requiere el conocimiento de las características de los efluentes para poder aplicar de modo apropiado estrategias operacionales durante el tratamiento.

El tratamiento biológico se utiliza ampliamente para tratar varios tipos de fluentes —incluidas aguas residuales municipales e industriales— por su eficiencia y costo relativamente bajo (Abdelfattah *et al.*, 2023). Dentro de este tipo de tratamiento se encuentran los reactores biológicos secuenciales (SBR), que consisten en tanques en los cuales ocurren en forma secuencial diferentes procesos de reacción y clarificación; son de estado no estacionario, capacidad variable y crecimiento suspendido (Alattabi, Harris, Alkhaddar, Ortoneda, & Alzeyadi, 2019).

El SBR tradicional es un sistema integrado que permite la nitrificación-desnitrificación, donde el amoníaco (NH_3) se oxida primero a NO_2^- , y luego a NO_3^- , con la producción final de gas nitrógeno (N_2) a través de las fases anóxicas (Abubakar, Latiff, Lawal, & Jagaba, 2016; Duan *et al.*, 2020). Al combinar etapas anaeróbicas, aeróbicas y anóxicas se logra con éxito la nitrificación, desnitrificación y eliminación biológica de fósforo al mismo tiempo (Gao, He, & Wang, 2020).

El objetivo de la investigación fue evaluar la eficiencia de un tratamiento biológico por remoción de nitrógeno y fósforo utilizando reactores secuenciales por carga en efluentes provenientes de la matanza de cerdos.

Materiales y métodos

Recolección y caracterización del efluente industrial

Los efluentes se recolectaron en un matadero de cerdos (*Sus domesticus*) ubicados al suroeste del municipio Maracaibo, estado Zulia, Venezuela, usando la metodología 1060 sobre la recolección de muestras y preservación (APHA, AWWA, & WEF, 2005). La recolección se realizó de forma manual a través de un muestreo aleatorio simple en las tanquillas ubicadas a la salida de la descarga de los efluentes en la planta de matanza. Los muestreos se realizaron mensualmente en recipientes limpios de plástico, color oscuro, con capacidad de 20 a 25 l. Luego, las muestras se trasladaron al laboratorio, se caracterizaron (Tabla 1) y se almacenaron bajo refrigeración a 4 °C, a fin de garantizar sus características iniciales.

Tabla 1. Parámetros medidos durante la caracterización de los efluentes provenientes de la matanza de cerdos.

Parámetro	Significado	Núm. de método (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Tipo de método
DBO _{5,20}	Demanda biológica de oxígeno	5210	Potenciométrico
DQO _T	Demanda química de oxígeno total	5220	Método volumétrico (reflujo cerrado)
DQO _S ¹	Demanda química de oxígeno soluble	5220	Método volumétrico (reflujo cerrado)
DQO _P ²	Demanda química de oxígeno particulada	---	---
NTK	Nitrógeno total Kjeldahl	4500-N _{org} B	Volumétrico
N-NH ₄ ⁺	Nitrógeno amoniacal	4500-NH ₃ D	Volumétrico
Norg ³	Nitrógeno orgánico	---	---
NO ₂ ⁻	Nitritos	4500-NO ₂ ⁻ B	Colorimétrico
NO ₃ ⁻	Nitratos	4500-NO ₃ ⁻ B	Colorimétrico
NT ⁴	Nitrógeno total	---	----
PT	Fósforo total	4500-P C	Colorimétrico
P-PO ₄ ⁻³	Ortofosfatos	4500-P C	Colorimétrico
Cl ⁻	Cloruro	4500 Cl ⁻ B	Argentométrico
pH	Potencial de hidrógeno	4500 H ⁺ B	Potenciométrico
Alcalinidad total	---	2320 B	Volumétrico
Acidez total	---	2310-B	Volumétrico
Color verdadero	---	2120-C	Colorimétrico

Parámetro	Significado	Núm. de método (APHA <i>et al.</i> , 2005)	Tipo de método
Turbidez	----	2130-B	Nefelométrico
SST	Sólidos suspendidos totales	2540 D	Gravimétrico
SSV	Sólidos suspendidos volátiles	2540 E	Gravimétrico
SS	Sólidos sedimentables	2540-F	Volumétrico

¹La DQO_s se calculó filtrando la muestra por una membrana de éster celulosa con un tamaño de poro de 0.45 µm.

²La DQO_p se estimó a partir de la diferencia entre la DQO_T y la DQO_s.

³El Norgánico se determinó restando el NTK menos el N-NH₄⁺.

⁴El NT se calculó sumando el NTK, NO₂⁻ y NO₃⁻.

Tratamiento en los reactores biológicos secuenciales

Para el tratamiento se utilizaron reactores cilíndricos de carga secuencial a escala de laboratorio de 14.5 cm de diámetro y 26 cm de alto, con un volumen total del dispositivo de 4 l. El volumen efectivo de trabajo fue de 2 l, con 30 % de biomasa aclimatada; el resto correspondió al efluente. Los reactores funcionaron en paralelo de manera automatizada para el llenado y descarga del agua a tratar mediante un sistema de bombeo con bombas peristálticas de un solo sentido de flujo (Cole-Parmer, modelos 77202-60 y 77201-60), con dispositivos reguladores de tiempo (Excelline, modelo GTC-E-120AS9), y sistemas independientes de agitación mecánica y suministro de oxígeno (Figura 1). Todo el efluente clarificado se extrajo del reactor durante la fase de descarga.

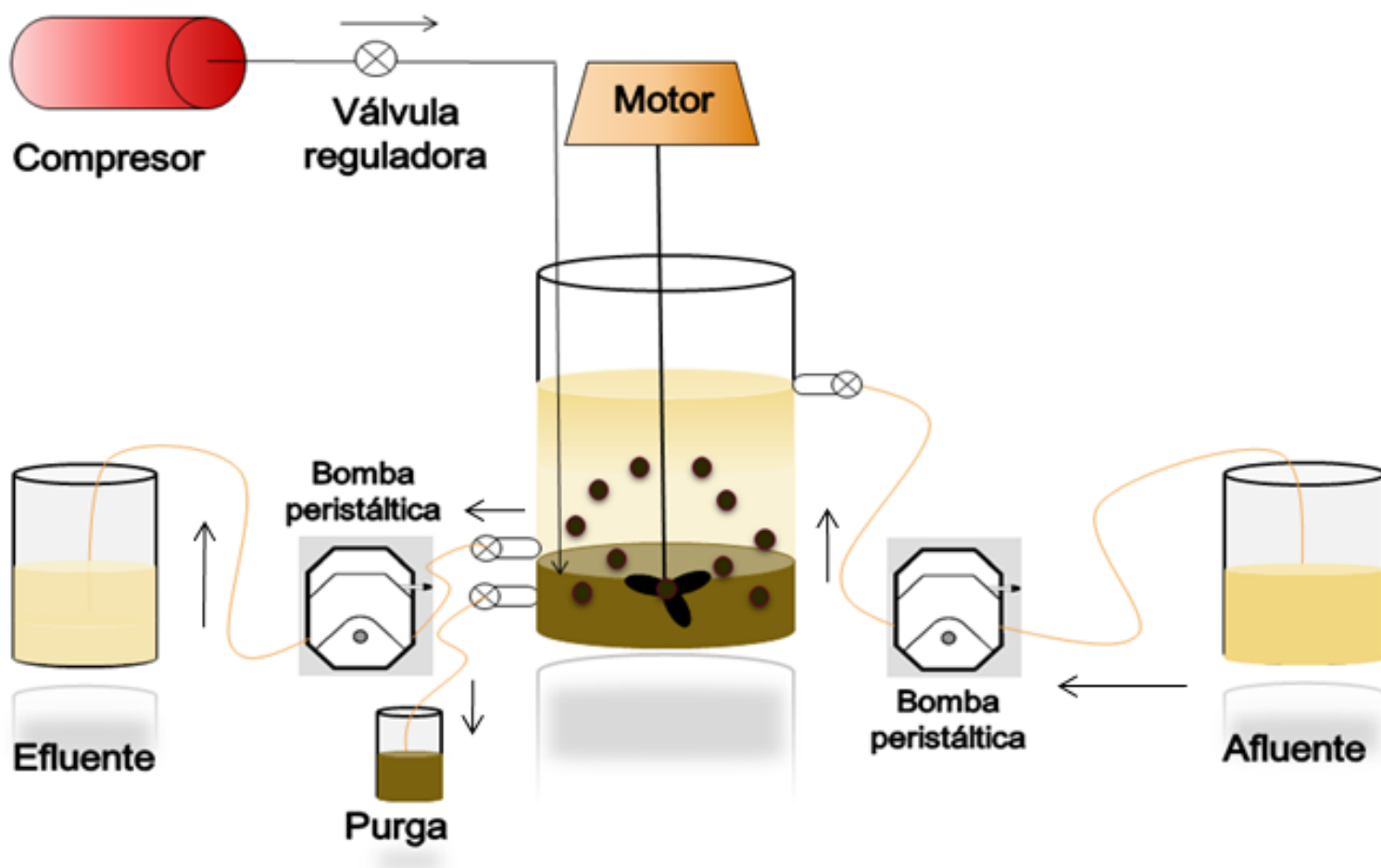


Figura 1. Descripción ilustrada del reactor por carga secuencial.

La entrada del afluente y la descarga del efluente fue través de tuberías flexibles de 6 mm de diámetro (Masterflex 06409-147), empleando bombas peristálticas de un solo sentido de flujo, con caudal constante de 93 ml/min para el llenado y descarga. De igual manera se efectuó la extracción del licor mezcla.

El sistema de agitación mecánica consistió de un motor monofásico de 15 W y 1 300 rpm (General Electric, modelo WR60X165), ensamblado a un eje de acero inoxidable con un aspa de cuatro alas que se sumergió

dentro del agua residual y lodo (licor mezcla). Las revoluciones del motor se mantuvieron en 300 rpm utilizando un potenciómetro (Uygur, 2006).

El aire se suministró a través de un compresor (SeaStar, modelo HX-308-20) conectado a una tubería flexible transparente de 5 mm, enlazada en serie con un dispositivo difusor dispuesto en el fondo del reactor de 45 cm de largo y 4 mm de diámetro. Este dispositivo suministró aire en forma ascendente a la mezcla contenida en el reactor, garantizando una concentración mínima de oxígeno disuelto durante la fase aeróbica de 2 mg/l (Carrasquero & Urbina, 2023; Carrasquero, Rodríguez, Bernal, & Díaz, 2018).

Se evaluaron seis tratamientos variando la duración del ciclo operacional (8, 12 y 16 h) y el tiempo de retención celular (15 y 25 días), utilizando un diseño completamente al azar con arreglo factorial de dos factores 3 x 2 (factor 1: duración del TCO; factor 2: TRC). La duración de cada etapa utilizada en las secuencias operacionales se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Tratamientos realizados en el SBR para la los efluentes de la matanza de cerdos.

Tratamiento	TCO (h)	TRH (h)	TRC (d)	Secuencia operacional (h)		
				An	Ae	Ax
T1	8	11.4	15	1	5	1
T2	12	17.1	15	2	7	2
T3	16	22.9	15	3	10	2
T4	8	11.4	25	1	5	1
T5	12	17.1	25	2	7	2
T6	16	22.9	25	3	10	2

TRC = tiempo de retención celular.

TCO = tiempo de ciclo operacional.

TRH = tiempo de retención hidráulico.

Na = etapa anaeróbica.

Ae = aeróbica.

Ax = anóxica.

Las fases de llenado, sedimentación y descarga tuvieron una duración de 0.25, 0.5 y 0.25 h, respectivamente.

La eficiencia de remoción de nutrientes se midió con base en el porcentaje de eliminación de DQO, DBO_{5,20}, NTK, PT y NT. La eficiencia de nitrificación se calculó mediante del porcentaje de remoción del nitrógeno amoniacal de acuerdo con la Ecuación (1), donde $[N - NH_4^+]_o$ representa la concentración de nitrógeno amoniacal al inicio de la etapa o fase (mg/l) y $[N - NH_4^+]_e$ la concentración de nitrógeno amoniacal al final de la etapa o fase (mg/l):

$$\text{Eficiencia de nitrificación}(E_N) = \left(\frac{[N-NH_4^+]_o - [N-NH_4^+]_f}{[N-NH_4^+]_o} \right) * 100 \quad (1)$$

La eficiencia de desnitrificación (EDN) se calculó como el nitrógeno eliminado a partir del nitrógeno amoniacal oxidado mediante la Ecuación (2), donde $[N - NH_4^+]_o$ es la concentración de nitrógeno amoniacal al inicio de la etapa o fase (mg/l); $[N - NH_4^+]_e$, la concentración de nitrógeno amoniacal al inicio de la etapa o fase (mg/l) y $[N - NO_x^-]_f$ es la concentración de nitritos y nitratos al final de la fase anóxica (mg/l):

$$EDN = \left(\frac{([N-NH_4^+]_o - [N-NH_4^+]_e) - [N-NO_x^-]_f}{([N-NH_4^+]_o - [N-NH_4^+]_e)} \right) * 100 \quad (2)$$

La eficiencia de remoción de nitrógeno total del reactor por carga secuencial se calculó a través de la Ecuación (3), con $[NTK + N - NO_x^-]_o$ como la concentración de nitrógeno total al inicio de la fase o etapa (mg/l) y $[NTK + N - NO_x^-]_f$ la concentración de nitrógeno total al final de la fase o etapa (mg/l):

$$E_{NT} = \left(\frac{[NTK + N - NO_x^-]_o - [NTK + N - NO_x^-]_f}{[NTK + N - NO_x^-]_o} \right) * 100 \quad (3)$$

De igual manera, se hizo un análisis de correlación de Pearson entre las COV aplicadas y la DQO removida para cada tratamiento evaluado. Además, se determinaron las cargas de nitrógeno total empleando la Ecuación (4), propuesta por Mekonnen y Leta (2011), donde NT_{AR} es la

concentración de nitrógeno total (mg/l), la sumatoria de NTK y N-NO_x^- del agua residual cruda; V_{LL} , el volumen de agua residual alimentado en cada ciclo (L); V_r , el volumen útil del reactor (L), y t_c es la duración del ciclo en el SBR (d):

$$\text{CNT} = \frac{N_{TAR} * V_{LL}}{V_r * t_c} \quad (4)$$

En paralelo, se determinaron las tasas de nitrificación y desnitrificación siguiendo el procedimiento establecido por Farabegoli, Carucci, Majone y Rolle (2004) mediante el uso de los perfiles de N-NO_3^- y la concentración de los SSVLM. Se tomaron muestras clarificadas del reactor por carga secuencial cada hora desde el comienzo hasta la finalización de la fase aeróbica del ciclo operacional. Se determinó la evolución de la concentración del nitrato con respecto al tiempo, ajustando el comportamiento al de una línea recta. Para la tasa de desnitrificación se graficaron las concentraciones de los iones nitratos obtenidas durante la fase anóxica. El cociente entre la pendiente de cada gráfica y los SSVLM correspondió a la tasa de nitrificación y desnitrificación.

Resultados y discusión

Caracterización de los efluentes

La caracterización fisicoquímica de los efluentes del matadero de cerdos se presenta en la Tabla 3, donde se reportan los valores medios y su dispersión expresada a través de la desviación estándar. Para efectos de comparación se incluyen los límites establecidos por la norma venezolana para la descarga a los cuerpos de agua (Decreto 883, 1995). El agua residual del matadero en estudio está formada por una mezcla de agua-sangre; deyecciones sólidas y líquidas de los animales; desechos producto del lavado de las vísceras, grasas y estiércol; todo ello descargado junto con las aguas residuales provenientes de las instalaciones sanitarias de la planta de matanza.

Tabla 3. Características fisicoquímicas de los efluentes provenientes de la matanza de cerdos.

Parámetro	Unidad de expresión	Valor (media $\pm$ DE)	Límites máximos establecidos ¹
DBO _{5,20}	mg/l	2 455 $\pm$ 501	60
DQO _T	mg/l	7 216 $\pm$ 1 086	350
DQO _s	mg/l	3 416 $\pm$ 403	-
DQO _p	mg/l	3 802 $\pm$ 800	-
NTK	mg/l	374 $\pm$ 67	-
N-NH ₄ ⁺	mg/l	172 $\pm$ 30	-
N _{org}	mg/l	202 $\pm$ 44	-
NO _x ⁻	mg/l	ND	10

Parámetro	Unidad de expresión	Valor (media $\pm$ DE)	Límites máximos establecidos ¹
NT	mg/l	374 $\pm$ 67	40
PT	mg/l	18.90 $\pm$ 3.81	9
P-PO ₄ ⁻³	mg/l	11.61 $\pm$ 1.39	10
Cl ⁻	mg/l	602 $\pm$ 38	1 000
pH	-	6.81 $\pm$ 0.35	6-9
Alcalinidad total	mg CaCO ₃ /l	1 321 $\pm$ 318	-
Aceites y grasas	mg/l	320 $\pm$ 135	20
Acidez total	mg/l	237 $\pm$ 87	-
Color real	UC Pt-Co	499 $\pm$ 87	500
Turbidez	UNT	157 $\pm$ 13	-
ST	mg/l	4 398 $\pm$ 874	-
SS	mL/l	17.2 $\pm$ 0.2	1
SST	mg/l	1 325 $\pm$ 106	80
SSV	mg/l	470 $\pm$ 76	-
DQO _T /-N-NH ₄ ⁺ /P-PO ₄ ⁻³	-	100/2.32/0.15	-

n = 20.

n = número de repeticiones.

ST = sólidos totales.

ND = no detectable.

Límite de detección = 1 mg/l.

¹Decreto 883 (1995).

El agua cruda proveniente del matadero de cerdos se caracterizó por presentar una concentración de DQO_T que osciló entre 5 550 y 9 545 mg/l, con un promedio de 7 216 mg/l; esto puede deberse a que el

matadero en estudio no realiza ningún proceso de separación de sangre. La sangre es el principal contaminante de las aguas residuales provenientes de la matanza, aportando una DQO total de 375.000 mg/l de sangre. Cuando no se recolecta de forma apropiada, la carga orgánica puede ser 2 o 3 veces mayor que en los mataderos que sí realizan un proceso de recuperación (Muñoz, 2005).

En relación con la concentración de $\text{DBO}_{5,20}$, el valor obtenido durante la caracterización osciló entre 1 965 y 3 700 mg/l, con una concentración media de 2 465 mg/l. La relación $\text{DBO}_{5,20}/\text{DQO}_T$ osciló entre 0.26 y 0.44, con una relación promedio de 0.35, lo que indica que el efluente es poco biodegradable, pero aún puede ser tratado por medios biológicos. El cociente obtenido corresponde al valor de 0.35 reportado Garzón y Buelna (2014).

Los valores promedio de NTK, N-NH_4^+ y N_{org} obtenidos fueron 374, 172 y 202 mg/l, respectivamente. Estas concentraciones se deben a compuestos como la urea en la orina, tejido sanguíneo y las heces de los animales que contienen cantidades apreciables de proteína no asimilada (nitrógeno orgánico).

Con respecto al pH, las aguas residuales porcícolas tienden a la neutralidad o ser ligeramente ácidas. Este efluente presentó un valor de pH entre 6.43 y 7.37, y se caracterizó por presentar una alcalinidad total que se mantuvo entre 1 100 y 1 600 mg CaCO_3/l . Los altos valores iniciales de alcalinidad de estos efluentes se consideran adecuados para evitar variaciones en el pH y permitir que este parámetro se mantenga estable.

Con respecto a los valores de los parámetros físicos, la concentración promedio de sólidos totales, sólidos suspendidos totales y sólidos sedimentables fueron de 4 398, 1 325 y 17.2 ml/l, respectivamente. Los sólidos suspendidos totales se presentan debido al arrastre de grandes cantidades de pelos, sangre coagulada y restos de vísceras que son descargados por acción del lavado en los canales que recibe el agua residual.

La concentración media de cloruros en el efluente fue de 602 mg/l. Tal concentración de cloruros en el efluente industrial puede deberse a que durante los procesos de estabulación y aturrido, los animales producen una gran cantidad de orina, que conlleva a una contaminación del agua con compuestos nitrogenados y sales como los cloruros.

Los resultados obtenidos durante la caracterización mostraron que el agua residual proveniente del matadero porcícola no cumple con las especificaciones requeridas para ser descargada a un cuerpo de agua, por lo que se le debe aplicar algún tratamiento que permita disminuir la concentración de materia orgánica, nutrientes y sólidos a niveles que no excedan los límites establecidos por la normativa actual vigente (Decreto 883, 1995).

Desempeño del reactor por carga secuencial a diferentes TCO y TRC

Condiciones operacionales

Las condiciones de temperatura con las que funcionaron los reactores por carga secuencial para los seis tratamientos aplicados fueron mesofílicas (Tabla 4).

Tabla 4. Parámetros operacionales en el SBR para los tratamientos evaluados en el efluente de la matanza de cerdos.

Parámetro		T1	T2	T3	T4	T5	T6
T(°C)		27.1 ± 0.2	27.9 ± 0.7	27.8 ± 0.5	28.1 ± 0.6	28.4 ± 0.9	27.7 ± 0.7
pH		6.60 ± 0.16	6.73 ± 0.44	6.62 ± 0.29	6.63 ± 0.17	6.69 ± 0.50	6.67 ± 0.06
COV (kg DQO/m ³ .d)		14.57 ± 1.61 ^a	8.98 ± 0.88 ^b	6.79 ± 1.00 ^c	15.30 ± 1.75 ^a	9.74 ± 0.71 ^b	7.58 ± 1.14 ^c
CNT (kg/(m ³ .d))		0.78 ± 0.04 ^a	0.52 ± 0.04 ^b	0.33 ± 0.03 ^c	0.78 ± 0.04 ^a	0.50 ± 0.03 ^b	0.32 ± 0.01 ^c
SSTLM (mg/l)		3 590 ± 430	3 680 ± 125	4 030 ± 447	3 830 ± 180	3 530 ± 384	2 540 ± 332
SSVLM (mg/l)		2 170 ± 190	2 330 ± 139	2 550 ± 550	2 067 ± 128	2 340 ± 870	2 207 ± 160
OD (mg/l)	Fase An	0.11 ± 0.02	0.12 ± 0.09	0.19 ± 0.05	0.13 ± 0.12	0.21 ± 0.03	0.18 ± 0.05
	Fase Ae	3.02 ± 0.58	3.81 ± 1.02	3.77 ± 0.37	3.22 ± 0.82	3.75 ± 0.35	3.17 ± 0.69
	Fase Ax	0.31 ± 0.05	0.35 ± 0.32	0.43 ± 0.12	0.44 ± 0.15	0.27 ± 0.06	0.27 ± 0.07

n = número de repeticiones.

n = 12.

T1 = tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d.

T2 = 12 h y 15 d.

T3 = 16 h y 15 d.

T4 = 8 h y 25 d.

T5 = 12 h y 25 d.

T6 = 16 h y 25 d.

TCO = tiempo de ciclo operacional.

TRC = tiempo de retención celular.

COV = carga orgánica volumétrica.

CNT = carga de nitrógeno total.

SSTLM = sólidos suspendidos totales del licor mezcla.

SSVLM = sólidos suspendidos volátiles del licor mezcla.

OD = oxígeno disuelto.

An = fase anaeróbica.

Ae = fase aeróbica.

Ax = fase anóxica.

Media seguida por letras distintas como superíndice en cada fila indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

Los valores promedio de la concentración de SSTLM variaron entre 2 540 y 4 030 mg/l, mientras que los SSVLM estuvieron entre 2 170 y 2 550 mg/l. La relación SSVLM/SSTLM durante el periodo de experimentación de los seis tratamientos realizados fue de 0.66, lo que implica una baja presencia de compuestos inorgánicos en la biomasa.

Con respecto a las concentraciones de oxígeno disuelto (OD) para la fase aeróbica, variaron entre 3.02 y 3.81 mg/l; mientras que para la fase anaeróbica y anóxica, la concentración de OD se mantuvo entre 0.11 y 0.19 mg/l, y 0.27 y 0.44 mg/l, respectivamente. Las concentraciones de OD en la fase aeróbica se mantuvieron en el rango recomendado por Hai, He, Wang y Li (2014), quienes sugieren como óptimo un rango que oscila entre 2.8 y 4.0 mg/l.

Eficiencia del SBR en la remoción de materia orgánica

La eficiencia de los SBR para la remoción de DQO_T se muestra en la Tabla 5. Se obtuvieron porcentajes de remoción que oscilaron entre 82.9 y 86.9 %; los mayores valores de remoción se alcanzaron para los tratamientos con un TCO de 16 h (T3 y T6) y 12 h (T5), por lo que el aumento de 8 a 16 h en el TCO generó incrementos en las eficiencias de remoción de DQO_T de 82.9 a 86.1 % cuando se usó un TRC de 15 días, y de 84.7 a 86.9 % cuando se utilizó 25 días. Los porcentajes de remoción obtenidos son similares a los reportados por Al-Obaidi y Al-Sulaiman (2021), y Alattabi *et al.* (2019), quienes alcanzaron remociones de 86 y 93 %, respectivamente, durante un proceso de tratamiento de aguas residuales en reactores secuenciales. De igual manera, los resultados fueron superiores a los de Rifi *et al.* (2022), quienes evaluaron la eficiencia del SBR aeróbico-anóxico en la reducción de contaminantes en las aguas residuales industriales mezcladas con las urbanas.

Tabla 5. Eficiencia de remoción de DQO_T para los tratamientos evaluados en el efluente de la matanza de cerdos.

Fase	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Entrada	6 938 ± 767	6 418 ± 629	6 212 ± 834	7 301 ± 836	7 023 ± 836	6 770 ± 1 019
Fin llenado	5 897 ± 622	5 519 ± 535	5 218 ± 713	6 205 ± 310	5 970 ± 480	5 552 ± 847
Fin anaeróbica	4 426 ± 163	4 476 ± 304	4 498 ± 607	5 292 ± 567	4 942 ± 556	4 917 ± 673
Fin aeróbica	1 859 ± 695	1 970 ± 193	2 180 ± 294	2 221 ± 433	2 157 ± 191	2 341 ± 479
Fin anóxica	1 362 ± 548	1 167 ± 125	856 ± 115	1 117 ± 178	950 ± 29	934 ± 55
Salida	1 250 ± 181	1 145 ± 259	876 ± 213	1 099 ± 45	1 000 ± 106	875 ± 104

Fase	T1	T2	T3	T4	T5	T6
% remoción de DQO _T	82.9 ± 1.2 ^b	82.0 ± 4.4 ^b	86.1 ± 1.7 ^a	84.7 ± 6.4 ^{a,b}	85.6 ± 2.1 ^a	86.9 ± 2.3 ^a

DQO = demanda química de oxígeno.

n = número de repeticiones.

n = 12.

T1 = tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d.

T2 = 12 h y 15 d.

T3 = 16 h y 15 d.

T4 = 8 h y 25 d.

T5 = 12 h y 25 d.

T6 = 16 h y 25 d.

Media seguida por letras distintas como superíndice en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

En cuanto a los valores de DQO_T a la salida de los reactores por carga secuencial, se encontró que para todos los tratamientos evaluados las concentraciones fueron superiores al límite establecido para descarga a cuerpos de agua (Decreto 883, 1995). Estos valores podrían corresponder a las concentraciones de materia orgánica inerte que el tratamiento biológico no fue capaz de disminuir. Para lograr remover la DQO recalcitrante se requiere la aplicación de un tratamiento terciario o, en su defecto, la combinación de tratamientos oxidativos y biológicos.

En la Figura 2 se presentan los perfiles de la DQO_T a lo largo del tiempo de ciclo operacional en el reactor por carga secuencial. Se observa que la concentración de DQO_T disminuyó durante el transcurso del ciclo para cada tratamiento debido a la oxidación producida por las reacciones metabólicas y crecimiento celular de la biomasa, la cual consumió la materia orgánica, almacenándola en el interior de sus células o transformándola en productos finales.

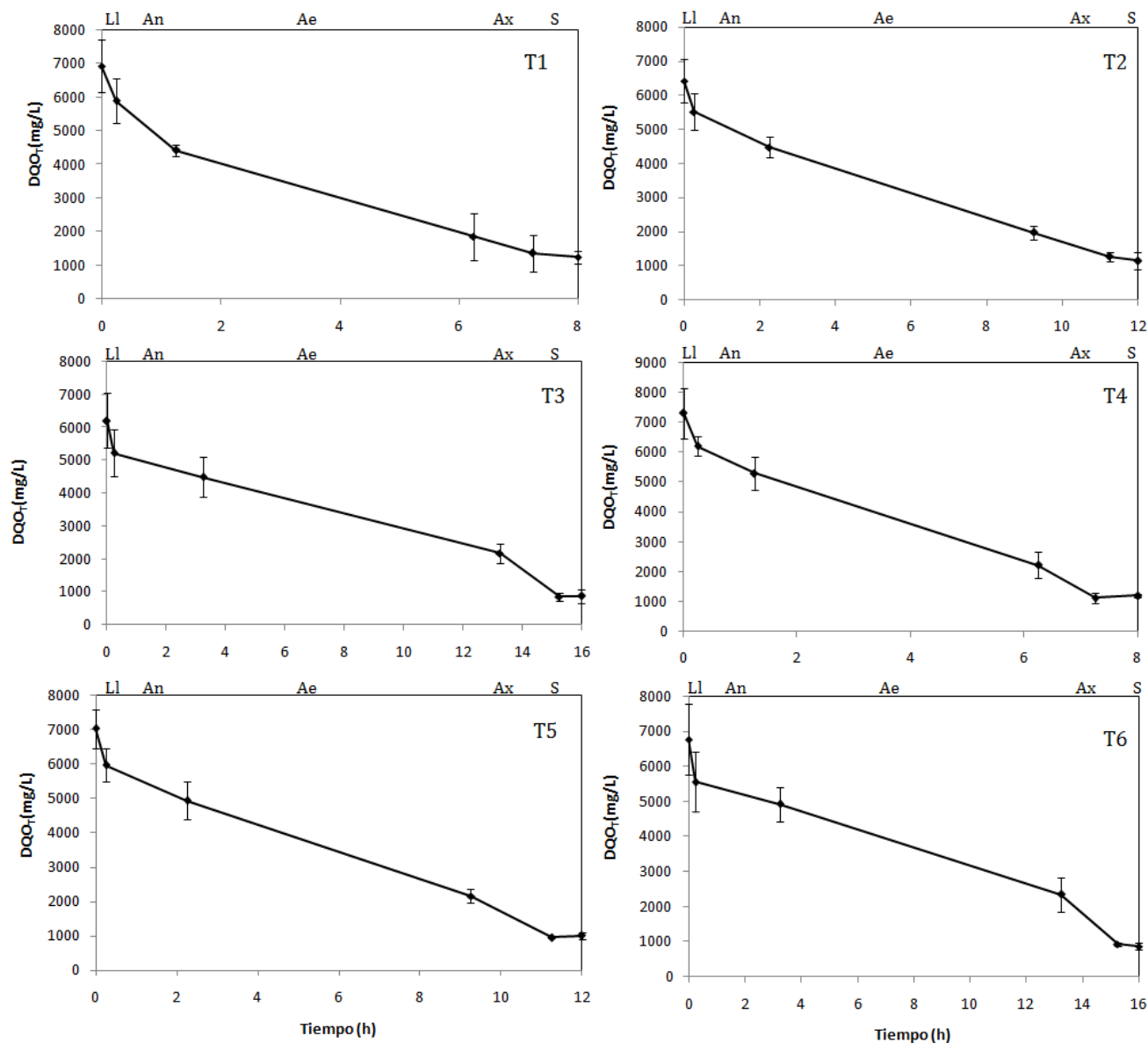


Figura 2. Evolución de la DQO_T durante los tratamientos realizados al efluente de la matanza de cerdos. Las barras verticales representan el error típico. DQO_T: demanda química de oxígeno total; T1: tratamiento con un TCO de 8h y un TRC de 15 d; T2: 12 h y 15 d; T3: 16 h y 15 d; T4: 8h y 25 d; T5: 12 h y 25 d; T6: 16 h y 25 d; Ll: llenado; An: fase anaeróbica; Ae: fase aeróbica; Ax: fase anóxica; S: sedimentación.

Para el primer tratamiento de 8 h y 15 d, la concentración promedio de DQO_T a la entrada del reactor fue de 6 938 mg/l. Durante el llenado rápido estático y la fase anaeróbica, parte de la materia orgánica fue consumida por los microorganismos logrando entre 15.2 y 21.2 % de remoción. Durante las siguientes cinco horas de fase aeróbica ocurrió la mayor remoción de materia orgánica de 37.0 %; sin embargo, para la última hora de la etapa de reacción (fase anóxica), se obtuvo una remoción de tan solo el 7.2 %. Durante la fase de sedimentación ocurrió una reducción de 1.6 %, obteniendo una eficiencia global para este tratamiento de 82.2 %. Comportamientos similares se obtuvieron para el resto de los tratamientos realizados; la fase aeróbica es la que presentó el mayor porcentaje de remoción, seguida de la fase anaeróbica y la fase anóxica, respectivamente.

Se infiere que durante el llenado y la fase anaeróbica ocurrió el proceso de adsorción de la materia fácilmente biodegradable por parte de la superficie activa de la biomasa, comenzando el proceso de descomposición anaeróbica que involucra interacciones metabólicas complejas. En la fase aeróbica ocurrió una remoción gradual de la DQO_T asociada posiblemente con que se está consumiendo la materia lentamente biodegradable, la cual está formada por moléculas de elevado peso molecular que deben ser hidrolizadas por las enzimas segregadas por los microorganismos y convertidas en moléculas solubles de bajo peso molecular y, por tanto, de fácil asimilación para las células. Los procesos que se llevan a cabo en la etapa aeróbica son la asimilación, oxidación y respiración endógena, que implican un empleo más lento y progresivo de la materia orgánica remanente de la primera fase.

Además, se observó que el alargamiento del ciclo operacional permitió que se aumentaran las eficiencias de remoción alcanzadas en esta fase para el tratamiento T1 con TRC de 15 d, un TCO de 8 h con una fase anóxica de 1 hora; los porcentajes de remoción de DQO_T fueron de 7.2%, sin embargo estos porcentajes aumentaron a 11.0 y 21.3 % para el tratamiento T2 y T3, con 25 d de TRC, 12 y 16 h de TCO con 2 h de fase anóxica.

Del análisis de correlación de Pearson realizado entre la COV y la DQO removida ($p \leq 0.05$), se obtuvo para todos los TCO evaluados que a medida que se incrementó la carga orgánica volumétrica del efluente, aumentó la DQO_T removida en el reactor (Figura 3).

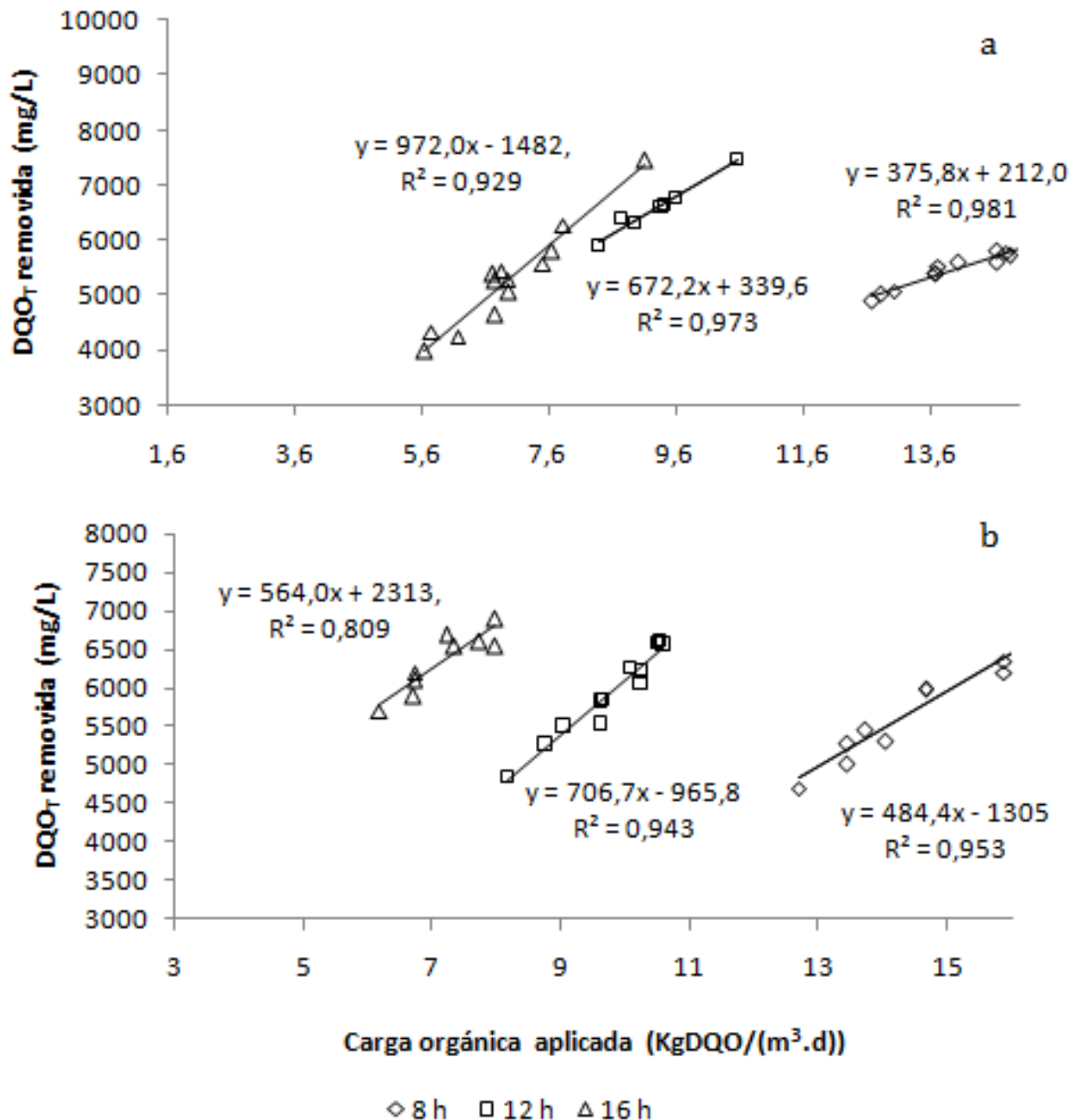


Figura 3. Relación entre la carga orgánica volumétrica aplicada y la DQO removida durante el tratamiento del efluente proveniente de la matanza de cerdos con TRC de 15 d (a) y 25 (b). DQO_T: demanda química de oxígeno total; R^2 : coeficiente de determinación.

La remoción de materia orgánica medida como $\text{DBO}_{5,20}$ alcanzó valores entre 91.9 y 95.3 % (Tabla 6). Los resultados de este estudio revelaron que la eliminación de $\text{DBO}_{5,20}$ es mayor que la eliminación de DQO, lo cual es congruente con los hallazgos informados por Al-Obaidi y Al-Sulaiman (2021), y Kitanou *et al.* (2021).

Tabla 6. Eficiencia de remoción de $\text{DBO}_{5,20}$ para los tratamientos evaluados en el efluente de la matanza de cerdos.

Fase	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Entrada	2 610 ± 456	2 059 ± 108	2 073 ± 70	2 618 ± 556	2 008 ± 310	2 237 ± 377
Fin llenado	2 088 ± 365	1 647 ± 86	1 658 ± 46	2 199 ± 467	1 547 ± 232	1 767 ± 94
Fin anaeróbica	1 566 ± 273	1 283 ± 170	1 368 ± 146	1 576 ± 380	1 273 ± 465	1 475 ± 32
Fin aeróbica	418 ± 67	265 ± 13	249 ± 30	428 ± 123	270 ± 45	263 ± 48
Fin anóxica	183 ± 13	163 ± 13	122 ± 4	182 ± 127	167 ± 36	125 ± 13
Salida	183 ± 97	140 ± 25	132 ± 19	198 ± 106	143 ± 53	101 ± 29
% remoción de $\text{DBO}_{5,20}$	92.6 ± 4.3 ^{a,b}	93.1 ± 1.4 ^{a,b}	93.6 ± 4.8 ^{a,b}	91.9 ^b ± 4.8 ^b	92.7 ± 2.9 ^{a,b}	95.3 ± 1.7 ^a

n = número de repeticiones.

n = 12.

T1 = tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d.

T2 = 12 h y 15 d.

T3 = 16 h y 15 d.

T4 = 8 h y 25 d.

T5 = 12 h y 25 d.

T6 = 16 h y 25 d.

$\text{DBO}_{5,20}$ = demanda biológica de oxígeno.

TCO = tiempo de ciclo operacional.

TRC = tiempo de retención celular.

Media seguida por letras distintas en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

Se encontró que la variación en el TRC no afectó la remoción de $\text{DBO}_{5,20}$, al no encontrarse diferencias estadísticamente significativas ($p > 0.05$) entre los tratamientos realizados con 15 y 25 d de TRC. Además, se observó que para los tratamientos realizados con un TRC de 15 d no se obtuvieron diferencias significativas entre los tiempos de 8, 12 y 16 h.

Eficiencia del SBR en la remoción de nitrógeno

Los valores de nitrógeno total Kjeldahl (NTK) —que incluye la sumatoria del contenido de nitrógeno amoniacal y orgánico a la salida del reactor por carga secuencial— oscilaron entre 72 y 178 mg/l (Tabla 7). Por su parte, las concentraciones de nitrógeno N-NO_x^- —que corresponde a la sumatoria de los nitritos y nitratos— oscilaron entre 10.4 y 18.0 mg/l, valores que son superiores a lo establecido en la normativa venezolana para la descarga a cuerpos de agua, que establece como límite máximo permisible 10 mg/l (Decreto 883, 1995).

Tabla 7. Valores promedio de las concentraciones de NTK, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻ en los tratamientos de los efluentes porcícolas.

Variable	Fase	T1	T2	T3	T4	T5	T6
NTK	Entrada	371 ± 19	375 ± 21	313 ± 25	372 ± 17	359 ± 23	306 ± 12
	Fin anaeróbica	308 ± 14	313 ± 18	281 ± 22	314 ± 8	299 ± 33	275 ± 8
	Fin aeróbica	167 ± 25	214 ± 12	75 ± 13	168 ± 14	205 ± 32	73 ± 10
	Fin anóxica	152 ± 21	167 ± 70	76 ± 6	155 ± 4	152 ± 11	75 ± 11
	Salida	175 ± 10	178 ± 21	81 ± 9	157 ± 5	151 ± 20	72 ± 10
N-NH ₄ ⁺	Entrada	168 ± 14	180 ± 14	168 ± 15	168 ± 14	186 ± 10	162 ± 17
	Fin anaeróbica	118 ± 8	108 ± 8	117 ± 11	102 ± 6	112 ± 5	112 ± 6
	Fin aerobia	81 ± 7	88 ± 5	24 ± 2	81 ± 8	51 ± 15	21 ± 4
	Fin anóxica	81 ± 7	84 ± 4	27 ± 7	87 ± 3	56 ± 13	17 ± 5
	Salida	80 ± 6	89 ± 8	25 ± 3	80 ± 6	61 ± 13	18 ± 5
N-NO ₂ ⁻	Entrada	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Fin anaeróbica	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Fin aeróbica	16.0 ± 8.3	23.5 ± 8.0	22.8 ± 6.8	19.8 ± 9.0	26.3 ± 7.1	33.9 ± 25.7
	Fin anóxica	6.2 ± 4.2	10.0 ± 7.2	13.1 ± 6.5	36 ± 2.8	8.7 ± 6.4	12.3 ± 9.1
	Salida	6.0 ± 4.3	9.6 ± 7.0	3.5 ± 2.8	3.5 ± 2.8	7.5 ± 4.6	7.4 ± 3.7
N-NO ₃ ⁻	Entrada	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Fin anaeróbica	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	Fin aeróbica	17.5 ± 7.5	45.6 ± 25.1	52.8 ± 23.6	30.0 ± 16.7	43.2 ± 25.0	66.5 ± 21.3
	Fin anóxica	9.2 ± 13	9.2 ± 2.7	9.5 ± 1.5	7.5 ± 4.2	11.9 ± 6.2	6.7 ± 3.0
	Salida	8.4 ± 3.6	8.4 ± 3.6	9.2 ± 1.3	7.4 ± 5.5	10.3 ± 7.6	7.4 ± 0.7

n = número de repeticiones.

n = 12.

ND = no detectable.

Límite de detección = 1 mg/l.

T1 = tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d.

T2 = 12 h y 15 d.

T3 = 16 h y 15 d.

T4 = 8 h y 25 d.

T5 = 12 h y 25 d.

T6 = 16 h y 25 d.

TCO = tiempo de ciclo operacional.

TRC = tiempo de retención celular.

NTK = nitrógeno total Kjeldahl.

N-NH₄⁺ = nitrógeno amoniacal.

N-NO₂⁻ = nitritos.

N-NO₃⁻ = nitratos.

La mayor eficiencia de remoción de NTK se alcanzó en los tratamientos T3 y T6, que fueron estadísticamente similares entre sí ($p > 0.05$), con valores superiores al 70 % (Tabla 8). Se obtuvo que la variación en el TCO generó aumentos en la remoción de NTK, siendo mayor en el tratamiento con 16 h. Por otro lado, la variación en el TRC no afectó la remoción de NTK debido a que no se encontraron diferencias significativas ($p > 0.05$) entre los tratamientos con el mismo TCO, pero con diferente TRC.

Tabla 8. Valores promedios de la remoción de NTK, NT, relación $\text{Norg}_e/\text{NTK}_e$, eficiencias de nitrificación y desnitrificación obtenidos durante tratamientos de los efluentes porcícolas.

Fase	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Remoción de NTK	52.7 ± 4.7^c	52.4 ± 5.4^c	73.9 ± 4.0^a	$57.5^{b,c} \pm 3.4$	$58.0^b \pm 4.3$	$76.5^a \pm 3.7$
$\% \text{Norg}_e/\text{NTK}_e$	44.0 ± 4.3^d	$49.0 \pm 10.6^{c,d}$	$68.4 \pm 5.1^{a,b}$	$48.8^b \pm 3.6$	$58.3^{b,c} \pm 11.6$	$75.9^a \pm 10.0$
Remoción de NT	$48.8 \pm 5.7^{b,c}$	46.7 ± 5.6^c	67.3 ± 5.0^a	$54.6^b \pm 5.4$	$53.0^{b,c} \pm 4.7$	$71.6^a \pm 4.2$
Eficiencia de nitrificación	51.7 ± 6.5^d	50.3 ± 4.7^d	84.7 ± 1.6^b	$52.8^d \pm 5.7$	$67.4^c \pm 6.2$	$88.9^a \pm 2.0$
Eficiencia de desnitrificación	$82.9 \pm 12.8^{a,b}$	77.8 ± 13.1^b	$85.4 \pm 3.3^{a,b}$	$90.3^a \pm 8.9$	$85.5^{a,b} \pm 8.8$	$89.5^a \pm 2.0$

n = número de repeticiones.

n = 12.

T1 = tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d.

T2 = 12 h y 15 d.

T3 = 16 h y 15 d.

T4 = 8 h y 25 d.

T5 = 12 h y 25 d.

T6 = 16 h y 25 d.

NTK = nitrógeno total Kjeldahl.

NTK_e = nitrógeno total Kjeldahl en el efluente.

Norg_e = nitrógeno orgánico en el efluente.

TCO = tiempo de ciclo operacional.

TRC = tiempo de retención celular.

Media seguida por letras como superíndices distintos en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

Por otro lado, para la eficiencia de nitrificación se encontraron diferencias significativas ($p \leq 0.05$) al comparar los valores obtenidos en el tratamiento T3 con el T6. Estos tratamientos se realizaron con un TCO de 16 h, pero con un TRC diferente, por lo que la variación en el TRC

afectó la ocurrencia del proceso de nitrificación. Además, se encontró que el aumento en el tiempo de retención celular produjo incrementos en la velocidad de nitrificación (Tabla 9). Los mayores valores se obtuvieron para los tratamientos con 25 d de TRC. Las velocidades de nitrificación presentaron diferencias estadísticas ($p \leq 0.05$) entre los tratamientos aplicados, confirmando que el TCO tuvo influencia sobre el proceso de nitrificación.

Tabla 9. Velocidades de nitrificación y desnitrificación obtenidos durante tratamientos de los efluentes porcícolas.

Variable	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Velocidad de nitrificación (mg N-NO ₃ ⁻ /(mg SSVLM.d))	0.0267 ^e	0.0541 ^d	0.0743 ^b	0.0662 ^c	0.0638 ^c	0.0875 ^a
Velocidad de desnitrificación (mg N-NO ₃ ⁻ /(SSVLM.d))	0.0688 ^d	0.1668 ^d	0.1910 ^c	0.2599 ^b	0.1768 ^c	0.484 ^a

n = número de repeticiones.

n = 12.

T1 = tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d.

T2 = 12 h y 15 d.

T3 = 16 h y 15 d.

T4 = 8 h y 25 d.

T5 = 12 h y 25 d.

T6 = 16 h y 25 d.

SSTLM = sólidos suspendidos totales del licor mezcla.

SSVLM = sólidos suspendidos volátiles del licor mezcla.

N-NO₃⁻ = nitratos.

TCO = tiempo de ciclo operacional.

TRC = tiempo de retención celular.

Media seguida por letras como subíndices distintos en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

La nitrificación se lleva a cabo en condiciones alcalinas, en las que el nitrógeno amoniacal desempeña un papel de donante de electrones y el oxígeno es el de receptor de electrones, por lo que nitrógeno amoniacal se oxida a nitrito, y posteriormente, a nitrato. Este es el proceso limitante en la eliminación biológica de nitrógeno; se logra mediante la participación de bacterias nitrificantes aeróbicamente autótrofas, incluidas las bacterias oxidantes del amoníaco bacterias y bacterias oxidantes de nitrito (Song, Gao, Yang, Guo, & Wang, 2023).

La velocidad de nitrificación tuvo una buena correspondencia con la remoción de nitrógeno amoniacal. La mayor velocidad de nitrificación se presentó en el tratamiento T6, al igual que el mayor porcentaje de remoción de nitrógeno amoniacal, lo que implica que la actividad de la biomasa nitrificante fue alta. La eficiencia de nitrificación dependió directamente de la duración de la fase aeróbica y la tasa de nitrificación, velocidad con la que los microorganismos nitrificantes logran oxidar el amonio. Las velocidades de nitrificación obtenidas se encuentran dentro del rango reportado por Carrasquero, Pire, Rincón y Díaz (2014) durante el tratamiento de efluentes de tenerías, con valores que oscilaron entre 0.0202 y 0.0794 mg N-NO₃-(SSVLM.d).

La eficiencia de desnitrificación se evaluó para cada uno de los tratamientos; se obtuvieron valores que se encontraron entre 77.8 y 90.3 %. El aumento del tiempo de retención celular no afectó el proceso de desnitrificación, pues no se encontraron diferencias estadísticas ($p > 0.05$) entre los tratamientos con el mismo TCO, pero diferente TRC.

Las velocidades específicas de desnitrificación oscilaron entre 0.0688 y 0.484 mg N-NO₃⁻/(mg SSVLM.d). Cabe destacar que el proceso de desnitrificación ocurrió en todos los casos sin la necesidad de la adición de una fuente externa de carbono, lo que indica que la materia orgánica requerida para la desnitrificación se obtuvo del carbono acumulado en el interior de los microorganismos. En este sentido, Haddaji *et al.* (2023) aseguran que las bacterias heterótrofas son una fuente de energía y un sustrato para la biomasa desnitrificante. Así, la DQO utilizada para la desnitrificación como fuente de carbono se oxida al CO₂ y H₂O (Kamińska & Marszałek, 2020). Además del TRC, muchos factores, como la concentración de nitratos y fuentes de carbono, influyen significativamente en la desnitrificación, rendimiento del sistema (Gong *et al.*, 2021; He *et al.*, 2020; Yuan, Peng, Wang, Li, & Zhang, 2020).

La remoción de nitrógeno total alcanzó valores que oscilaron entre 48.8 y 71.6 %. La mayor eficiencia de NT se logró con el tratamiento con 16 h de TCO y 25 días de TRC, siendo estadísticamente diferente ($p \leq 0.05$) a los tratamientos con 12 h. La secuencia operacional utilizada, un llenado rápido, una fase anaeróbica, seguida de fases aeróbicas y anóxicas, permitió la remoción de NT en todos los tratamientos.

Los valores de pH registrados en el ciclo operacional oscilaron entre 6.60 y 7.73, con un aumento constante durante el ciclo operacional (Figura 4, Figura 5 y Figura 6). Abualhail, Naseer y Xiwu (2017) reportaron un comportamiento similar en los perfiles de pH durante el seguimiento de la eliminación de nutrientes en diferentes tipos de aguas residuales.

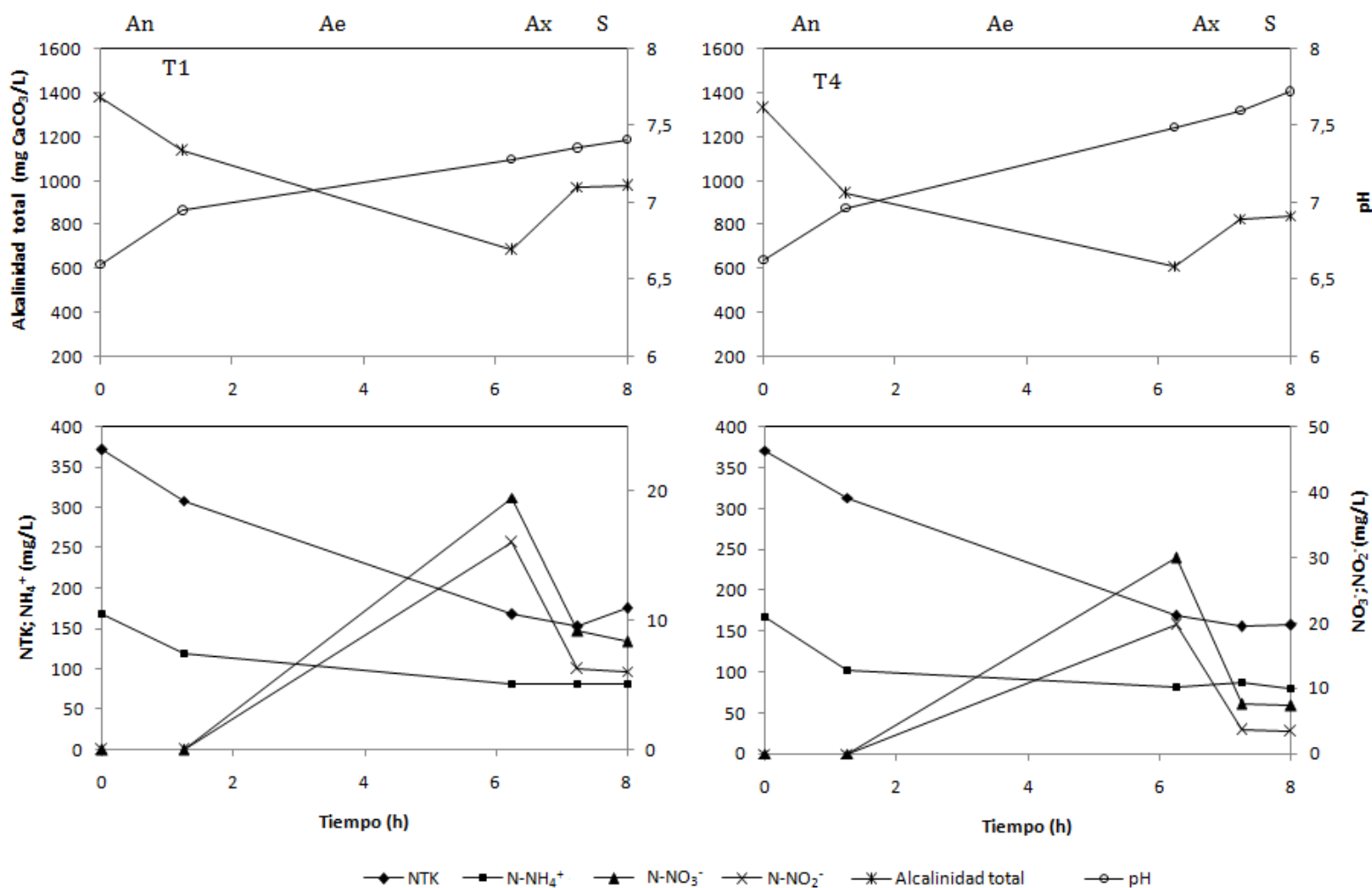


Figura 4. Variación de las formas de nitrógeno, pH y alcalinidad total durante el ciclo operacional del tratamiento con 8 h de TCO y 15 (T1) y 25 d (T4) de TRC (An: fase anaeróbica; Ae: fase aeróbica; Ax: fase anóxica; S: sedimentación; TCO: tiempo de ciclo operación; TRC: tiempo de retención celular; NTK: nitrógeno total Kjeldahl; N-NH₄⁺: nitrógeno amoniacal; N-NO₂⁻: nitritos; N-NO₃⁻: nitratos).

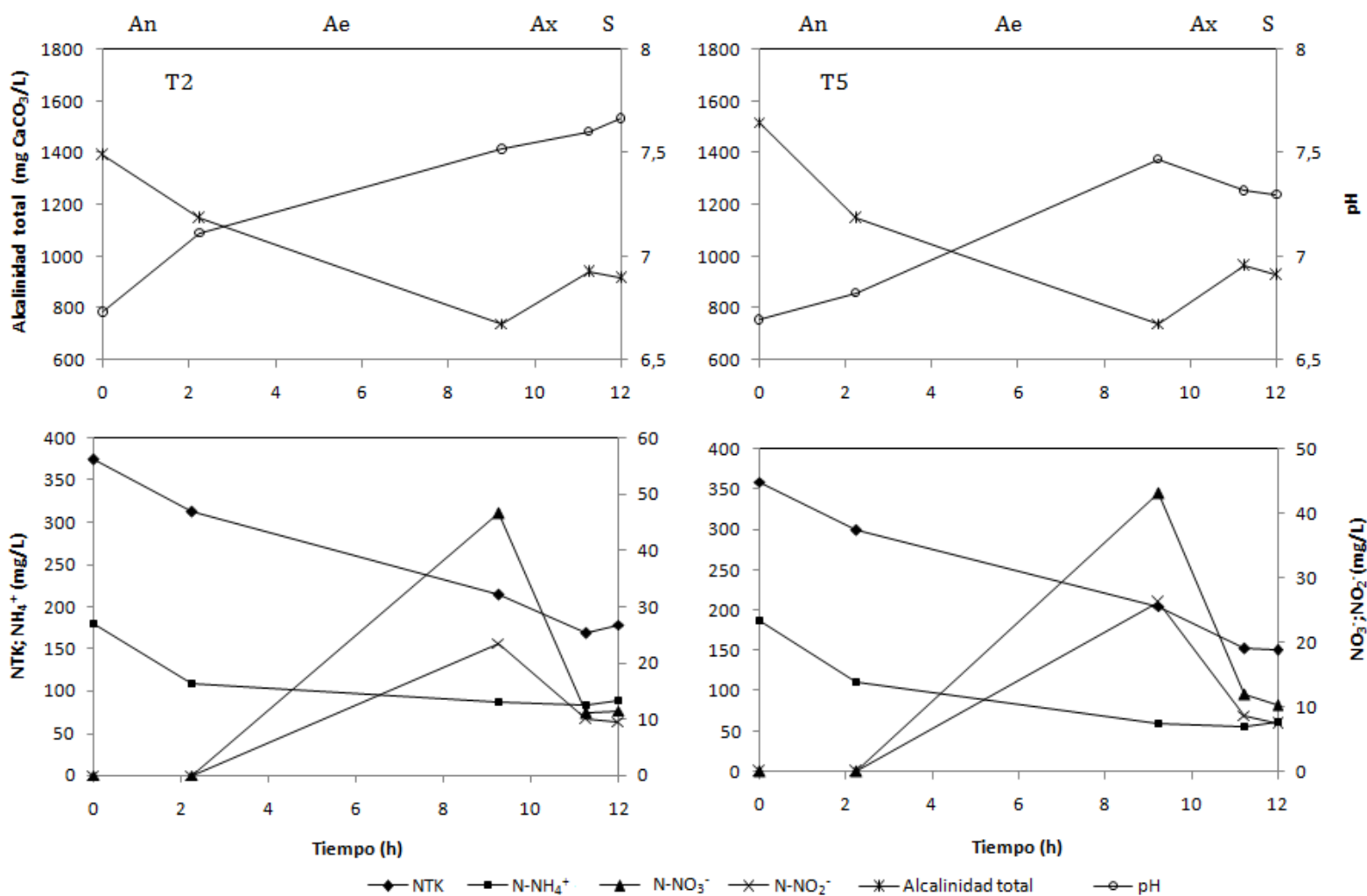


Figura 5. Variación de las formas de nitrógeno, pH y alcalinidad total durante el ciclo operacional del tratamiento con 12 h de TCO y 15 (T2) y 25 d (T5) de TRC (An: fase anaeróbica; Ae: fase aeróbica; Ax: fase anóxica; S: sedimentación; TCO: tiempo de ciclo operacional; TRC: tiempo de retención celular; NTK: nitrógeno total Kjeldahl; N-NH₄⁺: nitrógeno amoniacal; N-NO₂⁻: nitritos; N-NO₃⁻: nitratos).

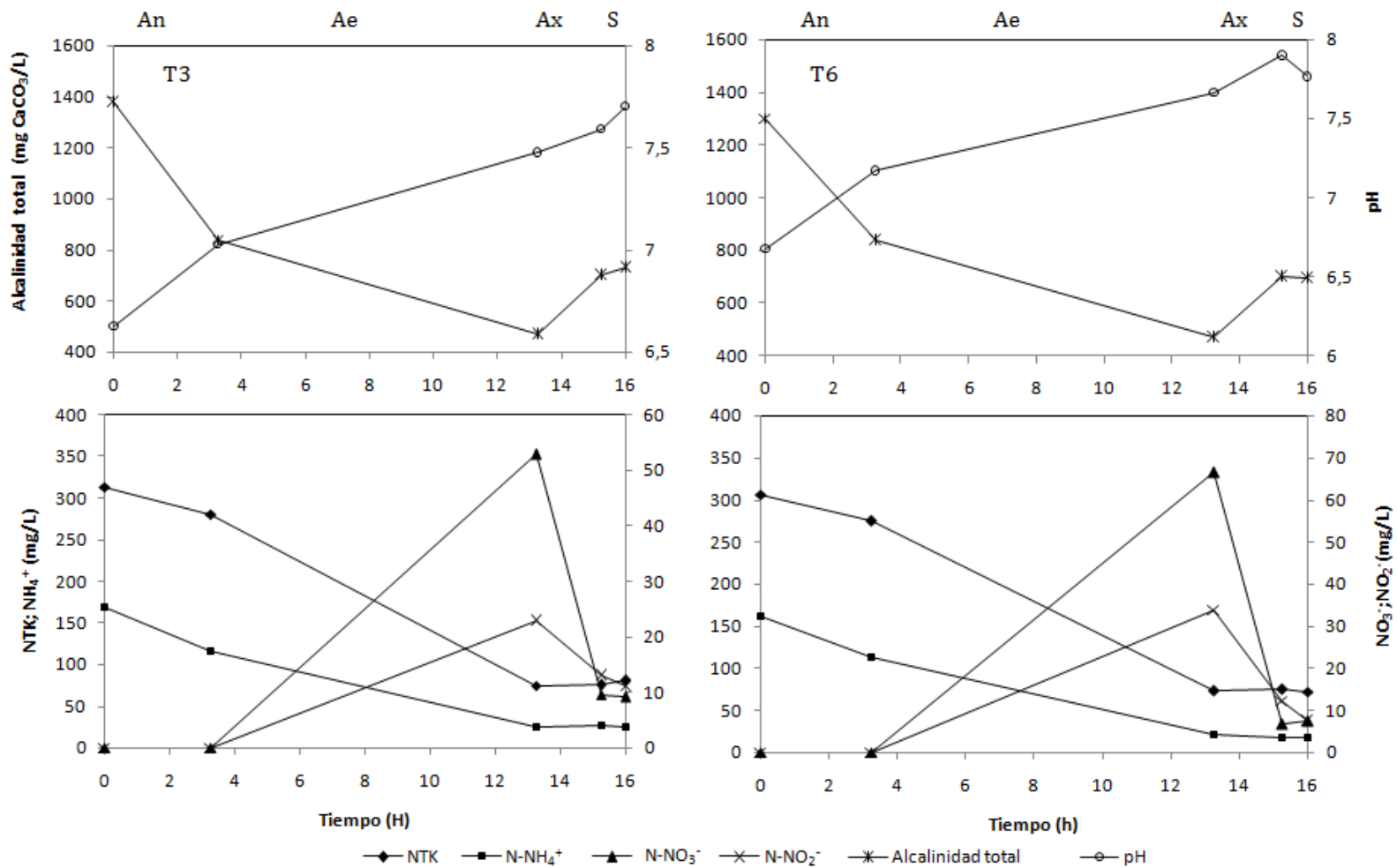


Figura 6. Variación de las formas de nitrógeno, pH y alcalinidad total durante el ciclo operacional del tratamiento con 16 h de TCO y 15 (T3) y 25 d (T6) de TRC (An: fase anaeróbica; Ae: fase aeróbica; Ax: fase anóxica; S: sedimentación; TCO: tiempo de ciclo operacional; TRC: tiempo de retención celular; NTK: nitrógeno total Kjeldahl; N-NH₄⁺: nitrógeno amoniacal; N-NO₂⁻: nitritos; N-NO₃⁻: nitratos).

Dado que la nitrificación y la desnitrificación ocurrieron en el sistema SBR, la alcalinidad medida en el efluente fue el resultado de la disminución de la alcalinidad durante la fase anaeróbica y la nitrificación, y la alcalinidad generada en la desnitrificación. Se infiere que la disminución de la alcalinidad en la fase anaeróbica se produjo por la neutralización de los ácidos grasos volátiles generados en esta etapa. En esta fase ocurrió la acidogénesis, propia del proceso anaeróbico, en el cual los compuestos orgánicos presentes son convertidos por las bacterias fermentativas en compuestos más simples, presumiblemente AGV, alcoholes, ácido láctico, CO_2 , H_2 , NH_3 , H_2S y material celular, que son excretados al medio.

Se determinó la alcalinidad teórica necesaria para el proceso de nitrificación y la alcalinidad disponible en el sistema SBR a través de las ecuaciones sugeridas por Li e Irvin (2007), obteniéndose que para todos los tratamientos el Δ alcalinidad experimental fue superior al Δ alcalinidad teórica, por lo que en el sistema era lo suficientemente alcalino para que ocurriera el proceso de nitrificación (Tabla 10).

Tabla 10. Valores promedio de la alcalinidad total en cada tratamiento realizado a los efluentes provenientes de la matanza de cerdos.

Variable	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Δ alcalinidad teórica (mg CaCO_3/l)	365 ± 74	400 ± 79	582 ± 52	352 ± 60	510 ± 42	567 ± 60
Δ alcalinidad experimental (mg CaCO_3/l)	407 ± 172	473 ± 242	648 ± 225	498 ± 153	591 ± 184	608 ± 311

n = número de repeticiones.

n = 12.

T1 = tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d.

T2 = 12 h y 15 d.

T3 = 16 h y 15 d.

T4 = 8 h y 25 d.

T5 = 12 h y 25 d.

T6 = 16 h y 25 d.

TCO = tiempo de ciclo operacional.

TRC = tiempo de retención celular.

Además, se obtuvo que mientras mayor fue la disminución de la alcalinidad, menor fue la concentración de nitrógeno amoniacal en el efluente del reactor (Figura 7). Se obtuvieron buenas correlaciones inversas lineales en todos los tratamientos realizados entre el Δ alcalinidad experimental y la concentración de N-NH_4^+ ($R^2 > 0.72$).

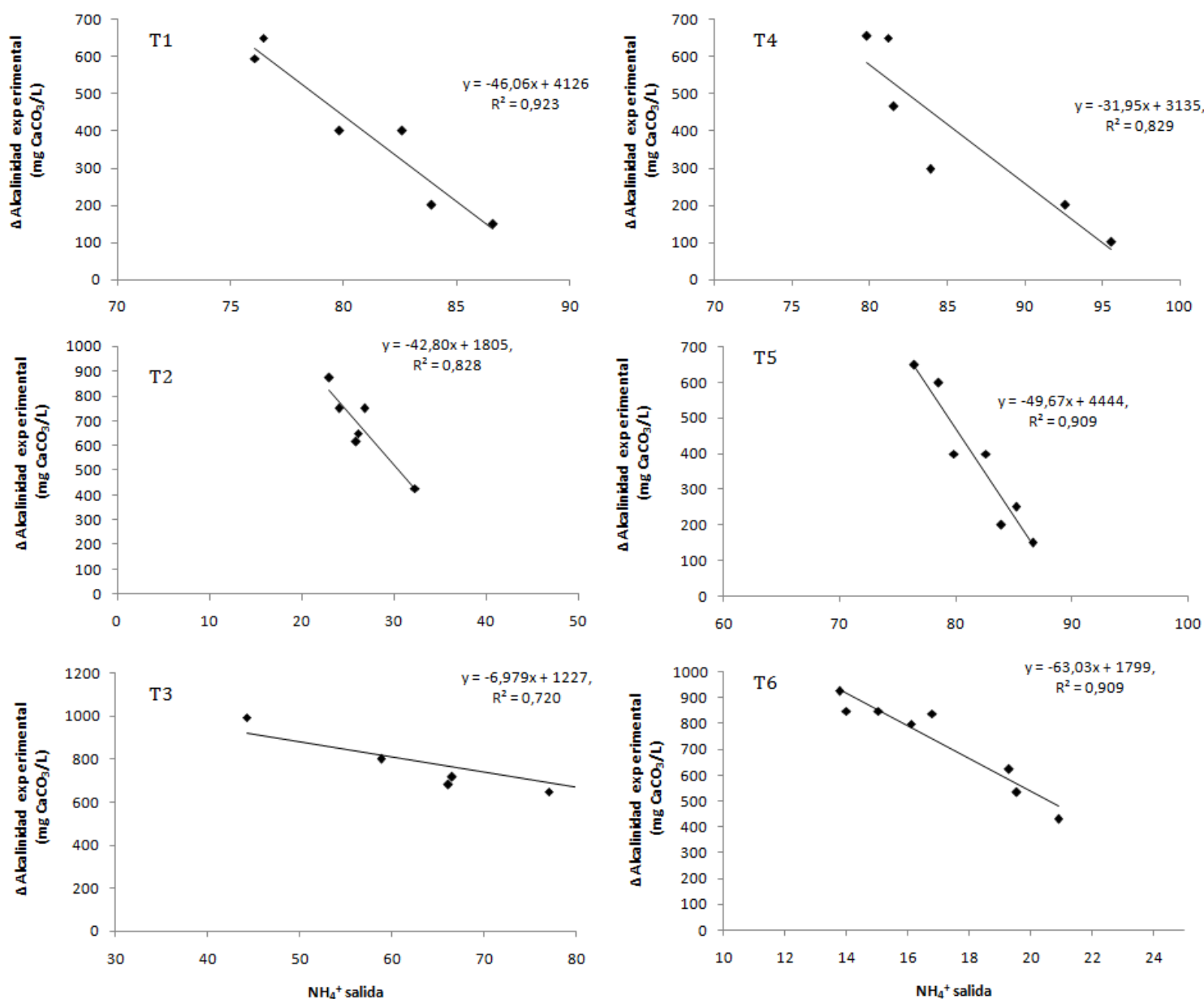


Figura 7. Correlación entre la experimental entre la Δ alcalinidad experimental y la concentración del N-NH₄⁺ el efluente en el sistema SBR (T1: tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d; T2: 12 h y 15 d; T3: 16 h y 15 d; T4: 8 h y 25 d; T5: 12 h y 25 d; T6: 16 h y 25 d; TCO: tiempo de ciclo operacional; TRC: tiempo de retención celular).

Eficiencia del SBR en la remoción de fósforo

La secuencia operacional utilizada en el reactor por carga permitió la remoción de fósforo total, con valores que oscilaron entre 38.1 y 54.5 % (Tabla 11). Los mayores porcentajes de remoción se alcanzaron en los tratamientos con un TCO de 12 y 16 h, mientras que en los tratamientos con un TCO de 8 h, las eficiencias de remoción no superaron el 40 %. Se observó que la variación en el TCO afectó la remoción de esta variable; se lograron los mejores resultados en aquellos tratamientos con una mayor duración de la fase aeróbica.

Tabla 11. Valores promedio de las concentraciones de PT y porcentajes de remoción alcanzados en los tratamientos de los efluentes porcícolas.

Fase	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Entrada	20.73 ± 1.11	17.41 ± 1.31	19.80 ± 2.04	17.64 ± 0.51	17.41 ± 1.02	17.97 ± 1.59
Salida	12.86 ± 1.80	9.15 ± 0.86	8.97 ± 0.63	10.74 ± 0.75	9.33 ± 1.08	8.70 ± 0.59
% remoción	38.1 ± 2.1 ^c	46.9 ± 8.4 ^b	54.5 ± 3.1 ^a	39.2 ± 3.0 ^c	46.3 ± 6.0 ^b	51.4 ^{a,b} ± 3.9 ^{a,b}

n = número de repeticiones.

n = 12.

T1 = tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d.

T2 = 12 h y 15 d.

T3 = 16 h y 15 d.

T4 = 8 h y 25 d.

T5 = 12 h y 25 d.

T6 = 16 h y 25 d.

TCO = tiempo de ciclo operacional.

TRC = tiempo de retención celular.

Media seguida por letras distintas como superíndices en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

Para todos los tratamientos evaluados se observó la liberación de ortofosfatos durante la fase anaeróbica y su consumo durante la fase aeróbica (Tabla 12). La eliminación biológica de fósforo es un proceso de enriquecimiento de la biomasa con fosfatos por bacterias capaces de almacenar polifosfatos intracelularmente. En la práctica, una condición esencial para favorecer el crecimiento de una población de organismos acumuladores de fósforo es tener un proceso en el que la biomasa esté expuesta a una alternancia de condiciones anaeróbicas y aeróbicas (Li, Liu, Ma, Zheng, & Ni, 2019). En esta investigación se obtuvo un porcentaje de liberación de ortofosfatos en la fase anaeróbica que estuvo entre 15.9 y 22.4 %; mientras que la remoción global de ortofosfatos en el ciclo operacional, tomando en cuenta los valores de entrada y salida del reactor, osciló entre 14.0 y 22.4 %.

Tabla 12. Valores promedio de las concentraciones de ortofosfatos y porcentajes de remoción alcanzados en los tratamientos de los efluentes porcícolas.

Fase	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Entrada	13.84 ± 1.73	12.97 ± 0.75	12.87 ± 0.85	11.78 ± 1.69	11.35 ± 0.88	11.87 ± 0.88
Fin anaeróbica	16.39 ± 1.04	15.10 ± 1.02	15.10 ± 0.74	14.31 ± 0.81	14.34 ± 1.36	15.88 ± 0.79
Fin aeróbica	9.30 ± 0.74	9.34 ± 0.90	9.08 ± 0.45	7.77 ± 0.91	9.03 ± 0.79	9.80 ± 0.60
Fin anóxica	8.90 ± 1.10	9.23 ± 0.48	8.69 ± 0.24	8.57 ± 1.27	9.12 ± 0.79	8.85 ± 0.65
Salida	9.26 ± 0.78	8.71 ± 0.62	8.02 ± 0.44	8.57 ± 0.27	8.59 ± 0.45	7.63 ± 0.25
% incremento de P- PO ₄ ⁻³ en la fase anaeróbica	15.9 ± 5.7 ^{b,c}	14.0 ± 1.6 ^c	14.8 ± 3.9 ^{b,c}	18.0 ± 6.7 ^{a,b,c}	20.5 ± 6.6 ^{a,b}	22.4 ^a ± 3.3 ^a

Fase	T1	T2	T3	T4	T5	T6
% temoción global	32.9 ± 5.7 ^{a,b}	32.4 ± 8.2 ^{a,b}	37.5 ± 4.8 ^a	26.5 ± 10.7 ^{b,c}	24.2 ± 0.7 ^c	35.5 ^{a,b} ± 4.7 ^{a,b}

n = número de repeticiones.

n = 12.

T1 = Tratamiento con un TCO de 8 h y un TRC de 15 d.

T2 = 12 h y 15 d.

T3 = 16 h y 15 d.

T4 = 8 h y 25 d.

T5 = 12 h y 25 d.

T6 = 16 h y 25 d.

TCO = tiempo de ciclo operacional.

TRC = tiempo de retención celular.

P-PO₄⁻³ = ortofostatos.

Media seguida por letras como superíndices distintos en cada columna indica diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p \leq 0.05$).

En condiciones anaeróbicas, los microorganismos acumuladores de fosfato (PAOs) utilizan polifosfatos y glicógeno como fuente de energía para absorber y almacenar ácidos grasos volátiles (AGV) en forma de polihidroxialcanoatos (PHA) (Qiu *et al.*, 2019). Por lo tanto, la misión de la fase anaeróbica es estimular la conversión de la DQO fácilmente biodegradable en ácidos grasos volátiles y permitir el desarrollo de las BAF.

Cuando los PAOs entran en el sistema aeróbico tienen reservas acumuladas de PHA y contienen una cantidad reducida de polifosfatos. El PHA producido se utiliza luego para crecimiento, y su metabolismo contribuye al transporte de fosfato iones y la producción de moléculas de trifosfato de adenosina (ATP) (Han *et al.*, 2022). El ATP producido se utiliza luego para almacenar fosfato como polifosfatos. Al promover la

adopción de AGV por parte de los PAO y la síntesis de PHA intracelular en la fase anaeróbica, su crecimiento es favorecido en la condición aeróbica, ya que son los únicos beneficiarios de estos PHA (Li *et al.*, 2019).

Para un correcto funcionamiento en la fase anaeróbica se debe cumplir que la relación $\text{DBO}_{5,20}/\text{P-PO}_4^{-3}$ de entrada a la fase aeróbica sea mayor de 15. En esta investigación tal relación osciló entre 137 y 202, por lo que la concentración de materia orgánica no fue limitante en el desarrollo de los PAO. El mayor consumo de fósforo ocurrió en la fase aeróbica debido a que la mayoría de las PAO son aeróbicas y absorben el fósforo para acumularlo en presencia de oxígeno y alta concentración de sustrato, requisito indispensable para obtener remoción de fósforo por vía biológica. Sin embargo, algunos autores han indicado que el proceso de consumo de ortofosfatos también puede ser llevado a cabo por bacterias heterótrofas anóxicas acumuladoras de fósforo. Se presume que este fenómeno fue el que actuó en los tratamientos T1, T2, T3, y T6.

Conclusiones

El agua cruda proveniente del matadero de cerdos se caracterizó por presentar una concentración de $\text{DBO}_{5,20}$ de 2 455 mg/l; DQO de 7 216 mg/l; NT de 374 mg/l, y PT de 18.9 mg/l, superando ampliamente los valores máximos permisibles de las concentraciones de materia orgánica y nutrientes para la descarga a los cuerpos de agua.

El tratamiento en el SBR realizado con un TCO de 16 h y un TRC de 25 días permitió obtener los mayores porcentajes de remoción simultánea

de DQO (86.9 %), DBO_{5,20} (95.3 %), nitrógeno total (71.6 %) y fósforo total (35.5 %).

Se concluye que la secuencia operacional propuesta que combina un tratamiento anaeróbico-aeróbica-anóxico permitió la remoción simultánea de materia orgánica y nutrientes. Sin embargo, los valores de las concentraciones a la salida del reactor para la DQO, DBO_{5,20}, NT, y PT exceden la normativa venezolana vigente, por lo que se requiere un tratamiento de pulimento, que puede ser coagulación-floculación o precipitación química por la naturaleza refractaria de los contaminantes.

Agradecimientos

Se agradece el apoyo de la RED-AMARU, Red en Saneamiento de Recursos Hídricos mediante Tecnologías Innovadoras y Sustentables del Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo-CYTED para la realización de la investigación.

Referencias

Abdelfattah, A., Ramadan, H., Elsamahy, T., Eltawab, R., Mostafa, S., Zhou, X., & Cheng, L. (2023). Multifaced features and sustainability of using pure oxygen in biological wastewater treatment: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 53. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103883>

- Abubakar, S., Latiff, A., Lawal, I., & Jagaba, A. (2016). Aerobic treatment of kitchen wastewater using sequence batch reactor (SBR) and reuse for irrigation landscape purposes. *American Journal of Engineering Research*, 5(5), 23-31. Recuperado de [https://www.ajer.org/papers/v5\(05\)/D0505023031.pdf](https://www.ajer.org/papers/v5(05)/D0505023031.pdf)
- Abualhail, A., Naseer R., & Xiwu, L. (2017). Integrated real-time control strategy in multi-tank A₂/O process for biological nutrient removal treating real domestic wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, 10(1), 1041-1054. DOI: 10.1016/j.arabjc.2013.01.009
- Alattabi, A., Harris, C., Alkhaddar, R., Ortoneda, M., & Alzeyadi, A. (2019). An investigation into the effect of MLSS on the effluent quality and sludge settleability in an aerobic-anoxic sequencing batch reactor (AASBR). *Journal of Water Process Engineering*, 30. DOI: 10.1016/j.jwpe.2017.08.017
- Al-Obaidi, B., & Al-Sulaiman, A. (2021). Assessment of municipal wastewater treatment using sequencing batch reactor under real operation conditions. *Journal of Engineering, Science and Technology*, 16, 1019-1029. Recuperado de: https://jestec.taylors.edu.my/Vol%2016%20issue%202%20April%202021/16_2_10.pdf
- APHA, AWWA, & WEF, American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, (21th ed.). Washington, DC, USA: American Public Health Association.

- Carrasquero, S., & Urbina, S. (2023). Tratamiento de efluentes de una planta productora de helados usando reactores secuenciales por carga. *Ingenio*, 6(1), 20-30. DOI: 10.18779/ingenio.v6i1.560
- Carrasquero, S., González, Y., Colina, G., & Díaz, A. (2019). Eficiencia del quitosano como coagulante en el postratamiento de efluentes de una planta de sacrificio de cerdos. *Orinoquia*, 23(2), 36-46. DOI: 10.22579/20112629.567
- Carrasquero, S., Rodríguez, M., Bernal, J., & Díaz, A. (2018). Eficiencia de un reactor biológico secuencial en el tratamiento de efluentes de una planta procesadora de productos cárnicos. *Revista de la Facultad de Ciencias Básicas*, 14(1), 23-33. DOI: 10.18359/rfcb.3017
- Carrasquero, S., Pire, M., Rincón, N., & Díaz, A. (2014). Monitoreo de la remoción biológica de nitrógeno en efluentes de tenerías usando un reactor por carga secuencial. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 15(2), 287-298. DOI: 10.1016/S1405-7743(14)72217-6
- Cheng, D., Ngo, H., Guo, W., Chang, S., Nguyen, D., Kumar, M., Du, B., Wei, Q., & Wei, D. (2018). Problematic effects of antibiotics on anaerobic treatment of swine wastewater. *Bioresource Technology*, 263, 642-653. DOI: 10.1016/j.biortech.2018.05.010
- Cheng, Y., Yang, A., Meng, G., & Zhang, G. (2019). Additives for photosynthetic bacteria wastewater treatment: Latest developments and future prospects. *Bioresource Technology Reports*, 7, 100229. DOI: 10.1016/j.biteb.2019.100229

Decreto 883. (1995). *Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de agua y de los vertidos líquidos*. Decreto 883. Gaceta No. 5021. 18-12-1995. Venezuela.

Derakhshan, A., Kalantari, R., Farzadkia, M., Tiyyuri, A., & Esrafil, A. (2023). The effect of biological treatment methods on the concentration of carbonaceous pollutants in the slaughterhouse wastewater: A systematic review. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 8. DOI: 10.1016/j.cscee.2023.100451

Duan, Y., Liu, Y., Zhang, M., Li, Y., Zhu, W., Hao, M., & Ma, S. (2020). Start-up and operational performance of the partial nitrification process in a sequencing batch reactor (SBR) coupled with a micro-aeration system. *Bioresource Technology*, 296. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.122311

El-Sheikh, M. (2009). Tannery wastewater pre-treatment. *Water Science Technology*, 60(2), 443-440. DOI: 10.2166/wst.2009.351

Farabegoli, G., Carucci, A., Majone, M., & Rolle, E. (2004). Biological treatment of tannery wastewater in the presence of chromium. *Journal of Environmental Management*, 71, 345-349. DOI: 10.1016/j.jenvman.2004.03.011

Garzón, M., & Buelna, G. (2014) Caracterización de aguas residuales porcinas y su tratamiento por diferentes procesos en México. *Revista Internacional Contaminación y Ambiente*, 30(1), 65-79. Recuperado de https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992014000100006

- Gao, S., He, Q., & Wang, H. Y. (2020). Research on the aerobic granular sludge under alkalinity in sequencing batch reactors: Removal efficiency, metagenomic and key microbes. *Bioresource Technology*, 296. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.122280
- Gong, X., Yu, D., Wang, X., Yuan, M., Bi, C., Du, Y., & Zhao, J. (2021). Feasibility of reinforced post-endogenous denitrification coupling with synchronous nitrification, denitrification and phosphorus removal for high-nitrate sewage treatment using limited carbon source in municipal wastewater. *Chemosphere*, 269, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.128687
- Haddaji, C., Chatoui, M., Rifi, A., Ettaloui, Z., Digua, K., Pala, A., Anouzla, A., & Souabi, A. (2023). Performance of simultaneous carbon, nitrogen, and phosphorus removal from vegetable oil refining wastewater in an aerobic-anoxic sequencing batch reactor (OA-SBR) system by alternating the cycle times. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 20, DOI: 10.1016/j.enmm.2023.100827
- Hai, R., He, Y., Wang, X., & Li, Y. (2014). Simultaneous removal of nitrogen and phosphorus from swine wastewater in a sequencing batch biofilm reactor. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, 23(1), 303-308. DOI: 10.1016/j.cjche.2014.09.036
- Han, J., Qiu, Q., Gao, M., Qiu, L., Wang, Y., Sun, S., Song, D., & Ma, J. (2022). Phosphorus removal from municipal wastewater through a novel *Trichosporon asahii* BZ: Performance and mechanism. *Chemosphere*, 298, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.134329

- He, Q., Song, J., Zhang, J., Gao, S., Wang, H., & Yu, J. (2020). Enhanced simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal through mixed carbon source by aerobic granular sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 382, DOI: 10.1016/j.jhazmat.2019.121043
- Kamińska, G., & Marszałek, A. (2020). Advanced treatment of real grey water by SBR followed by ultrafiltration—Performance and fouling behavior. *Water*, 12. DOI: 10.3390/w12010154
- Kitanou, S., Ayyoub, H., Tourir, J., Zdeg, A., Benabdallah, S., Taky, N., & Elmidaoui, A. (April, 2021). A comparative examination of MBR and SBR performance for municipal wastewater treatment. *Water Practice and Technology*, 16(2), 582-591. DOI: 10.2166/wpt.2021.016
- Li, B., & Irvin, S. (2007). The comparison of alkalinity and ORP as indicators for nitrification and denitrification in a sequencing batch reactor (SBR). *Biochemical Engineering Journal*, 34, 248-255. DOI: 10.1016/j.bej.2006.12.020
- Li, C., Liu, S., Ma, T., Zheng, M., & Ni, J. (2019). Simultaneous nitrification, denitrification and phosphorus removal in a sequencing batch reactor (SBR) under low temperature. *Chemosphere*, 229, 132-141. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.04.185
- Mekonnen, A., & Leta, S. (2011). Effects of cycle and fill period length on the performance of a single sequencing batch reactor in the treatment of composite tannery wastewater. *Nature and Science*, 9(10), 1-8. Recuperado de http://www.sciencepub.net/nature/ns0910/001_6878ns0910_1_8.pdf

- Muñoz, D. (2005). Sistema de tratamiento de aguas de matadero: para una población menor 2000 habitantes. *Revista de la Facultad de Ciencias Agropecuarias*, 3(1), 87-98. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6117975>
- Nagarajan, D., Kusmayadi, A., Yen, H., Dong, C., Lee, C., & Chang, J. (2019). Current advances in biological swine wastewater treatment using microalgae-based processes. *Bioresource Technology*, 289, 121718. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.121718
- Prosekov, A., & Ivanova, S. (2018). Food security: The challenge of the present. *Geoforum*, 91, 73-77. DOI: 10.1016/j.geoforum.2018.02.030
- Qiu, G., Zuniga, R., Law, Y., Thi, Y., Ngoc, T., Eganathan, K., Liu, X., Nielsen, P., Williams, R., & Wuertz, S. (2019). Polyphosphate-accumulating organisms in full-scale tropical wastewater treatment plants use diverse carbon sources. *Water Research*, 149, 496-510. DOI : 10.1016/j.watres.2018.11.011
- Rifi, S., Fels, L., Driouich, A., Hafidi, M., Ettaloui, Z., & Souabi, S. (2022). Sequencing batch reactor efficiency to reduce pollutant in olive oil mill wastewater mixed with urban wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 19(11), 11361-11374. DOI: 10.1007/s13762-021-03866-2
- Song, K., Gao, Y., Yang, Y., Guo, B., & Wang, Y. (2023). Performance of simultaneous carbon and nitrogen removal of high-salinity wastewater in heterotrophic nitrification-aerobic denitrification mode. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(3). DOI: 10.1016/j.jece.2023.109682

- Thi, N., Canh, D., & Hang, T. (2023). Effect of hydraulic retention time on performance of anaerobic membrane bioreactor treating slaughterhouse wastewater. *Environmental Research*, 233, DOI: 10.1016/j.envres.2023.116522
- Uygur, A. (2006). Specific nutrient removal rates in saline wastewater treatment using sequencing batch reactor. *Process Biochemistry*, 41, 61-66. DOI: 10.1016/j.procbio.2005.03.068
- Yang, H., Deng, L., Wang, L., Zheng, D., Liu, Y., Wang, S., & Huang, F. (2019). Comparison of three biomass-retaining reactors of the ASBR, the UBF and the USR treating swine wastewater for biogas production. *Renewable Energy*, 138, 521-530. DOI: 10.1016/j.renene.2019.01.124
- Yuan, C., Peng, Y., Wang, B., Li, X., & Zhang, Q. (2020). Facilitating sludge granulation and favoring glycogen accumulating organisms by increased salinity in an anaerobic/micro-aerobic simultaneous partial nitrification, denitrification and phosphorus removal (SPNDPR) process. *Bioresource Technology*, 313, DOI: 10.1016/j.biortech.2020.123698
- Zhang, B., Han, H., Fu, S., Yang, O., Gu, Z., Zhou, Q., & Cao, Z. (2016). Dehydroeffusol inhibits gastric cancer cell growth and tumorigenicity by selectively inducing tumor-suppressive endoplasmic reticulum stress and a moderate apoptosis. *Biochemical Pharmacology*, 104, 8-18. DOI: 10.1016/j.bcp.2016.01.002

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-03-03

Artículos

Consejos de cuenca: alcances y limitaciones de diseño para la gobernanza democrática del agua en México

Basin councils: Scope and design limitations for democratic water governance in Mexico

Alberto Rojas-Rueda¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2959-2559>

Jorge Ramón Carbajal-Hernández², ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-2571-1543>

Gonzalo Hatch-Kuri³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5189-4708>

¹Subprocuraduría de Auditoría Ambiental, Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, México, albertorojasrueda@gmail.com

²Especialista en gobernanza y procesos participativos, Arkemetría Social, Ciudad de México, México, jorge@arkemetria.org.mx

³Escuela Nacional de Ciencias de la Tierra, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, ghatch@encit.unam.mx

Autor para correspondencia: Alberto Rojas-Rueda, albertorojasrueda@gmail.com

Resumen

En México, los consejos de cuenca son instrumentos de política hídrica sustentados en el marco legal que funcionan como espacios de coordinación gubernamental, consultivos, de concertación, asesoría y apoyo para la gestión integrada del agua dentro del territorio de una cuenca determinada. Actualmente existen 26 consejos de cuenca en el país. Su actuación está legitimada por un discurso político que los asume como mecanismos institucionalizados de participación ciudadana (MIPC) y espacios para la gobernanza del sector ambiental en el subsector hídrico. Este trabajo analizó el marco normativo en la materia, así como reglamentos internos de estos consejos para revelar su naturaleza jurídico-política, considerando los enfoques de la teoría democrática, la teoría de los derechos humanos y la teoría de la gobernanza. Para ello, se elaboró una base de datos a partir de la revisión de más de 150 archivos originales relacionados con la operación y el funcionamiento de los consejos de cuenca en México, así como 15 solicitudes de acceso a la información. Este conjunto de datos se procesó en un formato de tablas analíticas y descriptivas que, junto a las categorías de análisis, coadyuvó al análisis y procesamiento de la información. Los resultados indican que los consejos de cuenca representan espacios de concertación entre el Estado y el mercado, así como instrumentos de coordinación intergubernamental entre la federación, los estados y algunos municipios situados en las cuencas que representan dichos consejos. En ningún caso estos espacios pueden considerarse como MIPC de gobernanza democrática, dada la escasa inclusión y participación de otros actores civiles de manera individual o asociada. Pese a lo anterior, sus funciones

de concertación y coordinación son importantes para la gobernanza del sector hídrico, sin que ello implique que ésta sea democrática.

Palabras clave: consejos de cuenca, participación ciudadana, participación social, derechos humanos, gobernanza hídrica.

Abstract

In Mexico, Basin councils are water policy instruments based on legal framework that main function as political spaces for government coordination, consultancy, consensus-building, advice, and support for the integrated management water within the national territory of a given basin. Currently, there are 26 Basin councils in Mexico. Their political legitimation rests on a political discourse that assumes them as institutionalized mechanisms for citizen participation (MIPC) and, at the same time, they are spaces for the governance of the environmental sector in the water subsector. This article analyzed the regulatory framework including an analytical review of the legal framework as well as the internal regulations of these councils to reveal their legal-political features considering the approaches of democratic theory, the human rights theory and governance conceptual debate. A database was created from the review of more than 150 original files related to the operation and functioning of the Basin Councils in Mexico, as well as 15 requests for access to information. This set of data was processed in a format of analytical and descriptive tables that contributed to the analysis and processing of the information. It is noted that the Basin councils are spaces for consultation between the State and the market, as well as instruments of intergovernmental coordination, between the federal

government, the States and some municipalities located in the basin's that these councils represent. In no way these spaces can be considered MIPC of democratic governance, given the limited inclusion and participation of other civil actors, individually or in association. Despite the above, its consultation and coordination functions are important for the water governance, without this implying that it is democratic.

Keywords: Basin councils, citizen participation, social participation, human rights, water governance.

Recibido: 17/10/2023

Aceptado: 11/03/2024

Publicado *online*: 14/03/2024

Introducción

La apertura de espacios formales para la participación de actores no gubernamentales en los asuntos públicos en México —entendidos como MIPC— tuvo su origen en la década de 1990 en medio de un proceso de transición democrática y económica. Este fenómeno se manifestó de manera preponderante en algunos sectores gubernamentales tales como desarrollo social y medio ambiente, y fue el resultado de una mezcla de los siguientes factores: la aparición de actores sociales que impulsaron nuevas formas de intermediación social y de relacionamiento autónomo con el Estado; las presiones internacionales a favor de la modernización del Estado (p. ej., requisitos para acceder a préstamos, acuerdos comerciales con cláusulas democráticas, tratados, declaraciones); los

cambios institucionales dentro del Estado, conocidos como la nueva administración pública, y la búsqueda de legitimidad por parte del Estado (Isunza & Hevia, 2006).

Si bien esta apertura tuvo como efecto cierto desplazamiento de los viejos actores corporativos o clientelares (Canto, 2008), y el establecimiento de nuevas formas de relacionamiento entre el Estado y la sociedad, el modelo de participación utilizado por el Estado mexicano en realidad se concibió como una nueva forma de captura o control político (Serrano, 2015), y como una concesión del Estado hacia la sociedad bajo una lógica de “corresponsabilidad” (Hevia, 2009). Este modelo, conocido como participación social, tenía la ventaja de mantenerse alineado con un discurso políticamente correcto, a la vez que permitía lograr acuerdos y legitimar decisiones gubernamentales en condiciones de paz social.

Uno de los efectos del modelo de participación social es que los primeros arreglos institucionales participativos de la década de 1990 se centraron en dos funciones derivadas de esta perspectiva, arraigadas para ese momento histórico en cuanto a la relación del Estado con la sociedad: la concertación con grupos de poder/actores relevantes y la captura de grupos de interés que pudieran afectar de alguna manera las decisiones del Estado.

En el diseño de los primeros MIPC del sector ambiental, como los consejos consultivos para el desarrollo sustentable (CCDS), estudios verifican tales arreglos clientelares, corporativistas y de concertación, que no buscaban simular la participación ciudadana, sino que seguían el modelo de *participación social* prevaleciente (PNUD, 2017). En ese

sentido, eran congruentes con la idea de *participación social* que predominaba en el sistema político mexicano.

A la par, ante la falta de espacios de coordinación intergubernamental efectivos en el nivel territorial y la necesidad de crear espacios participativos, el gobierno federal optó por mezclar estas funciones en el diseño de los primeros MIPC del sector ambiental. Así, muchos de estos espacios incluyen funciones de coordinación intergubernamental que habilitan la interacción entre los distintos órdenes de gobierno preexistentes en México (federación, estados y municipios) en temas relacionados con la materia ambiental en territorios específicos, a la par que promueven la concertación social y la corporativización-captura de sectores de interés (CCDS, Consejo Nacional Forestal, comités de ordenamiento ecológico regionales, etc.).

Partiendo de estas premisas surgieron los MIPC del sector ambiental de naturaleza mixta, manteniendo siempre la hegemonía del Estado al momento de establecer los acuerdos o las decisiones, al ser concebidos, como se comentó previamente, desde una lógica clientelar y de concesión del Estado hacia el sector social, no de gobernanza democrática ni a partir de un enfoque de derechos humanos.

Con estos antecedentes se crearon los denominados *consejos de cuenca* (CC) que son instrumentos de política hídrica previstos en la Ley de Aguas Nacionales (LAN), los cuales fungen como espacios de coordinación intergubernamental y de concertación del Estado con la sociedad. Cabe destacar que si bien la LAN fue creada a finales de 1992, pocos meses después de la Cumbre de Río, los consejos de cuenca no se consideraron en su redacción original. Su inclusión en este cuerpo legal

resultó de una gran reforma a la LAN acaecida una década después, en 2004, en momentos en los que el país vivía la transición política de un régimen autoritario de partido hegemónico a un régimen democrático con alternancia partidista y división efectiva de poderes, a la par que se profundizaba el modelo económico-político neoliberal.

La reforma de 2004 se considera, dentro del sector hídrico mexicano, un hito en el proceso de apertura gubernamental hacia la participación de la sociedad en las decisiones a nivel de cuenca, pues se consideraba que estos instrumentos serían pilares del modelo de gestión integrada del recurso hídrico adoptado por el gobierno de México.

El objetivo de este trabajo es identificar y analizar los alcances, y limitaciones de los consejos de cuenca en el cumplimiento de las obligaciones por parte del Estado mexicano en materia del derecho humano a la participación ciudadana, a partir de los enfoques integrados de la teoría democrática, los derechos humanos y la gobernanza del agua. Con ello, se pretende responder la principal interrogante que fundamenta este estudio: ¿cuál es el papel que desempeñan los consejos de cuenca en el contexto de la gestión hídrica actual y qué innovaciones institucionales requieren insertarse para que garanticen la participación de la sociedad mexicana en un marco de gobernanza democrática?

La contribución se estructura en tres acápites. El primero refiere al marco de referencia concatenado por la teoría de la democracia y la participación en torno a los MIPC, el enfoque de los derechos humanos y la teoría de la gobernanza del agua. El segundo desarrolla los antecedentes operativos y normativos de los consejos de cuenca en México. El tercero describe los hallazgos del análisis identificando, al

mismo tiempo, las características de su organización y estructura normativa, resaltando sus alcances y limitaciones. Al final se concluye la necesidad de reformar la estructura de los consejos de cuenca atendiendo un enfoque de derechos humanos que permita la participación efectiva de actores no estatales, minimice prácticas de simulación o captura de estos espacios por parte del Estado o el mercado, y fortalezca su legitimidad y eficacia como espacios de gobernanza democrática del agua.

Marco teórico

La participación ciudadana a partir de la teoría democrática

La relevancia de los MIPC dentro de un sistema político se puede enmarcar en el debate sobre las teorías de la democracia. Desde una perspectiva meramente procedimental-elitista (Schumpeter, 1942; Wright, 1983; Bobbio, 1986), la democracia se refiere al conjunto de reglas de procedimiento para la formación de decisiones colectivas, en el que es prevista y facilitada la más amplia participación posible de los interesados. En este escenario, el involucramiento de las personas —en su carácter de ciudadanas pertenecientes a una “comunidad política” (en un sentido acotado a la noción de estado-nación)— se limita al ejercicio de un conjunto de derechos y libertades políticas circunscritas a los procesos electorales donde se eligen plataformas políticas, partidos y candidatos dentro de un contexto de pluralidad (Dahl, 1997).

No obstante, surgió otra corriente que buscó reconceptualizar el fenómeno de la democracia como régimen de gobierno y sistema político,

al incorporar nuevas condiciones para determinar su existencia, como la división y el equilibrio de poderes, el estado de derecho, los derechos humanos, la rendición de cuentas y la gobernanza (Morlino, 2011).

Además, con la aparición del fenómeno conocido como “sociedad civil” se amplió la comprensión sobre las posibilidades, los alcances y la viabilidad del involucramiento de las personas (de manera asociada principalmente) en los procesos de toma de decisiones y, en general, de los asuntos públicos (Cohen & Arato, 2000), con lo cual se consolidó una nueva perspectiva teórica sobre la democracia: el modelo participativo.

A diferencia de la democracia representativa, la perspectiva de la democracia participativa asume un mayor involucramiento de los ciudadanos en la toma de decisiones públicas (no solo en el ámbito electoral) de tal manera que se busca que la participación sea más profunda, directa, frecuente y equitativa, sin necesariamente sustituir el poder de decisión de los representantes populares o autoridades designadas.

Cabe aclarar que el modelo participativo no se contradice con el modelo representativo, sino que son complementarios. Al respecto, Cohen y Arato (2000) señalan que la viabilidad teórica de la democracia participativa recae en la existencia de la sociedad civil moderna, la cual está basada en principios igualitarios, inclusión universal, experiencia de la articulación de la voluntad política y toma de decisiones colectiva, elemento indispensable para la transición hacia y la reproducción de la democracia. Dichos principios son compartidos con el enfoque de derechos humanos. Esta sociedad civil moderna —entendida como la vida asociativa (organizaciones, movimientos sociales) y la esfera pública— no

entra en contradicción con las instituciones representativas, sino que las complementa, al dar contenido y legitimidad democrática mediante su participación a las decisiones tomadas por las élites políticas.

Así, surge el concepto de participación ciudadana, inherente a la democracia participativa, que se define como las acciones voluntarias realizadas por las personas (de forma individualizada o asociada), con el propósito de influir en lo público, promoviendo intereses y valores específicos por medios no violentos (Rojas, 2016; PNUD, 2017; Carbajal & Villegas, 2021). Lo interesante del fenómeno que engloba este concepto es que se manifiesta de diversas formas y en distintos ámbitos dentro de lo público, lo que le otorga un carácter multidimensional (Verba, Schlozman, & Brady, 1996). Se puede realizar en las políticas públicas (diseño, monitoreo, evaluación); en los procesos legislativos (leyes, presupuestos); en los procesos electorales (voto, observación electoral), y en los procesos jurisdiccionales y administrativos asociados (juicios, designación de magistrados, *amicus curiae*); asimismo, se presenta en asuntos del orden nacional, subnacional, local, territorial e incluso internacional.

Otra dimensión relevante sobre el concepto de participación ciudadana tiene que ver con el grado de sofisticación y planeación de las acciones realizadas. Si bien ante una situación imprevista y urgente las personas pueden movilizarse y participar de forma espontánea, a lo largo de las últimas décadas han surgido canales que permiten la participación ciudadana de manera estructurada, sistemática y con objetivos definidos (Carbajal & Villegas, 2021) más allá del ámbito electoral (Somuano, 2005). A esto se le conoce como los mecanismos de participación ciudadana (Font, 2000), los cuales pueden tener un origen autónomo por

iniciativa de la sociedad civil, o institucionalizado con una base legal o normativa.

A partir de tales desarrollos teóricos sobre la democracia, ha aparecido un enfoque asociado con el estudio y práctica de los MIPC, el cual retoma el modelo participativo, y explora las nuevas posibilidades y alcances del involucramiento de las personas en los asuntos públicos; a dicho enfoque se le conoce como “innovaciones democráticas” (Fung, 2006; Smith, 2009; Isunza & Gurza, 2010; Montes-de-Oca, 2014), a través del cual se entienden los MIPC como dispositivos que permiten ampliar y profundizar la democracia en ámbitos específicos de lo público.

En el siguiente segmento se continuará en la delimitación del marco teórico de la democracia participativa desde el enfoque de los derechos humanos.

La participación ciudadana a partir de la teoría de los derechos humanos

Los derechos humanos son considerados un marco conceptual de base normativa. Se asocian con el pensamiento iusnaturalista (De-la-Torre, 2021) y su fundamento se encuentra en el derecho internacional, aunque en ocasiones también en estándares emitidos por organismos multilaterales de derechos humanos.

El enfoque de derechos humanos se ha convertido en una herramienta metodológica que sirve de guía a los hacedores e implementadores de políticas, a fin de que sus propuestas y acciones

consideren de origen la realización, protección, promoción y no violación de los derechos humanos (ONU, 2023b).

En materia de derechos humanos, los Estados son los sujetos activos, obligados a respetar, proteger, garantizar y promover estos derechos, al igual que a prevenir, investigar, sancionar y reparar integralmente cualquier violación de derechos humanos. Existe una tendencia creciente a reconocer que las empresas (el mercado), a través de la debida diligencia, y las personas físicas (objeto del derecho) también están obligadas a defenderlos, respetarlos, protegerlos y promoverlos.

La *participación ciudadana*, como derecho humano es un concepto derivado de la Declaración Universal de los Derechos Humanos de 1948 (PNUD, 2017), la cual lo refiere en su artículo 21.1:

“Artículo 21.1. Toda persona tiene derecho a participar en el gobierno de su país, directamente o por medio de representantes libremente escogidos...” (ONU, 2023c).

Los tres componentes de este derecho son el *sujeto* de derecho, que es la persona humana; el *objeto*, la participación en las decisiones que impactan en la esfera de los asuntos públicos, y la *forma* de esta participación, que puede ser directa o por medio de representantes (Rojas, 2022).

Como derecho humano, la *participación ciudadana* es inherente a las personas físicas (no a las morales), de tal suerte que el sujeto del derecho es la persona humana (Castillo, 2008). Dicha característica de los derechos humanos es de suma importancia, pues las personas morales no pueden argumentar que gozan de estos derechos.

Sobre el objeto relativo a participar del gobierno, éste se entiende como aquella instancia encargada de dar dirección a las decisiones que afectan a la colectividad o a los asuntos de interés público, así como los procesos requeridos para su implementación y seguimiento. Tal rumbo implica decisiones que inciden sobre la esfera pública. Por ello, la participación ciudadana conlleva un fin de incidencia sobre las decisiones públicas. Otro tipo de participación que no busque incidir directa o indirectamente en estas decisiones no cabría en la definición de participación ciudadana como derecho humano.

La participación así concebida puede ser de dos formas: directa, cuando las personas cuentan con mecanismos que habilitan su incidencia inmediata sobre una decisión determinada y que se asocia con la democracia participativa y con la directa; y a través de representantes libremente elegidos (se asume que la participación ciudadana se desarrolla en contextos democráticos), por lo que se le relaciona con la democracia representativa, y centra la mayor parte de su atención en procedimientos de carácter electoral.

Partiendo del enfoque basado en derechos humanos (ONU, 2006), la participación ciudadana como derecho humano es universal, inalienable, irrenunciable, imprescriptible, indivisible, interdependiente, interrelacionada, progresiva, inviolable y no discriminatoria, además de que le aplican todos los criterios y especificidades que se reconozcan en la doctrina de los derechos humanos (Rojas & Escobar, 2022).

Bajo estos principios, es notorio que el derecho humano a la participación ciudadana se puede considerar como un derecho llave, pues habilita otros derechos humanos, al requerirse para tomar decisiones que

afectan la esfera de otros derechos. Declaraciones e instrumentos internacionales, como el Principio 10 de la Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, y el Acuerdo Regional sobre Acceso a la Información, la Participación Pública y el Acceso a la Justicia en Asuntos Ambientales en América Latina y el Caribe, conocido también como Acuerdo de Escazú, reconocen a la participación ciudadana como uno de los “derechos de acceso” en materia ambiental (CEPAL, 2022).

Existen distintos instrumentos que habilitan la participación ciudadana, entre los que se encuentran los MIPC, por lo que se consideran una herramienta fundamental del Estado para cumplir con sus objetivos en materia de derecho humano a la participación ciudadana.

Gobernanza y participación ciudadana

Gobernar en un contexto democrático implica toda acción pública realizada por los actores estatales como parte de su mandato representativo y legal. No obstante, se pueden observar distintas formas de gobernar según el papel que asume el Estado, el tipo de relacionamiento con actores no estatales, y el grado de apertura e involucramiento en el proceso de decisión pública y en su ejecución.

La forma tradicional de gobernar o de gestionar lo público, conocida como *estadocentrista*, supone un papel central del Estado para la atención de los asuntos públicos y establece relaciones jerárquicas con los actores no estatales en las que prácticamente no tienen margen de incidencia en las decisiones públicas que les interesan o afectan. A este modelo se le asocia la administración pública de tipo burocrática (Brugué, 2009) basada en los principios de eficiencia y equidad en el trato al ciudadano,

instrumentados mediante la racionalidad (procedimientos administrativos) y la impersonalidad (expedientes administrativos).

Otra forma de gobernar, conocida como modelo *mercadocentrista*, supone un papel secundario del Estado para la atención de los asuntos públicos y establece relaciones contractuales con actores no estatales, particularmente actores privados, quienes se encargan de proveer bienes y servicios públicos, obteniendo con ello un beneficio económico. A este modelo se le asocia la nueva gestión pública basada en principios y prácticas provenientes del ámbito privado-empresarial, como la externalización de servicios, división de roles, gerencialización, dirección por objetivos, programas de calidad, gestión de los recursos humanos, equipos de mejora, cartas de calidad y planes estratégicos, entre otros (Brugué, 2009).

Una tercera forma de gobernar, conocida como modelo de *gobernanza*, supone un papel coordinador del Estado y establece relaciones colaborativas y cuasi-horizontales con actores no estatales, quienes participan con distintos grados de incidencia en los procesos de toma de decisión, así como en la producción y provisión de bienes y servicios públicos. A este modelo se le asocia tanto la administración deliberativa (Brugué, 2009) como el gobierno abierto (Oslak, 2013) con base en principios de transparencia, participación ciudadana, rendición de cuentas y colaboración.

Por lo tanto, desde un punto de vista analítico, se entiende la gobernanza (en un contexto democrático) como una forma de gobernar en la cual interactúan actores estatales, privados (mercado) y sociedad civil enfocados en la atención de asuntos públicos y/o resolución de

problemas públicos (Valencia, 2022). Esta forma de gobernar implica nuevas formas de relación entre dichos actores que propicia la búsqueda de equilibrios entre el poder político (Estado), el poder económico (mercado), y el poder social o ciudadano (Montes-de-Oca & Clavijo, 2022).

Sin embargo, en estos procesos decisorios y de gestión bajo el modelo de gobernanza, la acción pública no escapa a las relaciones de poder entre los actores involucrados, donde entran en juego intereses y valores convergentes, competitivos y conflictivos (dimensión política), ni a los retos que implica la definición de los problemas públicos, el diseño e implementación de alternativas de solución y su implementación (dimensión técnica) (Díaz, 2017).

Por tanto, no se asume que con la gobernanza *per se* se logran equilibrios sostenidos, una redistribución equitativa del poder ni soluciones efectivas. Para ello se requiere una serie de condiciones que posibilitan que la gobernanza genere estos resultados esperados, como la representatividad, en donde se consideren a todos los actores involucrados en los asuntos a tratar, en particular a aquellos que pueden enfrentar barreras o brechas para participar, como pueden ser grupos de la población en condición de vulnerabilidad; asimismo, un aspecto clave para lograr procesos de gobernanza efectivos tiene que ver con el acceso a información de manera completa y oportuna sobre el proceso en sí mismo (alcance, método, participantes) y sobre los asuntos a tratar; y por último, la deliberación en donde se logren manifestar las distintas posturas, se analice y contraste la información disponible, para después construir acuerdos sostenibles y factibles de implementar (PNUD, 2017; Natal, 2021; Montes-de-Oca & Clavijo, 2022).

Gobernanza en el sector hídrico

Considerando la polisemia del término gobernanza, su inserción en el sector hídrico desde inicio de siglo ha buscado una salida pragmática, e instrumentalizada y apegada al imperio de la ley para manejar los asuntos de un país en todos los niveles competentes, que comprende mecanismos, procesos e instituciones a través de los cuales los ciudadanos articulan sus intereses, ejercen sus derechos legales, cumplen obligaciones y resuelven diferencias. Para autores como Jacobs-Mata *et al.* (2021), la gobernanza del agua se observa más que una decisión, se refiere a un proceso que atañe a la manera en cómo se toman las decisiones, es decir, cómo, por quiénes y en qué condiciones se toman. Se reconoce que estas decisiones son políticas, en contradicción con el enfoque que considera que el agua es un asunto técnico.

Recientemente, la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) ha impulsado un enfoque de racionalidad y eficiencia a través de principios que se agrupan en tres dimensiones: a) *efectividad*; b) *eficiencia*, y c) *confianza y participación*. Esta última insiste en la creación de mecanismos de confianza entre la población para garantizar la inclusión de las partes interesadas a través de la legitimidad democrática y equidad para la sociedad en general. Sin embargo, como se ha sostenido en este trabajo, la participación tiene una impronta específica de desarrollo para cada sociedad (alguna más autoritaria y menos democrática que otras), pues lo cierto es que estos organismos supranacionales impulsan lineamientos y derechos (al margen de

procesos participativos), sin considerar las diferencias histórico culturales que imponen desarrollos geográficos-desiguales (Harvey, 2021).

En contraste, especialistas como Hoogesteger (2018) definen a la gobernanza del agua como un campo de uso de recursos instrumentales de la política pública que imbuye a los actores involucrados de manera desigual para tomar e influir en decisiones que controlan el acceso al agua en territorios específicos, lo cual conduce a imponer arreglos espaciales en los que prevalece la asignación desigual, el uso y la regulación del agua a favor del *statu quo*. Por dicha razón, el debate sobre la gobernanza del agua está lejos de concluir, incluso en literatura reciente producida en México (Gallardo-Tapia & Cortez-Lara, 2022; Montes-de-Oca & Clavijo, 2022; Salgado, 2022), se insiste en la existencia de una variedad de enfoques específicos para el tratamiento de la gobernanza:

- Gobernanza adaptativa
- Gobernanza transformativa
- Gobernanza ambiental democrática
- Gobernanza deliberativa
- Gobernanza colaborativa

Se debe resaltar que la gobernanza implica una concepción mucho más politizada del agua, en un sentido francamente contrario a lo que tradicionalmente se ha sostenido en los enfoques pragmáticos inspirados en una visión tecno-científica; se asume que los anteriores calificativos implican aceptar que no solo existe un modelo de gobernanza. Por el contrario, en la práctica abunda una pluridiversidad de esquemas, dinámicas y procesos en la toma de decisiones que reflejan las asimetrías

en información, recursos económicos y políticos de los diferentes actores involucrados. Por ello, la gobernanza del agua en cualquier forma es un proceso que revela arreglos de autoridad y poder, dentro de los cuales los actores negocian y consensan las políticas vinculantes del agua para el bien común y la sustentabilidad ambiental dentro de diferentes límites territoriales, y bajo los principios de justicia, deliberación, legitimidad, participación, rendición de cuentas, transparencia, equidad, legalidad y gestión de conflictos (Hoogesteger, 2018).

Materiales y métodos

Para este trabajo se realizó una búsqueda sistemática de información documental relativa al marco legal y normativo que aplica a los consejos de cuenca en México. Posteriormente, se analizó de forma jerarquizada la información obtenida, hecho que implicó una revisión y sistematización de la legislación y normatividad aplicable:

1. Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos.
2. Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente.
3. Ley de Aguas Nacionales.
4. Lineamientos para el impulso, conformación, organización y funcionamiento de los mecanismos de participación ciudadana en las dependencias y entidades de la Administración Pública Federal.

Además, se obtuvieron y analizaron los 26 reglamentos internos originales para el mismo número de consejos de cuenca existentes. Cabe notar la dificultad para acceder a este conjunto de documentos, pues su acceso es restringido al público en general; inclusive solo 12 consejos de

cuenca poseen un sitio web con información pública, bastante limitada, donde destacan apenas los casos de los consejos de cuenca del Río Bravo, Río Lerma y Río Balsas como aquellos con una política de transparencia activa. También se obtuvieron las actas de instalación y las de aprobación de los reglamentos de operación de los consejos de cuenca, que en su mayoría no eran públicas, por lo que se debieron solicitar vía el Sistema Nacional de Transparencia (Tabla 1).

Tabla 1. Fechas de instalación de los consejos de cuenca y aprobación de sus reglamentos de integración.

Núm.	Consejo de Cuenca	Instalación según acta	Aprobación del reglamento
1	Altiplano	24/08/1999	14/12/2012
2	Alto Noroeste	19/03/1999	01/10/2012
3	Baja California Sur	03/03/2000	01/11/2011
4	Baja California y Mpio. San Luis Río Colorado	07/12/1999	01/04/2012
5	Balsas	26/03/1999	27/03/2014
6	Bravo	21/01/1999	01/11/2019
7	Coatzacoalcos	16/06/2000	28/02/2011
8	Costa de Chiapas	26/01/2000	30/11/2011
9	Costa de Guerrero	29/03/2000	20/06/2013
10	Costa de Oaxaca	07/04/1999	Sin datos
11	Costa Pacífico Centro	25/02/2009	Sin datos
12	Grijalva-Usumacinta	11/08/2000	20/08/2013

Núm.	Consejo de Cuenca	Instalación según acta	Aprobación del reglamento
13	Lerma Chapala	28/01/1993	Sin datos
14	Mocorito al Quelite	10/12/1999	16/04/2015
15	Nazas-Aguanaval	01/12/1998	14/05/2012
16	Pánuco	26/08/1999	01/11/2015
17	Papaloapan	16/06/2000	24/03/2011
18	Península de Yucatán	14/12/1999	01/10/2011
19	Río Mayo	30/08/2000	20/06/2013
20	Río Santiago	14/07/1999	Sin datos
21	Ríos Fuerte y Sinaloa	24/08/1999	26/03/2015
22	Ríos Presidio al San Pedro	15/06/2000	15/07/2017
23	San Fernando-Soto La Marina	26/08/1999	01/11/2016
24	Tuxpan al Jamapa	12/09/2000	25/02/2011
25	Valle de México	25/11/2007	25/11/2011
26	Yaqui-Mátape	30/08/2000	Sin datos

Fuente: Semarnat (2013).

Con esta información, en primer lugar se analizó si los consejos de cuenca son instancias de gobernanza en un contexto democrático, para lo cual se observaron las siguientes condiciones: a) que impliquen el involucramiento y la interacción de actores estatales, privados y sociedad civil (bien diferenciados); b) que impliquen la atención de asuntos públicos y/o resolución de problemas públicos.

En segundo lugar, se analizó si los consejos de cuenca son MIPC, tomando como base la ficha propuesta y descrita en Rojas (2022), que considera tres dimensiones analíticas para estos espacios (Figura 1): 1) su naturaleza dialéctico-deliberativa (si participa en la resolución de asuntos de interés público); 2) su estructura (la forma en que se integra el espacio, diseño o arquitectura institucional, y 3) su función, referida al alcance de la incidencia ya sea directa o indirecta, que retoma la escalera de la participación ciudadana propuesta por Arnstein (1969).

Dimensiones		Caracterización del Mecanismo	
1. Naturaleza dialéctico-deliberativa	Instrumenta decisiones	Sí/No	Deliberativa directa o indirecta, no deliberativa. Algún comentario adicional.
	Diálogo	Sí/ No	
	Construcción de acuerdos	Sí/ No	
	Diversidad de actores	Sí/ No	
2. Estructura	Temporalidad		Efímera o permanente
	Origen	Base	Individual, asociativa o mixta
		Carácter	Ciudadano (puro) o Mixto (mayoritariamente ciudadano).
	Configuración		Colegiada, fraccionada o mixta.
3. Función		Unitaria: Información, parlamentaria o consultiva, evaluación, deliberación, control o cogestión. Mixta.	

Figura 1. Ficha para Caracterización del mecanismo. Modificado de Rojas (2022).

Esta ficha permitió caracterizar MIPC, y con ello, indirectamente, determinar si son espacios de participación ciudadana o no, como lo afirma la autoridad en el discurso político y en diversos documentos oficiales (Segob, 2023), así como el grado de profundización de la participación ciudadana en tales espacios. Dicha herramienta se aplicó a la información generada mediante sistematización legal y reglamentaria a los consejos de cuenca.

Posteriormente se realizó una revisión sistemática e integral del contenido de los reglamentos internos de cada consejo, y con ello se verificó el alcance participativo de cada consejo de cuenca y su agregado.

Resultados

Caracterización legal y normativa de los consejos de cuenca

En el sector ambiental, como se describió en la parte introductoria, existe una larga tradición en la creación y operación de MIPC, iniciando con el CCDS (PNUD, 2017), en su mayoría siguiendo con la lógica de mezclar distintas naturalezas (alcances) al momento de su diseño y, también, derivado de la visión de la participación social.

La Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (LGGEPA) de 1988 es la ley marco (secundaria a la constitución) de la que emana toda la política ambiental nacional. Además, es el instrumento por antonomasia que institucionaliza la participación social en el sector

ambiental, al incorporar un Título Quinto denominado Participación Social e Información Ambiental, el cual dedica su Capítulo I a la Participación Social asignándole tres artículos: el 157, 158 y 159, respectivamente.

En su artículo 157, la LGEEPA habla de la “participación corresponsable de la sociedad en la planeación, ejecución, evaluación y vigilancia de la política ambiental y de recursos naturales” (Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión, 2023b), artículo modificado en 1996, como parte de una importante reforma que sufrió esta ley como consecuencia de los acuerdos y las declaraciones asumidas por el Estado mexicano como respuesta a la Cumbre de Río de 1992. Como se aprecia en la redacción, este dispositivo normativo no habla en ningún momento de participación social.

Por su parte, el artículo 159 de la LGEEPA promueve que la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (Semarnat) integre órganos de consulta (consultivos) en los que participen, además de otras entidades y dependencias de la administración pública (sin limitarlo al orden federal), a grupos organizados (a través de instituciones académicas, organizaciones sociales y empresariales), pero no habilita la participación directa de las personas. Esta situación limita el objetivo normativo del enfoque basado en derechos humanos y por lo tanto se considera regresiva en materia de derechos humanos. Además, dicho artículo restringe la función consultiva a la asesoría, evaluación y seguimiento de las políticas ambientales mediante opiniones y/u observaciones, y sujeta su organización y funcionamiento a acuerdos secretariales (de carácter centralizado, con lo cual mantiene el control estatal de los procesos participativos) (Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión, 2023c).

Ambos artículos, reformados en 1996, han servido de modelo para el legislador mexicano, quien los ha utilizado para desarrollar otros dispositivos normativos relacionados con la promoción o fomento de la participación (social) en diversas leyes ambientales mexicanas; ello ha derivado en una constelación de MIPC del sector ambiental. Estos MIPC son instrumentos de política ambiental que se especializan en cada uno de los distintos subsectores de la política ambiental, ya sea forestal, manejo de residuos y sustancias peligrosas, vida silvestre, ordenamiento ecológico, cambio climático, áreas naturales protegidas y gestión hídrica.

Lo anterior es el antecedente directo de una reforma a la LAN acaecida en 2004 de la que emanan los consejos de cuenca. Dicha ley, en su Título Segundo, Administración del Agua, incluye el Capítulo IV denominado Consejos de Cuenca. Este capítulo cuenta con seis dispositivos normativos que se enfocan en la forma de integración, organización, funciones y autoridades responsables relacionadas con dichos consejos.

El artículo 13 de la LAN reconoce cinco funciones sustantivas de los consejos de cuenca: coordinación, concertación, apoyo, consulta y asesoría, todas ellas en torno a la formulación y ejecución de programas y acciones para la administración y preservación de las aguas, la infraestructura y servicios asociados con dichas actividades (Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión, 2023b). Las funciones consultivas y de asesoría se retoman del artículo 159 de la LGEEPA, en tanto que la función de concertación se recupera en el artículo 158 de la misma ley.

Dicho artículo deja claro que estos consejos “no están subordinados a la Comisión o a los Organismos de Cuenca” (Cámara de Diputados del

H. Congreso de la Unión, 2023b), lo que hace pensar en una plena autonomía e independencia de dichos espacios respecto de la autoridad.

Un concepto de suma importancia —relacionado con el párrafo que antecede y que permite comprender el alcance tanto para la independencia de estos espacios respecto de la autoridad o ciertos sectores como para la integración de los consejos de cuenca— es el de *usuario de agua*, el cual se refiere a los “usuarios titulares de las concesiones para la explotación, uso o aprovechamiento de aguas nacionales (y bienes inherentes)” (Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión, 2023b).

Por tanto, para efectos del lenguaje *hidrocrático* (concepto que remite al tecnócrata especialista del subsector hídrico), cuando se habla de *usuarios de agua* no se refiere a la totalidad de las personas humanas usuarias naturales del agua, y mucho menos considera a otros usuarios no humanos, como la biodiversidad y sus ecosistemas, o la naturaleza en su conjunto, sino que el concepto *usuario de agua* se limita a los **concesionarios** de aguas nacionales. Por alguna razón, que no queda clara a los autores, en el lenguaje relativo a la integración de los consejos se utiliza usuario de agua en lugar de concesionario (de distintos usos de agua), lo que evitaría confusiones respecto del alcance de la participación o insinuaciones hacia la simulación de espacios ampliamente participativos.

¿Quiénes son los concesionarios de agua? Se refiere a las personas físicas o morales (definidas en la fracción XLI del artículo tercero de la LAN, para diferenciarlas claramente de los usuarios) que piden títulos de concesión a la Comisión Nacional del Agua (Conagua), o a un Organismo

de Cuenca, para la explotación, uso o aprovechamiento de aguas nacionales y sus bienes inherentes. Entonces, en el marco de los consejos de cuenca, cuando se habla de usuarios de agua, en realidad se refieren a concesionarios de distintos usos, que pueden comprender de manera indistinta tanto personas físicas como morales (organizaciones privadas o públicas). Recordemos esto en relación con el enfoque basado en derechos humanos, para el derecho humano a la participación ciudadana, donde el sujeto del derecho es la persona humana (su dignidad) y no las personas morales.

En México, los MIPC se encuentran regulados por los Lineamientos para el Impulso, Conformación, Organización y Funcionamiento de los Mecanismos de Participación Ciudadana en las Dependencias y Entidades de la Administración Pública Federal, publicado en agosto de 2017 (DOF, 2017). Estos lineamientos caracterizan a los MIPC en tres tipologías: 1) de consulta; 2) de ejecución, y 3) de monitoreo, que pueden tener dos modalidades: presenciales o digitales; y seis niveles de incidencia, entendiendo por incidencia efectiva “que la participación ciudadana influya de manera efectiva en el diseño, ejecución, monitoreo y evaluación de políticas, programas y proyectos públicos...” (DOF, 2017):

1. Información
2. Diálogo
3. Opinión
4. Deliberación
5. Cogestión
6. Vigilancia

Estos niveles de incidencia se relacionan directamente con la escalera de la participación propuesta por Arnstein (1969).

Derivada de este lineamiento se creó la Base de Datos de Mecanismos de Participación Ciudadana en la Administración Pública Federal, disponible en línea, en la que las distintas dependencias y entidades de la administración pública federal reportan el nombre y tipo de mecanismo de participación ciudadana asociado con su gestión, en función de la tipología prevista en los lineamientos antes descritos, la cual se muestra en la base dividida en cuatro apartados: descripción general, características, secretaría técnica o coordinación, y aspectos operativos (Segob, 2023).

En esta base se encuentran reportados por la Conagua de la Semarnat, 26 consejos de cuenca, todos caracterizados de la misma manera, como MIPC de tipo consultivo con cuatro niveles de incidencia (información, diálogo, opinión y deliberación), fundados en la ley, con estatus operativo, vigencia permanente, modalidad presencial, con forma o figura de participación de consejo, cobertura regional, secretaría técnica y domicilio, con programa de trabajo (que no se anexa); seguimiento de acuerdos (sin que se acompañe de documentales que lo verifiquen); informes anuales (no disponibles), y con evaluaciones de resultados (no disponibles) (Anexo 1).

A partir de esta información se realizó la caracterización normativa de los consejos de cuenca siguiendo la metodología propuesta por Rojas (2022), incorporando a esta base la información obtenida y previamente analizada en la ficha de caracterización de los consejos de cuenca, misma que se presenta en la Figura 2.

Dimensiones		Caracterización del Mecanismo	
1. Naturaleza dialéctico-deliberativa	Instrumenta decisiones	Sí	Deliberativa directa e indirecta. Los acuerdos son por mayoría y se integra por actores del Estado y mercado.
	Diálogo	Sí	
	Construcción de acuerdos	Sí	
	Diversidad de actores	No	
2. Estructura	Temporalidad		Permanente derivada de Ley.
	Origen	Base	Asociativa.
		Carácter	NO CIUDADANO. Estatal y agentes del mercado.
	Configuración		Colegiada.
3. Función		Mixta: Información, consultiva, evaluación, deliberación, control y cogestión.	

Figura 2. Ficha de caracterización de los consejos de cuenca.

La ficha describe que los consejos de cuenca instrumentan decisiones al seno del consejo; que estos espacios pueden incidir en ciertos actos de carácter administrativo bajo responsabilidad del Organismo de Cuenca o la propia Conagua, mediante diálogo o el establecimiento de acuerdos fundamentalmente entre agentes del Estado y actores del mercado, lo que les da una connotación de espacios de coordinación y concertación, más que de participación ciudadana.

En cuanto a su estructura, los consejos de cuenca presentan un carácter permanente; además, reflejan una base de tipo asociativa, al estar conformados por representantes de concesionarios procedentes de diversos *usos de agua*, así como de sectores gubernamentales y organizaciones de la sociedad, pero en ningún caso habilitan la participación a título individual o personal. Esta situación limita su carácter ciudadano. Por último, en lo que corresponde a su conformación, se les reconoce como espacios de tipo colegiado.

La LAN les atribuye de origen una función mixta: la consultiva (incluye asesoría y apoyo) y la de coordinación (interinstitucional-intergubernamental), que de manera indirecta implicarían cinco funciones reconocidas por la escalera de la participación; las principales: información, evaluación y control; y las marginales: deliberativa y de cogestión; todas relativas a los asuntos que impactan directamente sobre las decisiones en la esfera de su competencia territorial y sectorial.

El análisis normativo realizado permitió determinar que a partir de lo previsto en el marco legal aplicable (LAN) y su reglamento, los consejos de cuenca no fueron diseñados como MIPC, situación que se corrobora con la revisión de los 26 reglamentos internos.

En la Tabla 2 se enlistaron por orden alfabético los 26 consejos de cuenca, todos poseen reconocimiento notarial y oficial, y operan en la actualidad. La información revela el número total de integrantes para cada uno de los consejos; se consideran a detalle los representantes del gobierno federal, y gobiernos estatales y municipales, con límites jurisdiccionales coincidentes con el consejo de cuenca en lista. La información que procede de una revisión sistemática y detallada a los

reglamentos de operación de cada uno de los consejos enlistados pormenoriza, en primera instancia, el número de funcionarios gubernamentales, las vocalías de los concesionarios y los representantes de la sociedad organizada.

Tabla 2. Clasificación de integrantes de los consejos de cuenca de acuerdo con su reglamento general.

Esfera	Estatad/gobierno			Mercado y Estado/concesionarios	Sociedad y mercado
Consejo de Cuenca	Federal	Estatad	Municipal	Vocales usuarios	Sociedad organizada
Altiplano	6	4	4	13	4
Alto Noroeste	7	1	4	*	
Baja California Sur	7	1	1	9	2
Baja California y Mpio. San Luis Río Colorado	7	2	2	10	3
Balsas	7	8	8	24	2
Bravo	7	5	5	27	4
Coatzacoalcos	7	2	1	15	4
Costa de Chiapas	7	1	5	8	7
Costa de Guerrero	7	1	1	8	3
Costa de Oaxaca	7	1	3	11	5
Costa Pacífico Centro	7	4	4	*	2
Grijalva-Usumacinta	7	2	2	*	*
Lerma Chapala	8	5	5	22	*

Esfera	Estatad/gobierno			Mercado y Estado/concesionarios	Sociedad y mercado
Consejo de Cuenca	Federal	Estatad	Municipal	Vocales usuarios	Sociedad organizada
Mocorito al Quelite	7	2	2	11	3
Nazas Aguanaval	7	3	3	31	*
Pánuco	7	7	7	*	5
Papaloapan	7	3	3	14	4
Península de Yucatán	7	3	3	7	10
Río Mayo	7	1	1	*	*
Río Santiago	7	5	5	14	4
Ríos Fuerte y Sinaloa	7	2	2	11	2
Ríos Presidio al San Pedro	7	4	4	21	5
San Fernando-Soto La Marina	7	1	3	*	2
Tuxpan al Jamapa	7	3	3	14	3
Valle de México	7	4	5	14	*
Yaqui-Mátape	7	2	4	*	*

Fuente: elaboración propia con base en la revisión de los 26 reglamentos de operación de los consejos de cuenca mexicanos.

Vale la pena detenerse en el número de los representantes gubernamentales. En todo caso, el número asignado por reglamento a los representantes federales fue de siete, mientras que para los funcionarios estatales y municipales, este número varió en función de la cantidad de entidades federativas y municipios con coincidencia territorial dentro de

la jurisdicción de cada uno de los consejos de cuenca. Así, el Consejo de Cuenca d Balsas sumó 23 representantes gubernamentales, seguido del Pánuco con 21 y Río Bravo con 17. El caso contrario fue Baja California Sur, Costa de Guerrero y Río Mayo con nueve funcionarios, ya que estos consejos se encuentran únicamente dentro de una entidad federativa y comprenden, además, un número menor de municipios. El promedio de funcionarios federales en los consejos de cuenca es de 13.

En lo que corresponde a los concesionarios, la Tabla 2 carece de una descripción precisa del origen de cada vocalía por tipo de concesionario; dicho de otro modo, no refleja con claridad si la vocalía representa a la industria, al sector pecuario o al agrícola, entre otros. Ello derivado de que en los reglamentos consultados se omitieron detalles respecto a esta integración. Solo en las casillas que tienen asignado un asterisco existe información más detallada, como se analiza en la Tabla 2 y Tabla 3, consecutivamente. De manera análoga al número de los integrantes gubernamentales, los consejos de cuenca con mayor número de vocales concesionarios son Nazas-Aguanaval con 31, seguido del Río Bravo con 27 y Balsas con 24. Esta situación también se repitió con los integrantes de la sociedad organizada, es decir, aquellos provenientes de la academia y las organizaciones no gubernamentales, sin que se pudiese definir claramente cuántos pertenecen a cada uno de estos grupos. El Consejo de Cuenca de la Península de Yucatán con 10 representantes de este grupo es el que más espacios les otorga, al contrario de los consejos de Baja California o Costa Pacífico Centro.

Tabla 3. Consejos de cuenca con información acerca de sus vocales representantes por tipo de usuario (concesionarios).

Vocales representantes de usuarios (concesionarios)									
Consejo de Cuenca	Agrícola	Pecuario	Industria	Acuícola y pesca	Agroindustria	Servicios	Energía	Público-urbano	Materiales pétreos
Alto Noroeste	4	4	3	2	0	0	0	3	0
Grijalva-Usumacinta	2	1	1	1	0	1	1	1	1
Pánuco	7	2	2	1	0	0	1	0	0
Río Mayo	3	3	3	1	0	0	0	2	0
San Fernando-Soto La Marina	4	1	1	2	1	0	0	1	0
Yaqui-Mátape	3	2	2	2	0	0	0	3	0

Fuente: elaboración propia con base en la revisión de los 26 reglamentos de operación de los consejos de cuenca mexicanos

En la Tabla 3 se aprecia que solo en 6 de los 26 consejos de cuenca su reglamento detalló el nombre y número de cada una de las vocalías que ocupan los representantes de los usuarios. En estos se observó que la constante es la ausencia de representantes del sector agroindustrial, a excepción del Consejo de San Fernando-Soto La Marina, con un comportamiento análogo en el caso de usuarios representantes de servicios y energía en el consejo de Grijalva-Usumacinta, suponemos que debido a la presencia de importantes presas hidroeléctricas en dicho ámbito territorial.

Un asunto que merece atención es el que corresponde a aquellos representantes considerados como público-urbano debido a que en este caso son representados por funcionarios de organismos operadores de agua y saneamiento municipal, por lo que reflejan un espacio adicional al ámbito estatal. En consecuencia, estos representantes tienen un doble rol; por una parte, son Estado y por otro, al ser concesionarios de un uso público-urbano, se consideran también como usuarios, lo que advierte un inconveniente de homologar como usuario solo a los concesionarios, pues ello termina por sobrerrepresentar ciertos sectores, como se verá más adelante, lo que amplía la brecha de poder entre quienes ya cuentan con mayores elementos y capacidades para incidir en las decisiones y la población en general; la presencia de la vocalía público-urbana es casi constante, con excepción del Consejo de Cuenca del Río Pánuco.

Por último, vale la pena mencionar que el principal número de vocales representantes de usuarios recae en el agrícola.

En contraste, la Tabla 4 revela que seis consejos de cuenca detallan el número de integrantes que ocupan un espacio en las vocalías representantes de organizaciones de la sociedad (se refieren a organizaciones de la sociedad civil y sector académico). En el caso de organizaciones relacionadas con las actividades de protección forestal, únicamente el Consejo de Cuenca del Grijalva-Usumacinta tiene una representante. Aquí conviene investigar en el futuro qué organizaciones integran estos espacios, para conocer su independencia o no del Estado y del mercado (qué tan alejados se mantienen de los intereses del Estado o, por el contrario, qué tan próximos se encuentran a los del mercado).

Tabla 4. Consejos de cuenca con información de vocales representantes de organizaciones ciudadanas y sector académico.

Vocales representantes de organizaciones ciudadanas y sector académico						
Consejo de Cuenca	Organización de la sociedad civil (OSC)	Academia	Equidad de género	Grupos étnicos	OSC ecológicas-ambientales	OSC forestales
Alto Noroeste	3	2	1	1	2	0
Grijalva-Usumacinta	2	2	1	2	1	1
Lerma-Chapala	2	3	0	0	0	0
Nazas-Aguanaval	3	2	0	0	0	0
Río Mayo	1	1	1	1	1	0
Yaqui-Mátape	1	1	1	1	0	0

Fuente: elaboración propia con base en la revisión de los 26 reglamentos de operación de los consejos de cuenca mexicanos.

Discusión

Partiendo del enfoque de derechos humanos, obligatorio para el Estado mexicano, la participación ciudadana se refiere a la posibilidad de que las personas tomen parte de las decisiones de los asuntos de interés público.

Del análisis al marco legal y normativo se advierte que los consejos de cuenca representan espacios de concertación entre el Estado y el mercado, y son instrumentos de coordinación gubernamental entre la federación, los estados y algunos municipios que interactúan en el territorio específico de la cuenca que corresponda (no todos los municipios que forman parte de una cuenca están considerados en los consejos de

cuenca respectivos); además, son espacios de consulta, asesoría y apoyo a las decisiones que se toman en el marco de las cuencas que representan, pero solo consideran la participación de sus integrantes, en tanto representantes de instituciones, usos concesionados de agua y organizaciones sociales (que pueden incluir organizaciones de la sociedad civil y personas representantes del sector académico). Esta situación no representa la “pluralidad de intereses, demandas y necesidades en la cuenca”, como lo prevé el artículo 13 de la LAN (Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión, 2023b).

Un tema relevante a retomar es la implicación que tiene el uso del concepto de “usuario de agua” de particular relevancia en el discurso político “participacionista”, como lo refiere Hevia (2009), pues confunde al ciudadano de a pie, que de una simple lectura pudiese interpretar como usuario un ámbito tan amplio como todas las personas que habitan un territorio dado y que utilizan agua. Sin embargo, usuario de agua, en la jerga del sector, se refiere de forma limitativa a los concesionarios que pueden ser personas físicas o morales (en algunos casos asignatario, cuando se otorga un título a un municipio o entidad federativa para servicios públicos o domésticos, o permisionario, cuando se habla de descargas).

Esto, que pareciera un tema menor, tiene particular relevancia en relación con el uso que se le da a los consejos de cuenca en los discursos políticos y los arreglos institucionales, donde se retoma en gran medida el término “usuarios de agua”, invocando la idea de toda persona sin distinción (sin que ello pudiera limitarse a los concesionarios), pero que en la realidad se refiere solo a un sector de personas físicas o morales que cuentan con títulos de concesión para distintos “usos” de agua.

Para los consejos de cuenca, desde el enfoque del derecho humano a la participación ciudadana, el uso del lenguaje sí puede afectar de manera negativa el acceso al derecho, al confundir (mediante una simulación) el alcance real de quienes tienen derecho a participar en estos mecanismos. El derecho humano a la participación ciudadana aplica para todas las personas sin distinción y considera además el principio de progresividad, lo que no se advierte en la conformación actual de los consejos ni en el discurso que los posiciona como MIPC. Además, esto contraviene el artículo 13 de la LAN, el cual reconoce que los consejos de cuenca deben considerar “la pluralidad de intereses, demandas y necesidades en la cuenca o cuencas hidrológicas que correspondan” (Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión, 2023b), situación que implicaría la inclusión de todos los actores que pudieran tener una necesidad o interés en torno al agua, y que habitan cada una de las cuencas, más allá de solo los concesionarios de aguas; por lo que si el Estado pretende que los consejos de cuenca sean MIPC, entonces también las personas físicas (no concesionarias) que habitan, transitan, conviven o tienen intereses legítimos relacionados con el agua en los territorios de las cuencas deberían ser consideradas en su diseño e integración.

Mantener el arreglo actual promueve la formación de élites participativas, que ya concentran poder sobre el agua (Gómez-Arias & Moctezuma, 2020), no solo porque las entidades gubernamentales y el mercado son los únicos actores que de forma preponderante (mayoritaria absoluta) conforman estos espacios, sino porque solo aquellas personas físicas y morales que cuentan con una concesión tienen la posibilidad de participar en estos mecanismos en calidad de usuarios del agua, lo que es a todas luces excluyente, discriminante y elitista. Ello, sin considerar

que las personas morales, como las empresas o corporaciones, no son sujetas de derechos humanos, que son exclusivos de las personas físicas (en todo caso, se pueden reconocer estos derechos colectivamente para pueblos indígenas y afromexicanos).

Por tal motivo, en ningún caso estos espacios deben ser considerados como MIPC, dada la actuación marginal que ofrecen a sectores no gubernamentales y no económicos (sociales) en el proceso de integración, lo que deriva en una nula incidencia a la sociedad civil sobre las decisiones que involucren a estos consejos.

Otro de los resultados fue que el mercado, al igual que el Estado, está sobrerrepresentado. No solo se le incorpora dentro del consejo como concesionario bajo la denominación de usuario, sino que los escasos espacios destinados para actores no gubernamentales quedan capturados por el mercado cuando en el sector social —que abarca por igual actores del mercado que actúan en actividades productivas preponderantemente rurales, pero que son variantes del interés privado y no del interés social— se tiene como objetivo producir utilidad privada, no pública, como en el caso de la acuicultura con fines comerciales; las pesquerías (sobre todo de mediana y de altura); la agroindustria (incluida la actividad ganadera), o la forestería no comunitaria. Todas estas actividades eminentemente económicas y de escalas muy superiores a la de subsistencia o a la economía campesina, suelen englobarse, de forma engañosa, como sector social (que se asume incluye a la sociedad civil).

Un asunto que se debe profundizar en estudios posteriores es si el sector social también podría encubrir al mercado cuando éste se confunde con la sociedad civil organizada, como es el caso de asociaciones civiles

que se fundan o sostienen económicamente a partir de empresas privadas que las utilizan para ampliar su legitimidad social y representatividad en distintos espacios de relaciones que habilita el Estado con el sector social. Pero también cuando de modo abierto representan sus intereses, como las cámaras empresariales locales o sus oficinas en los estados, que muchas veces tienen como personalidad jurídica una asociación civil, con lo cual la esfera social queda fuera, pues compete claramente a la del mercado.

En la revisión de los 26 reglamentos, se identificó que los consejos de cuenca cuentan con órganos auxiliares, que pueden ser comisiones de cuenca, comités de cuenca y comités técnicos de aguas subterráneas. Estos órganos, a su vez, representan espacios de relaciones entre el Estado y otras esferas de la sociedad (mercado y sociedad civil), que requieren una revisión adicional o posterior, para conocer su naturaleza, funciones y estructura, con un enfoque de derechos humanos.

Conclusiones

La primera conclusión de este trabajo es que los consejos de cuenca no son MIPC, pues no se corresponden con espacios de participación ciudadana.

Los consejos de cuenca tienen cinco funciones específicas: ser espacios de concertación entre el Estado y el mercado; espacios de coordinación entre los distintos órdenes de gobierno; espacios consultivos entre entidades gubernamentales y el mercado; acompañar a los actores estatales y municipales, así como a los actores del mercado; apoyar a la

autoridad federal. No quedan claros los alcances de asesoría y apoyo a que se refiere al marco normativo.

Es importante nombrar las cosas como son para evitar confusiones que puedan limitar el ejercicio de derechos humanos, como la participación ciudadana; para ello, se recomienda cambiar en los asuntos, documentos y discursos relativos a los consejos de cuenca toda referencia al término “usuarios de agua”, sustituyéndola por “concesionarios de distintos usos de agua”; esto permitiría conocer el alcance participativo real de los consejos, además de confirmar su objetivo de concertación entre el Estado y el mercado, y dejar fuera otros actores no estatales.

Los consejos de cuenca son herramientas institucionales que abonan al proceso de gobernanza hídrica. Sin embargo, el tipo de gobernanza no es necesariamente democrática y policéntrica, sino que se concentra en ciertos actores, como los estatales y el mercado; en este último caso, se enfoca solo en los concesionarios de los distintos usos de agua, por lo que excluye a otros actores del mercado y a todos los actores que no son concesionarios de agua, pero que sí utilizan agua en sus actividades cotidianas o productivas.

Se percibe cierto arreglo corporativizado que promueve la captura del mecanismo por parte de los grandes detentores de agua, que se refleja en los concesionarios de los distintos usos, que corresponden fundamentalmente a actores del mercado que, en algunos casos (como los usos acuícola, agrícola y pecuario) simulan espacios sociales (pero que son eminentemente del mercado).

Desde un enfoque basado en derechos humanos, la participación ciudadana es una obligación del Estado mexicano, por lo que se requiere

ampliar el análisis hacia otros instrumentos de política hídrica que se presumen como espacios que habilitan la participación ciudadana (órganos auxiliares), para determinar si alguno garantiza este derecho y, en su defecto, proponer recomendaciones que permitan a la autoridad generar esos espacios que son derechos imprescriptibles para las personas, y que habilitan condiciones para la gobernanza democrática efectiva.

El presente estudio encontró limitaciones para tener acceso a la información pública, que debió solicitarse vía transparencia (más de 15 solicitudes), que fueron rechazadas en un primer momento y requirieron presentar recursos. Al final, el órgano garante de transparencia obligó a la autoridad a entregar la información pública en su poder, pero ello derivó en un retraso en el proceso de investigación.

Referencias

- Arnstein, S. (1969). A ladder of citizen participation. *Journal of the American Planning Association*, 35(4), 216-224.
- Bobbio, N. (1986). *El futuro de la democracia*. México, DF, México: Fondo de Cultura Económica.
- Brugué, Q. (2009). *Una administración que habla es una administración que piensa en participación ciudadana para una administración deliberativa*. Recuperado de http://www.euskadi.eus/contenidos/informacion/kirol_eskola_pres takuntza_jard/eu_def/adjuntos/APD-HABLAR-Y-PENSAR.pdf

- Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión. (19 de julio, 2023b). *Ley de Aguas Nacionales*. Recuperado de <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LAN.pdf>
- Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión. (19 de julio, 2023c). *Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente*. Recuperado de <https://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/LGEEPA.pdf>
- Canto, M. (2008). Gobernanza y participación ciudadana en las políticas públicas frente al reto del desarrollo. *Revista Política y Cultura*(30), 9-37.
- Carbajal, J., & Villegas, V. (2021). *Diagnóstico de canales de participación ciudadana en el ámbito municipal: Chalco de Díaz Covarrubias y Ecatepec de Morelos*. Recuperado de <http://arkemetria.org.mx/wp-content/uploads/2022/01/diagnostico-cp-chalco-ecatepec-arkemetria-2021.pdf>
- Castillo, L. (2008). Fundamentación filosófica de los derechos humanos. La persona como inicio y fin del derecho. En: Cáceres, J. *Ponencias Desarrolladas del IX Congreso Nacional de Derecho Constitucional* (pp. 265-286). Arequipa, Perú: Adrus.
- CEPAL, Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2022). *Acuerdo regional sobre el acceso a la información, la participación pública y el acceso a la justicia en asuntos ambientales en América Latina y el Caribe*. Recuperado de <https://repositorio.cepal.org/server/api/core/bitstreams/a6049491-a9ee-4c53-ae7c-a8a17ca9504e/content>

- Cohen, J., & Arato, A. (2000). *Sociedad civil y teoría política*. México, DF, México: Fondo de Cultura Económica.
- Dahl, R. (1997). *La poliarquía. Participación y oposición*. Madrid, España: Tecnos.
- De-la-Torre, J. A. (2021). *Derechos humanos desde el iusnaturalismo histórico analógico*. Aguascalientes, México: Universidad Autónoma de Aguascalientes.
- Díaz, A. (2017). Participación ciudadana en la gestión y en las políticas públicas. *Gestión y Política Pública*, 26(2), 341-379. Recuperado de <https://www.gestionypoliticapublica.cide.edu/ojs/cide/index.php/gyp/article/view/337/85>
- DOF, Diario Oficial de la Federación. (11 de agosto, 2017). *Lineamientos para el impulso, conformación, organización y funcionamiento de los mecanismos de participación ciudadana en las dependencias y entidades de la Administración Pública Federal*. Recuperado de https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5493639&fecha=11/08/2017#gsc.tab=0
- Font, J. (2000). Mecanismos de participación ciudadana para la toma de decisiones locales: una visión panorámica. *XIV Concurso de Ensayos del CLAD "Administración Pública y Ciudadanía"*, Caracas, Venezuela.
- Fung, A. (2006). Varieties of participation in complex governance. *Public Administration Review*, 66(Special Issue: Collaborative Public Management), 66-75.

- Gallardo-Tapia, M. F., & Cortez-Lara, A. A. (2022). Procesos fallidos de gobernanza del agua en la región de Mexicali: conflicto socioambiental por la planta cervecera Constellation Brands. *Norteamérica*, 17(1). DOI: 10.22201/cisan.24487228e.2022.1.557
- Gómez-Arias, W. A., & Moctezuma, A. (2020). Los millonarios del agua. *Argumentos. Estudios Críticos de la Sociedad*, 2(93), 17-38. DOI: 10.24275/uamxoc-dcsh/argumentos/202093-01
- Harvey, D. (2021). *Espacios del capitalismo global: hacia una teoría del desarrollo geográfico desigual* (Vol. 120). Barcelona, España: Ediciones Akal.
- Hevia, F. (2009). Mecanismos de participación ciudadana y control social en los programas de transferencia condicionada de renta en México y Brasil, un análisis comparado. *Nómaditas. Critical Journal of Social and Juridical Sciences*, 22(2), Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/181/18111430019.pdf>
- Hoogesteger, J. (2018). The ostrich politics of groundwater development and neoliberal regulation in Mexico. *Water Alternatives*, 11(3), 552-571.
- Isunza, E., & Gurza, A. (2010). *La innovación democrática en América Latina: tramas y nudos de la representación, la participación y el control social*. Xalapa, México: Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS), Universidad Veracruzana.

- Isunza, E., & Hevia, F. (2006). *Relaciones sociedad civil-Estado en México: un ensayo de interpretación*. Xalapa, México: Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social (CIESAS), Universidad Veracruzana.
- Jacobs-Mata, I., Mukuyu, P., & Dini, J. (2021). A review of trends in scientific coverage of water governance in South Africa and what this means for agenda-setting of public investment in water governance R&D. *Water SA*, 47(1), 10-23. DOI: 10.17159/wsa/2021.v47.i1.9441
- Montes-de-Oca, L. (2014). ¿Innovaciones democráticas? Análisis del Consejo Consultivo de Telecomunicaciones en México. *Revista Mexicana de Sociología*, 76(2). Recuperado de <http://revistamexicanadesociologia.unam.mx/index.php/rms/articloe/view/46433/41700>
- Montes-de-Oca, L., & Clavijo, M. (2022). Discusiones contemporáneas sobre gobernanza. Componentes, condiciones y alcances para analizar e implementar acciones para el manejo del agua. En: Rojas, A., y Velitchko, G. *Introducción a la seguridad hídrica* (pp. 137-164). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Morlino, L. (2011). *Changes for democracy. Actors, structures, processes*. Oxford, UK: Oxford University Press.
- Natal, A. (2021). Problemas de gobernanza en la implementación del Programa Pueblos Mágicos en Valle de Bravo. En: Chávez, C. (coord.). *Gobernanza rural en México* (p. 3754). Ciudad de México, México: Universidad Autónoma Metropolitana.

- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2006). *Preguntas frecuentes sobre el enfoque de derechos humanos en la cooperación para el desarrollo*. Nueva York, EUA, y Ginebra, Suiza: Oficina del Alto Comisionado de las Naciones Unidas para los Derechos Humanos.
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (20 de julio, 2023a). *Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo*. Recuperado de <https://www.un.org/spanish/esa/sustdev/documents/declaracionrio.htm>
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (07 de julio, 2023b). *Human rights-based approach*. Recuperado de <https://unsdg.un.org/2030-agenda/universal-values/human-rights-based-approach>
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (19 de julio, 2023c). *La Declaración Universal de Derechos Humanos*. Recuperado de <https://www.un.org/es/about-us/universal-declaration-of-human-rights>
- Oslak, O. (2013). *Gobierno abierto: hacia un nuevo paradigma de gestión pública*. Recuperado de <https://www.oas.org/es/sap/dgpe/pub/coleccion5rg.pdf>
- PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2017). *Análisis de la estructura y operación de los consejos consultivos para el desarrollo sustentable de la Semarnat 2011-2016*. Recuperado de <https://www.undp.org/es/mexico/publicaciones/analisis-consejos-consultivos-para-el-desarrollo-sustentable-de-la-semarnat-2011-2016>

- Rojas, A. (2016). *Consejos consultivos para el desarrollo sustentable, descripción y análisis de un modelo de participación ciudadana* (tesis para obtener el grado de Maestro en Políticas Públicas Comparadas). FLACSO sede México.
- Rojas, A. (2022). Caracterización de mecanismos de participación ciudadana una herramienta para el análisis de la gobernanza rural. *Journal of Agricultural Sciences Research*, 2(5), 1-10. DOI: 10.22533/at.ed.973252201067
- Rojas, A., & Escobar, C. (2022). Derechos humanos y agua. En: Rojas, A. & Velitchko, G. T. *Introducción a la seguridad hídrica* (p. 290). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Salgado, A. (2022). Enfoques de gobernanza y agua. En: Rojas, A., & Velitchko, G. *Introducción a la seguridad hídrica* (pp. 165-182) Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Schumpeter, J. (1942). *Capitalismo, socialismo y democracia*. Barcelona, España: Orbis.
- Segob, Secretaría de Gobernación. (17 de julio, 2023). *Base de datos de mecanismos de participación ciudadana en la administración pública federal*. Recuperado de <http://mecanismosdeparticipacion.segob.gob.mx/es/Mecanismos/Consulta>
- Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2013). *Compendio de estadísticas ambientales. Edición 2013*. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

- Serrano, A. (2015). La participación ciudadana en México. *Estudios Políticos (México)*, (34), 93-115. Recuperado de https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0185-16162015000100005
- Smith, G. (2009). *Democratic innovations. Designing institutions for citizen participation*. New York, USA: Cambridge University Press.
- Somuano, F. (2005). Más allá del voto: modos de participación política no electoral en México. *Foro Internacional*, 45(1), 65-88.
- Valencia, O. (2022). El debate de la gobernanza: entre el contenido normativo y la evidencia empírica. En: Chávez, C. *Gobernanza rural en México* (pp. 35-68). Ciudad de México, México: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Verba, S., Schlozman, K., & Brady, H. (1996). *Voice and equality: Civic voluntarism in American politics*. Cambridge, USA: Harvard University Press.
- Wright, C. (1993). *La élite del poder*. México, DF, México: Fondo de Cultura Económica.

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-03-04

Artículos

**Evaluación de la respuesta hidrológica del modelo DWB
en la curva de duración de caudales a nivel de cuenca y
microcuenca, caso de estudio la cuenca del río
Sogamoso, Colombia**

**Evaluation of the hydrological response of the DWB
model in the flow exceedance curves at the basin and
micro-basin scale, case study of the Sogamoso River
basin, Colombia**

Camila García-Echeverri¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8227-7684>

Christian Rodríguez-Castiblanco², ORCID: <https://orcid.org/0009-0007-6396-9395>

Nestor Alonso Mancipe-Muñoz³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6708-0290>

Carlos González-Murillo⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2920-8425>

David Zamora⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2256-7054>

¹Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia / Water Group, Stockholm Environment

Institute, Bogotá, Colombia, cagarciae@unal.edu.co,
camila.garcia@sei.org

²Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia, chdrodriguezca@unal.edu.co

³Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia, nmancipe@unal.edu.co

⁴Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia, cagonzalezmu@unal.edu.co

⁵Departamento de Ingeniería Civil y Agrícola, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia, / Water Group, Stockholm Environment Institute, Bogotá, Colombia, dazamora@unal.edu.co,
david.zamora@sei.org

Autora para correspondencia: Camila García-Echeverri,
cagarciae@unal.edu.co

Resumen

Las curvas de duración de caudales (CDC) reflejan los efectos de las características de una cuenca sobre los caudales, esto sin tener en cuenta la temporalidad de ocurrencia. Tradicionalmente, se construyen a partir de registros históricos registrados por estaciones y son insumo para el cálculo de índices de gestión del recurso hídrico, como el índice de regulación hídrica (IRH). Debido a la escasez de registros hidrológicos, en la práctica se recurre a estrategias de regionalización de las CDC para estudiar aquellas cuencas no instrumentadas. Este trabajo busca evaluar

el desempeño del modelo DWB a partir de entradas diarias en la simulación de CDC en dos subcuencas del río Sogamoso que tienen características diferentes (El Tablazo y Puente Colonial). Se desarrolla una metodología que usa el índice de aridez para identificar cuatro periodos hidrológicamente contrastantes: dos periodos húmedos y dos periodos secos. Posteriormente, se implementaron ocho experimentos de calibración-validación a partir de la combinación de los periodos previamente identificados. Por último, a partir de la revisión cualitativa y cuantitativa con firmas de sesgo en los flujos medios, altos y bajos se evaluaron los resultados arrojados por el modelo DWB. En términos generales, se encontró que el ejercicio fue exitoso en la subcuenca de mayor tamaño (El Tablazo) y que el modelo no logra reproducir los caudales bajos, lo que genera subestimaciones en todos los experimentos realizados.

Palabras clave: modelo DWB, CDC, firmas de CDC, calibración cruzada.

Abstract

Flow duration curves (FDC) depict a flow Basin's effects on its physical characteristics, regardless of the time of occurrence. Commonly, the FDCs are estimated from historical records recorded by measuring stations, and they are input to calculate water resources management indexes such as the water regulation index. In practice, CDC regionalization techniques are used to study ungauged basins due to the scarcity of hydrological records. This research seeks to assess the performance of the DWB model based on daily inputs for simulating CDC in two sub-basins of the Sogamoso River with different characteristics (El Tablazo y Puente

Colonial). A methodology is developed that uses the aridity index to identify four hydrologically contrasted periods, two wet and two dry periods. Subsequently, eight calibration-validation experiments were implemented based on combining the previously identified periods. Finally, from the qualitative and quantitative comparison with bias signatures in the medium, high, and low flows, the results obtained by the DWB model were evaluated. In general terms, it was found that the exercise was successful in the largest sub-basin and that the model failed to reproduce low flows, underestimating flow values for all the experiments assessed.

Keywords: DWB model, FDC, signature FDC indices, cross-calibration.

Recibido: 04/09/2023

Aceptado: 14/03/2024

Publicado *online*: 02/04/2024

Introducción

La información hidrológica disponible en las redes de monitoreo y registrada en tierra es fundamental en los estudios del recurso hídrico (Krabbenhoft *et al.*, 2022). A pesar de que se reconoce su rol e importancia, se ha encontrado que a nivel mundial las estaciones de registro de caudal se encuentran ubicadas en su mayoría sobre ríos grandes que abastecen diferentes usos de los ecosistemas, y es posible que no capturen la diversidad de las propiedades de la red fluvial y las influencias antropogénicas. También se conoce que la cantidad de

estaciones y sus registros escasean en áreas de ecosistemas protegidos o en ríos no permanentes (Krabbenhoft *et al.*, 2022). Esta afirmación también aplica para Colombia, donde a partir de un análisis del catálogo de estaciones administradas por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), se encontró que para el año 2022 el 52 % de estaciones hidrológicas activas se ubicaban en el área hidrográfica Magdalena-Cauca, que representa el 24 % del territorio colombiano.

Lo anterior implica que para las demás áreas hidrográficas de Colombia (Amazonía, Orinoquía, Pacífica y Caribe), la información que caracteriza la dinámica de los caudales sea limitada, lo que dificulta la adecuada gestión del recurso hídrico en estas regiones.

Frente a la ausencia o la reducida existencia de registros de la variable caudal, la modelación hidrológica ha sido aceptada como una solución que permite simular caudal con aceptables grados de precisión e incertidumbre, reproduciendo así la información hidrológica que no ha sido medida por estaciones (Cortés, Ragettli, Pellicciotti, & Mcphee, 2011; Kwakye & Bárdossy, 2020).

Dentro de las aplicaciones basadas en información simulada se encuentran los derivados de la CDC. En la actualidad, las CDC se utilizan como insumo de índices en la gestión del recurso hídrico, tal como el índice de Regulación Hídrica empleado en el Estudio Nacional del Agua 2018 (ENA2018) (IDEAM, 2019) o como insumo para el cálculo del caudal ambiental.

De forma tradicional, las CDC han dependido de los registros dados por las estaciones *in situ* y son una fotografía de las características físicas de una cuenca. Su análisis permite describir aspectos hidrológicos, del

suelo, de la vegetación y del clima de la cuenca (Mohamoud, 2008). Esta capacidad de sintetizar ha convertido a la CDC en una herramienta de apoyo en el control de inundaciones, manejo de la calidad del agua, sedimentación fluvial, estudios de potencial hidroeléctrico y algunas otras aplicaciones ecohidrológicas (Botter, Zanardo, Porporato, Rodriguez-Iturbe, & Rinaldo, 2008; Ridolfi, Kumar, & Bárdossy, 2020).

En Colombia, el modelo conceptual *Dynamic Water Balance* (DWB) (Zhang, Potter, Hickel, Zhang, & Shao, 2008) ha sido usado tanto en el ámbito académico (Rodríguez *et al.*, 2016) como institucionales en el ENA2018. Los resultados obtenidos con DWB lo han posicionado como una alternativa viable para la simulación hidrológica en Colombia (García-Echeverri, 2017); ello se ha reforzado con los resultados logrados por otros autores en diferentes partes del planeta (Tekleab *et al.*, 2011; Bai, Liu, & Guo, 2014; Hwang & Devineni, 2022).

Aunque la estructura de este modelo inicialmente fue concebida para evaluar la hidrología a paso de tiempo mensual, Zhang *et al.* (2008) reportaron la habilidad de la estructura matemática y conceptual de DWB para representar a la CDC a paso de tiempo diario. Esta aparente ventaja no ha sido verificada con métodos diferentes a la comparación por observación, es decir, no se han utilizado métricas que cuantifiquen la bondad del modelo al reproducir diferentes porcentajes de excedencia de la CDC.

Cabe destacar que el modelo DWB genera escorrentía como variable de salida, así que la agregación espacial de esta variable permite la construcción de la CDC en puntos de control reales o virtuales, lo cual lo convierte en una alternativa para complementar estudios en cuencas con ausencia de información.

Es posible entonces enfocar el estudio del desempeño del modelo hidrológico DWB en función de la representación de las CDC diarias. Al respecto, Casper *et al.* (2011) sugieren el cálculo de firmas que evalúan el sesgo y el ajuste entre curvas observadas y simuladas en diferentes porciones de estas curvas, por ejemplo, caudales máximos (menores probabilidades de excedencia) y caudales mínimos (mayores probabilidades de excedencia).

En la presente investigación se evalúa la capacidad del modelo DWB para simular CDC en dos subcuencas del río Sogamoso, ubicado en Colombia, bajo un proceso de calibración-validación cruzada de condiciones climáticas y tamaño de cuencas contrastantes.

Materiales y métodos

Zona de estudio y datos hidrometeorológicos

El estudio se desarrolla en la cuenca del río Sogamoso, localizada en la cuenca media de la macrocuenca Magdalena-Cauca (Figura 1a y Figura 1b) y presenta su cierre en la estación Puente Sogamoso (24067020). Como parte de la evaluación del modelo se seleccionaron dos subcuencas para realizar análisis de contraste: la primera es toda la cuenca del río Sogamoso, con su punto de cierre en la estación El Tablazo (24067010), y la segunda es una subcuenca con punto de cierre en la estación Puente Colonial (24037300). La estación de El Tablazo se encuentra sobre el cauce del río Sogamoso a 90 kilómetros aguas arriba de su desembocadura en el río Magdalena. Por otro lado, la estación de Puente Colonial está instalada sobre el cauce del río Monguí, que es un tributario

del río Chicamocha, y que a su vez es tributario del río Sogamoso. En la Figura 1c se presenta un esquema de localización de las subcuencas de estudio y la Tabla 1 corresponde un resumen de información acerca de las estaciones escogidas para el análisis.

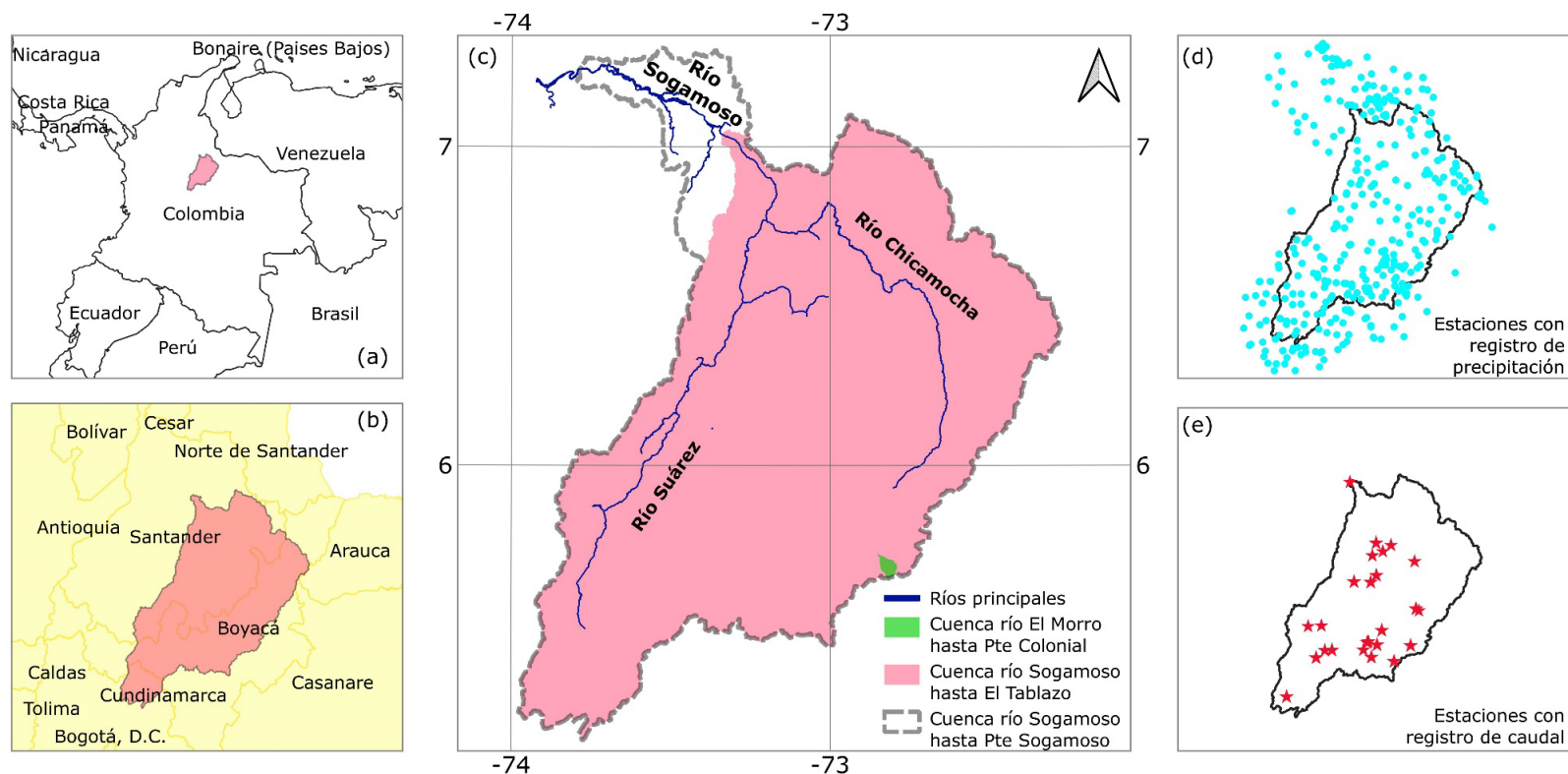


Figura 1. a) Localización del área de estudio frente a la división política de países; b) localización del área de estudio frente a la división política departamental; c) ríos más importantes dentro de las subcuencas de estudio; d) ubicación de las estaciones de precipitación, y e) ubicación de las estaciones de caudal.

Tabla 1. Características de las subcuencas y estaciones hidrológicas seleccionadas para el análisis.

Nombre	Código	Área de la cuenca (km ²)	Clasificación según área*	Elevación media (msnm)**	Caudal medio (m ³ /s)
Puente Sogamoso	24067020	22 223	Muy grande	2 282	441.2
El Tablazo***	24067010	20 439	Muy grande	2 424	416.7
Puente Colonial	24037300	32	Pequeña	3 597	1.1

*Clasificación realizada siguiendo los criterios de Campos-Aranda (1992).

**Elevación tomada del modelo de elevación digital HydroSHEDS.

***La estación El Tablazo presenta registros hasta 2013, ya que fue suspendida a causa del inicio de operación de la central hidroeléctrica Hidrosogamoso.

Los caudales utilizados para implementar el modelo fueron obtenidos del repositorio de Datos Hidrológicos y Meteorológicos (DHIME) del IDEAM. La variable descargada fue caudal medio diario para el periodo 1983-2019 (36 años). En el área de interés se localizan 25 estaciones hidrológicas (Figura 1e), de las cuales dos fueron las utilizadas para realizar los análisis y las 23 restantes sirvieron como puntos de control en el cálculo de la escorrentía simulada al interior de las subcuencas.

Para la precipitación (P) se realizó la combinación de productos de reanálisis CHIRPSv2 (Funk *et al.*, 2015) y productos del sensor remoto PERSIANN-CDR (Ashouri *et al.*, 2015; Sorooshian *et al.*, 2000). Esta combinación se hizo a resolución espacial de 0.05° (5.5 km aproximadamente) con el algoritmo *Random Forest Merging Procedure* (Baez-Villanueva *et al.*, 2020), codificado en el paquete RFmerge del

lenguaje de programación R (Zambrano-Bigiarini, Baez-Villanueva, & Giraldo-Osorio, 2020). En este proceso se utilizó como covariables el modelo digital de elevación (MDE) HydroSHEDS (Lehner, Verdin, & Jarvis, 2008) y las series de tiempo de la precipitación de 134 estaciones que el IDEAM tiene disponibles en la zona de estudio (Figura 1d).

En cuanto a la evapotranspiración potencial (ETP), se utilizó el modelo de Hargreaves-Samani (Hargreaves & Samani, 1985) a partir de los campos de temperatura mínima, media y máxima producidos por el IDEAM a escala diaria en el marco del ENA 2018 (IDEAM, 2019). Este producto de ETP, al igual que los productos de P CHIRPS y PERSIAN-CDR, están distribuidos espacialmente a una escala de 0.05° (5.5 km aproximadamente).

En la Figura 2 se puede apreciar la distribución espacial de la P y la ETP total media multianual sobre el área de estudio, que se calcularon para el periodo mencionado (1983-2019). En la Tabla 2 se presentan los valores para cada una de las subcuencas de análisis.

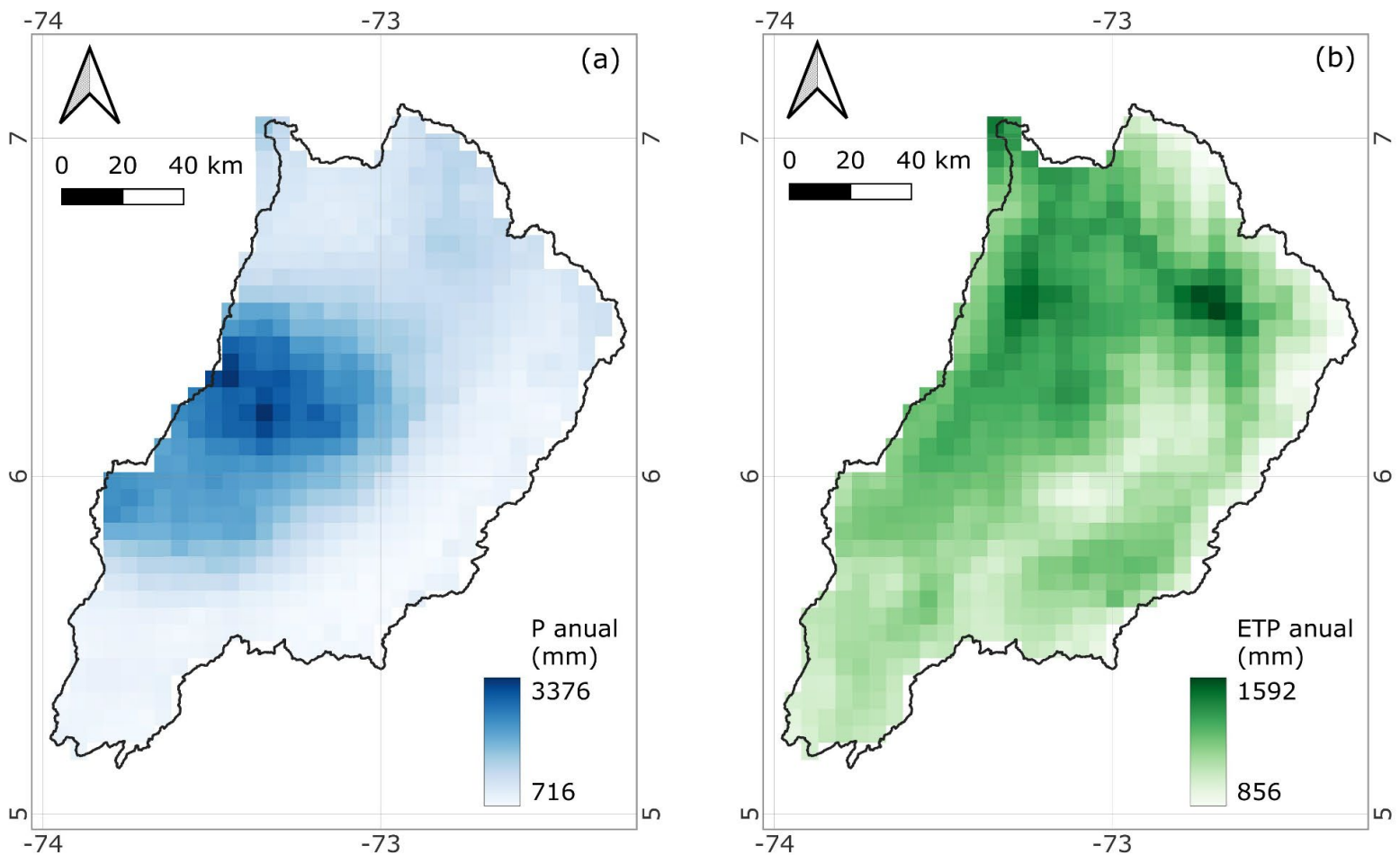


Figura 2. Distribución espacial de los valores anuales de a) precipitación y b) evapotranspiración potencial.

Tabla 2. P y ETP anual para las subcuencas de análisis.

Subcuenca	Código	P (mm/año)	ETP (mm/año)	ETP/P
El Tablazo	24067010	1453	1 186	0.81
Puente Colonial	24037300	904	1 032	1.14

De la Tabla 1 y la Tabla 2 se pueden confirmar las diferencias entre las dos subcuencas seleccionadas para los análisis. Por un lado, se tiene que son subcuencas con áreas de diferentes órdenes de magnitud (32 km^2 frente a $20\,439 \text{ km}^2$); por el otro lado, el comportamiento anual de la P y ETP son diferentes. La subcuenca con cierre en El Tablazo es una cuenca limitada por la energía y la de Puente Colonial una limitada por la disponibilidad de agua (Budyko, 1974).

Modelo Dynamic Water Balance (DWB)

DWB es un modelo propuesto por Zhang *et al.* (2008), de tipo conceptual y que ha sido implementado exitosamente en diferentes estudios realizados en el territorio colombiano (García-Echeverri, 2017; IDEAM, 2019; Londoño, Ortiz, Carvajal, & Mesa, 2010; Rodríguez *et al.*, 2020). Para el presente trabajo se utilizó la versión semidistribuida disponible en el paquete de R DWBmodelUN (Duque, Vega, Arboleda, & Zamora, 2020).

La esquematización del modelo DWB se presenta en la Figura 3. Este modelo utiliza P y ETP como entradas de tipo rejilla o ráster. Se apoya en dos tanques que conceptualizan almacenamientos subsuperficiales y subterráneos. El tanque superior representa el agua almacenada en la zona radicular del suelo (S) y el inferior almacenamiento de agua subterránea susceptible a aportar caudal base a una corriente superficial de agua (G). La salida del modelo es caudal total (Q_t), que corresponde a la suma entre el caudal de escorrentía directa (Q_d) y el caudal base de la corriente (Q_b). Los procesos intermedios son retención de la lluvia (X), agua disponible para el consumo de la cuenca (W), recarga (R), oportunidad de evapotranspiración (Y) y evapotranspiración

real (ETR). Se pueden consultar descripciones más completas del modelo DWB en diferentes autores, como en Zhang *et al.* (2008) o en García-Echeverri (2017).

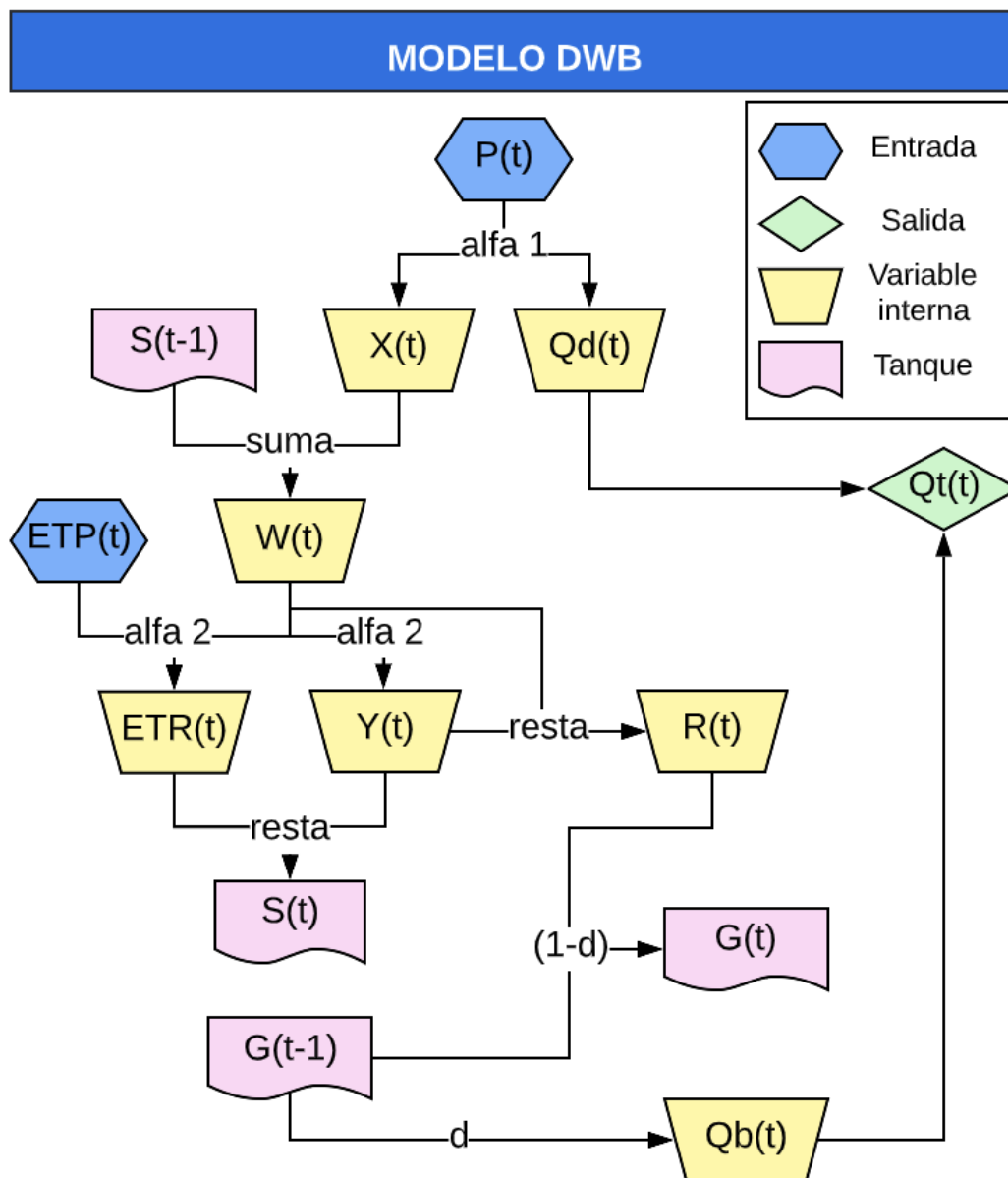


Figura 3. Esquematización de los procesos y flujos del modelo DWB.

Todos los procesos de DWB se ajustan a las condiciones de cada cuenca mediante cuatro parámetros (García-Echeverri, 2022; Rodríguez, 2021; Zhang *et al.*, 2008). En la Tabla 3 se presenta una descripción de cada uno de ellos.

Tabla 3. Descripción de los parámetros de DWB.

Símbolo	Descripción	Dominio
α_1	Eficiencia de la retención de agua en el suelo radicular	(0, 1)
α_2	Eficiencia del proceso de evapotranspiración	(0, 1)
d	Constante de proporcionalidad lineal entre el almacenamiento de agua subterránea y la producción de caudal base	(0, 1)
S_{max}	Almacenamiento máximo de agua en el suelo radicular	(0, 2 000)

Firmas de las CDC

Las firmas o métricas utilizadas para evaluar de forma cuantitativa la similaridad entre las CDC observadas y simuladas fueron propuestas por Casper *et al.* (2011). Con estas firmas se evalúa el sesgo en diferentes partes de la curva. En este caso se utilizaron aquellas enfocadas en la representación de los caudales medio BiasRR (Ecuación (1)), máximo BiasFHV (Ecuación (2)) y mínimo BiasFLV (Ecuación (3)):

$$\text{BiasRR} = \frac{\text{media}(\text{CDC}_{\text{sim}}) - \text{media}(\text{CDC}_{\text{obs}})}{\text{media}(\text{CDC}_{\text{obs}})} \times 100 \quad (1)$$

$$\text{BiasFHV} = \frac{\int_0^{0.02} \text{CDC}_{\text{sim},p} dp - \int_0^{0.02} \text{CDC}_{\text{obs},p} dp}{\int_0^{0.02} \text{CDC}_{\text{obs},p} dp} \times 100 \quad (2)$$

$$\text{BIASFLV} = \frac{\int_{0.7}^1 [\log(\text{CDC}_{\text{sim},p}) - \log(Q_{\min})] dp - \int_{0.7}^1 [\log(\text{CDC}_{\text{obs},p}) - \log(Q_{\min})] dp}{\int_{0.7}^1 [\log(\text{CDC}_{\text{obs},p}) - \log(Q_{\min})] dp} \times 100 \quad (3)$$

Donde:

Qobs = caudales observados.

Qsim = caudales simulados.

Qmin = caudal mínimo de todos los valores analizados, es decir, del total de registros observados y simulados.

CDCobs = curvas observadas.

CDCsim = curvas simuladas.

Metodología

Se elaboró una metodología adaptando la propuesta de Bai, Liu y Xie (2021). Inicialmente se identificaron cuatro subperiodos de cuatro años dentro del periodo evaluado (1983-2019). Esta identificación se basó en la estacionalidad del índice de aridez (IA) anual que se estimó para la zona de estudio (Ecuación (4)). Con base en el IA se seleccionaron los dos periodos más secos y los dos periodos más húmedos. La Ecuación (4) es adimensional y fue la misma aplicada en el ENA 2018 (IDEAM, 2019):

$$\text{IA} = \frac{\text{ETP} - \text{ETR}}{\text{ETR}} \quad (4)$$

Para estimar la evapotranspiración real (ETR) requerida en la ecuación anterior se usó la Ecuación (5) propuesta por Budyko (1974), la cual es función de la P total y la ETP total, ambas a paso de tiempo anual:

$$ETR = P \cdot \sqrt{\left(1 - e^{-\frac{ETP}{P}}\right) \cdot \frac{ETP}{P} \cdot \tanh\left(\frac{P}{ETP}\right)} \quad (5)$$

A partir del cálculo de la media móvil con una ventana de cinco años de la serie anual del IA, se identifican los periodos más húmedos (H1 Y H2) y los más secos (S1 y S2).

Con la identificación de los dos periodos más secos y los dos más húmedos se implementó un esquema de calibración propuesto por Bai *et al.* (2021) para estudiar el efecto que tiene la variabilidad climática sobre los resultados del modelo DWB. El esquema de calibración consiste en la realización de experimentos calibración-validación, de tal manera que existan experimentos donde la calibración y validación se ejecuten en subperiodos climáticamente contrastantes, y que también haya experimentos en donde se involucren subperiodos climáticamente similares.

En la Figura 4 se presentan los esquemas de calibración-validación planteados. La cola de cada flecha indica el subperiodo de calibración y la punta representa el periodo de validación. Por ejemplo, la flecha superior que tiene la cola en el periodo húmedo 1 (H1) y la punta en el periodo seco 1 (S1) indica un experimento calibración-validación (el H1-S1) en el que la calibración se realiza sobre la información disponible en el

subperiodo H1 y los parámetros obtenidos se validan en el subperiodo S1. Así las cosas, se propone un esquema de calibración con ocho conjuntos de parámetros diferentes, uno por cada flecha dibujada.

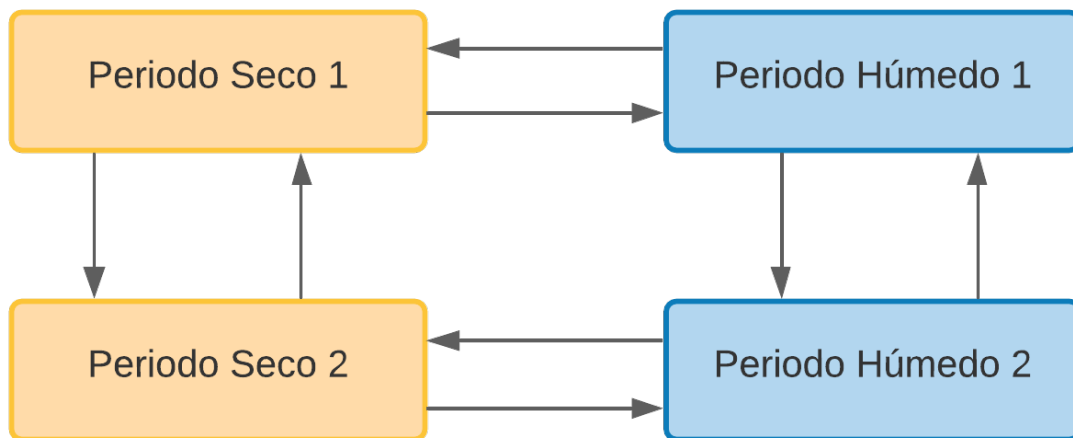


Figura 4. Experimentos de calibración-validación. Adaptado de Bai *et al.* (2021).

La calibración de cada uno de los experimentos planteados se realizó con el paquete de R DWBmodelUN, que permite el acople con el algoritmo *Dynamic Dimensional Search* (DDS) (Tolson & Shoemaker, 2007), codificado por Duque y Fuentes (2019). Dentro de la parametrización de DDS se definió realizar 1 000 iteraciones por experimento utilizando como función objetivo (FO) la Ecuación (6), basada en la eficiencia de Kling y Gupta (KGE) (Gupta, Kling, Yilmaz, & Martinez, 2009):

$$FO = -1 * \left(1 - \sqrt{(r-1)^2 + \left(\frac{\mu_{sim}}{\mu_{obs}} - 1 \right)^2 + \left(\frac{\sigma_{sim}}{\sigma_{obs}} - 1 \right)^2} \right) \quad (6)$$

En la Ecuación (6), r indica la correlación lineal; μ corresponde al promedio, y σ a la desviación estándar tanto de la serie observada (obs) como de la serie simulada (sim). Para la FO, el valor óptimo es -1 , alcanzando valores posibles de hasta ∞ .

Para el cálculo de la función objetivo se usó toda la información de caudal disponible registrada por las 25 estaciones hidrológicas presentes al interior de la zona de estudio para el periodo 1983-2019. Con los resultados de cada experimento se construyeron CDC diarias quinquenales y se compararon con las obtenidas de los datos observados en las dos estaciones de análisis. Estas curvas se generaron tanto para los resultados de calibración como de validación. Las CDC observadas y simuladas se evaluaron cualitativa y cuantitativamente.

Resultados

La Figura 5 muestra la serie de tiempo del IA en negro, la media móvil calculada al IA en azul (MedMov) y la media multianual del IA en rosado (MedMul). Por último, los polígonos de colores pastel indican los subperiodos seleccionados y su detalle temporal se presenta en la Tabla 4.

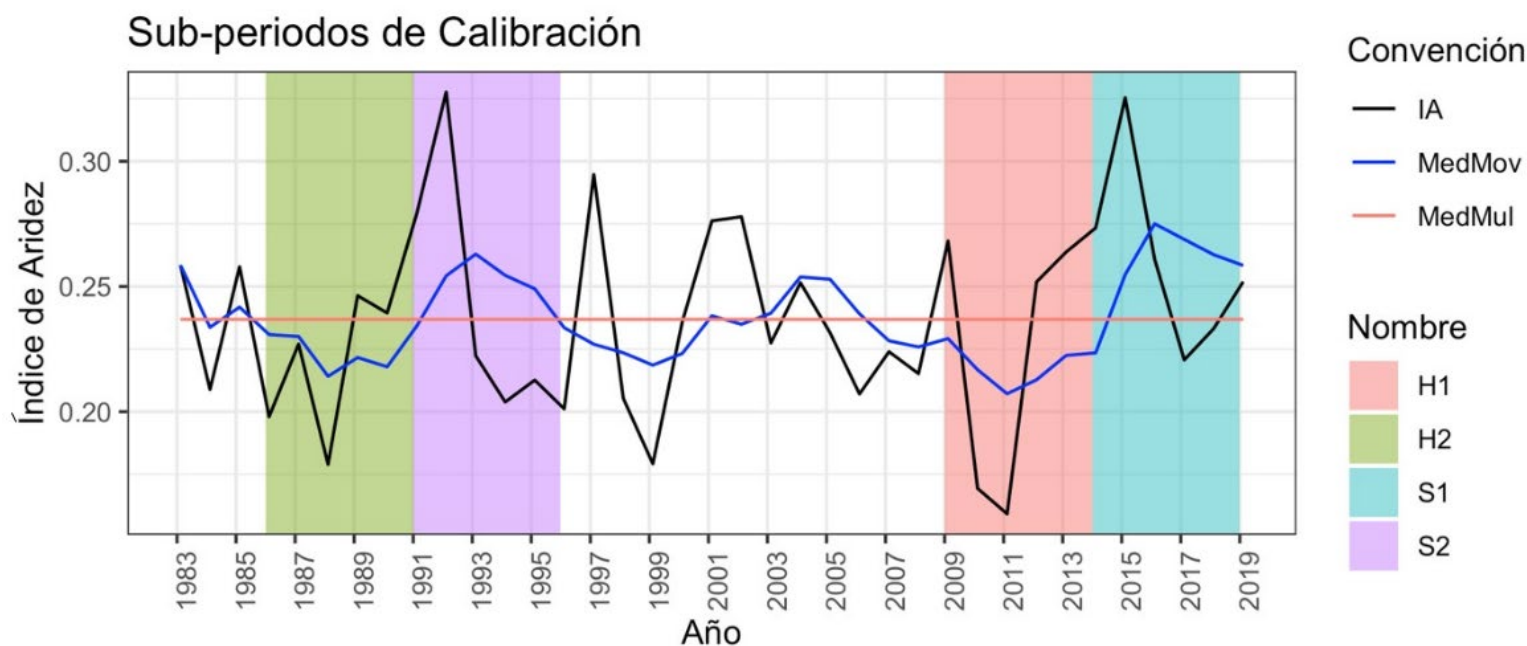


Figura 5. Serie de tiempo del índice de aridez promedio y selección de los cuatro periodos climáticamente contrastantes.

Tabla 4. Rango de los cuatro subperiodos seleccionados a partir del IA.

ID	Nombre	Fecha inicio	Fecha final
H1	Periodo más húmedo 1	2009-01-01	2013-12-31
H2	Periodo más húmedo 2	1986-01-01	1990-12-31
S1*	Periodo más seco 1	2014-01-01	2018-12-31
S2	Periodo más seco 2	1991-01-01	1995-12-31

*Este periodo no puede ser analizado en la estación El Tablazo debido a la disponibilidad de los datos.

En la Tabla 5 se muestra el FO obtenido en la calibración de cada experimento. Se puede ver que el experimento que mejor ajuste a los

caudales observados fue el H1-S1 (FO de -0.51) y el de peor ajuste fue el S2-S1 (FO de 0.22); estos valores se presentan sombreados con colores verde y naranja, respectivamente.

Tabla 5. Resultados de la función objetivo en la calibración de los ocho experimentos.

	S2-S1	S2-H2	H2-S2	H2-H1	S1-H1	H1-H2	S1-S2	H1-S1
FO	0.22	-0.02	-0.27	-0.34	-0.40	-0.39	-0.46	-0.51

Por otro lado, se puede observar que experimentos calibrados en un mismo periodo de tiempo generan valores de FO diferentes, por ejemplo, H2-S2 y H2-H1. Lo anterior indica que el número de iteraciones utilizadas en el algoritmo DDS puede ser aumentado para llegar a una identificación global de parámetros en cada periodo de calibración. La Figura 6 corresponde a un ejemplo de tres intentos de calibración realizados para el periodo H2, donde se puede observar que la FO mejora a medida que aumenta el número de iteraciones. Se hace énfasis en que los tres intentos mostraron un resultado diferente al realizar 1 000 iteraciones, esto puede deberse a que la información de caudal observado puede ser insuficiente para llegar a una solución global.

Calibración en H2

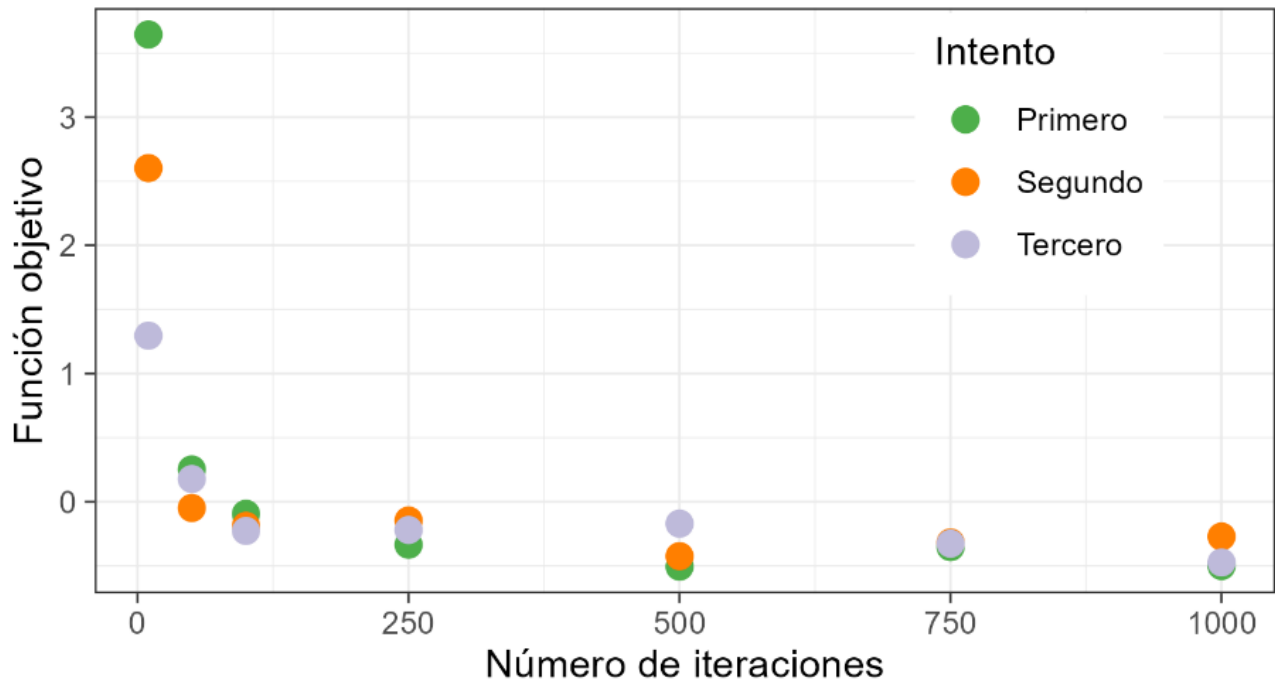


Figura 6. Función objetivo vs. número de iteraciones para la calibración en H2.

La Figura 7 muestra las CDC obtenidas en la etapa de calibración del experimento con mejor y peor desempeño (H1-S1 y S2-S1, respectivamente). En la Figura 7a se muestra el mejor resultado en la estación El Tablazo (H1-S1), aquí la CDC simulada presenta una buena estimación de la observación desde los caudales altos hasta aquellos con probabilidad de excedencia (Pe) del 50 %, pero a partir de esta probabilidad se empiezan a presentar resultados con sobreestimación. En la misma estación, el experimento que reportó el menor valor de la FO (S2-S1) también tiende a sobreestimar los caudales, con la diferencia que este comportamiento se observa a lo largo de toda la curva (Figura 7b).

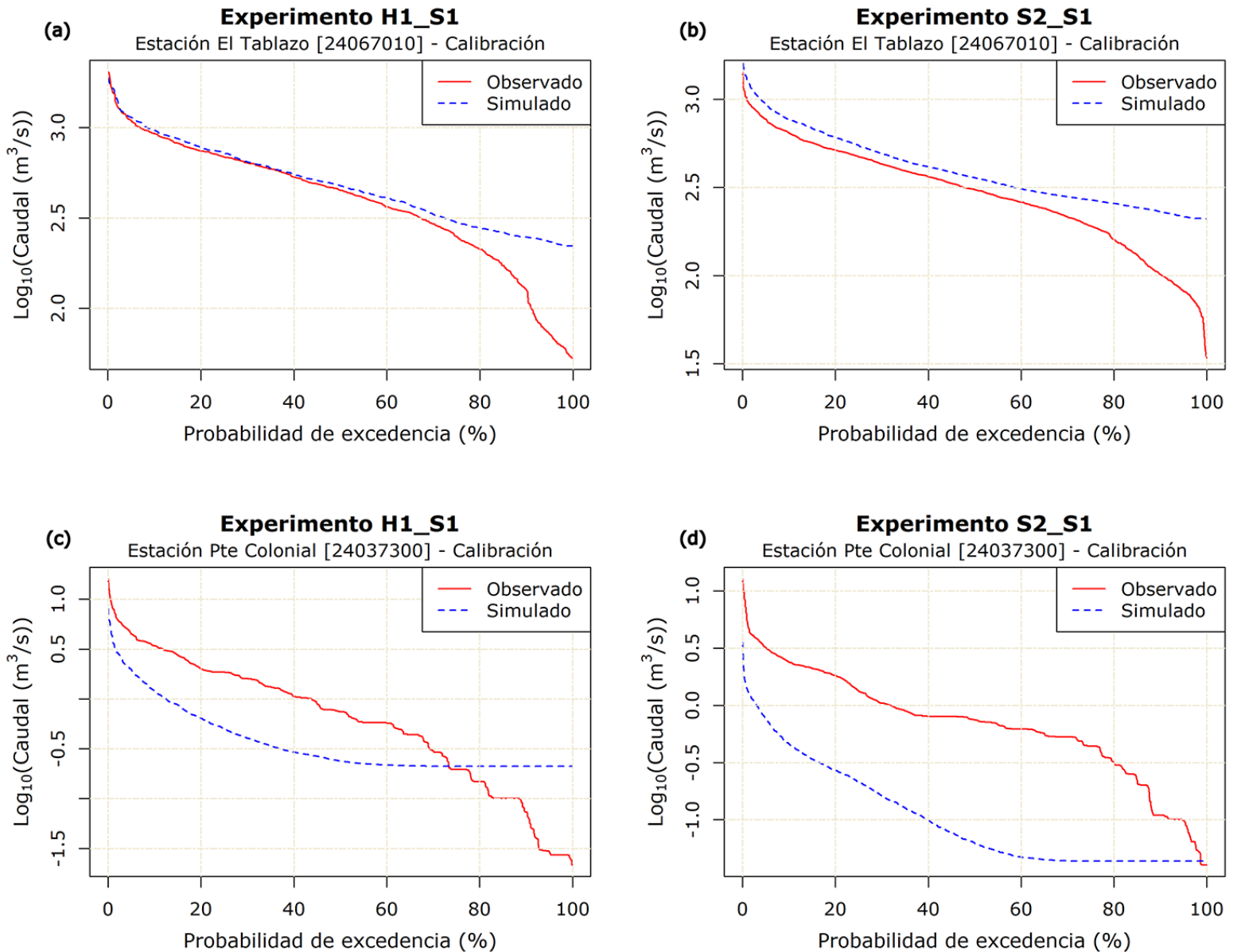


Figura 7. CDC de H1-S1 y S2-S1 en las estaciones de análisis para el periodo de calibración.

Las curvas de la estación Puente Colonial muestran visualmente un peor ajuste con respecto a lo reportado en la estación El Tablazo. En este caso, el modelo y sus parámetros calibrados no logran reproducir el rango de valores de caudales observados en la subcuenca, y por lo general hay una tendencia a subestimar el caudal (Figura 7c y 7d). En el caso del experimento H1-S1 (Figura 7c), la curva presenta una subestimación del caudal hasta la probabilidad de excedencia (P_e) del 75 %, y de este punto hasta 100 % de P_e la curva simulada comienza a sobreestimar con un caudal que permanece constante desde la una P_e de 52 % hasta el 100 %. Por otra parte, en el experimento S2-S1 (Figura 7d), se observa una subestimación del caudal a lo largo de toda la curva. Tanto en las gráficas c y d de la Figura 7 se presenta una tendencia de un caudal constante para P_e superiores al 50 %.

Según lo identificado en las CDCs descritas anteriormente, fue posible obtener curvas que logran un buen ajuste en los rangos de caudales altos y medios. Por otra parte, no fue posible obtener una estimación igual de buena para los caudales bajos. Lo último hace notar que el modelo escogido no logra con la estructura matemática que debe simular de modo adecuado la producción de caudal base, pero logra en cambio una sobreestimación de este en la mayoría de los casos.

La Tabla 6 presenta las firmas de sesgo obtenidas de las curvas simuladas y observadas en la etapa de calibración. Los colores verdes indican sobreestimación y los naranjas subestimación del caudal observado. Además, en esta tabla no hay valores disponibles de las firmas para los experimentos S1-H1 y S1-S2 para la estación El Tablazo debido a la inexistencia de registros en la estación El Tablazo para el periodo S1 (2014-2018).

Tabla 6. Firmas de sesgo de las CDC etapa de calibración.

	El Tablazo			Puente Colonial		
	BiasRR (%)	FHV (%)	FLV (%)	BiasRR (%)	FHV (%)	FLV (%)
H1_H2	15	7	-77	-57	-30	-100
H1_S1	10	-2	-81	-60	-50	-100
H2_H1	22	14	-90	-68	-54	-100
H2_S2	14	-8	-76	-70	-60	-91
S1_H1				-76	-66	-100
S1_S2				-70	-61	-100
S2_H2	29	37	-96	-77	-77	-100
S2_S1	26	28	-89	-83	-77	-100

Los resultados obtenidos muestran que en la estación El Tablazo en todos los casos el caudal medio (BiasRR) es sobreestimado y que la menor sobreestimación se dio con el experimento H1-S1 (10 %). Por otro lado, los caudales altos son generalmente sobreestimados (FHV), pero en menor magnitud. Con excepción a los experimentos H1-S1 y H2-S2, donde los caudales altos son subestimados en un 2 y 8 %, respectivamente. En cuanto a los caudales bajos, el FLV muestra subestimaciones mayores al 77 % en todos los experimentos. En la estación Puente Colonial, los caudales simulados medios, altos y bajos (BiasRR, FHV y FLV) subestiman el valor observado.

Los resultados presentados sobre las firmas de CDC en calibración indican que la estimación de los componentes de estas curvas (caudales

medios, altos o bajos) depende de factores adicionales al modelo hidrológico escogido, lo anterior debido a la diferencia notable entre las firmas de Puente Colonial y El Tablazo. La disponibilidad de información puede ser uno de esos factores adicionales, sin embargo se observa que la subcuenca que tuvo una cantidad de información más limitada para la calibración (El Tablazo) logra mejores resultados y esto se atribuye a que existen estaciones al interior de la cuenca que le aportan una ganancia en la FO durante la calibración, ventaja que no existe en la subcuenca de Puente Colonial, donde por su pequeño tamaño (32 km²) solo se tiene registro de caudal en el punto de cierre; aquí también puede plantearse que los procesos hidrológicos ocurren en una escala inferior a la diaria.

Es de resaltar la prevalencia que tiene la subestimación de caudales bajos en ambas áreas de estudio. Al respecto, ya otros autores han discutido acerca de las deficiencias que presenta DWB para estimar caudales bajos (Wang *et al.*, 2011), así que el bajo desempeño de la firma FLV puede deberse a la debilidad del modelo hidrológico escogido para simular el caudal base.

En la Tabla 7 se presentan las firmas de sesgo obtenidas de las curvas simuladas y observadas en la etapa de validación. Los colores verdes indican sobreestimación y los naranjas subestimación del caudal observado.

Tabla 7. Firmas de sesgo de las CDC etapa de validación.

	El Tablazo			Puente Colonial		
	BiasRR (%)	FHV (%)	FLV (%)	BiasRR (%)	FHV (%)	FLV (%)
H1_H2	23	14	-80	-58	-34	-100
H1_S1				-61	-61	-100
H2_H1	13	8	-89	-66	-49	-100
H2_S2	37	34	-82	-72	-62	-96
S1_H1	152	47	-96	-76	-57	-100
S1_S2	151	76	-96	-73	-72	-100
S2_H2	10	3	-92	-75	-64	-100
S2_S1				-83	-74	-100

En El Tablazo persiste la sobreestimación de caudales medios y altos (BiasRR y FHV); la firma BiasRR tiene un valor mínimo de 10 % en S2-H2, mientras que FHV tiene un valor mínimo de 3 % en S2-H2. La subestimación del caudal base también persiste y en validación toma un valor mínimo de 80 %. Es de notar las sobreestimaciones superiores a 100 % obtenidas en S1-H1 y S1-S2; eran esperadas debido a la no disponibilidad de información de caudal en El Tablazo para el periodo S1 (a partir del año 2013). En Puente Colonial se mantiene la subestimación de todos los componentes de la CDC estudiados.

Discusión

La inclusión de análisis de CDC en los estudios hidrológicos corresponde a una práctica extendida, especialmente porque estas curvas contienen información asociada con el régimen de descargas, el cual es importante por ejemplo en la definición de volúmenes a captar de una cuenca hidrográfica. Por este motivo, diversos autores se han enfocado en proponer metodologías de regionalización para la estimación de CDC en cuencas no instrumentadas (Salazar-Oliveiros, 2017; Gallego-Arias & Carvajal-Serna, 2017; Castellarin, Galeati, Brandimarte, Montanari, & Brath, 2004; Smakhtin, Hughes, & Creuse-Naudine, 1997).

Adicional a las metodologías de regionalización, es posible recurrir a la modelación hidrológica para la obtención de CDCs. Como resultado, modelos como WASMOD, Dynamic TOPMODEL, SACRAMENTO, HYMOD y DWB se han utilizado para su generación (Westerberg *et al.*, 2011; Chouaib, Alila, & Caldwell, 2019; Kim, Kwon, & Han, 2021). En el caso del modelo DWB, la representación de las CDC se analizó en cuencas australianas que tienen áreas entre 130 y 471 km², donde los resultados obtenidos indicaron que a escala diaria, las CDC fueron representadas de forma adecuada con tendencia a la sobreestimación del caudal observado, especialmente en las cuencas más pequeñas (Zhang *et al.*, 2008). Aquí se debe resaltar que los análisis de CDC se hicieron con estadísticos aplicados a la curva en su totalidad.

Los análisis de firmas de CDC se han utilizado para extraer y resumir información contenida en los caudales en partes específicas de las curvas. En su mayoría se han aplicado para evaluar la respuesta hidrológica ante el cambio climático en cuencas iraníes, suecas, estadounidenses

(Fatehifar, Goodarzi, Hedesh, & Dastjerdi, 2021; Teutschbein, Grabs, Karlsen, Laudon, & Bishop, 2015; Mendoza *et al.*, 2015). Específicamente, se han empleado para evaluar los flujos máximos y mínimos generados por diferentes modelos de predicción climatológica.

En el caso de Colombia, se evaluaron 30 cuencas con áreas en un rango entre 128 y 74 435 km² (García-Echeverri, 2022). En este trabajo se realizó el cálculo de las firmas de los diferentes segmentos de las CDC diarias; los resultados mostraron que los caudales bajos no son bien representados por DWB. Esta pobre representación se atribuye a la falta de una rutina de tránsito hidrológico y a limitaciones en el manejo de los flujos subsuperficiales por parte del modelo. Se debe destacar que en esta implementación no se observaron malos resultados en el BiasRR y FHV, lo cual se podría atribuir a la función objetivo utilizada, que estuvo compuesta por el KGE y el error relativo del volumen.

Un comportamiento similar se observa en las dos cuencas analizadas en el presente trabajo, donde en la subcuenca de mayor área (20 439 km² con cierre en El Tablazo) se logró una buena representación, sobre todo en caudales máximos. Para el caso de la subcuenca más pequeña (32 km² con cierre en Puente Colonial), la subestimación es bastante notoria, lo cual puede indicar que es demasiado pequeña para ser analizada a escala diaria y que puede requerir de un análisis a una menor escala temporal.

De manera general, en la estación de El Tablazo se presentaron mejores firmas de la CDC; esto se asocia con la cantidad de información hidrológica complementaria disponible al interior de la subcuenca. Al comparar los resultados de Puente Colonial y El Tablazo se hace evidente una diferencia en cuanto a la magnitud de los caudales altos y medios

simulados; en El Tablazo por lo general hay sobreestimación de caudales y en Puente Colonial hay subestimación.

El caudal base, por otro lado, no es bien representado y parece comportarse de manera diferente a los caudales altos y medios. Los factores que afectan la variación en las firmas FHV y BiasRR parecen no afectar de manera significativa la firma FLV. Todos los casos calibrados con periodos húmedos obtuvieron mejores firmas que las obtenidas al calibrar con periodos secos. En cuanto a la variación del valor del sesgo al pasar de calibración a validación, se encontró que las firmas presentan rangos de valores muy similares en calibración y validación.

Las firmas y funciones objetivo calculadas para los diferentes experimentos de calibración-validación indican que el modelo genera mejor respuesta en ciertas combinaciones de periodos climatológicos. Para el caso de la subcuenca con cierre en El Tablazo, el mejor resultado se obtuvo con el experimento H1_S1 (calibración en periodo húmedo H1 y validación en periodo seco S1) tanto en función objetivo como en términos de BiasRR y FHV. Aquí es importante enfatizar que en términos de firmas, los experimentos de comportamiento hidrológicos contrastantes tuvieron los valores más bajos. En cuanto a la firma FLV, la baja representación de los caudales bajos dada por el modelo impide evidenciar una tendencia concluyente.

Los resultados anteriores reafirman lo encontrado por Ley, Hellebrand, Casper y Fenicia (2016), quienes indican que las métricas tradicionales son adecuadas para categorizar el rendimiento de un modelo entre satisfactorio y no satisfactorio, pero que tienen limitaciones a la hora de evaluar las partes especiales de un hidrograma, como caudales altos y mínimos. Además, aunque los autores resaltan las bondades de

las firmas CDC aplicadas de forma independiente, sugieren la evaluación de una métrica compuesta por todas las firmas, con miras a simplificar el análisis de los resultados. Cabe resaltar que la selección entre una firma independiente o una métrica compuesta está dada por el objetivo de modelación de cada ejercicio.

Conclusiones

Cuando se estudia una subcuenca grande como la de El Tablazo (Tabla 1), el modelo DWB logra en el 58 % de los experimentos llegar a diferencias con la curva observada de menos del 20 % en sus componentes de caudal medio (BiasRR) y caudal alto (FHV), lo que parece indicar que la respuesta de la cuenca a un evento promedio y extremo de tormenta se puede analizar de forma adecuada con el modelo DWB a escala diaria.

Sin embargo, el componente relacionado con el caudal base no logra, en ningún caso, un valor aceptable, con valores superiores al 70 % de subestimación. Esto indica que el modelo DWB no puede reproducir las dinámicas que tienen lugar en la cuenca para producir el caudal base de la corriente. Así, una futura reformulación de DWB a escala diaria debe prestar atención a los componentes de su estructura encargados de simular la generación de escurrimiento subsuperficial.

Cuando se estudia una subcuenca pequeña como la de Puente Colonial (Tabla 1), los indicadores siempre tuvieron un valor negativo inferior al -40 %, que indica gran subestimación; en ningún caso se logró obtener una curva simulada en Puente Colonial que se desviara de la curva observada menos de un 30 %, lo que sí se logró en El Tablazo.

Se puede pensar inicialmente que la extensión de la cuenca tiene que ver con la capacidad de DWB para generar curvas de duración de caudal aceptables, es decir, a mayor área de la cuenca mejor es la simulación de la curva. No obstante, existen otros factores que pueden influir en la diferencia observada en los indicadores, como la selección de la función objetivo y la configuración del algoritmo de calibración (en este caso, DDS). Otros factores no analizados en este trabajo, como las diferencias de la cobertura y uso del suelo, y las características hidrogeológicas de la cuenca, también pueden estar relacionadas con las diferencias obtenidas en las dos cuencas.

A partir de la implementación de las firmas de la CDC en la metodología, se puede concluir que DWB es capaz de producir CDC con un ajuste aceptable en los componentes de caudal alto y medio. Por otro lado, se concluye que para la subcuenca del río Sogamoso con cierre en la estación El Tablazo, los experimentos de calibración-validación en condiciones contrastantes son los que mejores resultados generan. Aquí cabe aclarar que la anterior conclusión solo aplica para la cuenca estudiada y que se hace necesario implementar la metodología en otras áreas, para así concluir de forma general acerca de DWB y la estrategia de calibración por diferentes condiciones hidrológicas.

Agradecimientos

Este trabajo ha sido financiado por el proyecto “Dynamic Water Balance model: herramienta de modelación hidrológica para cuencas tropicales a escala diaria” desarrollado en la Universidad Nacional de Colombia, el cual fue aprobado mediante resolución 997 de 2020 de la Vicerrectoría de la sede Bogotá e identificado con código Hermes 48510.

Referencias

- Ashouri, H., Hsu, K., Sorooshian, S., Braithwaite, D. K., Knapp, K. R., Cecil, L. D., Nelson, B. R., & Prat, O. P. (2015). PERSIANN-CDR: Daily precipitation climate data record from multisatellite observations for hydrological and climate studies. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 96(1), 69-83. DOI: 10.1175/BAMS-D-13-00068.1
- Baez-Villanueva, O. M., Zambrano-Bigiarini, M., Beck, H. E., McNamara, I., Ribbe, L., Nauditt, A., Birkel, C., Verbist, K., Giraldo-Osorio, J. D., & Xuan-Thinh, N. (2020). RF-MEP: A novel random forest method for merging gridded precipitation products and ground-based measurements. *Remote Sensing of Environment*, 239, 111606. DOI: 10.1016/j.rse.2019.111606
- Bai, P., Liu, W., & Guo, M. (2014). Impacts of climate variability and human activities on decrease in streamflow in the Qinhe River, China. *Theoretical and Applied Climatology*, 117(1-2), 293-301. DOI: 10.1007/s00704-013-1009-7
- Bai, P., Liu, X., & Xie, J. (2021). Simulating runoff under changing climatic conditions: A comparison of the long short-term memory network with two conceptual hydrologic models. *Journal of Hydrology*, 592(August 2020), 125779. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.125779
- Botter, G., Zanardo, S., Porporato, A., Rodriguez-Iturbe, I., & Rinaldo, A. (2008). Ecohydrological model of flow duration curves and annual minima. *Water Resources Research*, 44(8). DOI: 10.1029/2008wr006814

- Budyko, M. (1974). *Climate and Life*. XVII, Academic Press, New York.
- Campos-Aranda, D. (1992). *Procesos del ciclo hidrológico*. San Luis Potosí, México: Editorial Universitaria Potosina.
- Casper, M. C., Grigoryan, G., Gronz, O., Gutjahr, O., Heinemann, G., & Ley, R. (2011). Analysis of projected hydrological behavior of catchments based on signature indices. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 8(2), 3571-3597. DOI: 10.5194/hessd-8-3571-2011
- Castellarin, A., Galeati, G., Brandimarte, L., Montanari, A., & Brath, A. (2004). Regional flow-duration curves: Reliability for ungauged basins. *Advances in Water Resources*, 27(10), 953-965. DOI: 10.1016/j.advwatres.2004.08.005
- Chouaib, W., Alila, Y., & Caldwell, P. V. (2019). On the use of mean monthly runoff to predict the flow-duration curve in ungauged catchments. *Hydrological Sciences Journal*, 64(13), 1573-1587, DOI: 10.1080/02626667.2019.1657233
- Cortés, G., Ragettli, S., Pellicciotti, F., & Mcphee, J. (2011). Hydrological models and data scarcity: On the quest for a model structure appropriate for modeling water availability under the present and future climate. *AGU Fall Meeting Abstracts*. Recuperado de <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2011AGUFM.H32C..01C/abstract>
- Duque, N., Vega, C., Arboleda, P., & Zamora, D. (2020). *DWBmodelUN: Dynamic water balance a hydrological model*. Recuperado de <https://cran.r-project.org/package=DWBmodelUN>

- Duque, N., & Fuentes, C. (2019). Usando R para una fácil y eficiente predicción de la incertidumbre de simulaciones de modelos ambientales. *Revista Hidrolatinoamericana de Jóvenes Investigadores y Profesionales*, 3, 17-20.
- Fatehifar, A., Goodarzi, M. R., Hedesh, S. S., & Dastjerdi, P. S. (2021). Assessing watershed hydrological response to climate change based on signature indices. *Journal of Water and Climate Change*. Recuperado de <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:235574218>
- Funk, C., Peterson, P., Landsfeld, M., Pedreros, D., Verdin, J., Shukla, S., Husak, G., Rowland, J., Harrison, L., Hoell, A., & Michaelsen, J. (2015). The climate hazards infrared precipitation with stations - A new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data*, 2. DOI: 10.1038/sdata.2015.66
- Gallego-Arias, S., & Carvajal-Serna, L. F. (2017). Regionalización de curvas de duración de caudales en el departamento de Antioquia-Colombia. *Revista EIA*, 14(27), 21-30. DOI: 10.24050/reia.v14i27.1158
- García-Echeverri, C. (2017). Evaluación del desempeño del Modelo Dynamic Water Balance en la Macrocuena Magdalena-Cauca. 103. Tesis de pregrado. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- García-Echeverri, C. (2022). *Evaluación del modelo hidrológico Dynamic Water Balance a escala diaria en cuencas tropicales*. Recuperado de <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/81573>

- Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K. K., & Martinez, G. F. (2009). Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 377(1-2), 80-91. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2009.08.003
- Hargreaves, G. H., & Samani, Z. A. (1985). Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied Engineering in Agriculture*, 1(2), 96-99. DOI: 10.13031/2013.26773
- Hwang, J., & Devineni, N. (2022). An improved Zhang's dynamic water balance model using budyko-based snow representation for better streamflow predictions. *Water Resources Research*, 58. DOI: 10.1029/2021wr030203
- IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2019). *Estudio nacional del agua 2018*. Recuperado de http://www.andi.com.co/Uploads/ENA_2018-comprimido.pdf
- Kim, K. B., Kwon, H.-H., & Han, D. (2021). Bias-correction schemes for calibrated flow in a conceptual hydrological model. *Hydrology Research*, 52(1), 196-211. DOI: 10.2166/nh.2021.043
- Krabbenhoft, C. A., Allen, G. H., Lin, P., Godsey, S. E., Allen, D. C., Burrows, R. M., DelVecchia, A. G., Fritz, K. M., Shanafield, M., Burgin, A. J., Zimmer, M. A., Datry, T., Dodds, W. K., Jones, C. N., Mims, M. C., Franklin, C., Hammond, J. C., Zipper, S., Ward, A. S., Costigan, K. H., Beck, H. E., & Olden, J. D. (2022). Assessing placement bias of the global river gauge network. *Nature Sustainability*, 5, 586-592. DOI: 10.1038/s41893-022-00873-0

- Kwakye, S. O., & Bárdossy, A. (2020). Hydrological modelling in data-scarce catchments: Black Volta basin in West Africa. *SN Applied Sciences*, 2, 628. DOI: 10.1007/s42452-020-2454-4
- Lehner, B., Verdin, K., & Jarvis, A. (2008). New global hydrography derived from spaceborne elevation data. *Eos*, 89(10), 93-94. DOI: 10.1029/2008EO100001
- Ley, R., Hellebrand, H., Casper, M. C., & Fenicia, F. (2016). Comparing classical performance measures with signature indices derived from flow duration curves to assess model structures as tools for catchment classification. *Hydrology Research*, 47, 1-14.
- Londoño, R. D., Ortiz, C., Carvajal, L. F., & Mesa, O. J. (2010). *Un modelo de balance hídrico a escalas mensual y diaria en cuencas colombianas*. XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Recuperado de <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/8023>
- Mendoza, P. A., Clark, M. P., Mizukami, N., Newman, A. J., Barlage, M., Gutmann, E. D., Rasmussen, R. M., Rajagopalan, B., Brekke, L. D., & Arnold, J. R. (2015). Effects of hydrologic model choice and calibration on the portrayal of climate change impacts. *Journal of Hydrometeorology*, 16, 762-780. Recuperado de <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:59451691>
- Mohamoud, Y. (2008) Prediction of daily flow duration curves and streamflow for ungauged catchments using regional flow duration curves. *Hydrological Sciences Journal*, 53(4), 706-724. DOI: 10.1623/hysj.53.4.706

- Ridolfi, E., Kumar, H., & Bárdossy, A. (2020). A methodology to estimate flow duration curves at partially ungauged basins. *Hydrology and Earth System Sciences*, 24(4), 2043-2060. DOI: 10.5194/hess-24-2043-2020
- Rodríguez, C. D. (2021). Evaluación del desempeño del modelo DWB para estimar curvas de duración de caudales en la cuenca del río Sogamoso. Tesis de pregrado. Universidad Nacional de Colombia. Bogotá, Colombia.
- Rodríguez, E., Werner, M., Sánchez, I., Ramírez, W., Zamora, D., Duque, N., & Arboleda, P. (2016). *El proyecto Earth2Observe y su caso de estudio en la Macrocuenca Magdalena-Cauca, Colombia*. XXVII Congreso Latinoamericano de Hidráulica. Lima, Perú.
- Rodríguez, E., Sánchez, I., Duque, N., Arboleda, P., Vega, C., Zamora, D., López, P., Kaune, A., Werner, M., García, C., & Burke, S. (2020). Combined use of local and global hydro meteorological data with hydrological models for water resources management in the Magdalena-Cauca Macro Basin, Colombia. *Water Resources Management*, 34(7), 2179-2199. DOI: 10.1007/s11269-019-02236-5
- Salazar-Oliveros, J. (2017). *Una metodología para la estimación de curvas de duración de caudales (cdc) en cuencas no instrumentadas. Caso de aplicación para Colombia en los departamentos de Santander y norte de Santander*. Recuperado de <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/59160>

- Smakhtin, V. Y., Hughes, D. A., & Creuse-Naudine, E. (1997). Regionalization of daily flow characteristics in part of de Eastern Cape, South Africa. *Hydrological Sciences Journal*, 42(6). DOI: 10.1080/02626669709492088
- Sorooshian, S., Hsu, K., Gao, X., Gupta, H. V., Imam, B., & Braithwaite, D. (2000). Evaluation of PERSIANN system satellite-based estimates of tropical rainfall. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 81(9), 2035-2046. DOI: 10.1175/1520-0477(2000)081%3C2035:EOPSSE%3E2.3.CO;2
- Tekleab, S., Uhlenbrook, S., Mohamed, Y., Savenije, H. H. G., Temesgen, M., & Wenninger, J. (2011). Water balance modeling of Upper Blue Nile catchments using a top-down approach. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(7), 2179-2193. DOI: 10.5194/hess-15-2179-2011
- Teutschbein, C., Grabs, T., Karlsen, R. H., Laudon, H., & Bishop, K. (2015). Hydrological response to changing climate conditions: Spatial streamflow variability in the boreal region. *Water Resources Research*, 51(12), 9425-9446. DOI: 10.1002/2015WR017337
- Tolson, B. A., & Shoemaker, C. A. (2007). Dynamically dimensioned search algorithm for computationally efficient watershed model calibration. *Water Resources Research*, 43(1), 1-16. DOI: 10.1029/2005WR004723
- Wang, Q. J., Pagano, T. C., Zhou, S. L., Hapuarachchi, H. A. P., Zhang, L., & Robertson, D. E. (2011). Monthly versus daily water balance models in simulating monthly runoff. *Journal of Hydrology*, 404(3-4), 166-175. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2011.04.027

- Westerberg, I. K., Guerrero, J.-L., Younger, P. M., Beven, K. J., Seibert, J., Halldin, S., Freer, J. E., & Xu, C.-Y. (2011). Calibration of hydrological models using flow-duration curves. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15, 2205-2227. DOI: 10.5194/hess-15-2205-2011
- Zambrano-Bigiarini, M., Baez-Villanueva, O. M., & Giraldo-Osorio, J. (2020). *RFmerge: Merging of satellite datasets with ground observations using random forests. R package version 0.1-10*. Recuperado de <https://cran.r-project.org/package=RFmerge>
- Zhang, L., Potter, N., Hickel, K., Zhang, Y., & Shao, Q. (2008). Water balance modeling over variable time scales based on the Budyko framework - Model development and testing. *Journal of Hydrology*, 360(1-4), 117-131. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2008.07.021

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-03-05

Artículos

**Validando productos de precipitación diaria estimados
por sensoramiento remoto con estaciones
pluviométricas en la cuenca Vilcanota, Perú**

**Validating daily precipitation products estimated by
remote sensing with rainfall stations in the Vilcanota
basin, Peru**

Eber Risco¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6046-8332>

Waldo Lavado², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0051-0743>

Pedro Rau³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1004-6729>

Thomas Condom⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4408-8580>

¹Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú / Centro de Investigación y Tecnología del Agua (CITA), Universidad de Ingeniería y Tecnología (UTEC), Lima, Perú, eber.risco.sence@gmail.com

²Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú / Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú, Lima, Perú, wlavado@senamhi.gob.pe

³Centro de Investigación y Tecnología del Agua (CITA), Universidad de Ingeniería y Tecnología (UTEC), Lima, Perú, prau@utec.edu.pe

⁴Université Grenoble Alpes, CNRS, IRD, INRAE, Grenoble-INP, Institut des Géosciences de l'Environnement, Grenoble, France, of Environmental Geosciences de l'Université Grenoble Alpes, Grenoble, Francia, thomas.condom@ird.fr

Autor para correspondencia: Eber Risco, eber.risco.sence@gmail.com

Resumen

La precipitación representa uno de los elementos más importantes dentro del ciclo del agua para la representación de la oferta hídrica en cuencas hidrográficas. Debido a una inadecuada distribución de estaciones, seguridad, relieve, accesibilidad, etcétera, existe escasez de estos datos en cuencas andinas del Perú. Esto representa uno de los principales inconvenientes que afrontan los investigadores en ciencias de la tierra y ciencia del clima para la representación de manera espacial y temporal de la precipitación. En los últimos años, el avance de las tecnologías permite la estimación de las variables hidrológicas a partir de técnicas de sensoramiento remoto. Estos datos deben ser evaluados con observaciones meteorológicas. En esta investigación se evaluaron 11 productos de precipitación estimada por sensoramiento remoto (PPEDsr) que estiman la precipitación. La evaluación de los PPEDsr se realizó para el periodo 1981-2018 a paso de tiempo: diario, de diez días y mensual. Se utilizaron los estadísticos descriptivos: error medio (ME), correlación de Pearson (R), raíz del error medio cuadrático (RMSE), error absoluto medio (MAE) y BIAS relativo (BIAS). Además, de los estadísticos categóricos: probabilidad de detección (POD), tasa de falsas alarmas

(FAR), índice de éxito crítico (CSI). Los productos MSWEP, CHIRPS, TRMM-3B42 y PERSIANN-CDR resultaron ser más eficientes para representar la variabilidad espacial de las precipitaciones diarias y acumuladas en la cuenca del Vilcanota. Los datos de sensoramiento remoto mostraron ser útiles para representar la variabilidad espacio-temporal de la precipitación la cuenca Vilcanota, los resultados sugieren que los datos de sensoramiento remoto podrían ser utilizados para simular el balance hidrológico en cuencas hidrográficas de montaña andinas con escasa información in-situ.

Palabras clave: variabilidad espacio-temporal, MSWEP, CHIRPS.

Abstract

Precipitation represents one of the most important elements within the water cycle for assessing water supply in hydrographic basins. Due to inadequate station distribution, security, terrain, accessibility, etc., there is a scarcity of this data in the Andean basins of Peru. This represents one of the main challenges faced by earth scientists and climatologists in spatially and temporally representing precipitation. In recent years, technological advancements have enabled the estimation of hydrological variables through remote sensing techniques. These data need to be evaluated alongside meteorological observations. This research assessed 11 products of remotely sensed estimated precipitation (RSEP) that estimate precipitation. The evaluation of RSEP was conducted for the period 1981-2018 at daily, ten-day, and monthly time steps. Descriptive statistics were used: mean error (ME), Pearson correlation (R), root mean square error (RMSE), mean absolute error (MAE), and relative bias

(BIAS). Additionally, categorical statistics were employed: Probability of Detection (POD), False Alarm Rate (FAR), Critical Success Index (CSI). The products MSWEP, CHIRPS, TRMM-3B42, PERSIANN-CDR were found to be more efficient in representing the spatial variability of daily and accumulated precipitation in the Vilcanota basin. Remote sensing data proved useful in representing the spatiotemporal variability of precipitation in the Vilcanota basin; the results suggest that remote sensing data could be used to simulate the hydrological functioning of Andean mountainous catchments with limited in-situ information.

Keywords: Spatio-temporal variability, MSWEP, CHIRPS.

Recibido: 04/09/2023

Aceptado: 14/03/2024

Publicado *online*: 27/03/2024

Introducción

La precipitación es uno de los elementos esenciales dentro del ciclo hidrológico (Abdallah & Rosenberg, 2019; Chen, Xu, Wang, & Shen, 2019; Zhang *et al.*, 2019a). Sin embargo, uno de los principales inconvenientes que afrontan los investigadores en ciencias de la tierra es la caracterización de la variabilidad espacial y temporal de las precipitaciones (Kim, Lee, Kim, & Kang, 2019; Marzen, Iserloh, De Lima, Fister, & Ries, 2017). Usualmente, los datos de precipitación se obtiene a partir de mediciones en estaciones pluviométricas (Lakshmi, 2004), esto hace que la representación sea compleja en zonas andinas, ya que la

instalación de estaciones y su gestión es costosa, y se presentan inconvenientes de accesibilidad para la instalación en lugares remotos, que genera una escasez de información tanto espacial como temporal. La escasez de datos ocasiona enormes problemas en la obtención de series continuas de datos de precipitación, e impacta en los análisis hidrológicos y de calidad de agua, los cuales son fundamentales para la gestión de los recursos hídricos en cuencas hidrográficas (Bisselink, Zambrano-Bigiarini, Burek, & De Roo, 2016; Valverde-Ramírez, De-Campos-Velho, & Ferreira, 2005).

En los últimos años, el avance de las tecnologías permite la estimación de la precipitación mediante técnicas de sensoramiento remoto (Lakshmi, 2004; Tang, Tian, Yan, & Habib, 2015). Varios productos de precipitación estimada a partir de datos de sensoramiento remoto (PPEDsr) están disponibles en las últimas décadas y permiten monitorear la precipitación a escala global. Sin embargo, los PPEDsr son mediciones indirectas a partir de constelaciones de satélites y/o sensores (microondas pasivas e infrarrojas) a bordo de satélites geosíncronicos, y están sujetos a ciertas limitaciones, que ocasionan la captura correcta de eventos de precipitaciones leves y de corto plazo (Gebregiorgis & Hossain, 2013), que pueden introducir errores en las estimaciones de las precipitación en regiones áridas y/o durante las estaciones secas (Satgé *et al.*, 2017).

A partir de la aparición de los PPEDsr se han realizado diversos estudios para evaluar la eficiencia de estos productos sobre diferentes regiones. La manera más usual es mediante la comparación y validación con estaciones pluviométricas (Paredes-Trejo, Barbosa, & Lakshmi-Kumar, 2017; Mahmoud, Hamouda, & Mohamed, 2019; Lekula,

Lubczynski, Shemang, & Verhoef, 2018; Sultana & Nasrollahi 2018; Tan & Santo 2018) y validación de valores extremos (Fang *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2019b) en áreas con topografías complejas, como las zonas de montaña (Wang, Ding, Zhao, & Wang, 2019; Iqbal & Athar 2018), usando modelos hidrológicos (Satgé, Ruelland, Bonnet, Molina, & Pillco, 2019; Jiang & Bauer-Gottwein, 2019; Zhu *et al.*, 2018) con resultados adecuados, por lo cual se emplean para diversas aplicaciones en el área de los recursos hídricos.

Los PPEDsr se utilizan en estudios de disponibilidad hídrica, modelamiento hidrológico con escasa información (Li, Christakos, Ding, & Wu, 2018; Sun, Yuan, & Yang, 2018) y monitoreo de sequía (Zhong *et al.*, 2019), entre otras aplicaciones. La validación de estos PPEDsr es esencial para darle un sustento crítico y analítico a los datos, para un posterior uso en la evaluación del recurso hídrico, más aún en cuencas con escasos datos medidos.

En tal sentido, el objetivo de este estudio es validar los datos de PPEDsr con estaciones pluviométrica para el periodo 2001-2018 a paso de tiempo diario, diez días y mensual en la cuenca Vilcanota, Perú.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio está representada por la cuenca de Vilcanota, situada entre las latitudes 12.9° y 14.6° sur y longitudes 70.7° y 72.8° oeste (Figura 1). Políticamente se ubica en la región de Cusco, dentro del territorio del Perú. Comprende las provincias de Acomayo, Anta, Calca,

Canas, Canchis, Cusco, Espinar, La Convención, Paruro, Paucartambo, Quispicanchi y Urubamba. La cuenca presenta una variación altitudinal desde los 6 300 msnm en su punto más alto (región andina) hasta los 1 180 msnm en su punto más bajo (región amazónica).

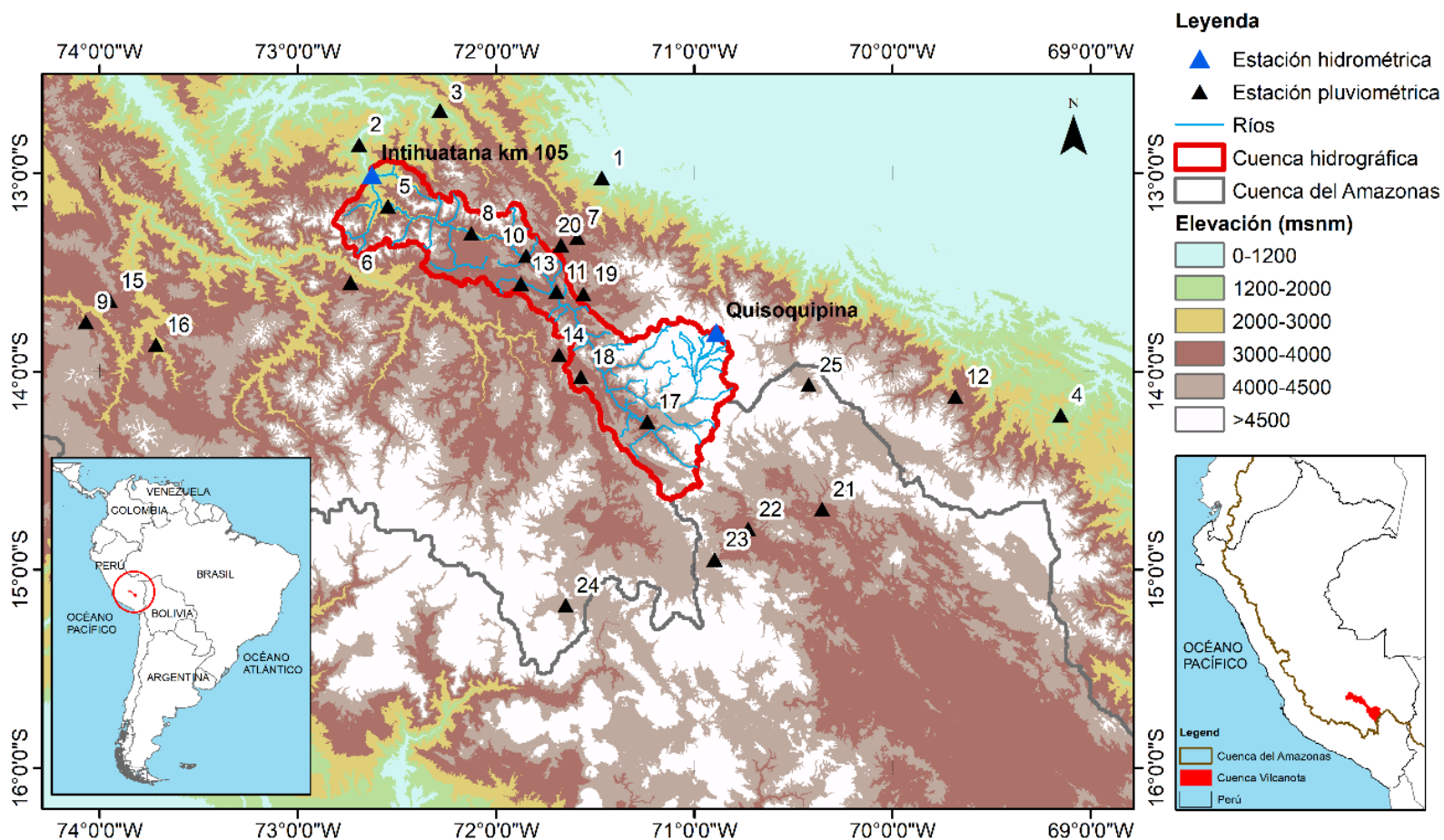


Figura 1. Ubicación del área de estudio, estaciones pluviométricas (SENAMHI) y mapa de elevación de la SRTM-NASA de 30 m (Farr *et al.*, 2007).

Presenta una extensión aproximada de 11 047.85 km² desde el punto más alto de la cuenca hasta la estación Intihuatana km 105. De acuerdo con el mapa de ecosistemas elaborado por el Ministerio de Ambiente (MINAM), en la cuenca predominan ecosistemas de pajonal de puna húmeda (50.6 %), matorral andino (12.74 %), bosque altimontano de Yunga (5.24 %), áreas agrícolas (11.73 %), con área de glaciar (1.8 %) y zona periglaciaria (10.56 %); la cuenca se completa con ecosistemas de humedales, bofedal, bosque relicto altoandino, bosque relicto mesoandino, bosque montano de yunga, bosque basimontano de yunga y área urbana.

La cuenca del río Vilcanota hasta la estación hidrométrica Intihuatana km 105 se muestra en la Figura 1, así como la ubicación espacial de las estaciones pluviométricas, las cuales están codificadas del 1 al 24 (de menor a mayor altitud).

Estaciones pluviométricas

Para la validación de los PPEDsr en la cuenca del Vilcanota se seleccionaron 24 estaciones del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología SENAMHI del Perú, ubicadas espacialmente dentro de la cuenca o cercana a ella (Figura 1). Las estaciones fueron codificadas del 1 al 24, siendo el ID igual a 1, la estación con menor altitud (982 msnm); mientras ID igual a 24, la estación con mayor altitud (4331 msnm). Se recopilaron los datos diarios para el periodo de 1981-2018.

La disponibilidad temporal de los datos de precipitación diaria de las 24 estaciones utilizadas se muestra en la Figura 2. Se aprecia que a partir del año 2000 hacia adelante la disponibilidad de datos observados

aumenta. Esto se debe a una mejor gestión y preocupación del estado peruano por la recopilación de los datos observados. Los PPEDsr en su mayoría, a excepción de ERA 5, MSWEP y TRMM, están disponibles a partir del 2000 hacia adelante.

Datos de precipitación diaria para las estaciones y productos de sensoramiento remoto (1981-2018)



Figura 2. Disponibilidad de datos diarios en las 24 estaciones pluviométricas y en los PPEDsr (ERA5, MSWEP, CMORPH-BLD, CMORPH-CRT, GSMaP-RC, GSMaP-R, TRMM-3B42, PERSIANN-CDR, PERSIANN, CHIRPS, CHIRP). Gris oscuro: presencia de dato; gris claro: ausencia de dato.

Los detalles de cada estación pluviométrica utilizada se muestran en la Tabla 1 con la columna Id (identificador), nombre asignado por SENAMHI, longitud, latitud, elevación en msnm obtenido del modelo digital de elevaciones SRTM de 30 m. La columna de % de nulos representa el porcentaje de valores faltantes para el periodo 2001-2018 en cada estación.

Tabla 1. Ubicación de estaciones pluviométricas (SENAMHI febrero 2020).

ID	Estación	Longitud	Latitud	Altitud (msnm)	Lagunas (%)
1	Chontachaca	-71.467780	-13.023889	982	20.57
2	Quillabamba	-72.691940	-12.856111	990	9.19
3	Quebrada Yanatile	-72.283610	-12.683611	1 050	11.39
4	Tambopata	-69.152220	-14.220000	1 264	28.49
5	Machu Picchu	-72.545830	-13.166944	2 459	4.67
6	Curahuasi	-72.735000	-13.552500	2 737	9.31
7	Paucartambo	-71.590560	-13.324444	2 924	4.67
8	Urubamba	-72.125240	-13.303589	3 071	5.13
9	Huancapi	-74.070500	-13.750400	3 120	0.73
10	Pisac	-71.849720	-13.416111	3 147	4.55
11	Cay Cay	-71.695480	-13.597756	3 150	7.03
12	Limbani	-69.684170	-14.126944	3 183	9.57
13	Granja Kcayra	-71.875280	-13.556944	3 219	5.58
14	Acomayo	-71.683610	-13.916944	3 227	5.96
15	Vilcashuaman	-73.948890	-13.643611	3 394	1.19
16	Chilcayoc	-73.716940	-13.866944	3 441	9.81
17	Sicuani	-71.237220	-14.253611	3 574	4.38
18	Pomacanchi	-71.572780	-14.028056	3 686	9.17
19	Ccatcca	-71.560280	-13.610000	3 693	6.46
20	Colquepata	-71.673330	-13.363333	3 699	10.09
21	Progreso	-70.355560	-14.694722	3 905	0.99
22	Chuquibambilla	-70.728330	-14.796389	3 910	2.34
23	Llally	-70.898060	-14.948889	4 111	1
24	La Angostura	-71.649440	-15.179722	4 256	12.41

Productos de sensoramiento remoto

Se seleccionaron 11 PPEDsr que se presentan en la Tabla 2. Utilizamos los productos de precipitación obtenido por Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM), lanzado en 1997 por National Aeronautics and Space Administration (NASA) y Aerospace Exploration Agency (JAXA) (Simpson, Kummerow, Tao, & Adler, 1996), luego del centro de predicción del clima MORPHing (CMORPH) (Joyce, Janowiak, Arkin, & Xie, 2004); la precipitación estimada usando datos de sensoramiento remoto usando redes neuronales artificiales (PERSIANN) (Sorooshian *et al.*, 2000); la precipitación de la Global Satellite Mapping Precipitation (GSMAP); el producto Multi-Source Weighted-Ensemble Precipitation (MSWEP) (Beck *et al.*, 2017), y Climate Hazards Group InfraRed Precipitation (CHIRP) with Station data (CHIRPS) (Funk *et al.*, 2015).

Tabla 2. Principales características de los 11 PPEDsr. Adaptado de Satgé *et al.* (2019).

PPEDsr	Acrónimo	Periodo	Resolución temporal	Resolución espacial	Fuente
Climate Hazard Group InfraRed Precipitation v.2	CHIRP v.2	1981-presente	diario	0.05°	S, R
Climate Hazard Group InfraRed Precipitation with Station v.2	CHIRPS v.2	1981-presente	diario	0.05°	S, R, E
CPC MORPHing technique bias corrected v.1	CMORPH-CRT v.1	1998-presente	3 h	0.25°	S, E
CPC MORPHing technique blended v.1	CMORPH-BLD v.1	2000-presente	3 h	0.25°	S, E
Global Satellite Mapping of Precipitation Reanalyse v.6	GSMaP v.6-RE	2000-presente	1 h	0.1°	S, R
Global Satellite Mapping of Precipitation Reanalyse Gauges v.6	GSMaP v.6-RECO	2000-presente	1 h	0.1°	S, R, E
Precipitation Estimation from Remotely Sensed Information using Artificial Neural Networks	PERSIANN	2000-presente	6 h	0.25°	S
PERSIANN-Climate Data Record	PERSIANN-CDR	1983-2016	6 h	0.25°	S, E
TRMM 3B42: 3-Hourly Precipitation Estimates	TRMM3B42	1998-presente	3 h	0.25°	S, E
Multi-Source Weighted-Ensemble Precipitation	MSWEP	1979-presente	3 h	0.10°	S, R, E
ERA5 Daily Aggregates - Latest Climate Reanalysis Produced by ECMWF / Copernicus Climate Change Service	ERA 5	1979-presente	Diario	0.25°	R

S = satélite (teledetección)

R = reanálisis

E = estaciones terrestres para la corrección

Los 11 PPEDsr presentan resoluciones espaciales que van de 0.25° (25 km en el Ecuador) a 0.05° (5 km en el Ecuador). Todos los PPEDsr utilizan una combinación de datos satelitales (S) recopilando información de radiómetros pasivos de microondas y datos infrarrojos (IR), excepto el producto ERA5, que se trata de reanálisis atmosférico de la European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF) de quinta generación del clima global. Los PPEDsr utilizados difieren en cuanto a la combinación de sensores satelitales y algoritmos, y si los productos incluyen o no reanálisis (R) y/o una corrección con estaciones terrestres (E) en su procesamiento.

La Tabla 2 muestra una descripción general de los 11 PPEDsr utilizados.

Metodología

El marco de este estudio implica tres pasos principales (Figura 3): a) validación de los 11 PPEDsr en relación con la ubicación de 24 estaciones pluviométricas mediante estadísticas descriptivas; b) validación de los 11 PPEDsr en la ubicación de 24 estaciones pluviométricas mediante estadísticas categóricas, y c) clasificación de los PPEDsr con base en los estadísticos descriptivos y categóricos obtenidos.

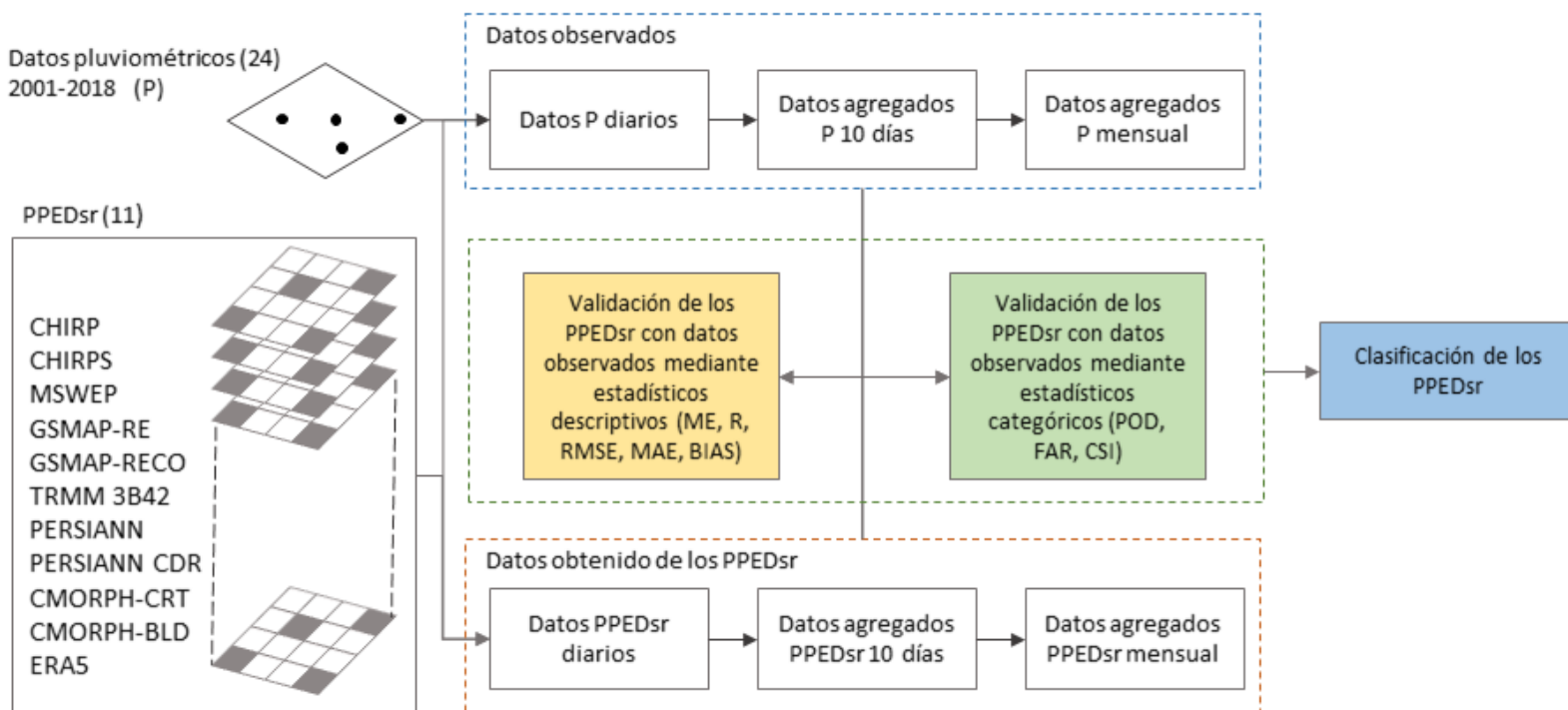


Figura 3. Diagrama de flujo para la validación de los PPEDsr con datos observados en 24 estaciones pluviométricas usando estadísticos descriptivos y categóricos.

Estadísticos descriptivos

Para evaluar y clasificar los PPEDsr en relación con los datos observados en las 24 estaciones pluviométricas se seleccionaron cinco índices estadísticos de acuerdo con lo siguiente (Lekula *et al.*, 2018; Satgé *et al.*, 2016; Satgé *et al.*, 2019; Sultana & Nasrollahi, 2018; Tan & Santo, 2018; Zhang *et al.*, 2019a; Mahmoud *et al.*, 2019): a) error medio (ME), magnitud promediada de las diferencias entre los PPEDsr y los datos observados en las estaciones pluviométricas; b) coeficiente de correlación de Pearson (R), medida de asociación lineal entre los datos PPESr y sus

pares observados en las estaciones pluviométricas; c) raíz del error cuadrático medio (RMSE) entre los PPEDsr y los datos observados en las estaciones pluviométricas; d) error absoluto medio (MAE), magnitud promediada de las diferencias del error absoluto entre los PPEDsr y los datos observados en las estaciones pluviométricas; y f) BIAS relativo (BIAS) magnitud que mide el sesgo entre los PPEDsr y las estaciones pluviométricas, expresada en porcentaje. Los cálculos de todas estas métricas utilizadas se muestran en la Tabla 3. Cada estación está comparada con el píxel correspondiente en cada PPEDsr; S_i representa el valor del PPEDsr; O_i , el valor la estación pluviométrica, y n es la cantidad de datos.

Tabla 3. Estadísticas descriptivas para datos continuos utilizadas para comparar los PPEDsr y los datos de las estaciones pluviométricas.

Fuente: adaptado de Jiang y Bauer-Gottwein (2019).

Nombre	Abreviatura	Fórmula	Valor óptimo
Error medio	ME	$\frac{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)}{n}$	0
Coeficiente de correlación	R	$\frac{(\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O}_i)(S_i - \bar{S}_i))^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O}_i)^2 \sum_{i=1}^n (S_i - \bar{S}_i)^2}$	1
Raíz del error cuadrático medio	RMSE	$\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}{n}}$	0
Error absoluto medio	MAE	$\frac{\sum_{i=1}^n S_i - O_i }{n}$	0
Bias relativo	BIAS	$\frac{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)}{\sum_{i=1}^n O_i} \times 100\%$	0

Estadísticos categóricos

Utilizamos las estadísticas categóricas para evaluar la capacidad de detección de lluvia de los PPEDsr en relación con los datos observados en las 24 estaciones pluviométricas. Seleccionamos tres índices estadísticos basados en lo siguiente (Jiang & Bauer-Gottwein 2019; Lekula *et al.*, 2018; Zhu *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2019; Zhang *et al.*, 2019b; Tan & Santo 2018): a) probabilidad de detección (POD), la fracción en el PPEDsr que estimó correctamente los eventos de lluvia medidos en el pluviómetro y va de 0 a 1 con un valor perfecto de 1; b) tasa de falsas alarmas (FAR), la fracción en que el PPEDsr ha detectado eventos de lluvia, pero no hay observación en el pluviómetro, varía de 0 a 1 con un valor perfecto de 0; c) índice de éxito crítico (CSI), una fracción, donde el PPEDsr ha estimado correctamente la precipitación, pero teniendo en cuenta las falsas alarmas en contraste con POD, va de 0 a 1 con un valor perfecto de 1.

Los detalles de las estadísticas categóricas utilizadas se muestran en la Tabla 4, donde A se denomina "éxito", el PPEDsr ha detectado la lluvia con éxito; C es "fracaso", el PPEDsr no pudo detectar la lluvia; B es "falsa alarma", el PPEDsr no pudo detectar un caso sin lluvia, y D es "negativo correcto", el PPEDsr detectó con éxito un caso sin lluvia (Kenabatho, Parida, & Moalafhi, 2017). La Tabla 5 de contingencia ilustra estos cuatro tipos de condiciones. Se utilizó un umbral de 0.5 mm/día que define un día lluvioso, lo cual es consistente con el umbral adoptado por Kenabatho *et al.* (2017).

Tabla 4. Estadísticas categóricas de verificación utilizadas para obtener información detallada sobre el rendimiento de los PPEDsr (Lekula *et al.*, 2018).

Nombre	Abreviatura	Fórmula	Valor óptimo
Probabilidad de detección	POD	$\frac{A}{A + C}$	1
Proporción de falsas alarmas	FAR	$\frac{B}{A + B}$	0
Índice de éxito crítico	CSI	$\frac{A}{A + B + C}$	1

Tabla 5. Tabla de contingencia para la comparación de ocurrencias de eventos de lluvia en las estaciones y PPEDsr (Lekula *et al.*, 2018).

	Frecuencia estación (N _o)	No lluvia en estación
Frecuencia PPEDsr (N _s)	A	B
No lluvia en PPEDsr	C	D

Resultados

Comportamiento de la precipitación en estaciones

Se obtuvieron los valores estimados de lluvia de cada uno de los PPEDsr a partir de las coordenadas de las estaciones pluviométricas; estos valores de los pixeles seleccionados fueron agregados a los datos diarios (de ser el caso), de diez días y mensuales. Además, calculamos por cada estación y cada producto satélite los valores promedio de precipitación para el periodo 2001-2016 (Figura 3). Los valores promedio de

precipitación con los datos de las estaciones pluviométricas (OBS) y de cuatro PPEDsr (CHIRPS, GSMAP-RECO, CMORPH-CRT, MSWEP) para cinco estaciones seleccionadas para cubrir un gran rango altitudinal y distribuidos a lo largo de la zona de estudio de la cuenca Vilcanota. Estos fueron comparados para evaluar el comportamiento estacional de las precipitaciones en el periodo de análisis.

Los PPEDsr muestran que representan de manera adecuada el comportamiento medio en cuanto al patrón estacional y la cantidad de lluvia. En la Figura 4 se muestran estaciones que representan bien las tasas pluviométricas (Chuquibambilla, Granja Kcayra, Sicuani) ubicadas por encima de los 3 000 msnm, en especial los productos GSMAP-RECO y CMORPH-CRT. En la estación Curahuasi se aprecia una mejor cuantificación de la precipitación por los productos GSMAP-RECO y CHIRPS, por lo cual los PPEDsr representan de manera adecuada el patrón promedio o climático. Sin embargo, en cuanto a las tasas de lluvia, varían de acuerdo con la altitud de la estación y muestran una sobreestimación en las de menor altitud; los productos GSMAP-RECO y CHIRPS tienen un mejor comportamiento tanto en el patrón climático como en la tasa de lluvia.

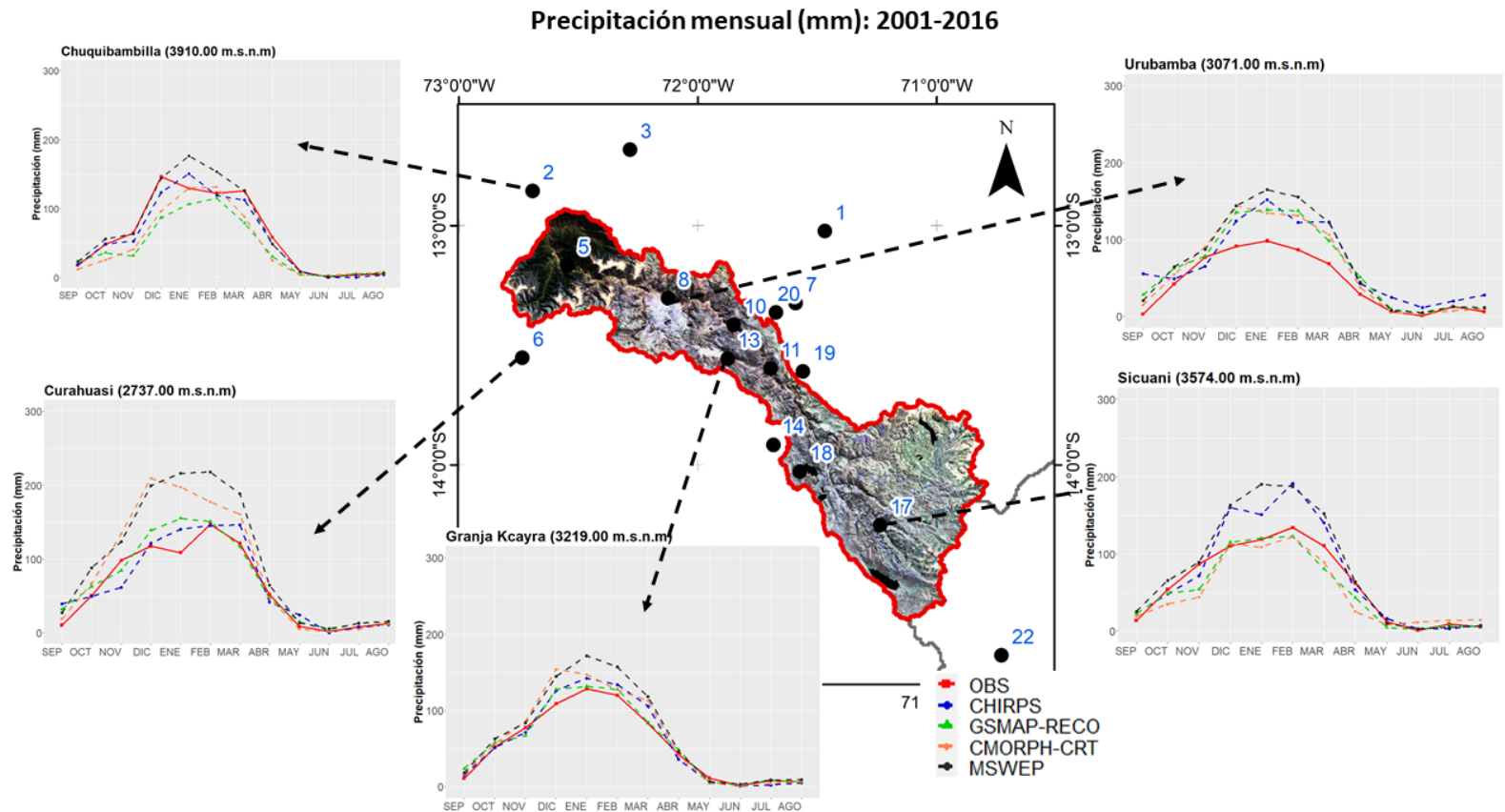


Figura 3. Comportamiento promedio de la precipitación en estaciones y PPEDsr (2001-2016).

Validación de los productos de los PPEDsr

Para validar si los PPEDsr estiman de manera adecuada la cantidad de lluvia se calcularon los estadísticos categóricos ME, R, RMSE, MAE, BIAS, a partir de la ubicación de cada estación y la celda correspondiente en cada PPEDsr.

La Figura 5 muestra el coeficiente de correlación (en rojo, baja correlación; en azul, alta correlación) entre los PPEDsr y las estaciones

pluviométricas para el área de estudio. Las estaciones están ordenadas de menor a mayor altitud (de arriba abajo). En a) se muestra para los datos acumulados diario; en b) se muestra para los datos acumulados a 10 días. Se aprecia claramente una mejora entre a) y b), lo cual indica que los PPEDsr se muestran mejor correlacionados conforme se acumulan los días de lluvia. Los productos CHIRPS y MSWEP son los que más incrementan su correlación al acumularse los días. En promedio, para los datos diarios se aprecia una correlación de 0.4 para la zona de estudio. Para los datos acumulados a diez días, la correlación aumenta a 0.6 en promedio.

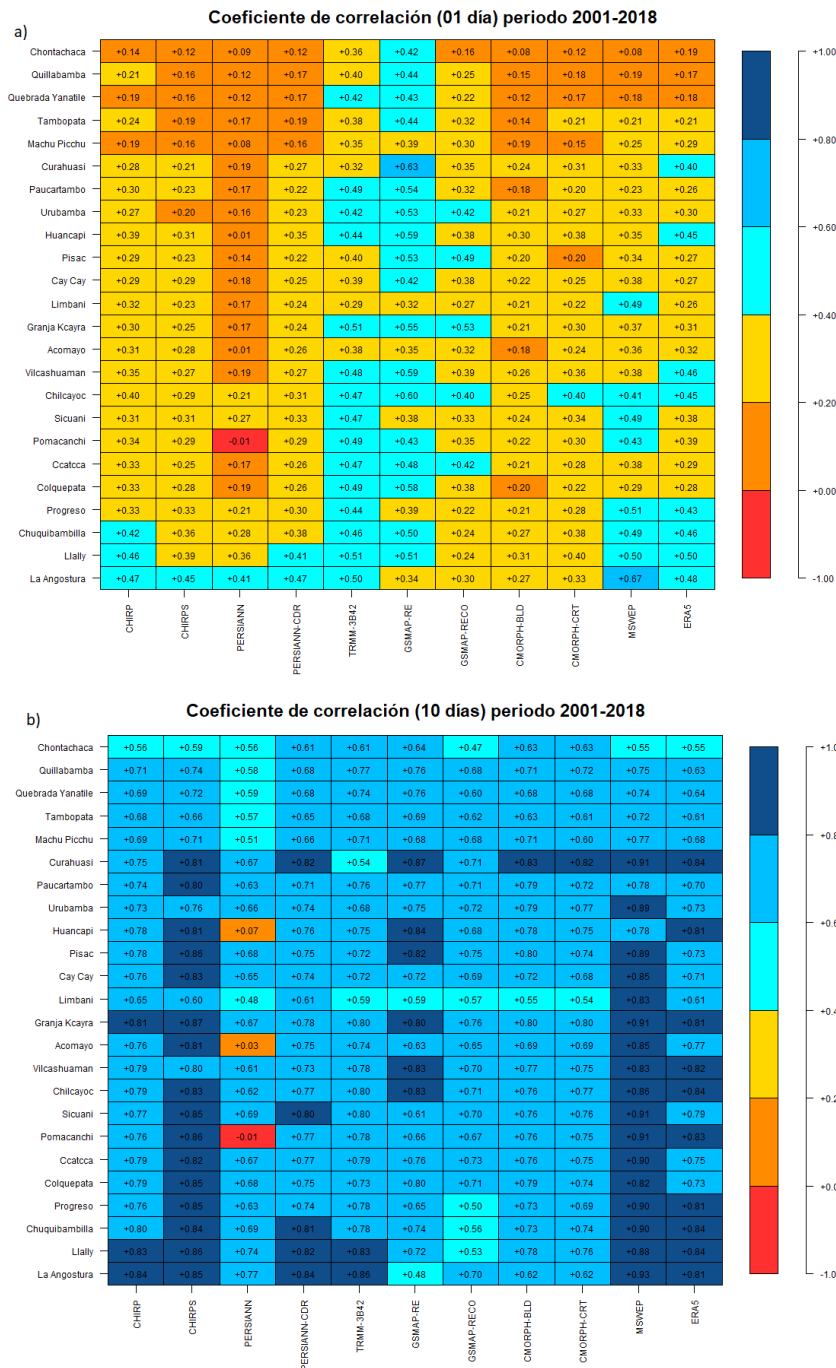


Figura 4. Correlación entre los PPEDsr y las estaciones pluviométricas:
a) para los datos acumulados a diarios; b) para los datos acumulados a 10 días.

El producto PERSIANN presenta baja correlación con las estaciones Huancapi, Acomayo y Pomacanchi. Los datos de dichas estaciones para el producto PERSIANN se removieron para el cálculo de los estadísticos referidos a errores de predicción; se muestran para los datos agregados a diez días.

La Figura 6 muestra el error medio obtenido entre los PPEDsr y las estaciones pluviométricas. En tonalidades celeste se aprecian los valores cercanos a cero (de -10 a 10) de ME; en naranja y rojo, los valores mayores y menores de ME, respectivamente. Los resultados muestran que los productos CHIRP, CHIRPS, TRMM-3B42, GSMAP-RE, GSMAP-RECO, CMORPH-BLD, CMORPH-CRT y MSWEP demuestran en general valores bajos de error de estimación de la lluvia. Los productos PERSIANN, PERSIANN-CDR y ERA5 son los que exponen los errores de estimación más dispares en relación con las estaciones. La estación Chontachaca exhibe valores distintos a la de los PPEDsr en general, pues es la que muestra los mayores errores medios para los PPEDsr.

Error medio (10 días) periodo 2001-2018

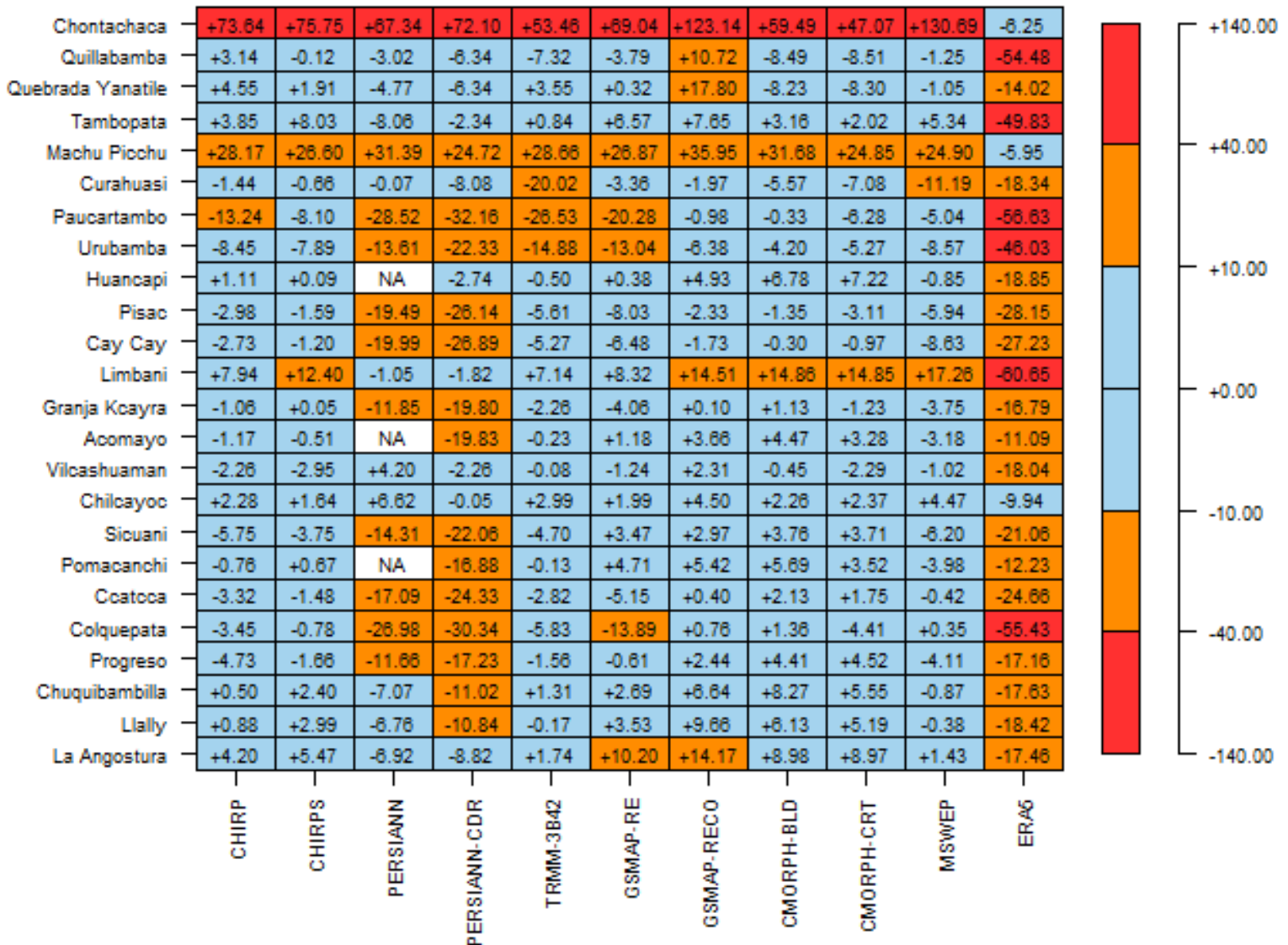


Figura 5. Error medio para los PPEDsr y estaciones pluviométricas.

La Figura 7 muestra la raíz del error medio cuadrático entre los PPEDsr y las estaciones pluviométricas. En tonalidades celeste se aprecian los valores cercanos a cero de RMSE; en amarillo, naranja y rojo, los

valores mayores. Los resultados indican que los productos CHIRP, CHIRPS, TRMM-3B42, GSMAP-RE, GSMAP-RECO, CMORPH-BLD, CMORPH-CRT y MSWEP presentan en general valores cercanos a cero. Los productos PERSIANN, PERSIANN-CDR y ERA5 son los que tienen los valores más altos de RMSE. La estación Chontachaca exhibe un comportamiento peculiar en relación con los datos obtenidos de los PPEDsr. Se aprecia que las estaciones ubicadas a menor altitud (las primeras en el eje Y) muestran los valores relativamente altos de RMSE en todos los productos.

Raíz del error medio cuadrático (10 días) periodo 2001-2018

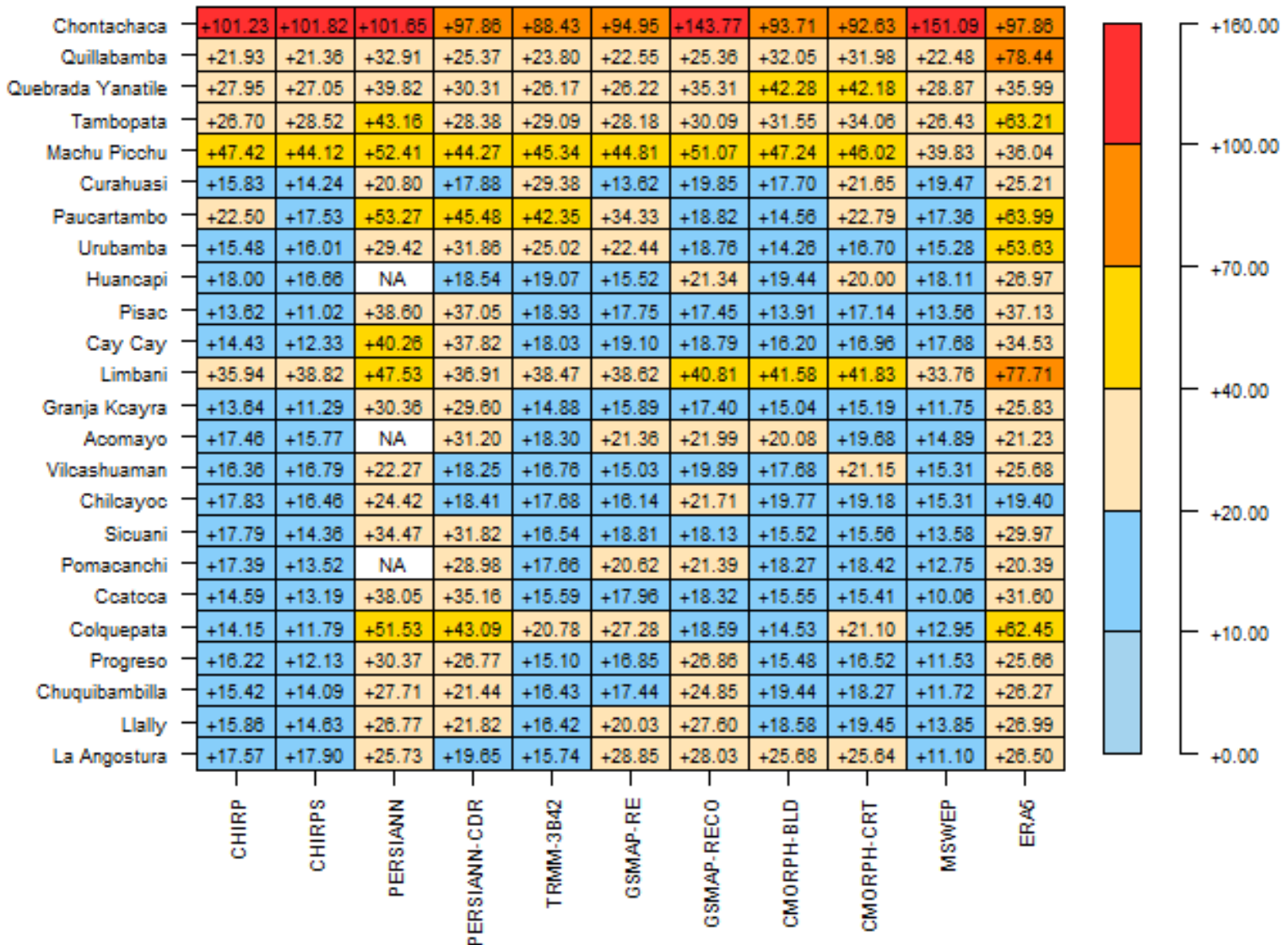


Figura 6. Raíz del error medio cuadrático para los PPEDsr y estaciones pluviométricas.

La Figura 8 muestra el error medio absoluto entre los PPEDsr y las estaciones pluviométricas. En tonalidades celeste se aprecian los valores

cercanos a cero de MAE; en amarillo, naranja y rojo, los valores mayores. Los resultados demuestran que los productos CHIRP, CHIRPS, TRMM-3B42, GSMAP-RE, GSMAP-RECO, CMORPH-BLD, CMORPH-CRT y MSWEP presentan en general valores cercanos a cero. Los productos PERSIANN, PERSIANN-CDR y ERA5 son los que tienen los valores más altos de RMSE. La estación Chontachaca denota un comportamiento particular en relación con los datos obtenidos de los PPEDsr.

Error absoluto medio (10 días) periodo 2001-2018

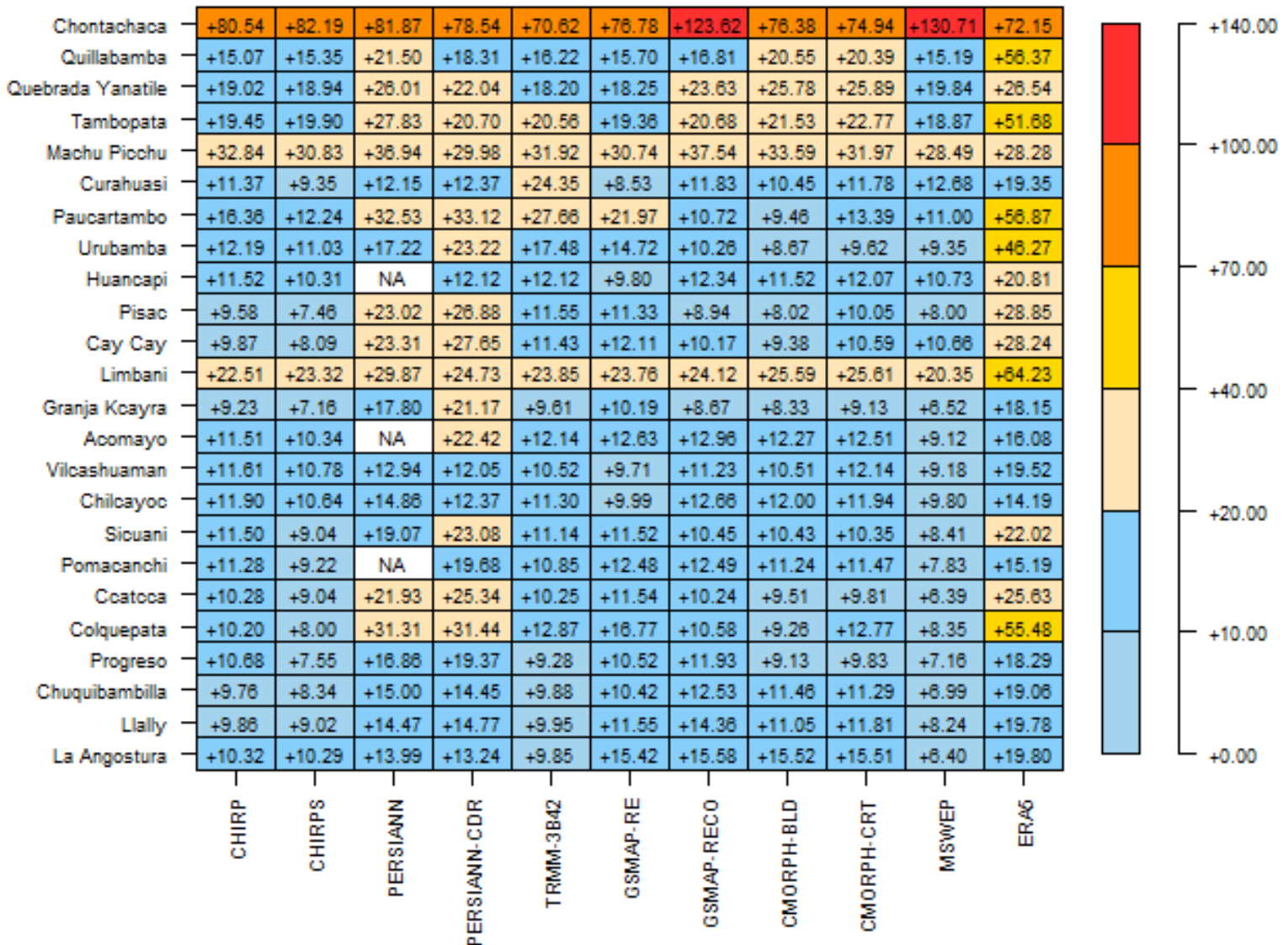


Figura 7. Error absoluto medio para los PPEDsr y estaciones pluviométricas.

La Figura 9 muestra la BIAS entre los PPEDsr y las estaciones pluviométricas. En tonalidades celeste se aprecian los valores cercanos a

cero de BIAS; en naranja y rojo, los valores con sobreestimación o subestimación de la lluvia, respectivamente. Los resultados muestran que los productos CHIRP, CHIRPS, TRMM-3B42 y MSWEP presentan en general valores cercanos a cero en la mayoría de las estaciones. Los productos GSMAP-RE, GSMAP-RECO, CMORPH-BLD y CMORPH-CRT indican valores de BIAS considerables sin ser los peores productos. Los productos PERSIANN, PERSIANN-CDR y ERA5 son los que presentan los valores dispersos de BIAS. La estación Chontachaca tiene un comportamiento peculiar en relación con los datos obtenidos de los PPEDsr.

BIAS (10 días) periodo 2001-2018

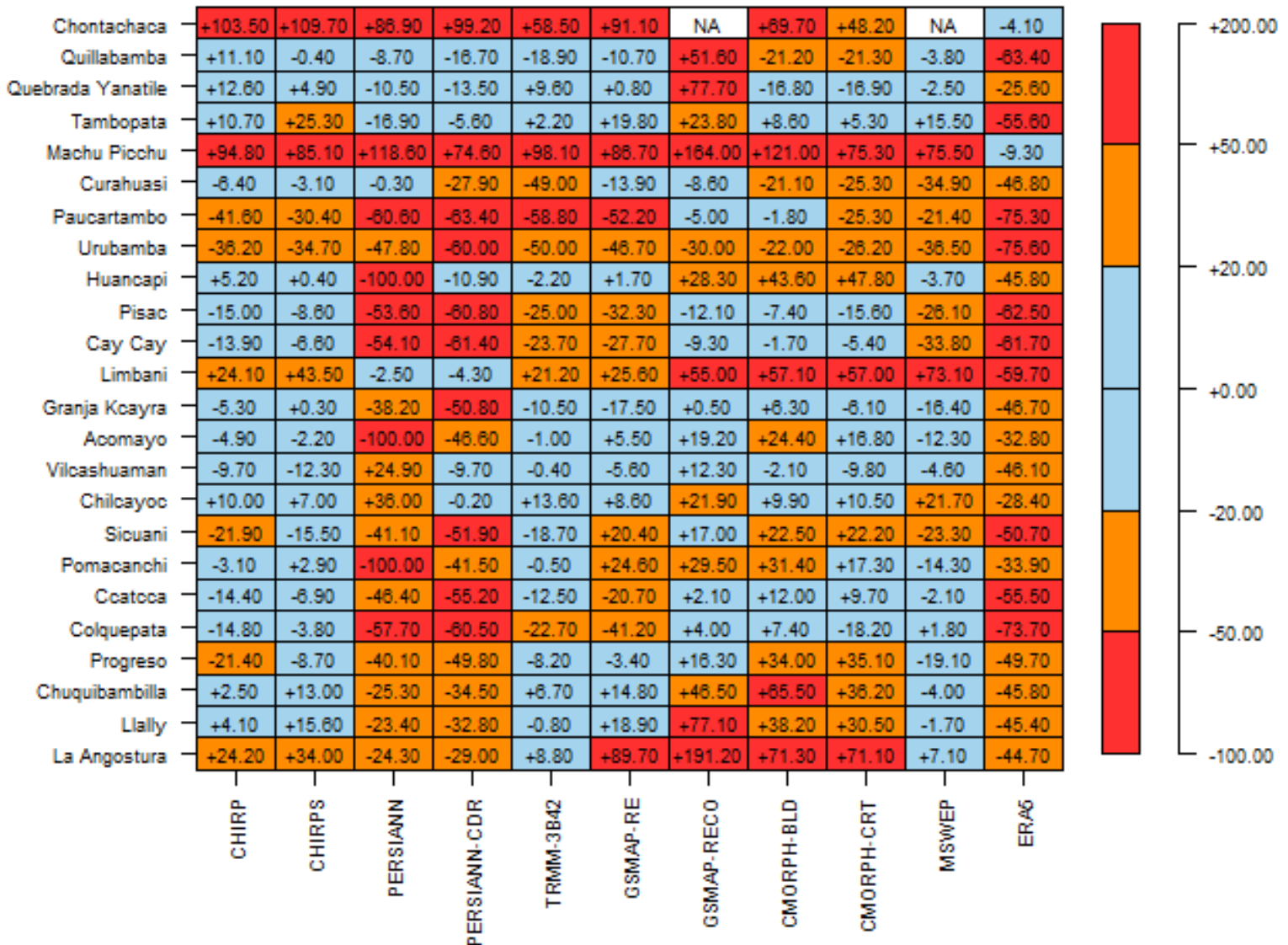


Figura 8. BIAS en porcentaje para los PPEDsr y estaciones pluviométricas.

De acuerdo con los resultados obtenidos, los productos CHIRPS y MSWEP son los que muestran mejor similitud con referencia a los datos

observados en las estaciones pluviométricas, seguido de los productos TRMM-3B42, CHIRP, GSMAP-RE, GSMAP-RECO, CMORPH-BLD, CMORPH-CRT y ERA5; mientras los productos que menor similitud presentan son PERSIANN y PERSIANN-CDR.

Para validar si los PPEDsr tienen una adecuada capacidad de detección de lluvia con base en los datos observados en las estaciones pluviométricas, se obtuvieron los estadísticos categóricos POD, FAR y CSI, obtenidos a partir de la ubicación de cada estación y la celda correspondiente en cada PPEDsr.

La Figura 10 muestra el puntaje de contingencia en términos de POD (en rojo, menos adecuados; en azul, más adecuados, para detección de lluvia) para los PPEDsr de acuerdo con la ubicación de las estaciones pluviométricas para el área de estudio; calculamos para los umbrales de 0 a 20 mm/día (Figura 12); se muestran para los umbrales 0, 2, 4, 8 mm/día (Figura 11). Todos los productos denotan tendencias decrecientes de POD a medida que aumenta el umbral. Los productos MSWEP, ERA5, PERSIANN-CDR, TRMM-3B42, CHIRP y CHIRPS se presentan mejor que los demás productos. La POD es en promedio 60 % para tasas de lluvia superiores a 2 mm/día, y disminuye gradualmente. Para los productos ERA5, CHIRP y CHIRPS, esta disminución con un umbral de 8 mm/día es fuerte hasta un 15 % en promedio; mientras que para los productos PERSIANN-CDR y TRMM-3B42, el descenso es menor hasta un 25 % en promedio. Los productos MSWEP y ERA5 son los que más consistentes se muestran, con una disminución gradual hasta el 40 % en promedio para las estaciones evaluadas. Todos los productos satelitales tienen un POD bajo (~ 0 %) cuando la intensidad de la lluvia es superior a 20 mm/día, a excepción del producto MSWEP (Figura 10), lo que indica que todos los

PPEDsr (con excepción de MSWEP) generalmente funcionan mal al detectar altas tasas de lluvia, es decir, no pueden resolver de forma adecuada los eventos de lluvia con índices de lluvia altos.

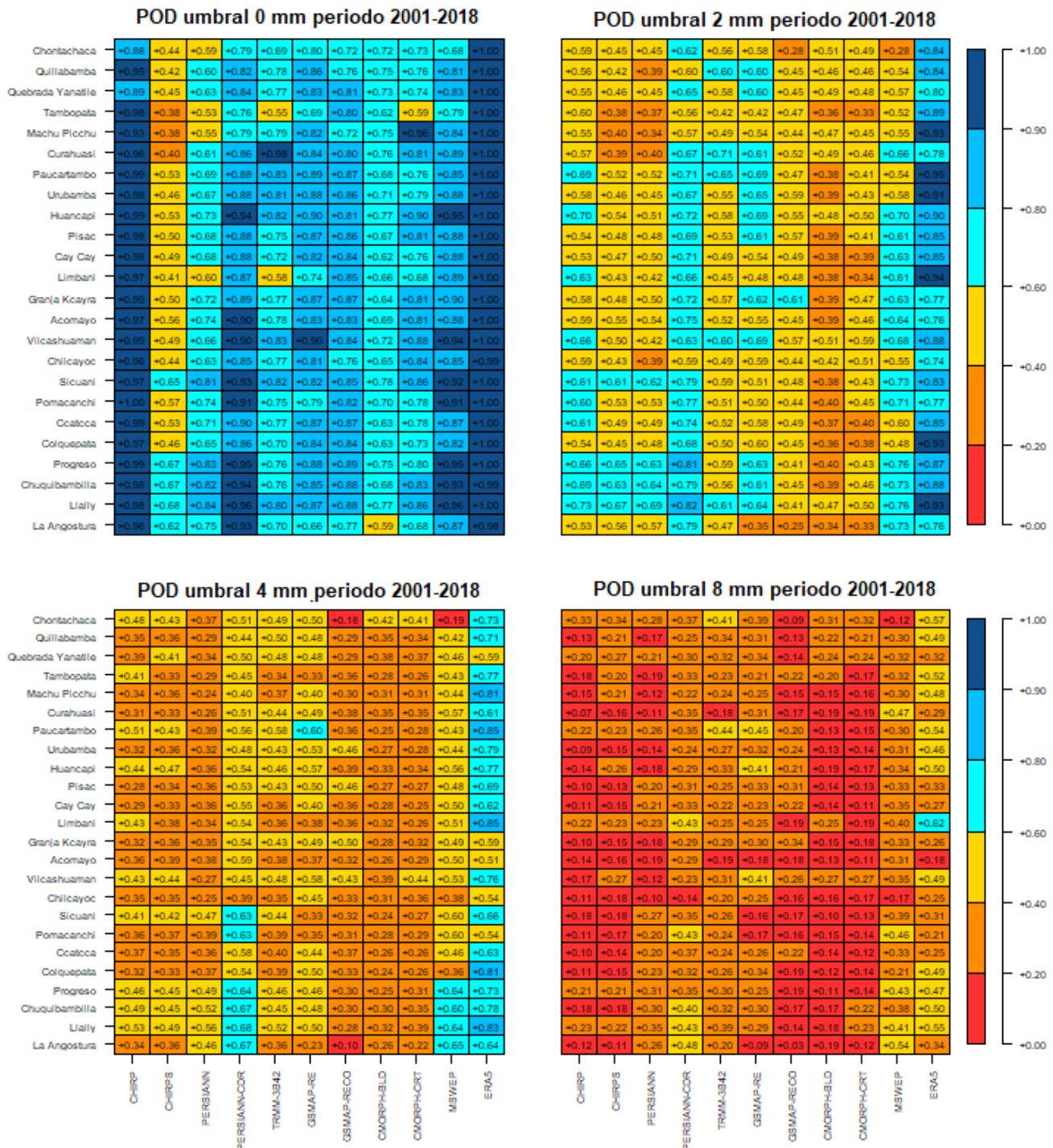


Figura 9. POD para los PPEDsr de acuerdo con la ubicación de las estaciones pluviométricas para diversos umbrales.

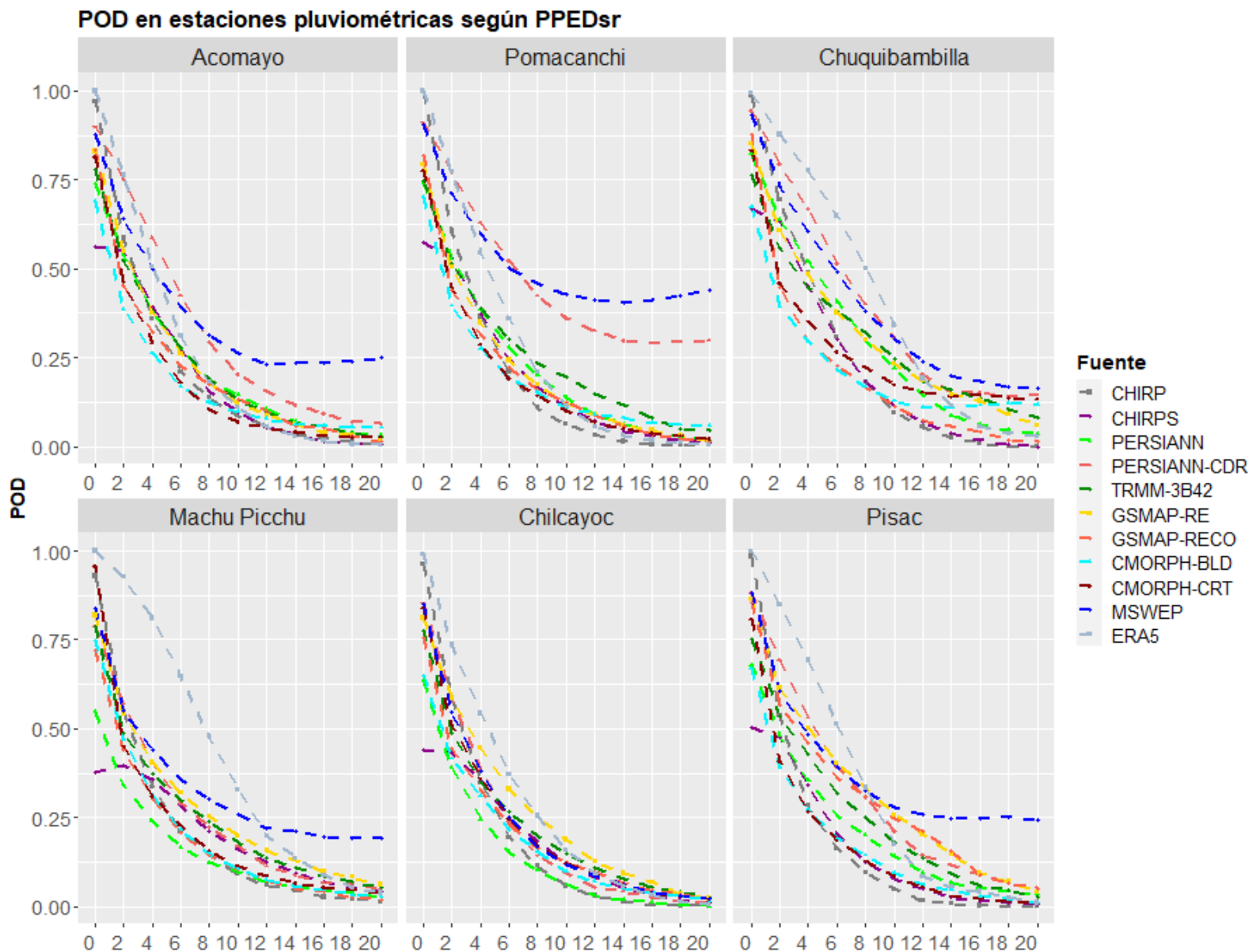


Figura 10. Puntajes de la POD. Los valores de umbrales van de 0 a 20 mm/día, con intervalos de 2 mm/día.

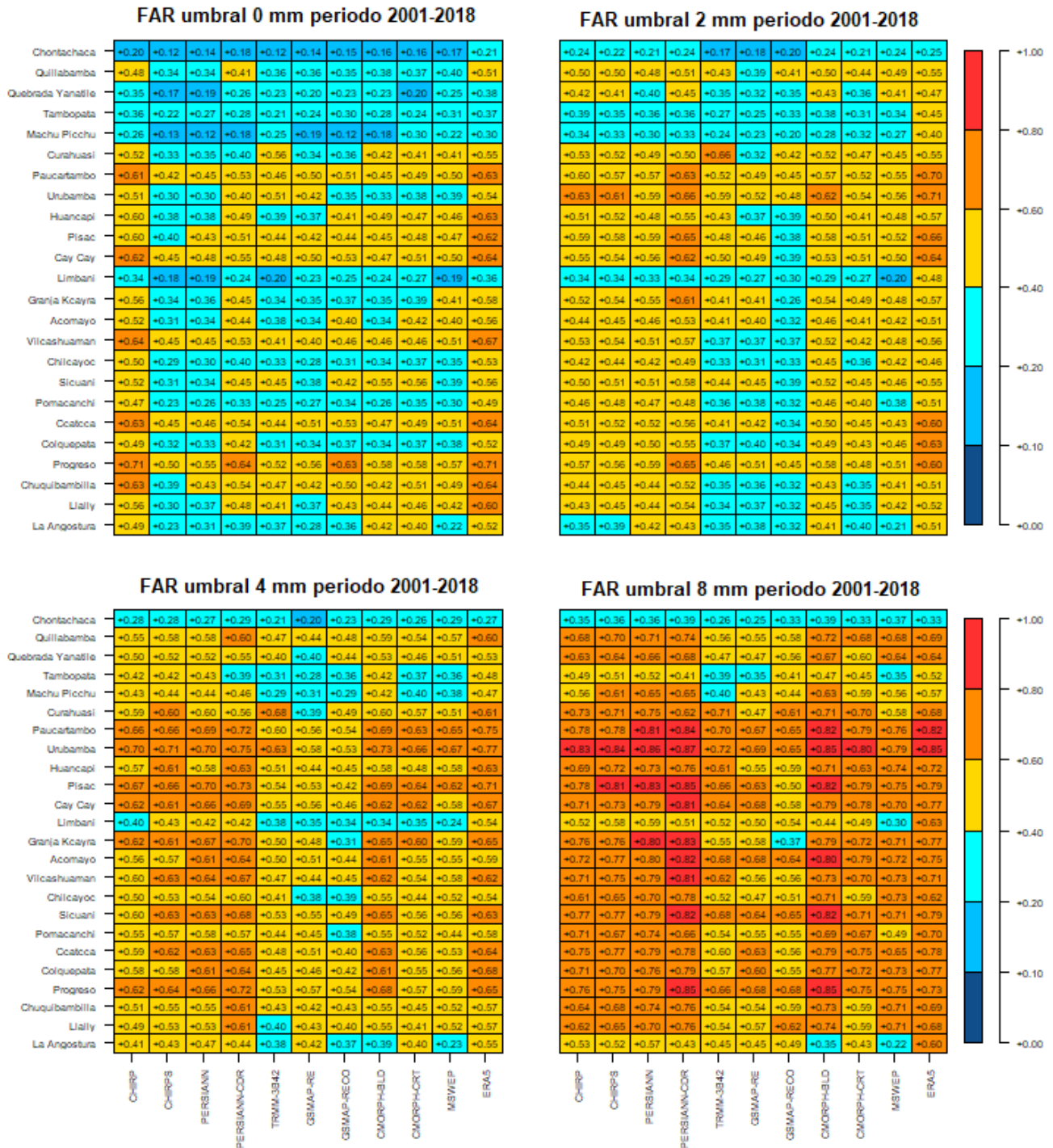


Figura 11. FAR para los PPEDsr de acuerdo con la ubicación de las estaciones pluviométricas para diversos umbrales.

La Figura 12 muestra el puntaje de contingencia en términos de FAR (en rojo, menos adecuados, cercanos a 1; en azul, más adecuados, cercanos a cero, es decir, menos falsas alarmas de lluvia) para los PPEDsr con base en la ubicación de las estaciones pluviométricas para el área de estudio; se calcularon para los umbrales de 0 a 20 mm/día (Figura 13); se muestran para los umbrales 0, 2, 4, 8 mm/día (Figura 12). Todos los productos muestran tendencias crecientes de FAR a medida que aumenta el umbral. Los productos TRMM-3B42, MSWEP, GSMAP-RE, PERSIANN-CDR y GSMAP-RECO se presentan mejor que los demás productos. La FAR es en promedio 50 % para tasas de lluvia superiores a 2 mm/día, y aumenta gradualmente. En los productos MSWEP, GSMAP-RE y PERSIANN-CDR este incremento se muestra menos creciente, y en algunas estaciones disminuye (Figura 13), por lo que son los productos más consistentes en términos de puntaje FAR. Los demás productos satelitales tienen un FAR alto (~ 100 %) cuando la intensidad de la lluvia es superior a 20 mm/día, lo que indica que estos PPEDsr (con excepción de los mencionados) generalmente funcionan mal al detectar altas tasas de lluvia, es decir, no pueden resolver de modo adecuado los eventos de lluvia con índices de lluvia altos.

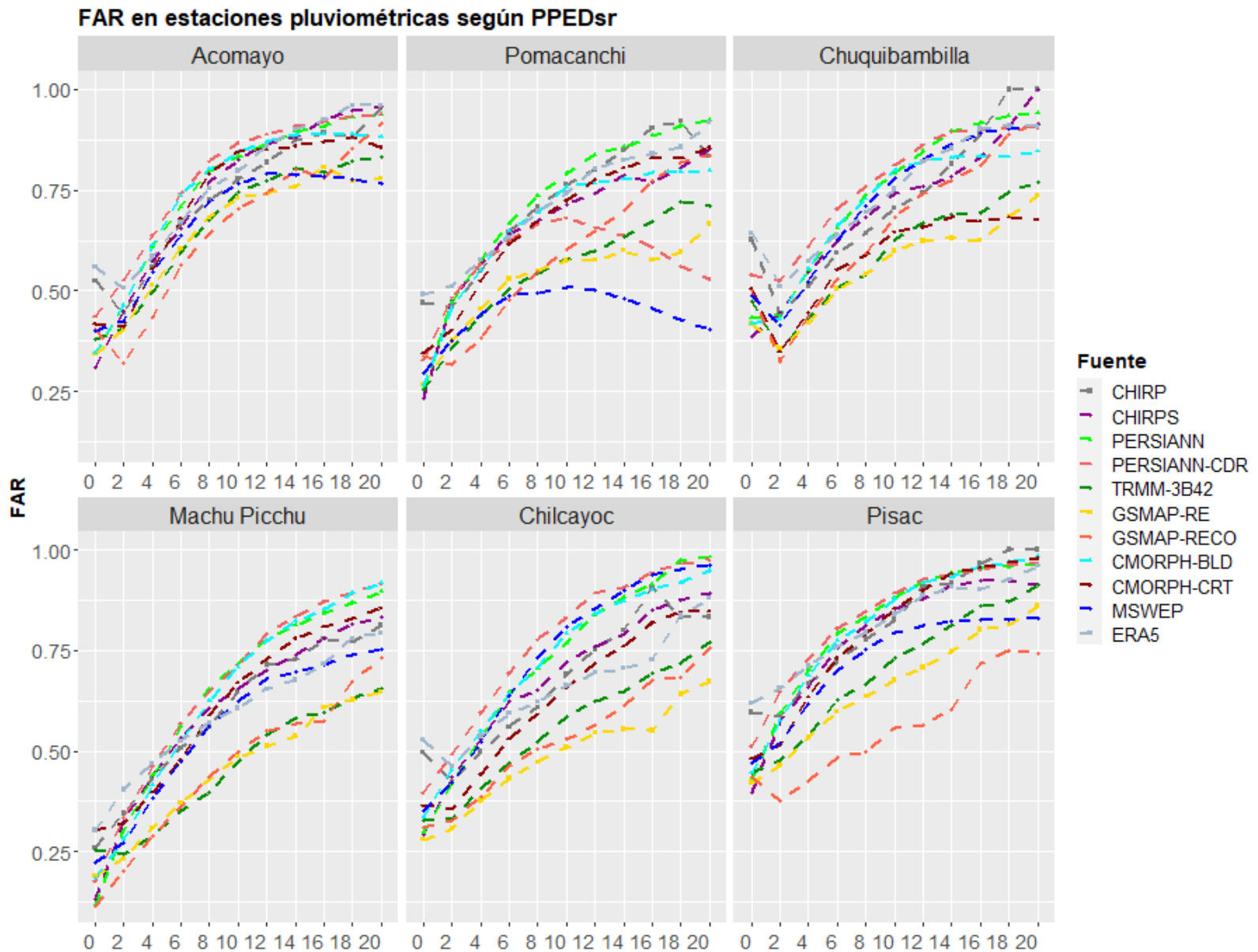


Figura 12. Puntajes de la FAR. Los valores de umbrales van de 0 a 20 mm/día, con intervalos de 2 mm/día.

La Figura 14 muestra el puntaje de contingencia en términos de CSI (en rojo, menos adecuados; en azul, más adecuados para éxito crítico

sobre las características de la lluvia: detección y falsas alarmas) para los PPEDsr de acuerdo con la ubicación de las estaciones pluviométricas para el área de estudio; se calcularon para los umbrales de 0 a 20 mm/día (Figura 15); se muestran para los umbrales 0, 2, 4, 8 mm/día (Figura 14). Todos los productos muestran tendencias decrecientes de CSI a medida que aumenta el umbral. Los productos MSWEP, PERSIANN-CDR y GSMAP-RE se presentan mejor que los demás productos en general, pero MSWEP es el mejor y más consistente. El CSI es en promedio 40 % para tasas de lluvia superiores a 2 mm/día, y disminuye gradualmente. Todos los productos satelitales tienen un CSI bajo (~ 0 %) cuando la intensidad de la lluvia es superior a 20 mm/día, con excepción de los productos MSWEP y PERSIANN-CDR (Figura 15) en ciertas estaciones, lo cual indica que todos los PPEDsr (con excepción de MSWEP y PERSIANN-CDR) por lo general funcionan mal al detectar altas tasas de lluvia, es decir, no pueden resolver de modo adecuado los eventos de lluvia con índices de lluvia altos.

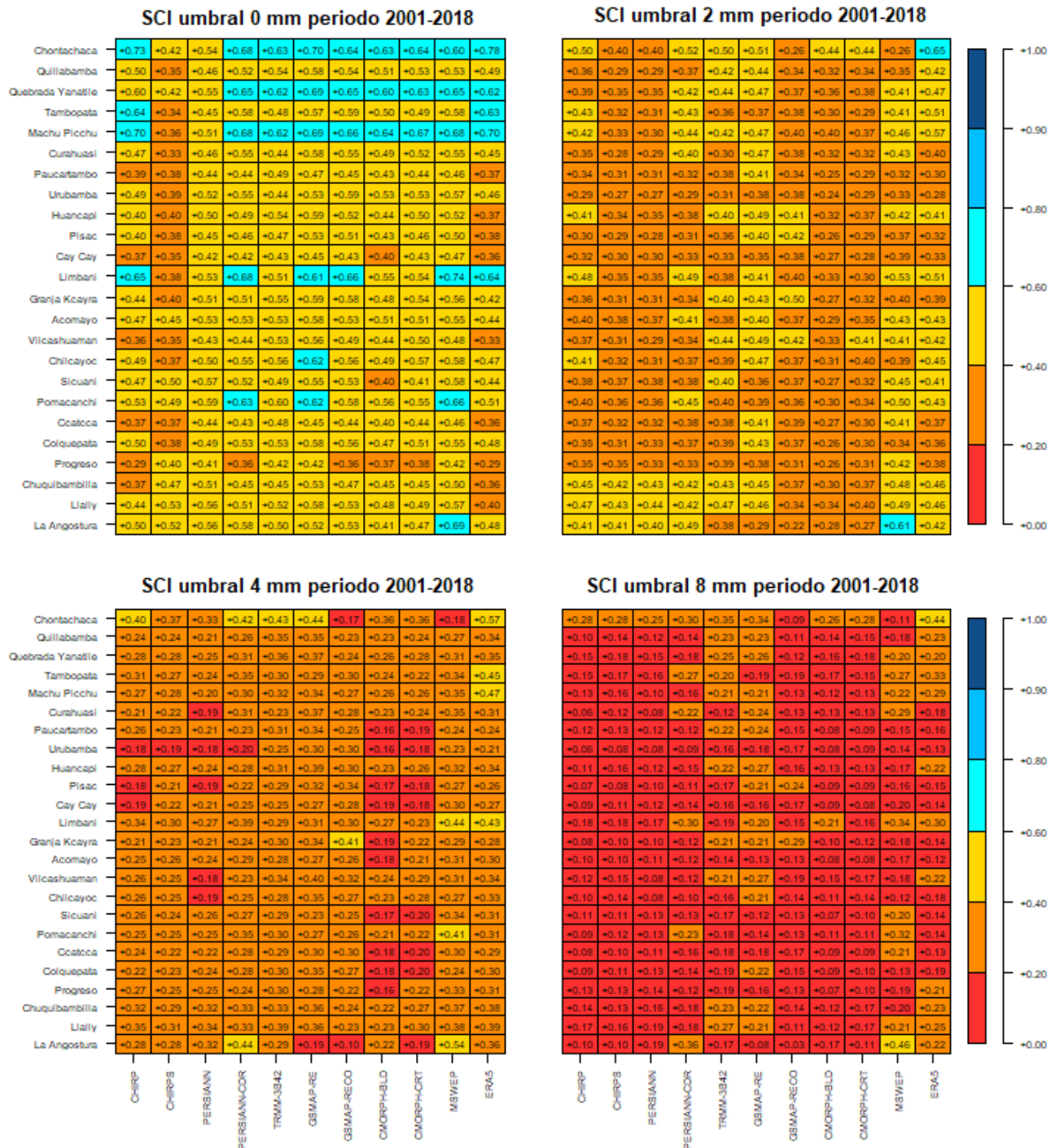


Figura 13. CSI para los PPEDsr de acuerdo con la ubicación de las estaciones pluviométricas para diversos umbrales.

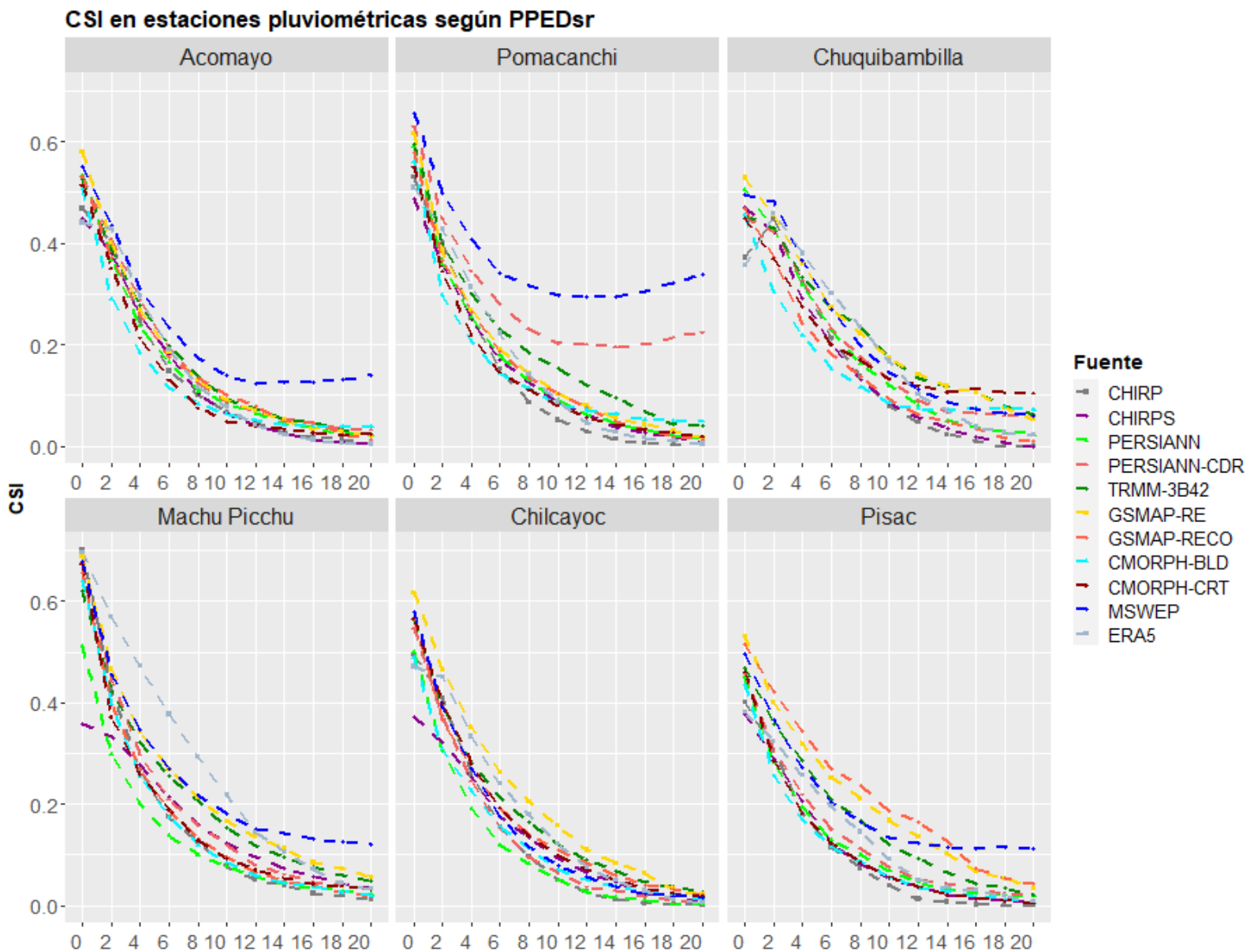


Figura 14. Puntajes del CSI. Los valores de umbrales van de 0 a 20 mm/día, con intervalos de 2 mm/día.

Clasificación de los productos de los PPEDsr

Con base en los puntajes de los estadísticos descriptivos y categóricos se llevó a cabo una clasificación jerárquica de los PPEDsr, la cual se muestra en la Tabla 6. Así, los productos MSWEP, CHIRPS, TRMM-3B42 y PERSIANN-CDR son los mejores con base en la validación por ubicación de las estaciones pluviométricas.

Tabla 6. Jerarquía de los PPEDsr con base en la validación por estaciones pluviométricas a 1 y 10 días.

<i>Fuente</i>	<i>Descriptivas</i>	<i>Categóricas</i>	<i>Global</i>
MSWEP	1	1	1
CHIRPS	2	4	2
TRMM-3B42	3	3	3
PERSIANN-CDR	4	2	4
GSMAP-RECO	5	5	5
GSMAP-RE	6	7	6
ERA5	8	6	7
CHIRP	7	8	8
CMORPH-BLD	9	9	9
CMORPH-CRT	10	10	10
PERSIANN	11	11	11

Discusión

La metodología desarrollada compara 24 estaciones pluviométricas con medición *in situ* con el píxel correspondiente con 11 PPEDsr; se utilizaron estadísticos descriptivos y categóricos (Kenabatho *et al.*, 2017; Lekula *et al.*, 2018; Sultana & Nasrollahi, 2018; Tan & Santo, 2018) para evaluar la capacidad de los PPEDsr que tienen de cuantificar y detectar la lluvia en la cuenca Vilcanota, la cual es una cuenca de formación andina en la parte alta, y de amazonia en la parte media y baja.

Contar con datos que representen la variabilidad espacial y temporal de las precipitaciones es de crucial importancia en la gestión y planificación de los recursos hídricos. El uso de datos espaciales de precipitación en la modelación hidrológica muestra mejores resultados que datos puntuales de estaciones (Kenabatho *et al.*, 2017; Su, Hong, & Lettenmaier, 2008; Zhu *et al.*, 2018), aunque debido a las condiciones particulares de cada cuenca y las características de los diversos PPEDsr estos deben ser validados previamente con datos observados, ya sea mediante el enfoque de punto-píxel (capacidad de cuantificar y detectar la precipitación) y/o modelamiento hidrológico (capacidad de estimar la producción hídrica en una cuenca hidrográfica).

Las series temporales de las estaciones pluviométricas presentan ausencia de datos, lo cual representa un problema al momento de analizar y comparar con los PPEDsr. Esto se presenta en las estaciones con ID 1 y 4, y se refleja en los bajos resultados de los estadísticos descriptivos y categóricos en tales estaciones.

Los resultados de los datos de precipitación agregados considerando 10 días consecutivos, mensuales, de los PPEDsr presentan valores en

concordancia con los datos observados en las estaciones pluviométricas. En el dato diario, la cuantificación de la precipitación por los PPEDsr disminuye la concordancia. Lo anterior se debe en parte a las resoluciones o tamaño de píxel de los PPEDsr que representan áreas; mientras que el registro en la estación podría ser bastante focalizado, como lo es en zonas andinas con topografías complejas. Esto puede representar un problema cuando se quieren analizar eventos extremos (crecidas) en cuencas como la de Vilcanota, por lo que evaluar distintos PPEDsr es importante para seleccionar el mejor o mejores que puedan representar las precipitaciones para el análisis de eventos extremos.

La metodología desarrollada en el presente estudio fue para una cuenca de formación andina. Se ha identificado que los mejores productos para la cuantificación y detección de precipitación fueron los PPEDsr MSWEP, CHIRPS, TRMM-3B42 y PERSIANN-CDR. Los resultados podrían ser distintos para otras cuencas debido a sus condiciones particulares y condiciones orográficas, entre otros aspectos, por lo cual es recomendable analizar los PPEDsr con estaciones *in situ* en cada cuenca que se pretende analizar.

El aporte de la nieve en la precipitación no se ha considerado en el presente estudio. Los 11 PPEDsr estiman la precipitación líquida. Datos de sensoramiento remoto también se han utilizado para estimar la cobertura de nieve (Satgé *et al.*, 2019), como los productos MOD10A1 y MYD10AI del sensor MODIS y utilizados en el modelamiento hidrológico (Han *et al.*, 2019; Steele *et al.*, 2017; Tahir, Chevallier, Arnaud, Neppel, & Ahmad, 2011).

Conclusiones

Se validaron los 11 PPEDsr con 24 estaciones pluviométricas para el periodo 1981-2018 dentro de la cuenca y cercanas a la cuenca Vilcanota, para lo cual se utilizaron estadísticos descriptivos (error medio, coeficiente de correlación, raíz del error medio cuadráticos, error absoluto medio, BIAS, diagrama de Taylor) y categóricos (probabilidad de detección, proporción de falsas alarmas, índice de éxito crítico); se encontró que los mejores PPEDsr son MSWEP, CHIRPS, TRMM-3B42 y PERSIANN-CDR, pues son capaces de representar la variabilidad espacio-temporal de la precipitación para la zona de estudio de la cuenca Vilcanota.

El uso de los PPEDsr para la gestión de los recursos hídricos es particularmente importante en áreas donde las estaciones son escasas, como la cuenca Vilcanota, ya que los PPEDsr representan una fuente alternativa de datos de precipitación con buena resolución espacio-temporal.

Los resultados del presente estudio muestran la importancia de la validación de los PPEDsr en cuencas de formación andina (parte alta) y amazonia (parte media y baja).

A escala de tiempo de 10 días, mensual, los PPEDsr mejoraron la capacidad de cuantificar la precipitación; en mejor medida, los que presentan corrección con estaciones MSWEP, CHIRPS y PERSIANN-CDR por encima de su contraparte sin ajuste con estaciones (CHIRP y PERSIANN).

Aunque la evaluación de las estimaciones de precipitación de los PPEDsr se basó en el valor por píxel, el rendimiento de los PPEDsr en la región andina (mayor altitud) es mejor que en la región de la amazonia (menor altitud). MSWEP y CHIRPS presentan los coeficientes de correlación más altos, menor error medio cuadrático y BIAS alrededor de cero. MSWEP y PERSIANN-CDR presentan mayor probabilidad de detección de lluvia y menores proporciones de falsa alarma.

Los PPEDsr pueden usarse para la modelación hidrológica en la estimación de la oferta hídrica en la cuenca Vilcanota, además se pueden utilizar los productos MODIS en la estimación del aporte de la nieve en la oferta hídrica, en lo cual nos encontramos desarrollando investigaciones.

Agradecimientos

Fondo Newton-Paulet a través de los siguientes proyectos:

- RAHU: glaciares, seguridad hídrica y adaptación al cambio climático, 005-2019-PROCIENCIA. Perú.
- Movilizaciones ECOS NORD Perú E009-2019-01-ECOS, número de registro 67538.
- Proyecto Modélisations atmosphérique et hydrologique afin d'évaluer les impacts de la déforestation amazonienne sur l'hydrologie du bassin versant Urubamba-Vilcanota financiado por la iniciativa ECOS-NORD/CONCYTEC/PROCIENCIA (P20UA01 et P20UA01).

Referencias

- Abdallah, A. M., & Rosenberg, D. E. (2019). A data model to manage data for water resources systems modeling. *Environmental Modelling and Software*, 113-127. DOI: 10.1016/j.envsoft.2019.02.005
- Beck, H., Vergopolan, N., Pan, M., Levizzani, V., Van Dijk, A., & Weedon, G. (2017). Global-scale evaluation of 22 precipitation datasets using gauge observations and hydrological modeling. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21, 6201-6217. DOI: 10.1016/j.nimb.2010.02.072
- Bisselink, B., Zambrano-Bigiarini, M., Burek, P., & De Roo, A. (2016). Assessing the role of uncertain precipitation estimates on the robustness of hydrological model parameters under highly variable climate conditions. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 8, 112-129. DOI: 10.1016/j.ejrh.2016.09.003
- Chen, L., Xu, J., Wang, G., & Shen, Z. (2019). Comparison of the multiple imputation approaches for imputing rainfall data series and their applications to watershed models. *Journal of Hydrology*, 572, 449-460. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2019.03.025
- Fang, J., Yang, W., Luan, Y., Du, J., Lin, A., & Zhao, L. (2019). Evaluation of the TRMM 3B42 and GPM IMERG products for extreme precipitation analysis over China. *Atmospheric Research*, 223, 24-38. DOI: 10.1016/j.atmosres.2019.03.001

- Farr, T. G., Rosen, P. A., Caro, E., Crippen, R., Duren, R., Hensley, S., Kobrick, M., Paller, M., Rodriguez, E., Roth, L., Seal, D., Shaffer, S., Shimada, J., Umland, J., Werner, M., Oskin, M., Burbank, D., & Alsdorf, D. (2007). The shuttle radar topography mission. *Reviews of Geophysics*, 45(2), RG2004. DOI: 10.1029/2005RG000183
- Funk, C., Peterson, P., Landsfeld, M., Pedreros, D., Verdin, J., Shukla, S., Husak, G., Rowland, J., Harrison, L., Hoell, A., & Michaelsen, J. (2015). The climate hazards infrared precipitation with stations - A new environmental record for monitoring extremes. *Scientific Data*, 2, 1-21. DOI: 10.1038/sdata.2015.66
- Gebregiorgis, A. S., & Hossain, F. (2013). Understanding the dependence of satellite rainfall uncertainty on topography and climate for hydrologic model simulation. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 51(1), 704-718. DOI: 10.1109/TGRS.2012.2196282
- Han, P., Long, D., Han, Z., Du, M., Dai, L., & Hao, X. (2019). Improved understanding of snowmelt runoff from the headwaters of China's Yangtze River using remotely sensed snow products and hydrological modeling. *Remote Sensing of Environment*, 224, 44-59. DOI: 10.1016/j.rse.2019.01.041
- Iqbal, M. F., & Athar, H. (2018). Validation of satellite based precipitation over diverse topography of Pakistan. *Atmospheric Research*, 201, 247-260. DOI: 10.1016/j.atmosres.2017.10.026

- Jiang, L., & Bauer-Gottwein, P. (2019). How do GPM IMERG precipitation estimates perform as hydrological model forcing? Evaluation for 300 catchments across Mainland China. *Journal of Hydrology*, 572, 486-500. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2019.03.042
- Joyce, R., Janowiak, J., Arkin, P., & Xie, P. (2004). CMORPH: A method that produces global precipitation estimates from passive microwave and infrared data at high spatial and temporal resolution. *Journal of Hydrometeorology*, 5(3), 487-503. DOI: 10.1175/1525-7541(2004)005<0487:CAMTPG>2.0.CO;2
- Kenabatho, P. K., Parida, B. P., & Moalafhi, D. B. (2017). Evaluation of satellite and simulated rainfall products for hydrological applications in the Notwane catchment, Botswana. *Physics and Chemistry of the Earth*, 100, 19-30. DOI: 10.1016/j.pce.2017.02.009
- Kim, J., Lee, J., Kim, D., & Kang, B. (2019). The role of rainfall spatial variability in estimating areal reduction factors. *Journal of Hydrology*, 568, 416-426. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2018.11.014
- Lakshmi, V. (2004). The role of satellite remote sensing in the prediction of ungauged basins. *Hydrological Processes*, 18(5), 1029-1034. DOI: 10.1002/hyp.5520
- Lekula, M., Lubczynski, M. W., Shemang, E. M., & Verhoef, W. (2018). Validation of satellite-based rainfall in Kalahari. *Physics and Chemistry of the Earth*, 105, 84-97. DOI: 10.1016/j.pce.2018.02.010

- Li, D., Christakos, G., Ding, X., & Wu, J. (2018). Adequacy of TRMM satellite rainfall data in driving the SWAT modeling of Tiaoxi catchment (Taihu lake basin, China). *Journal of Hydrology*, 556, 1139-1152. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2017.01.006
- Mahmoud, M. T., Hamouda, M. A., & Mohamed, M. M. (2019). Spatiotemporal evaluation of the GPM satellite precipitation products over the United Arab Emirates. *Atmospheric Research*, 219, 200-212. DOI: 10.1016/j.atmosres.2018.12.029
- Marzen, M., Iserloh, T., De Lima, J. L. M. P., Fister, W., & Ries, J. B. (2017). Impact of severe rain storms on soil erosion: Experimental evaluation of wind-driven rain and its implications for natural hazard management. *Science of the Total Environment*, 590-591, 502-513. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.190
- Paredes-Trejo, F. J., Barbosa, H. A., & Lakshmi-Kumar, T. V. (2017). Validating CHIRPS-based satellite precipitation estimates in Northeast Brazil. *Journal of Arid Environments*, 139, 26-40. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2016.12.009
- Satgé, F., Bonnet, M. P., Gosset, M., Molina, J., Hernan-Yuque-Lima, W., Pillco-Zolá, R., Timouk, F., & Garnier, J. (2016). Assessment of satellite rainfall products over the Andean plateau. *Atmospheric Research*, 167, 1-14. DOI: 10.1016/j.atmosres.2015.07.012

- Satgé, F., Ruelland, D., Bonnet, M. P., Molina, J., & Pillco, R. (2019). Consistency of satellite-based precipitation products in space and over time compared with gauge observations and snow-hydrological modelling in the Lake Titicaca region. *Hydrology and Earth System Sciences*, 23(1), 595-619. DOI: 10.5194/hess-23-595-2019
- Satgé, F., Xavier, A., Zolá, R. P., Hussain, Y., Timouk, F., Garnier, J., & Bonnet, M. P. (2017). Comparative assessments of the latest GPM mission's spatially enhanced satellite rainfall products over the main bolivian watersheds. *Remote Sensing*, 9(4), 1-16. DOI: 10.3390/rs9040369
- Simpson, J., Kummerow, C., Tao, W. K., & Adler, R. F. (1996). On the tropical rainfall measuring mission (TRMM). *Meteorology and Atmospheric Physics*, 60(1-3), 19-36. DOI: 10.1007/BF01029783
- Sorooshian, S., Hsu, K. L., Gao, X., Gupta, H. V., Imam, B., & Braithwaite, D. (2000). Evaluation of PERSIANN system satellite-based estimates of tropical rainfall. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 81(9), 2035-2046. DOI: 10.1175/1520-0477(2000)081<2035:EOPSSE>2.3.CO;2
- Steele, C., Dialesandro, J., James, D., Elias, E., Rango, A., & Bleiweiss, M. (2017). Evaluating MODIS snow products for modelling snowmelt runoff: Case study of the Rio Grande headwaters. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 63, 234-243. DOI: 10.1016/j.jag.2017.08.007

- Su, F., Hong, Y., & Lettenmaier, D. P. (2008). Evaluation of TRMM multisatellite precipitation analysis (TMPA) and its utility in hydrologic prediction in the La Plata Basin. *Journal of Hydrometeorology*, 9(4), 622-640. DOI: 10.1175/2007jhm944.1
- Sultana, R., & Nasrollahi, N. (2018). Evaluation of remote sensing precipitation estimates over Saudi Arabia. *Journal of Arid Environments*, 151, 90-103. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2017.11.002
- Sun, R., Yuan, H., & Yang, Y. (2018). Using multiple satellite-gauge merged precipitation products ensemble for hydrologic uncertainty analysis over the Huaihe River basin. *Journal of Hydrology*, 566, 406-420. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2018.09.024
- Tahir, A. A., Chevallier, P., Arnaud, Y., Neppel, L., & Ahmad, B. (2011). Modeling snowmelt-runoff under climate scenarios in the Hunza River basin, Karakoram Range, Northern Pakistan. *Journal of Hydrology*, 409(1-2), 104-117. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2011.08.035
- Tan, M. L., & Santo, H. (2018). Comparison of GPM IMERG, TMPA 3B42 and PERSIANN-CDR satellite precipitation products over Malaysia. *Atmospheric Research*, 202, 63-76. DOI: 10.1016/j.atmosres.2017.11.006
- Tang, L., Tian, Y., Yan, F., & Habib, E. (2015). An improved procedure for the validation of satellite-based precipitation estimates. *Atmospheric Research*, 163, 61-73. DOI: 10.1016/j.atmosres.2014.12.016

- Valverde-Ramírez, M. C., De-Campos-Velho, H. F., & Ferreira, N. J. (2005). Artificial neural network technique for rainfall forecasting applied to the São Paulo region. *Journal of Hydrology*, 301(1-4), 146-162. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2004.06.028
- Wang, X., Ding, Y., Zhao, C., & Wang, J. (2019). Similarities and improvements of GPM IMERG upon TRMM 3B42 precipitation product under complex topographic and climatic conditions over Hexi region, Northeastern Tibetan Plateau. *Atmospheric Research*, 218, 347-363. DOI: 10.1016/j.atmosres.2018.12.011
- Zhang, A., Xiao, L., Min, C., Chen, S., Kulie, M., Huang, C., & Liang, Z. (2019a). Evaluation of latest GPM-Era high-resolution satellite precipitation products during the May 2017 Guangdong extreme rainfall event. *Atmospheric Research*, 216, 76-85. DOI: 10.1016/j.atmosres.2018.09.018
- Zhang, S., Xiang, M., Yang, J., Fan, W., & Yi, Y. (2019b). Distributed hierarchical evaluation and carrying capacity models for water resources based on optimal water cycle theory. *Ecological Indicators*, 101, 432-443. DOI: 10.1016/j.ecolind.2019.01.048
- Zhong, R., Chen, X., Lai, C., Wang, Z., Lian, Y., Yu, H., & Wu, X. (2019). Drought monitoring utility of satellite-based precipitation products across mainland China. *Journal of Hydrology*, 568, 343-359. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2018.10.072

Zhu, H., Li, Y., Huang, Y., Li, Y., Hou, C., & Shi, X. (2018). Evaluation and hydrological application of satellite-based precipitation datasets in driving hydrological models over the Huifa river basin in Northeast China. *Atmospheric Research*, 207, 28-41. DOI: 10.1016/j.atmosres.2018.02.022

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-03-06

Artículos

**Estrategia administrativa para la gestión del agua
potable en comunidades rurales del estado de
Chihuahua**

**Administrative strategy for the management of
drinking water in rural communities of the state of
Chihuahua**

Alma Lilia Sapién-Aguilar¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7222-2612>

Laura Cristina Piñón-Howlet², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1176-2567>

José Luis Quintana-Morales³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6581-9020>

¹Facultad de Contaduría y Administración, Universidad Autónoma de Chihuahua, Chihuahua, Chihuahua, México, lsapien@uach.mx

²Facultad de Contaduría y Administración, Universidad Autónoma de Chihuahua, Chihuahua, Chihuahua, México, lpinon@uach.mx

³Facultad de Contaduría y Administración, Universidad Autónoma de Chihuahua, Chihuahua, Chihuahua, México, jl_quintanamorales@hotmail.com

Autora para correspondencia: Laura Cristina Piñón-Howlet,
lpinon@uach.mx

Resumen

La gestión del agua en las comunidades rurales es una de las acciones esenciales para una mayor eficiencia en la administración y operación de los sistemas de agua potable, por lo que es necesario diseñar estrategias que apoyen al fortalecimiento de las diferentes actividades que se llevan a cabo. El objetivo general de la presente investigación fue diseñar una estrategia administrativa para la gestión del agua en comunidades rurales del estado de Chihuahua. El enfoque fue mixto; el diseño fue no experimental y transeccional; el muestreo fue no probabilístico por conveniencia; se describió y analizó la situación de los comités; se propusieron ocho dimensiones con sus indicadores respectivos y se validaron por expertos. Los principales resultados arrojados fueron que la Junta Central de Agua y Saneamiento y los comités no cuentan con una estrategia administrativa que permita conocer el estado actual de eficiencia y sustentabilidad. Uno de los problemas esenciales por resolver de las comunidades rurales por parte del organismo normativo es proporcionar el apoyo a los comités en el arreglo de su infraestructura, pues las comunidades no cuentan con los recursos, destrezas ni conocimientos técnicos para lograr resolver algún problema que se les presente en la operación. La validación por medio de correlaciones de Pearson, regresión lineal, K-medias y análisis de brechas permitió concluir que es viable la aplicación de la estrategia diseñada.

Palabras clave: agua potable, comunidades rurales, gestión, estrategia, comités.

Abstract

Water management in rural communities is one of the essential actions for greater efficiency in the administration and operation of drinking water systems. This is why is necessary to design strategies that supports the strengthening of the different activities carried out. The general objective of this research was to design an administrative strategy for water management in rural communities in the state of Chihuahua. The research approach was mixed, the design was non-experimental and cross-sectional, the sampling was non-probabilistic for convenience, the situation of the committees was described and analyzed, eight dimensions with their respective indicators were proposed and validated by experts. The main results obtained were that the Central Board of Water and Sanitation and the committees do not have an administrative strategy that allows knowing the current state of efficiency and sustainability. One of the essential problems in solving rural communities by the normative body is to provide support to the committees in the arrangement of their infrastructure, since the communities do not have the resources or the skills and technical knowledge to solve any problem that is presented to them in the operation. Validation through Pearson correlations, linear regression, K-means, and gap analysis allowed us to conclude that the application of the designed strategy is feasible.

Keywords: Drinking water, rural communities, management, strategy, committee.

Recibido: 04/07/2023

Aceptado: 17/03/2024

Publicado *online*: 21/03/2024

Introducción

La evolución de la política de agua potable en México ha experimentado un cambio notable desde una estructura centralizada y periférica hacia un enfoque de descentralización y nuclearización. En sus inicios, la administración del agua en todo el país estaba bajo la jurisdicción de un organismo federal, sin intervención estatal o municipal. Además, la gestión del agua se consideraba periférica, ya que el organismo federal no colocaba los recursos hídricos como un componente central de sus acciones, sino más bien como una de sus diversas atribuciones. A partir de la década de 1980 se propusieron modificaciones significativas en la concepción, gestión y administración del agua, con lo que se sentaron las bases, principalmente en el nivel legal, para un proceso gradual de descentralización en la gestión del recurso. De esta manera, los estados y municipios comenzaron a desempeñar un papel activo en la gestión del agua, mientras que simultáneamente se estableció una institución cuyo enfoque operativo central giraba en torno al agua (Soares, 2007).

El trabajo de garantizar el suministro de agua es de vital importancia incluso en territorios con abundante pluviometría, donde la causa de los problemas puede ser variada; en Brasil, por ejemplo, sería

la contaminación de los recursos hídricos; en México, la deficiencia en las políticas públicas (Bernabé-Crespo, 2022).

La gestión de los recursos hídricos con fines de uso múltiple tiene como finalidad minimizar conflictos por el uso del agua a corto, mediano y largo plazo. Es imperativo cumplir con las demandas globales que consideran al agua como un recurso de interés social en el mundo, en lugar de concebirlo solo como un recurso económico destinado a generar ganancias para grandes empresas inversionistas, en caso de ser considerado como tal (Rojas, 2019). Rivera-Contreras (2018) señala que el Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) propone proyectos de saneamiento básico y agua potable apropiados, confiables, modernos, de buena calidad y ecológicamente viables, conforme a las necesidades socioeconómicas y valores culturales, que respeten los usos y las costumbres de las comunidades beneficiarias, para lograr con ello un desarrollo sostenible y mejorar la calidad de vida de estas familias; pero la mayor parte de estos proyectos ha fallado debido a los deficientes procesos de gestión que se han realizado.

El abastecimiento de los servicios relacionados con el agua en las condiciones de tiempo y calidad adecuados implica una serie de factores de diversa complejidad en campos que van desde lo técnico y pasan por lo logístico, operativo y administrativo hasta lo cultural, por citar algunos de ellos. Los principales responsables de avalar el cumplimiento del derecho al agua potable y saneamiento son el gobierno y la sociedad (CESCR, 2002).

Las decisiones acerca de la gestión del agua en áreas rurales están a cargo de comités, ya sea constituidos por un conjunto de individuos o incluso dirigidos por una sola persona. Estos comités, guiados por

tradiciones y prácticas locales, llevan a cabo sus funciones de manera más simbólica que efectiva. La imparcialidad no caracteriza a la figura del comité del agua, pues sus diversos roles sociales en la comunidad desempeñan un papel crucial en la ejecución de sus responsabilidades; esto se refleja claramente en la tolerancia hacia los atrasos en los pagos y en los cortes de suministro de agua que carecen de justificación, aspectos que generan descontento entre la población (Hernández-González & Tagle-Zamora, 2020).

Las Naciones Unidas (ONU), a través de la implantación de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), ha impulsado la creación de una regulación orientadora para el tejido empresarial a nivel internacional. Esta regulación comprende 17 directrices destinadas a que las empresas, sin importar su ubicación geográfica o ámbito de actuación, contribuyan a mejorar la comunidad social y el entorno físico, asegurando que su actividad empresarial conlleve un beneficio común. Estos 17 objetivos de desarrollo sostenible abarcan áreas como la erradicación de la pobreza y el hambre; el acceso al agua y la higiene; el cuidado de la salud; la alfabetización; la equidad de género; el establecimiento de fuentes de energía no contaminantes; el fomento del trabajo digno; la innovación en la industria; la eliminación de la desigualdad; la consecución de ciudades sostenibles; el consumo responsable; la preservación del clima, la flora y la fauna, así como la consolidación de instituciones y relaciones que promuevan la consecución de objetivos, incluida la paz (Parres-Serrano, García-García, & Rodríguez-Peral, 2020).

Según las estadísticas del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI), en el Censo de Población y Vivienda 2010, se identificaron 192 444 localidades, de las cuales 188 597 (98 %) tienen

menos de 2 500 habitantes, lo cual evidencia la dispersión poblacional (INEGI, 2010).

Los comités de agua potable, alcantarillado y saneamiento en el estado de Chihuahua, México, surgieron con el propósito de operar y mantener los servicios de una manera sostenible y sustentable en las comunidades rurales que tienen la dicha de contar con esta infraestructura. El sustento legal descansa en las atribuciones contempladas en el Código Administrativo del Estado y Reglamento de la Juntas Rurales de Agua Potable, la Ley Estatal de Agua (Baeza, 1987), y la Ley del Estado de Chihuahua (Duarte, 2012). El estado de Chihuahua tiene en la diversidad de sus extensiones climas variados: llanuras, valles, sierras y desiertos como una de sus principales riquezas (INEGI, 2003). En la actualidad se requieren estrategias que contribuyan al fortalecimiento de los comités y que a la vez sirvan de referencia para mejorar el servicio que prestan a la comunidad.

El objetivo de la presente investigación fue proponer una estrategia administrativa para la gestión del agua potable en comunidades rurales del estado de Chihuahua. Uno de los puntos esenciales a considerar fue la gestión del agua en comunidades rurales, derivada de los diagnósticos de cada una de las localidades que carecen de las dimensiones esenciales; además, algunos elementos del marco teórico sirvieron para lograr la estrategia que apoye a los miembros de los comités de agua potable; se espera mejorar la eficiencia, que redunde en el beneficio de las actividades que desarrollan y que se deben cumplir de forma cabal en los organismos de agua potable. Básicamente se enfocó a identificar aquellos factores que inciden para lograr su eficiencia operacional y administrativa, así como sus indicadores (una parte esencial), mediante el programa

actual que llevan las comunidades rurales y si es sustentable. El beneficio que traerá será directo para los comités de agua potable de zonas rurales del estado de Chihuahua, al igual que para la Junta Central de Agua y Saneamiento (JCAS). La investigación se llevó a cabo mediante levantamiento de cuestionarios en campo, entrevistas con personas representativas de la comunidad y con experiencia en participación en dichos comités e institución gubernamental.

Materiales y métodos

El enfoque de esta investigación fue de naturaleza mixta, integró datos cualitativos y cuantitativos, de tipo aplicada. El diseño fue DEXPLOS-exploratorio secuencial, ya que en su etapa inicial se recogieron y analizaron datos cualitativos para después, en otra etapa, recabar y analizar datos cuantitativos. La unidad de análisis fueron los comités para la gestión del agua potable en comunidades rurales del estado de Chihuahua. El tipo de muestreo fue no probabilístico y por conveniencia con sujetos tipo, donde se seleccionaron 30 comités de agua potable. La realización del trabajo de campo de la investigación fue de enero a diciembre de 2019.

De las comunidades contempladas en la presente investigación se consideraron 30 por conveniencia, al tenerse pleno conocimiento de su funcionamiento y operación. Las localidades que se consideraron fueron menores de 2 500 habitantes; sus principales actividades económicas son la agricultura y la ganadería. Es importante mencionar que la muestra seleccionada se debió a la condición geográfica de algunas comunidades, y a la inseguridad prevaleciente; la mayoría están alejadas de la cabecera

municipal por caminos intransitables (Tabla 1). El número de habitantes no determina el número de tomas de agua sino la lejanía con respecto a los pobladores, pues se trata de localidades separadas; se seleccionaron aquellas con menos de 2 500 habitantes, según la información de la Junta Central de Agua y Saneamiento.

Tabla 1. Localidades consideradas en el estudio.

Municipio	Localidad	Núm. habitantes	Núm. tomas agua
Bocoyna	Guajolotes	36	29
	La Laguna	81	22
	Babuinocachi	252	23
	Sisoguichi	1 097	342
Carichi	Ocorare	208	50
	Las Juntas	40	11
Cusihuiachi	Rancho González	143	53
	Álamos de Cerro Prieto	614	181
Cuauhtémoc	Guadalupe Victoria	554	219
Chihuahua	Potrero Mápula	29	12
Dr. B. Domínguez	Sta. María Cuevas	393	123
	B. Zaragoza	240	120
	Sta. Bárbara	841	458
Guazapares	Tierra Blanca	41	11
Santa Isabel	Granillas y Piñones	53	25
	El Terrero	131	40
	Rancho de Peña	334	131
Gran Morelos	El Aguaje	254	99
	San Juan	30	19
	Cieneguilla	111	50
Guerrero	Pachera	801	210
	Tacuba	557	151
	Agua Caliente	494	150
Madera	Ej. Presón Golondrinas	145	45
Nonoava	Humariza	323	71
Riva Palacio	S. Agustín Piñones	48	15
S. Fco. Conchos	S. Fco. Conchos	644	260
S. Fco. Borja	S. Fco. Borja	1 666	695
Satevó	Chamizal	193	102
Urique	Bahuichivo	1 502	399

Se elaboró un cuestionario que se adaptó a los requerimientos de la investigación en un solo momento con 32 preguntas de opción múltiple; el instrumento generó resultados cuantitativos con la técnica de respuesta estadística del grupo, que se aplicó de manera presencial. Se utilizó la escala de Likert para medir el grado o nivel de acuerdo conforme al valor estipulado de cada una de ellas: No, nunca (0); muy poco, casi nunca (1); poca, alguna vez (2); mucho, frecuente (3); bastante, muy frecuente (4); sí, siempre (5). El instrumento se validó con expertos en el área de hidráulica mediante una prueba piloto con la aplicación de diez cuestionarios y se utilizó el *software* estadístico SPSS para determinar el alfa de Cronbach que arrojó resultados favorables ($\alpha \geq 0.771$). En esta fase de la aplicación de la prueba piloto se aseguró que la población a la cual se le aplicó este instrumento entendiera claramente cada uno de los conceptos que se presentaron en los ítems que constituyen el instrumento; por lo anterior, la prueba piloto se aplicó de forma presencial.

El análisis e interpretación de la información se hizo a través de estadística descriptiva, escala de fiabilidad, correlaciones de Pearson, la prueba de Durbin-Watson, análisis de la varianza (ANOVA) y conglomerados de K medias; se utilizó el *software* estadístico Statistical Package for the Social Sciences (SPSS).

En la investigación, la población de interés fue la siguiente: los responsables de los comités de agua potable, alcantarillado y saneamiento o, en su caso, la persona encargada de prender y apagar la fuente de abastecimiento en las comunidades seleccionadas.

La información acerca de región, número de tomas por localidad, número de habitantes por localidad, cuotas e informe de ingresos y

egresos, y necesidades y respuesta oportuna por autoridades que se señala de la Tabla 1 a la Tabla 6 fue proporcionada por la JCAS dentro de las actividades que realiza la institución.

Resultados

A continuación se presentan los resultados de los indicadores de región, número de tomas de agua y número de habitantes mediante regresión lineal. En cuanto a la variable región, el resultado del estadístico Durbin-Watson es 1.455, lo que indica independencia en los residuos del modelo. La Tabla 2 resume el modelo y expone que está bien modelado debido a la correlación entre los residuos del modelo, que se encuentra dentro del rango de -1.5 y 2.5, lo cual confirma su validez.

Tabla 2. Resumen del modelo de regresión lineal con variable región.

Modelo	<i>R</i>	<i>R</i> cuadrado	<i>R</i> cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Durbin-Watson
1	1.000 ^a	1.000	.	.	1.455

^aPredictores: (constante), 32.

En cuanto a la variable del número de tomas de agua por localidad, el resultado del estadístico Durbin-Watson —que se sitúa en 1.694, según se muestra en la Tabla 3— evidencia la presencia de independencia en los residuos del modelo. Este hallazgo confirma que el modelo está correctamente diseñado, ya que la correlación entre los residuos del

modelo se encuentra dentro del rango de -1.5 y 2.5, lo cual cumple con los criterios establecidos.

Tabla 3. Resumen del modelo de regresión lineal con variable del número de tomas por localidad.

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Durbin-Watson
1	1.000 ^a	1.000	.	.	1.694

^aPredictores: (constante), 32.

En relación con la variable del número de habitantes por localidad, el resultado del estadístico Durbin-Watson —registrado en 1.612, según se presenta en la Tabla 4— indica la existencia de independencia en los residuos del modelo. La tabla demuestra que el modelo está correctamente estructurado, ya que la correlación entre los residuos del modelo se sitúa en el rango de -1.5 y 2.5, siguiendo con los criterios establecidos.

Tabla 4. Resumen del modelo de regresión lineal con variable número de habitantes por localidad.

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Durbin-Watson
1	1.000 ^a	1.000	.	.	1.612

^aPredictores: (constante), 32.

Se incluyen los resultados de la regresión lineal, que evalúa indicadores como cuotas y tarifas, peticiones y región, con la cooperación de los usuarios.

En cuanto al indicador de las cuotas, se determina que son adecuadas y suficientes cuando se divulgan los informes de ingresos y egresos. El resultado del estadístico Durbin-Watson —que se encuentra en 2.092, según se presenta en la Tabla 5— indica independencia en los residuos del modelo. Este hallazgo confirma que el modelo está bien estructurado, ya que la correlación entre los residuos se sitúa en el rango de -1.5 y 2.5, en concordancia con los criterios establecidos.

Tabla 5. Resumen del modelo de regresión lineal con variables cuotas e informe de ingresos y egresos.

Modelo	<i>R</i>	<i>R</i> cuadrado	<i>R</i> cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Durbin-Watson
1	0.651 ^a	0.424	0.381	1.960	2.092

^aPredictores: (constante), 24. La cuota o tarifa es la adecuada, 23. Las cuotas son suficientes para el pago de energía eléctrica y/o gastos de operación.

En cuanto al indicador de la respuesta oportuna de las diferentes autoridades a las necesidades presentadas, el resultado del estadístico Durbin-Watson —registrado en 2.383, según se muestra en la Tabla 6— indica la presencia de independencia en los residuos del modelo. La tabla confirma que el modelo está correctamente estructurado, ya que la correlación entre los residuos se encuentra en el rango de -1.5 y 2.5, apegándose a los criterios establecidos.

Tabla 6. Resumen del modelo de regresión lineal con variables necesidades y respuesta oportuna por autoridades.

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado ajustado	Error estándar de la estimación	Durbin-Watson
1	0.410 ^a	0.168	0.072	2.018	2.383

^aPredictores: (constante), 17. Tienen el apoyo en la solución de algún problema por parte de presidencia municipal, autoridades ejidales algún programa de gobierno relativo al agua potable.

Se generó un dendrograma y, al realizar un corte, se observa en la Figura 1 que, según las distancias más pequeñas para lograr grupos homogéneos, se obtienen tres grupos.

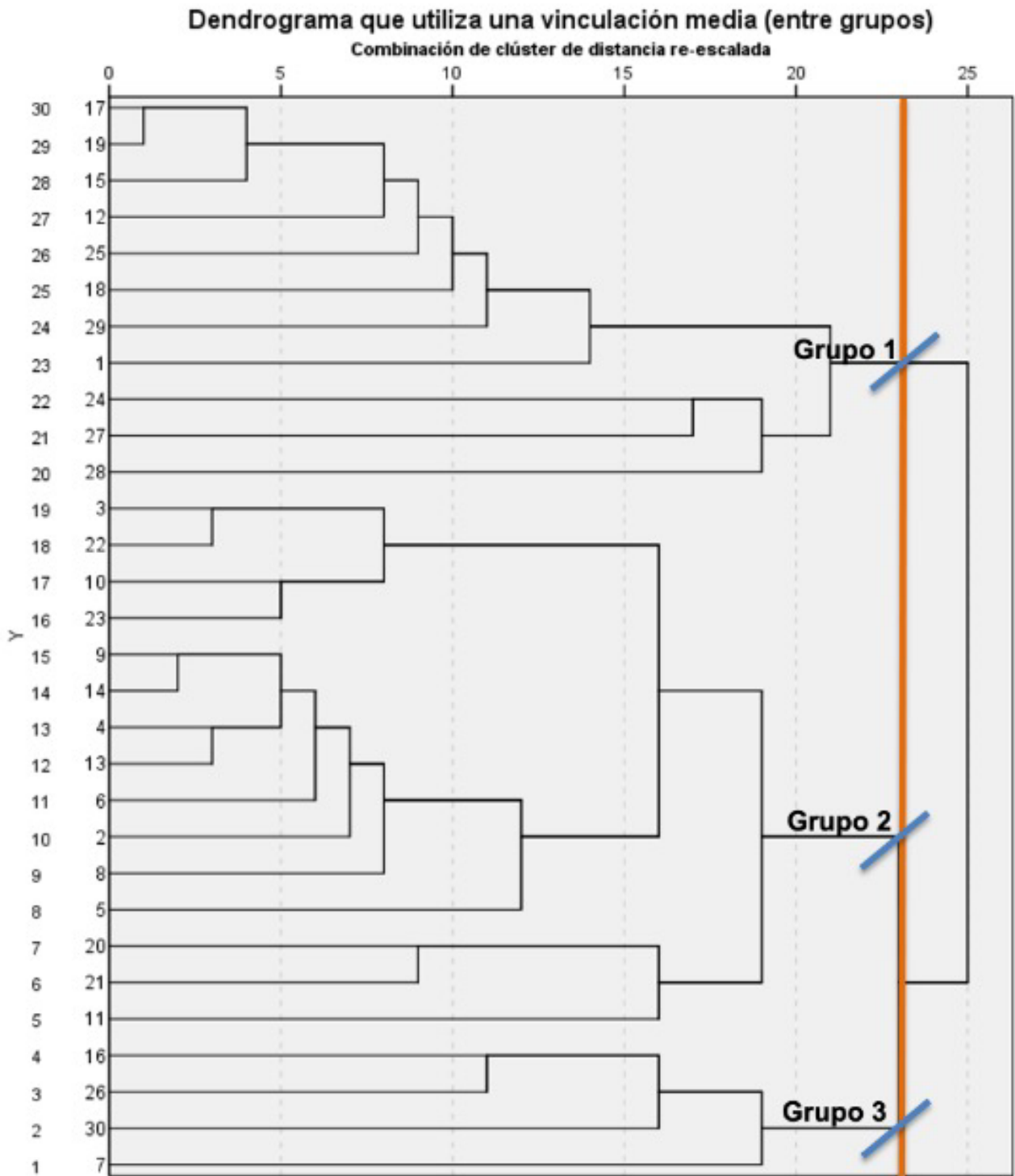


Figura 1. Dendrograma.

Con el número de grupos definido se procede a validar el clúster mediante ANOVA y el cálculo de K-medias para los centros de clústeres finales, como se presenta en la Tabla 7. La significancia resulta ser menor al 0.05 %, lo cual indica que los grupos están correctamente clasificados y conformados.

Tabla 7. ANOVA.

Región					
	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Entre grupos	1.351	2	0.676	3.327	0.040
Dentro de grupos	18.888	93	0.203		
Total	20.240	95			

Se llevó a cabo un análisis de la situación actual, evaluando la brecha existente en sus distintas dimensiones mediante la información recopilada, capturada y procesada en Excel para obtener los resultados presentados en la Figura 2. En la Tabla 8 se detallan las dimensiones junto con cada ítem correspondiente.

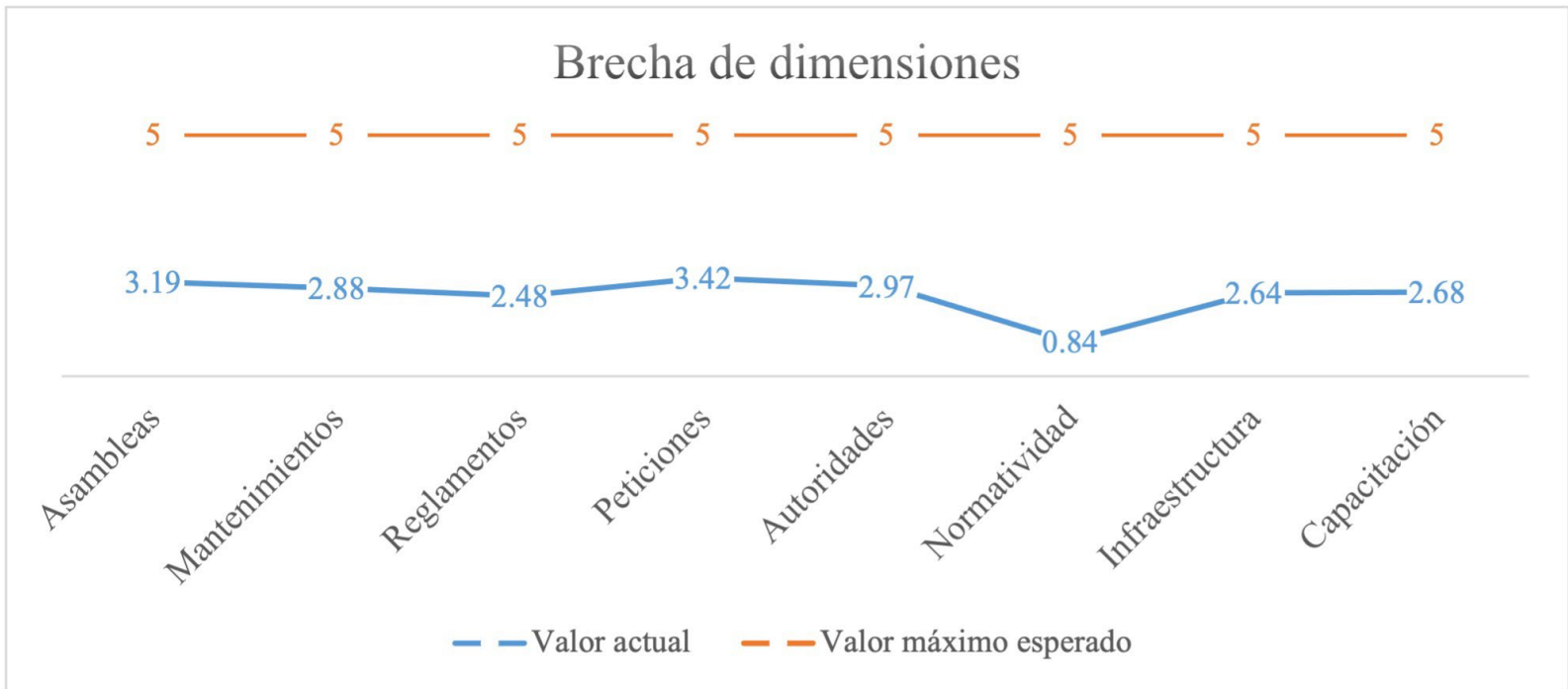


Figura 2. Brecha de dimensiones.

Tabla 8. Dimensiones con sus respectivos ítems.

Dimensión	Ítems
Celebración de asambleas	– Elecciones y legitimidad de la autoridad – Toma de decisiones – Arreglos sociales – Información de ingresos y egresos
Mantenimiento preventivo y correctivo	– La JCAS proporciona el mantenimiento preventivo y correctivo – Cooperación monetaria para arreglo o compra – Conocimiento necesario para operación del sistema
Reglamento interno	– Implementación de reglamento interno – Actualización de reglas – Se apoya en reglamento para operación del sistema
Peticiones	– Respuesta oportuna – Solicitud de recursos materiales – Fuera de alcance local – Respuestas apropiadas
Autoridades de los diferentes niveles	– Apoyo con recursos económicos – Esencial para la operación del sistema – Solución de problemas – Apoyo de recursos materiales y mano de obra
Normatividad	– Conocimiento – Proporcionan capacitación – Operación del sistema por usos y costumbres
Conocimiento, infraestructura, autosuficiencia	– Es suficiente infraestructura – Cuotas o tarifas son suficientes – Cuotas o tarifas son adecuadas – Campañas para disminuir morosidad – Problemas en la elaboración de informes de ingresos y egresos – Actualización del padrón de usuarios
Capacitación	– Capacitación de miembros del comité – Conocimiento de funciones – Gratificación por servicios – Necesidad de impartición de cursos de capacitación – Capacitación durante el último año

En la Figura 2 se presenta la situación actual de los comités en cada una de las dimensiones (resaltada en color azul), con los valores actuales obtenidos del instrumento aplicado. Estos valores se comparan con el valor máximo esperado para cada indicador de las diversas dimensiones. Se observa que 7 de las 8 dimensiones se sitúan alrededor del valor de 3; la dimensión "Petición" es la más alta con 3.42, enfocada en solicitudes de recursos materiales, respuestas oportunas y alcance más allá de lo local. Por otro lado, la dimensión "Normatividad" destaca por tener el valor más bajo, 0.84, lo cual indica un bajo grado de conocimiento y capacitación para la operación del sistema basado en usos y costumbres. Aunque en todas las dimensiones existen áreas de oportunidad, la más urgente es la dimensión "Normatividad", donde se pueden implementar capacitaciones para mejorar la situación actual.

Cálculo de K-medias

En la Tabla 9 se presentan las características de los clústeres, donde las puntuaciones más altas —de 5 y 4— indican una inclinación positiva hacia la pregunta, mientras que las puntuaciones de 0 a 1 denotan una inclinación menos positiva. En el primer clúster, los miembros del comité muestran una inclinación positiva en 19 indicadores, contemplando solo cinco con inclinación negativa en todas las dimensiones.

Tabla 9. Centros de clústeres finales.

Asunto	Clúster		
	1	2	3
1. Las autoridades del agua se eligen por acuerdo de asamblea	5	4	3
2. Se respetan las decisiones que surgen de la asamblea de usuarios	4	4	1
3. Los problemas que se presentan en el sistema se consensan con los usuarios para su solución	5	3	3
4. Se da a conocer los informes de ingresos y egresos en asamblea de usuarios	5	1	0
5. La JCAS proporciona el mantenimiento preventivo y correctivo	5	4	5
6. Cooperan los usuarios para arreglo del motor de la fuente de abastecimiento	4	1	2
7. Les proporcionan manual técnico de operación del sistema de agua potable, alcantarillado y saneamiento	3	2	0
8. Considera necesario la implementación del reglamento interno para el manejo del agua potable	4	4	5
9. Se actualiza el contenido del reglamento	3	1	0
10. Sirve de apoyo el reglamento para una mejor operación del sistema	4	1	0
11. Las necesidades tienen respuesta oportuna por parte de las diferentes autoridades	3	3	2
12. La mayoría de las peticiones solicitan recursos materiales	5	4	4
13. Las peticiones se hacen cuando no están al alcance de su capacidad local	5	4	5
14. Considera que tiene la respuesta apropiada en todos los casos	2	1	1
15. Las autoridades ejidales apoyan con los gastos de operación del sistema	2	0	0
16. Ha sido beneficiada la comunidad con algún programa de gobierno relativo al agua potable	4	4	3
17. Tienen el apoyo en la solución de algún problema por parte de presidencia municipal	3	4	3

Asunto	Clúster		
	1	2	3
18. La JCAS apoya con los recursos materiales y mano de obra en arreglo de su infraestructura	4	4	4
19. Conoce la normatividad que debe observarse en el manejo del agua	1	2	0
20. Han recibido alguna capacitación en ese sentido	1	3	1
21. El sistema opera a través de usos y costumbres	0	1	1
22. La infraestructura de agua potable es suficiente para la comunidad	5	4	5
23. Las cuotas son suficientes para el pago de energía eléctrica y/o gastos de operación	5	2	1
24. La cuota o tarifa es la adecuada	4	0	1
25. Realizan campañas para bajar la morosidad	3	3	0
26. Tienen problemas en la elaboración de informes de ingresos y egresos	0	1	5
27. Se tiene actualizado el padrón de usuarios	4	4	2
28. Los miembros del comité de agua potable están capacitados para prestar el servicio	5	4	1
29. Les han proporcionado las funciones que deben realizar los miembros del comité de agua potable	5	5	2
30. Perciben alguna gratificación por los servicios que prestan a la comunidad	2	4	0
31. Considera necesario que se les imparta cursos de capacitación respecto a la operación del sistema	4	5	5
32. Durante el último año se le ha impartido alguna capacitación	0	1	0

Para el segundo clúster, los miembros del comité muestran una inclinación positiva en 14 indicadores y una inclinación negativa en 10 indicadores en todas las dimensiones. En el tercer clúster, los miembros

del comité tienen una inclinación positiva en ocho indicadores, con una inclinación negativa en 16 indicadores en todas las dimensiones. Se observa que los conglomerados presentan diferencias basadas en la región y el número de tomas por localidad.

En la Figura 3 se establece el diseño de la estrategia administrativa, y posteriormente se expone el impacto previsto de su implementación.

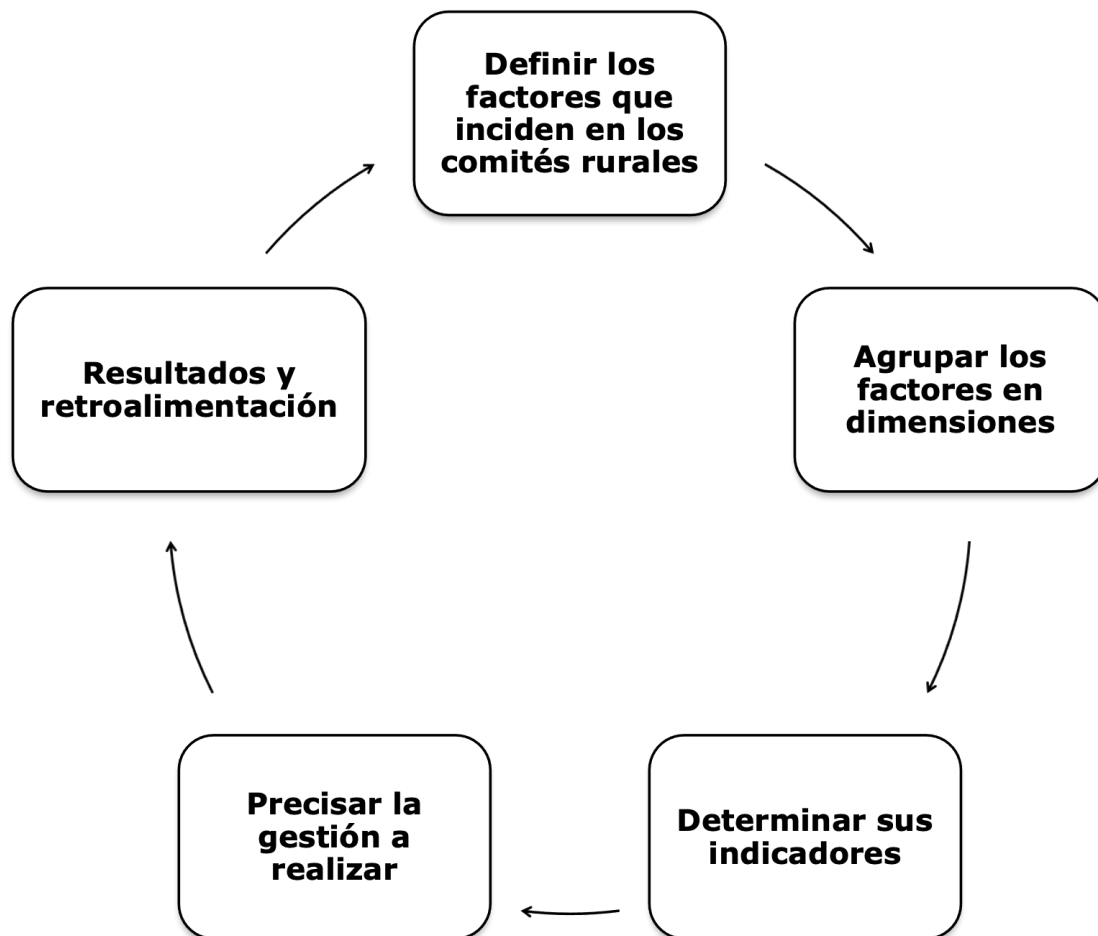


Figura 3. Estrategia administrativa de gestión de agua potable en comunidades rurales.

La ejecución de esta estrategia se presenta como una contribución invaluable al proporcionar información esencial que permite llevar a cabo un análisis detallado de los resultados. Este análisis se centra en la identificación precisa de las necesidades específicas de los comités rurales, abordando las diversas dimensiones implicadas en la gestión del agua potable en las comunidades rurales del estado de Chihuahua. Este enfoque facilita la colaboración efectiva entre los comités y la JCAS para mejorar tanto los aspectos administrativos como operativos en cada entidad.

Los factores que inciden en la eficiencia operativa y administrativa de los comités de agua potable en las comunidades rurales del estado de Chihuahua se desglosan en ocho dimensiones, como se observa en la Figura 4. Estas dimensiones, cruciales para una gestión efectiva, contribuyen al desarrollo de una capacidad de gestión más robusta, subrayando la importancia de la responsabilidad y el compromiso por parte de los miembros tanto del comité como de la JCAS. Este compromiso establece los cimientos para la implementación exitosa de mejoras en el sistema.

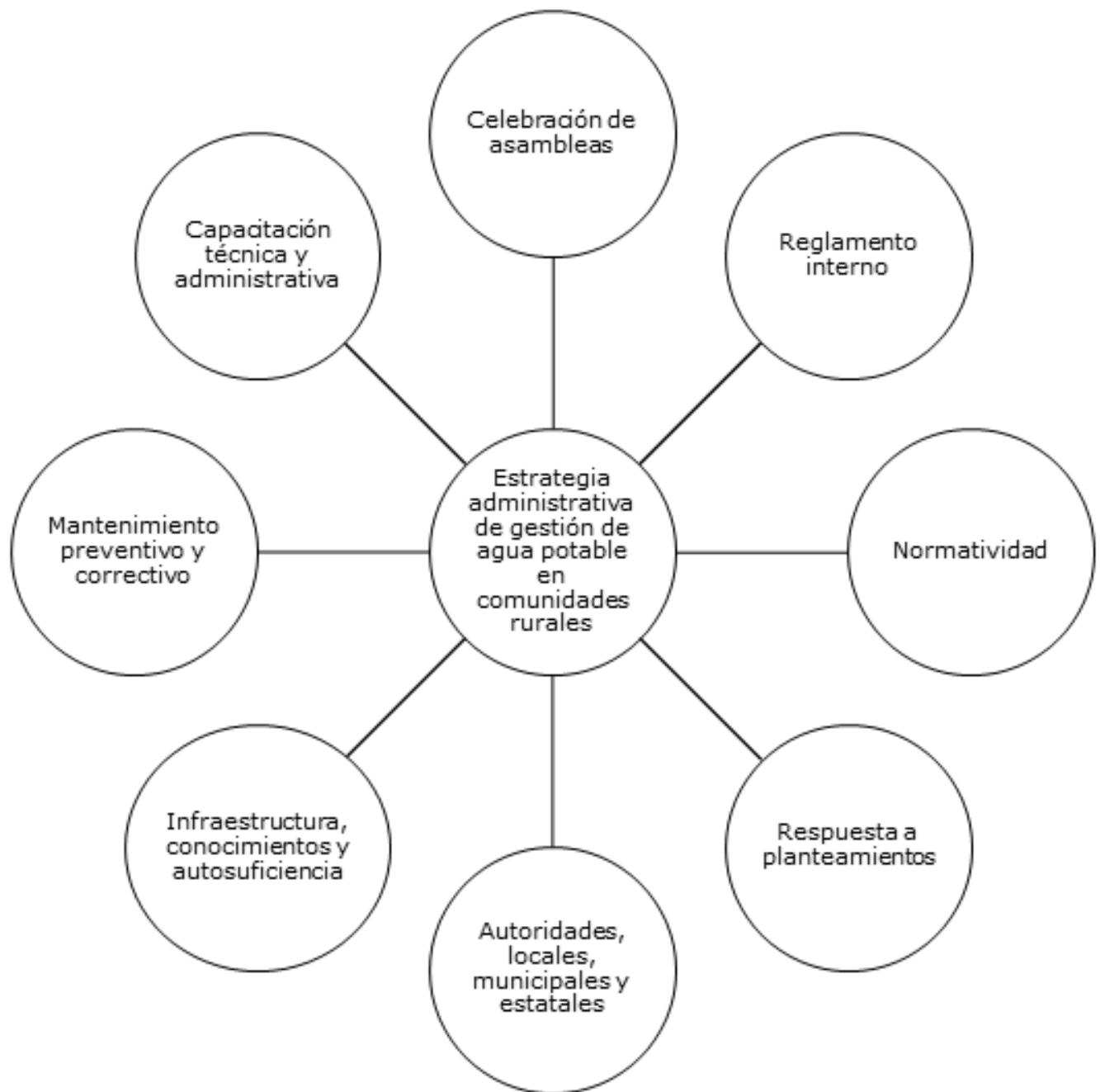


Figura 4. Dimensiones de la estrategia administrativa de gestión de agua potable en comunidades rurales.

A continuación se presenta una explicación más detallada de estas dimensiones:

- 1. Celebración de asambleas.** En las comunidades rurales, la celebración de asambleas desempeña un papel crucial, ya que en estos encuentros se toman decisiones fundamentales sobre la gestión del agua potable. Cualquier iniciativa requiere la aprobación de los usuarios y las decisiones son válidas con una votación de al menos el 50 % más uno del total de usuarios registrados en el padrón general, siempre que estén al día con las cuotas. La responsabilidad de operar y administrar eficientemente el sistema de agua potable recae en la comunidad, con la participación activa de todos los usuarios en la toma de decisiones cruciales, como los nombramientos de autoridades del agua, acuerdos sobre el manejo del agua, resolución de inconformidades relacionadas con la falta de suministro, ajustes en las cuotas de cobro, y la divulgación de la situación técnica y administrativa del sistema proporcionada por los miembros del comité.
- 2. Reglamento interno.** En las comunidades rurales, este instrumento desempeña un papel decisivo en la operación del sistema de agua potable. En él se encuentran establecidas las reglas que los usuarios adoptan de forma voluntaria, que sirve como piedra angular y respaldo para los miembros del comité. Es decir, este documento refleja los acuerdos primordiales para la gestión del agua potable, donde los usuarios son quienes toman decisiones y aprueban las responsabilidades consignadas en él. Estas obligaciones, una vez aprobadas, deben ser respetadas por toda la comunidad, lo cual

contribuye a fomentar una convivencia más armoniosa y beneficiosa para todos los usuarios.

- 3. Normatividad.** Es esencial que las comunidades estén familiarizadas con estos documentos, ya que en muchos casos se encuentran a distancias considerables de la cabecera municipal, la capital del estado y del organismo operador central. Esta situación dificulta la consecución plena de lo estipulado en la normativa, lo cual podría pasar inadvertido por parte de la comunidad. Por ende, resulta imperativo establecer y divulgar leyes, políticas y reglamentos que regulen de manera efectiva el funcionamiento de los sistemas de agua potable en entornos rurales.
- 4. Respuesta a planteamientos.** Uno de los aspectos fundamentales en este ámbito radica en que la mayoría de las solicitudes realizadas por los miembros del comité de agua potable están orientadas a obtener respaldo en forma de materiales, adaptados a las necesidades surgidas durante la operación del sistema. Estos requerimientos deben formar parte de programas ofrecidos por diversas instancias a nivel local, municipal, estatal o federal. Es crucial señalar que los materiales solicitados no siempre están al alcance directo de los comités. Por tanto, se requiere validar cada solicitud a través de una visita técnica que garantice la pertinencia y viabilidad de cada pedido.
- 5. Autoridades locales, municipales y estatales.** En este contexto, los diversos órganos gubernamentales deben respaldar a las comunidades rurales de su municipio conforme a lo establecido en el artículo 115 de la Constitución. Este artículo delinea las facultades del gobierno municipal en esta esfera, proporcionando así una base

legal para brindar apoyo técnico y económico según las posibilidades de cada entidad gubernamental. Al abordar los desafíos inherentes a la operación y administración del sistema, es fundamental que las autoridades locales, municipales y estatales colaboren estrechamente con los comités. La implementación de mecanismos de apoyo específicos, detallados en relación con los aspectos pertinentes, se traducirá en una mayor eficiencia para los comités de agua potable.

- 6. Infraestructura conocimientos y autosuficiencia.** Los comités de agua potable deben familiarizarse con la infraestructura disponible en la comunidad, lo que abarca aspectos técnicos relacionados con el suministro y distribución a los usuarios, así como el manejo técnico, operativo y administrativo del sistema.
- 7. Mantenimiento preventivo y correctivo.** El objetivo primordial de un sistema de agua potable es suministrar de manera adecuada el vital líquido para mejorar la calidad de vida de las comunidades que dependen de esta esencial infraestructura. Un plan de mantenimiento debe asegurar, en primer lugar, la continuidad de este servicio, permitiendo la optimización de recursos y, como resultado, la reducción de costos, lo cual contribuirá a una mayor eficiencia en los comités. Es imperativo que las comunidades cuenten con los recursos necesarios para llevar a cabo tanto el mantenimiento preventivo como el correctivo.
- 8. Capacitación técnica y administrativa.** Dada la relevancia del suministro de agua en las comunidades para mejorar la calidad de vida, es esencial implementar programas de capacitación dirigidos a los comités de agua. Estos programas se enfocarán en el desarrollo

integral de sus actividades relacionadas con la gestión de sistemas de agua potable, abarcando tanto los aspectos técnicos como administrativos. Esta capacitación tiene como objetivo equipar a los comités con las habilidades necesarias para abordar y resolver los problemas que surgen en sus comunidades.

Discusión

A partir de los resultados obtenidos, se destaca, a través del análisis de brecha, que 7 de las 8 dimensiones se sitúan alrededor del valor de tres. La dimensión cuatro alcanza la puntuación más alta con 3.42, y corresponde a las peticiones con solicitud de recursos materiales y respuestas oportunas; mientras que la dimensión seis presenta la puntuación más baja, con un 0.84, referente a la normatividad y al grado de conocimiento y capacitación para la operación del sistema por usos y costumbres. En todas las dimensiones se identifica un área de oportunidad, pero la más urgente es la dimensión seis, donde la implementación de capacitaciones se presenta como una necesidad imperante.

Es importante resaltar que en relación con el valor esperado de cinco, las dimensiones se encuentran en un rango del 53 al 68 %, con excepción de la dimensión seis de la normatividad, que alcanza solo el 16 %. La contribución estratégica de estos hallazgos se basa en la evidencia presentada y subraya la necesidad de desarrollar planes de capacitación tanto en el ámbito operativo como administrativo. Esta recomendación se alinea con las conclusiones de estudios previos, como el de Martínez-Omaña (2016), que examina las formas de gestión de los servicios de

agua potable en la Ciudad de México, e identifica instituciones y corporaciones involucradas en la producción y provisión del recurso.

Asimismo, las funciones de nivel regional, asistencia técnica y apoyo a la gestión administrativa, descritas por Bernal, Rivas y Peña (2014), refuerzan la importancia de la asesoría técnica y administrativa en las organizaciones. La propuesta "Triple S" de Lockwood y Smits (2011), que sugiere modelos consensuados de servicio de suministro, respalda la necesidad de acuerdos entre niveles de gobierno para mejorar la prestación de servicios.

Un aspecto crítico revelado por los resultados es la falta de actualización en el reglamento interno, donde la utilidad de éste varía entre los comités. Tal hallazgo coincide con la carencia de reglamentos y libros contables señalada por Vargas (2001). Además, la dependencia de los comités en la solución de problemas por parte de la JCAS subraya la importancia de una gestión colaborativa y la necesidad de capacitar a los comités para resolver problemas operativos.

En dicho contexto, el modelo centralizado propuesto por Lockwood (2002) y la evidencia de desafíos a largo plazo en sistemas rurales (Romero-Navarrete, Martínez-Omaya, & Simón-Ruiz, 2016) subrayan la relevancia de una gestión eficiente y sostenible. Es crucial considerar que la eficacia en el uso del agua y la generación de alternativas de acceso son fundamentales para superar la escasez, lo que sugiere una transformación significativa en la disposición del recurso hídrico (Jiménez & Wainer, 2017).

Los resultados indican la urgencia de implementar una estrategia integral que aborde las dimensiones críticas identificadas, haciendo

hincapié en la capacitación, la actualización de normativas, y la colaboración efectiva entre comités y JCAS para mejorar la gestión del agua potable en las comunidades rurales del estado de Chihuahua. En un análisis realizado por Moncada-Mesa, Pérez-Muñoz y Valencia-Agudelo (2013) se destaca cómo las comunidades organizadas pueden gestionar de manera sostenible un recurso, estableciendo reglas que ellas mismas han creado. Esta opción se presenta como una alternativa distinta a depender del Estado, ya que permite considerar las decisiones y necesidades específicas de cada comunidad, las cuales son fundamentales para la supervivencia de dichos recursos. Estos hallazgos, respaldados por estudios previos, resaltan la necesidad de acciones específicas para fortalecer la gestión del agua potable y avanzar hacia un desarrollo sostenible en estas comunidades.

Conclusiones

En consecuencia, se determina que en la actualidad no existe una estrategia administrativa por dimensiones para la gestión del agua potable en comunidades rurales del estado de Chihuahua. Esta estrategia debería abordar factores críticos, como el conocimiento de la infraestructura, la capacitación y el mantenimiento, con el propósito de mejorar la toma de decisiones y optimizar el rendimiento tanto de los comités rurales como de la JCAS en conjunto. La relevancia de esta investigación radica en su contribución teórica al desarrollo de una estrategia administrativa para la gestión del agua potable en comunidades rurales, la cual fue respaldada mediante análisis estadísticos, lo que confirma la viabilidad para su implementación.

Referencias

- Baeza, M. F. (1987). *Reglamento de las juntas rurales de agua potable*. Recuperado de https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2010/05/Chihuahua_JuntaRural.pdf
- Bernabé-Crespo, M. B. (2022). Water mix implications and perspectives for potable water supply in southeastern Spain. *Agua y Territorio/Water and Landscape*, (20), e5714. DOI: 10.17561/at.20.5714
- Bernal, A., Rivas, L., & Peña, P. (2014). Propuesta de un modelo de co-gestión para los pequeños abastos comunitarios de agua en Colombia. *Perfiles Latinoamericanos*, 22(43), 159-184.
- CESCR, Comité de las Naciones Unidas de Derechos Económicos, Sociales y Culturales. (2002). *Consejo Económico y Social. 29º Periodo de sesiones*. Ginebra, Suiza: Comité de las Naciones Unidas de Derechos Económicos, Sociales y Culturales.
- Duarte, J. C. (2012). *Ley del Agua del Estado, Última Reforma POE 2017.02.22/No. 15 de Chihuahua*. Recuperado de <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2017/06/Ley-del-Agua-del-Estado-de-Chihuahua-22-febrero-2017-.pdf>
- Hernández-González, J., & Tagle-Zamora, D. (2020). Percepciones sociales del proceso de municipalización del agua potable en comunidades periurbanas de León, Guanajuato. *Región y Sociedad*, 32, e1257. DOI: 10.22198/rys2020/32/1257

- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2003). *Síntesis de información geográfica del estado de Chihuahua*. Recuperado de https://www.inegi.org.mx/contenido/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/historicos/2104/702825224332/702825224332_1.pdf
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2010). *Resultados del Censo de Población 2010*. México, DF, México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- Jiménez, S., & Wainer, J. T. (2017). Realidad del agua en Chile: ¿escasez o falta de infraestructura? *Libertad y Desarrollo* (Serie Informe Económico 263). Recuperado de <https://lyd.org/wp-content/uploads/2017/06/SIE-263-Realidad-del-agua-en-Chile-Escasez-o-falta-de-infraestructura-Marzo2017.pdf>
- Lockwood, H. (2002). Mecanismos de apoyo institucional para los sistemas rurales de agua potable y saneamiento manejados por las comunidades en América Latina. *Environmental Health Project*. Recuperado de <https://es.ircwash.org/sites/default/files/Lockwood-2002-Mecanismos.pdf>
- Lockwood, H., & Smits, S. (2011). *Supporting rural water supply: Moving towards a service delivery approach*. Practical Action Publishing. DOI: 10.3362/9781780440699

- Martínez-Omaña, M. C. (2016). Water management in Mexico City: Territories, institutions and stakeholders, 2000-2010. *Agua y Territorio/Water and Landscape*, (7), 50-60. DOI: 10.17561/at.v0i7.2962
- Moncada-Mesa, J., Pérez-Muñoz, C., & Valencia-Agudelo, G. D. (2013). Comunidades organizadas y el servicio público de agua potable en Colombia: una defensa de la tercera opción económica desde la teoría de recursos de uso común. *Ecos de Economía*, 17(37), 125-159.
- Parres-Serrano, B. A., García-García, F., & Rodríguez-Peral, E. M. (2020). La estrategia en las redes de una marca de moda. *Revista Latina de Comunicación Social*, (77), 33-53. DOI: 10.4185/RLCS-2020-1448
- Rivera-Contreras, A. L. (2018). Evaluación de los modelos de gestión de proyectos rurales de agua potable y saneamiento básico implementados en los llanos de Colombia. *DYNA*, 85(204), 289-295. DOI: 10.15446/dyna.v85n204.67539
- Rojas, H. D. (2019). *El conocimiento del uso del agua y la gestión integrada de los recursos hídricos en las zonas rurales andinas del Distrito de Quiquijana 2015*. Recuperado de <http://repositorio.usanpedro.edu.pe/handle/USANPEDRO/10757>
- Romero-Navarrete, L., Martínez-Omayá, M. C., & Simón-Ruiz, I. (2016). La interdisciplinariedad en el abordaje de la relación Agua. Territorio y sociedad. *Agua y Territorio/Water and Landscape*, (7), DOI: 10.17561/at.v0i7

- Soares, D. (2007). Crónica de un fracaso anunciado: la descentralización en la gestión del agua potable en México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 4(1), 19-37. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-54722007000100002&lng=es&tlng=es
- Vargas, S. (2001). *Proyecto El rol de las comunidades en la gestión de sistemas en el abastecimiento de agua en países en desarrollo. Estudio de caso*. Recuperado de http://objetos.univalle.edu.co/files/Estudio_de_caso_Asociaci%C3%B3n_Municipal_de_Acueductos_Comunitarios_AMAC_del_municipio_de_Dosquebradas_Risaralda_Colombia.pdf

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-03-07

Artículos

Proceso operativo simple para el análisis de frecuencias de crecientes con series de duración parcial

Simple operational process for the flood frequencies analysis with partial duration series

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

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

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

Resumen

A través del análisis de frecuencias se estiman las *crecientes de diseño* (CD), gastos máximos del río correspondientes a bajas probabilidades de ser excedidos. Con las CD se dimensionan hidrológicamente los diques y muros de protección, los puentes y los drenajes urbanos. El análisis de frecuencias procesa, por lo general, los gastos máximos anuales observados o serie anual de máximos (SAM), pero también se pueden procesar todos los gastos que exceden un *valor umbral* (*vu*) o serie de

duración parcial (SDP), cumpliendo con la condición de ser independientes. La desventaja esencial de la SAM radica en considerar solo el evento máximo anual, ignorando sus valores secundarios, los cuales pueden exceder a los máximos de otros años. Como la SDP está formada por un mayor número de eventos, sus *predicciones* o CD resultan más confiables. En este estudio, las SDP se integran a partir del registro de gastos máximos mensuales, adoptando como *vu* mínimo x_0 , el menor gasto máximo anual, y como *vu* máximo el que define tantos gastos excedentes como años del registro de la SAM. El *vu adoptado* acepta, gráfica y numéricamente, la distribución Poisson-Pareto y conduce al menor error estándar de ajuste para los datos de la SDP analizada. El proceso operativo sugerido se aplica en cinco estaciones hidrométricas de dos regiones hidrológicas de México y concluye con el contraste de predicciones de la SAM y de la SDP. Por último, se formulan las conclusiones, las cuales destacan la sencillez del proceso y la exactitud de sus predicciones.

Palabras clave: serie anual de máximos, serie de duración parcial, valores umbral, distribución Poisson-Pareto, gráfico de excedencias residuales medias, índice de dispersión, predicciones, error relativo.

Abstract

Through frequency analysis, the *design floods* (DF) are estimated, maximum river flows corresponding to low probabilities of being exceeded. With the DF, dikes and protection walls, bridges and urban drainage are hydrologically dimensioned. Frequency analysis generally processes the observed annual maximum flows or Annual Series of

Maximums (SAM), but all flows that exceed a *threshold value* (vu) or Partial Duration Series (SDP) can also be processed, complying with the condition of being independent. The essential disadvantage of the SAM lies in considering only the maximum annual event, ignoring secondary values, which may exceed the maximums of other years. As the SDP is made up of a greater number of events, its *predictions* or DFs are more reliable. In this study, the SDP are integrated from the record of maximum monthly flows, adopting as the minimum vu x_0 , the lowest maximum annual flow, and as the maximum vu the one that defines as many excess flows as years of the SAM record. The *adopted vu* accepts, graphically and numerically, the Poisson-Pareto distribution and leads to the lowest standard error of fit for the analyzed SDP data. The suggested operational process is applied in five hydrometric stations in two hydrological regions of Mexico and concludes with the contrast of SAM and SDP predictions. Finally, conclusions are formulated, which highlight the simplicity of the process and the accuracy of its predictions.

Keywords: Annual series of maximums, partial duration series, threshold values, Poisson-Pareto distribution, graph of average residual exceedances, dispersion index, predictions, relative error.

Recibido: 18/10/2023

Aceptado: 25/03/2024

Publicado *online*: 02/05/2024

Introducción

Generalidades

Una tarea o reto común del hidrólogo consiste en estimar el riesgo o la probabilidad de ocurrencia de *crecientes* o *avenidas máximas* en una cuenca o en una localización específica de un río. Tales crecientes originan inundaciones, cuyos daños económicos y ambientales son cuantiosos; además, pueden dañar las obras hidráulicas, como embalses, puentes, diques y muros de contención, así como el drenaje urbano. La prevención y mitigación de los daños por inundaciones también requiere inversiones importantes (Stedinger, 2017).

Por lo anterior, la estimación de las *crecientes de diseño* (CD), con las cuales se dimensionan las obras hidráulicas y se les brinda seguridad hidrológica, es una actividad que debe ser desarrollada con la mayor exactitud posible. Las CD son gastos máximos asociados con bajas probabilidades de ser excedidos; su estimación se realiza a través del llamado *análisis de frecuencias*, técnica estadística que procesa el registro disponible de gastos máximos por medio de una función de distribución de probabilidades (FDP) para obtener inferencias o *predicciones* factibles de ocurrir en el futuro (Bobée & Ashkar, 1991; Lang, Ouarda, & Bobée, 1999; Singh & Zhang, 2017).

Para que el *análisis de frecuencias de crecientes* (AFC) conduzca a resultados confiables se deben cumplir las siguientes cuatro condiciones: (1) el registro de gastos máximos disponibles debe haber sido originado por un proceso aleatorio estacionario; (2) la FDP utilizada debe ser idónea para el registro procesado, por ello se prueban varias que se consideran

adecuadas; (3) el ajuste de cada FDP a los datos disponibles se debe realizar con métodos eficientes, y (4) la selección de los resultados o predicciones requiere ser exhaustiva y objetiva (Meylan, Favre, & Musy, 2012).

En el AFC y de otros datos hidrológicos extremos se pueden utilizar dos tipos de registros: a) el de gastos máximos anuales o serie anual de máximos (SAM), y b) el de valores superiores a un *valor umbral* (x_0) o serie de duración parcial (SDP), conocida universalmente como análisis POT, de *peaks-over-threshold*. La objeción básica de la SAM es que considera solo el evento máximo anual, ignorando los valores secundarios, los cuales pueden exceder a los máximos de otros años. Lo anterior es válido para la secuencia de años secos, presente en el registro, cuyos valores pequeños pueden influir en la estimación de las CD; ello se ve exacerbado en las regiones áridas y semiáridas (Stedinger, Vogel, & Foufoula-Georgiou, 1993; Madsen, Rasmussen, & Rosbjerg, 1997; Lang *et al.*, 1999; Bhunya, Mishra, Ojha, & Berndtsson, 2008; Bhunya, Singh, Berndtsson, & Panda, 2012; Bezak, Brilly, & Sraj, 2014).

La SDP evita las desventajas de la SAM al emplear un *nivel truncamiento* y procesar todos los gastos superiores a tal nivel básico (x_0). Sin embargo, su uso no se ha generalizado debido a la dificultad para integrarla, ya que sus valores deben cumplir con la condición de independencia y entonces se debe adoptar un criterio para la selección de los eventos (Madsen *et al.*, 1997; Lang *et al.*, 1999). Además, la SDP requiere dos FDP: una para el conteo de excedencias por año y otra para modelar sus magnitudes (Bhunya *et al.*, 2008). Como el promedio y varianza de las excedencias por año cambia con el registro y con el x_0 , se

deben aplicar diferentes FDP para modelar su ocurrencia (Önöz & Bayazit, 2001; Bezak *et al.*, 2014; Pan, Rahman, Haddad, & Ouarda, 2022).

De acuerdo con Stedinger (2017), si un gasto pico es definido de manera apropiada, la SDP estará integrada por eventos independientes y con igual distribución, cumpliendo con el requisito básico (*iid*) del análisis de frecuencias. En general, las SDP resultan más convenientes que la SAM en registros cortos menores a los 14 años y en los registros de las zonas áridas (Bhunya *et al.*, 2008; Bezak *et al.*, 2014).

Objetivos

Campos-Aranda (2000) expuso la teoría básica del análisis estadístico de las SDP y ahora formula un procedimiento simple de integración de tales series; encuentra por tanteos el *valor del umbral* (*vu*), que logra el mejor ajuste; verifica, gráfica y numéricamente la aceptación del modelo probabilístico Poisson-Pareto, y contrasta sus predicciones con las adoptadas al procesar previamente la serie anual de máximos.

Los *objetivos* de este estudio fueron los cuatro siguientes: (1) exponer un resumen de conceptos teóricos relacionados con la integración y procesamiento probabilístico de las SDP; (2) procesar cinco registros hidrométricos con SDP, integrados a partir de los registros disponibles de gastos máximos mensuales, que muestra nueve años por página en el sistema BANDAS (IMTA, 2003); (3) verificar la distribución Poisson-Pareto mediante el gráfico de excedencias residuales medias y la prueba del índice de dispersión, y (4) contrastar los errores de ajuste y las predicciones obtenidas con las muestras procesadas de la SAM y de la SDP adoptada.

Aunque en un inciso previo a la presentación de los cinco registros de SDP que serán procesados se describen con detalle las seis etapas que integran el procedimiento operativo sugerido, en la Figura 1 se muestra un esquema descriptivo de tal secuencia, para establecer una concepción previa y básica de su planteamiento.

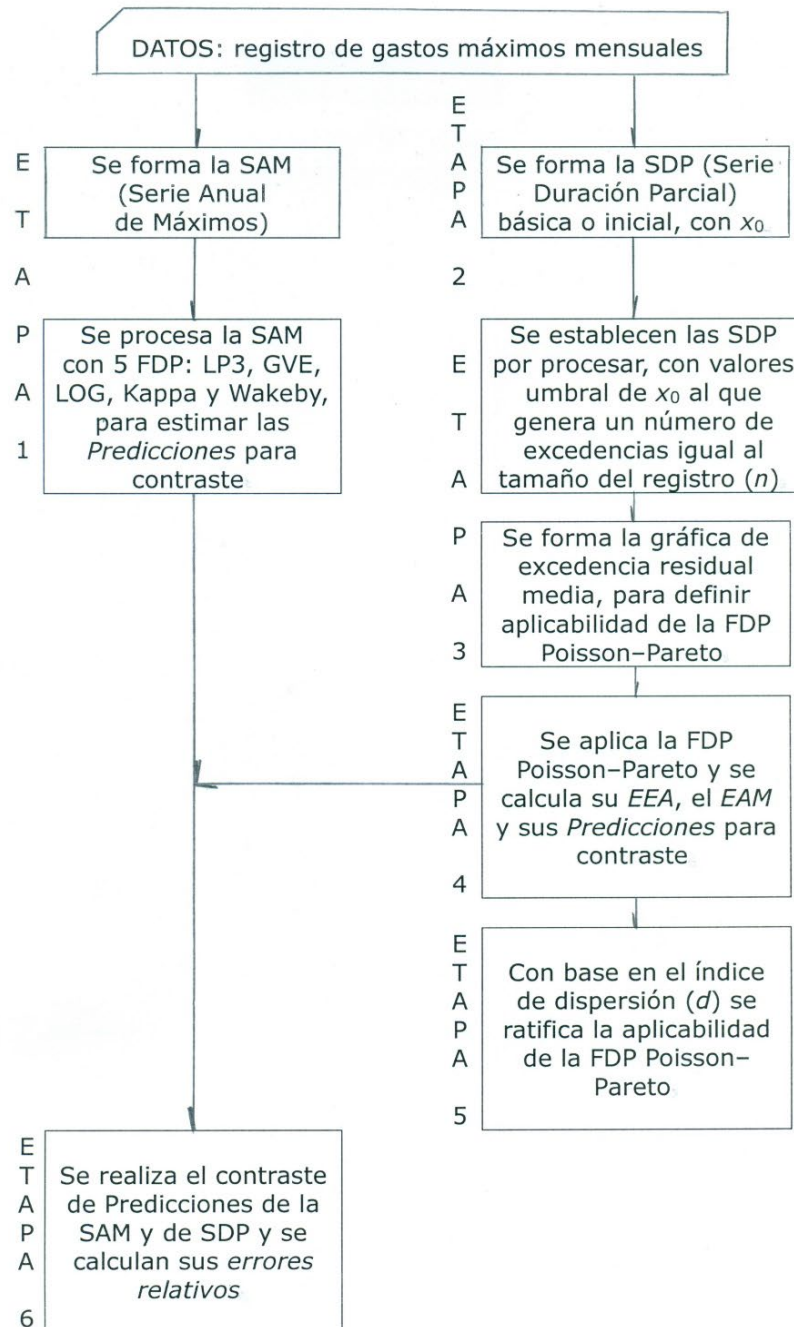


Figura 1. Esquema descriptivo básico de las etapas del procedimiento operativo sugerido.

Conceptos teóricos relativos a las SDP

Criterios de independencia

Cuando se analizan hidrogramas observados y ocurren dos gastos máximos (Q_1 , Q_2) que definen dos hidrogramas pico, su independencia queda establecida por el lapso mínimo (θ) en días entre ellos, así como por el descenso que alcanza el gasto ($x_{\min}$) entre ellos. Bezak *et al.* (2014) exponen y aplican el criterio seguido en EUA, que es el siguiente:

$$\theta > 5 \text{ días} + \ln(A) \quad (1)$$

$$x_{\min} < \left(\frac{3}{4}\right) \min(Q_1, Q_2) \quad (2)$$

En la Ecuación (1), A es el área de cuenca en millas cuadradas. El segundo gasto pico en magnitud debe ser eliminado si no se cumplen las ecuaciones (1) y (2). Lang *et al.* (1999) y Pan *et al.* (2022) exponen y analizan otros criterios similares.

Selección del valor umbral (x_0)

La otra dificultad asociada con la integración de las SDP es la estimación idónea de x_0 , o *valor umbral* mínimo o base. De acuerdo con Lang *et al.* (1999) existen dos diferentes enfoques para la selección de valor base x_0 : el primero está basado en un criterio físico y por ello consiste en la

identificación del gasto máximo o creciente que desborda el cauce hacia las planicies de inundación; el segundo enfoque está basado en consideraciones matemáticas y/o estadísticas, que buscan seleccionar excedencias que sean independientes, y cuya ocurrencia puede ser descrita por un proceso de Poisson.

Con fines prácticos, se han sugerido magnitudes que conduzcan a un número de excedencias por año (λ) de un mínimo de uno y un máximo de cinco; pasando por el valor de 1.63 para alcanzar una menor varianza muestral comparada con la obtenida con la SAM (Pan *et al.*, 2022). Madsen *et al.* (1997) recomiendan estimar el valor de x_0 con la expresión:

$$x_0 = \mu_x + FC \cdot \sigma_x \quad (3)$$

Donde:

μ_x = media de la serie básica de gastos diarios

σ_x = desviación estándar de la serie básica de gastos diarios

$FC = 3$ = factor de frecuencia citado por Lang *et al.* (1999) y adoptado por Bezak *et al.* (2014).

Madsen, Rosbjerg y Harremoës (1993) aplican la Ecuación (3), en SDP de lluvias extremas.

Por otra parte, Bezak *et al.* (2014) indican que Langbein (1949) sugirió que el *valor umbral mínimo* (x_0) fuera igual al valor más bajo de la SAM. Fischer y Schumann (2016) adoptan el criterio anterior y trabajan con registros de gasto máximo mensual, para los cuales aceptan que pueden tener cierto grado débil de dependencia, la cual ignoran debido a

la ganancia en exactitud por el aumento de eventos o excedencias en la SDP formada.

En opinión del autor, esta selección como valor umbral *mínimo* (x_0) en una SDP conduce a la aceptación de todos los valores superiores al mínimo anual, para que integren las excedencias y, por lo tanto, implica una relación o correspondencia entre la SAM y la SDP. Por otra parte, el *valor umbral* vu que será *adoptado* está relacionado con el mejor ajuste logrado y la verificación de aplicabilidad del modelo probabilístico Poisson-Pareto.

Relación entre periodos de retorno T_a y T_p

Para una SDP con λ excedencias promedio por año y FDP de los eventos que exceden a x_0 igual a $G(x)$, entonces los eventos independientes que no exceden a x y que, por lo tanto, ocurren en el intervalo de x_0 a x , estarán definidos por la siguiente expresión (Stedinger *et al.*, 1993; Stedinger, 2017):

$$\lambda^* = \lambda[1 - G(x)] \quad (4)$$

Si $F_a(x)$ es la FDP de la SAM, es decir, la probabilidad de que un valor máximo anual no exceda a x . Entonces, para eventos independientes, la probabilidad de no tener excedencias de x en un lapso de un año está dada por la distribución de Poisson (Stedinger *et al.*, 1993; Stedinger, 2017), cuya expresión es:

$$F_a(x) = \exp(-\lambda^*) = \exp(-\lambda[1 - G(x)]) = \exp(-1/T_p) \quad (5)$$

De la expresión anterior se obtiene la ecuación que relaciona el periodo de retorno (T_p) de la SDP con el correspondiente (T_a) de la SAM (Stedinger, 2017):

$$1/T_a = 1 - \exp(-1/T_p) \quad (6)$$

Para periodos de retorno infrecuentes, por ejemplo, mayores de 10 años, con la expresión anterior se obtiene que $T_a \cong T_p + 0.50$, lo cual indica que los periodos de retorno de la SAM y de la SDP son básicamente los mismos.

FDP del número de excedencias por año (λ)

La distribución de probabilidades de Poisson es comúnmente aplicada para estimar la probabilidad del número de excedencias (λ) por año superiores a x_0 . Una propiedad importante de tal distribución es que también define un proceso de Poisson para cualquier otro umbral superior (Metcalf, 1997; Önöz & Bayazit, 2001). La distribución de Poisson es aplicable si el valor medio de las excedencias por año (E) es igual a su varianza (V).

La variable aleatoria binomial es un conteo del número de éxitos en un cierto número de ensayos, mientras que la variable de la distribución binomial negativa contabiliza los fracasos. En ambas distribuciones, el

número de éxitos está predeterminado y el número de ensayos es aleatorio (Bhunya *et al.*, 2012). En la distribución binomial, la media es mayor que la varianza; y en la binomial negativa, la varianza es mayor que su media (Önöz & Bayazit, 2001; Bezak *et al.*, 2014; Pan *et al.*, 2022).

Test para la selección de la distribución de λ

Önöz y Bayazit (2001) exponen el test o prueba desarrollada por Cunnane (1979) para ratificar la selección entre las distribuciones Poisson, binomial y binomial negativa, ya que su adopción inicial depende del valor del número medio de excedencias por año (E) y de su varianza (V). Como ya se indicó, cuando $E \cong V$ se adopta la distribución de Poisson, con $E > V$ la binomial y con $E < V$ la Binomial negativa. El estadístico del test es el *índice de dispersión* (d), cuya expresión es:

$$d = \sum_{i=1}^n \frac{(\lambda_i - \bar{\lambda})^2}{\bar{\lambda}} = \frac{(n-1)V}{E} \quad (7)$$

Para un nivel de significancia del 5 %, la distribución de Poisson se acepta si d está comprendido entre $\chi^2_{0.025}$ y $\chi^2_{0.975}$, definidos en la Tabla 1, para $n-1$ grados de libertad (*g.l.*), siendo n el número de años del registro. Si d es menor que $\chi^2_{0.025}$ se adopta la distribución binomial y si d es mayor que $\chi^2_{0.975}$ se acepta la distribución binomial negativa (Önöz & Bayazit, 2001).

Tabla 1. Valores de la distribución Chi-cuadrada para un nivel de significancia del 5 % (Ostle & Mensing, 1975).

<i>g.l.</i>	$\chi^2_{0.025}$	$\chi^2_{0.975}$	<i>g.l.</i>	$\chi^2_{0.025}$	$\chi^2_{0.975}$	<i>g.l.</i>	$\chi^2_{0.025}$	$\chi^2_{0.975}$
30	16.8	47.0	54	35.6	76.2	78	55.5	104.3
32	18.3	49.5	56	37.2	78.6	80	57.2	106.6
34	19.8	52.0	58	38.8	80.9	82	58.8	108.9
36	21.3	54.4	60	40.5	83.3	84	60.5	111.2
38	22.9	56.9	62	42.1	85.7	86	62.2	113.5
40	24.4	59.3	64	43.8	88.0	88	63.8	115.8
42	26.0	61.8	66	45.4	90.3	90	65.6	118.1
44	27.6	64.2	68	47.1	92.7	92	67.4	120.4
46	29.2	66.6	70	48.8	95.0	94	69.1	122.7
48	30.8	69.0	72	50.4	97.4	96	70.8	125.0
50	32.4	71.4	74	52.1	99.7	98	72.5	127.3
52	34.0	73.8	76	53.8	102.0	100	74.2	129.6

Gráfica de excedencias residuales medias

Coles (2001) expone dos procedimientos para seleccionar el valor umbral superior a x_0 . El primero se basa en la gráfica de *excedencias residuales medias*, cuyas abscisas y ordenadas están definidas en la siguiente expresión:

$$\left(v_u, \frac{1}{n_{vu}} \sum_{i=1}^{n_{vu}} (x_i - v_u) \right) \quad (8)$$

En la cual:

v_u = un valor umbral superior a x_0 .

x_i = gastos máximos que exceden a v_u , cuyo número es n_{v_u} .

Entonces, arriba de un valor umbral x_0 inicial, que acepta la FDP Pareto generalizada (PAG), el gráfico de excedencias residuales medias debe ser aproximadamente lineal para seguir siendo válida la distribución citada. El otro procedimiento de Coles (2001) se basa en la similitud que deben tener los parámetros de ubicación y escala de la distribución PAG.

Distribución de la magnitud de las excedencias

La distribución exponencial fue utilizada por Shane y Lynn (1964) para modelar la magnitud de las excedencias de x_0 en el trabajo pionero de los análisis probabilísticos de las SDP. Posteriormente, se ha utilizado la distribución Pareto generalizada para describir a la FDP de $G(x)$, para la magnitud de los eventos mayores que el umbral x_0 , la cual es (Metcalf, 1997; Stedinger *et al.*, 1993; Singh & Zhang, 2017):

$$G(x) = F = 1 - \left[1 - k \left(\frac{x - x_0}{\alpha} \right) \right]^{\frac{1}{k}} \text{ para } k \neq 0 \quad (9)$$

Donde:

x_0 = ubicación

α = escala

Para valores positivos del parámetro de forma k , esta FDP tiene una frontera superior en $x_{max} = x_0 + \alpha/k$; para $k < 0$ no tiene frontera y su cola derecha es más gruesa o densa; cuando $k = 0$ se obtiene la FDP exponencial de dos parámetros.

Distribución Poisson-Pareto

Aceptando que la FDP Pareto generalizada describe a $G(x)$, entonces se sustituye la Ecuación (9) en la (4) y se puede obtener una distribución GVE para los valores de la SAM mayores de x_0 (Stedinger *et al.*, 1993; Campos-Aranda, 2000; Meylan *et al.*, 2012), cuyas ecuaciones son:

$$F_a(x) = \exp \left[- \left(1 - k \frac{x-u^*}{\alpha^*} \right)^{1/k} \right] \text{ para } k \neq 0 \quad (10)$$

Siendo:

$$k = \frac{\mu - x_0}{\lambda_2} - 2 \quad (11)$$

$$\alpha = (\mu - x_0)(1 + k) \quad (12)$$

$$u^* = x_0 + \frac{\alpha(1-\lambda^{-k})}{k} \quad (13)$$

$$\alpha^* = \alpha \cdot \lambda^{-k} \quad (14)$$

En la Ecuación (9):

$\mu = \beta_0$ = media de las excedencias o valores superiores a x_0 .

λ_2 = momento L de segundo orden, función de los momentos de probabilidad pesada β_1 y β_0 con las expresiones siguientes (Hosking & Wallis, 1997):

$$\lambda_2 = 2 \cdot \beta_1 - \beta_0 \quad (15)$$

$$\beta_r = \frac{1}{n} \sum_{j=r+1}^n \frac{(j-1)(j-2)\dots(j-r)}{(n-1)(n-2)\dots(n-r)} x_{j:n} \text{ para } r = 0 \text{ y } 1 \quad (16)$$

Se considera una muestra de tamaño n ordenada en forma progresiva, es decir que $x_{1:n} \leq x_{2:n} \leq \dots \leq x_{n:n}$. u^* y α^* son los parámetros de ubicación y escala corregidos de la FDP Pareto generalizada, ya que toman en cuenta el proceso de Poisson a través del número medio de excedencias por año (λ).

Por último, la solución inversa de la Ecuación (9) conduce a la función de cuantiles, que permite estimar las *predicciones* asociadas con una determinada probabilidad de no excedencia (F), obtenidas con la SDP, ya que son función de u^* y α^* ; tal expresión es:

$$x_{Tr} = u^* + \left(\frac{\alpha^*}{k}\right) [1 - (1 - F)^k] \quad (17)$$

Conceptos teóricos relativos a las SAM

Distribuciones de probabilidad utilizadas

Para este contraste, entre calidad del ajuste y predicciones obtenidas con las SAM y SDP, se procesaron los registros de la SAM con base en las tres FDP que han sido sugeridas como norma o referencia: la Log-Pearson tipo III (LP3), la general de valores extremos (GVE) y la logística generalizada (LOG). Además, se aplicaron dos FDP de gran versatilidad, la distribución Kappa y la Wakeby.

La distribución LP3 se aplicó con el método de momentos en los dominios logarítmico (WRC, 1977) y real (Bobée, 1975), adoptando la de mejor ajuste; el resto de distribuciones se aplicó con el método de los momentos L (Hosking & Wallis, 1997).

Error estándar de ajuste

A mediados de la década de 1970 (Kite, 1977) se estableció el *error estándar de ajuste (EEA)* como un indicador estadístico cuantitativo que estima la calidad del ajuste y que además permite la comparación objetiva entre las diversas FDP que se prueban en una muestra, ya que tiene las unidades de los datos. Actualmente es el indicador más común para el contraste de las FDP a datos reales (Chai & Draxler, 2014).

Se ha aplicado en México haciendo uso de la fórmula empírica de Weibull. Ahora se recomienda aplicarlo utilizando la fórmula de Cunnane (Ecuación (18)), la cual conduce a probabilidades de no excedencia (F)

aproximadamente insesgadas para muchas FDP, según Stedinger (2017), la cual es:

$$F = \frac{i-0.40}{n+0.20} \quad (18)$$

La expresión del error estándar de ajuste (*EEA*) es:

$$EEA = \left[\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \hat{x}_i)^2}{(n-np)} \right]^{1/2} \quad (19)$$

Donde:

x_i = valores de la variable estudiada ordenados de menor a mayor, cuyo número es n .

$\hat{x}_i$ = magnitudes estimadas para la probabilidad calculada con la Ecuación (18) y la solución inversa de la FDP que se contrasta.

np = número de parámetros de ajuste, con tres para las distribuciones LP3, GVE y LOG, y 4 y 5 para los modelos Kappa y Wakeby, que serán aplicadas.

Cuando la Ecuación (18) se aplica en las SDP:

n = igual al número de excedencias que define el vu probado; lógicamente ordenadas de menor a mayor, cuyo número de orden es i .

$np = 3$ para la distribución Poisson-Pareto (Ecuación (10)).

Error absoluto medio

Abreviado *EAM*, sus ventajas radican en tener las unidades de la variable (Willmott & Matsuura, 2005), al igual que el *EEA*, y evitar que el impacto de los valores dispersos sea elevado al cuadrado y por ello $EEA \geq EAM$. Su expresión es:

$$EAM = \frac{\sum_{i=1}^n |x_i - \hat{x}_i|}{n - np} \quad (20)$$

Etapas del procedimiento operativo sugerido

Etapas 1: como se indicó en el inciso de los objetivos, el procedimiento operativo propuesto incluye el contraste de predicciones obtenidas con las SAM y SDP. Por lo anterior, se comienza por adoptar en el registro de gastos máximos mensuales, que muestra nueve años por página (IMTA, 2003) sus valores máximos anuales, con lo cual queda integrada la SAM. A tal registro se le aplican las cinco FDP adoptadas (LP3, GVE, LOG, Kappa y Wakeby) para obtener sus errores de ajuste (ecuaciones (18) a (20)) y sus respectivas predicciones, con los siguientes siete periodos de retorno para contraste: 25, 50, 100, 500, 1 000, 5 000 y 10 000 años.

Etapas 2: nuevamente, a partir del archivo de gastos máximos mensuales se integra la SDP básica o inicial, que adopta como valor umbral inferior (x_0) el menor gasto máximo anual. En seguida, se seleccionan, en cada año, los gastos máximos mensuales que son superiores a x_0 y con ellos se integran las SDP que serán procesadas, las cuales se muestran en el inciso siguiente.

Etapla 3: partiendo de x_0 se asignan incrementos constantes al valor umbral (vu) y se obtiene la gráfica de excedencias residuales medias con la Ecuación (8). En tal gráfica se busca el tramo de tendencia lineal que permite definir, de manera aproximada, los valores umbrales donde la distribución Poisson-Pareto (Ecuación (10)) es aplicable.

Etapla 4: para los valores umbral (vu) seleccionados se aplican las ecuaciones (10) a (17) para obtener las predicciones de contraste en los periodos de retorno citados. Además, se obtienen sus indicadores de calidad del ajuste logrado con base en las ecuaciones (18) a (20). Esta etapa concluye, y se encuentra el valor umbral (vu) que conduce al menor error estándar de ajuste.

Etapla 5: para cada vu procesado se aplica el test de selección de la distribución del número promedio de excedencias por año basado en el índice de dispersión (d) y se ratifica si la aplicabilidad de la distribución Poisson-Pareto es aplicable.

Etapla 6: por último, se contrastan las predicciones de la SAM y de la SDP adoptada con base en el error relativo (ER) en porcentaje, cuya expresión es:

$$ER = \frac{Q_{SDP}^{Tr} - Q_{SAM}^{Tr}}{Q_{SDP}^{Tr}} 100 \quad (21)$$

En la cual el ER es negativo cuando la predicción de la SAM (Q_{SAM}^{Tr}) es mayor que la predicción obtenida con la SDP (Q_{SDP}^{Tr}); en cambio, cuando el ER es positivo, la creciente estimada con la SDP es mayor a la calculada

con la SAM. Por último, se formulan las conclusiones relativas a cada registro procesado de crecientes.

Registros que serán procesados

Los cinco registros que fueron integrados como SDP se muestran y procesan en orden progresivo de área de cuenca (A). En la Tabla 2 se expone la SDP de la estación *Guamúchil* en el río Mocorito de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México, con $A = 1\,645\text{ km}^2$, $n = 33$ años, $x_0 = 65.3\text{ m}^3/\text{s}$ y número de excedencias (NE) = 101. Este registro abarca desde su año de inicio de operación hasta la construcción de la presa Eustaquio Buelna.

Tabla 2. Gastos máximos mensuales (m^3/s) superiores al mínimo anual en la estación hidrométrica *Guamúchil*, México.

Año	Excedentes					
	1	2	3	4	5	6
1939	299.0	299.0	164.4	78.0		
1940	254.5					
1941	65.3					
1942	445.0	298.0	161.0	83.0		
1943	1 550.0	1 236.4	298.0	284.0	92.3	71.5
1944	391.8	125.0				
1945	916.0	336.0	276.0	228.7		
1946	241.0	197.3				
1947	530.0	133.0				
1948	648.0	548.0	195.9			
1949	375.0	145.4	89.2	72.8		
1950	272.3	74.2	69.3			
1951	422.3	409.7	82.8			
1952	376.8					
1953	1 173.0	261.3	213.0			
1954	219.0	115.4	101.2			
1955	3 507.0	189.0	117.0			
1956	165.0	148.2	76.4			
1957	526.0	342.0				
1958	1 014.0	534.0	221.0	168.0		
1959	1 610.0	374.0	372.8	203.8		
1960	137.0	130.0	94.5	69.3		
1961	524.5	302.0	211.0	134.1		
1962	985.0	524.0	168.0	112.5		
1963	459.5	311.2	211.5	90.7		
1964	390.0	202.1	123.2			
1965	449.0	382.5				
1966	793.9	687.8				
1967	719.5	325.0	105.7			
1968	200.0	146.2	132.5	129.6		
1969	312.0	126.6	84.7			
1970	520.0	295.0	256.0			
1971	1 045.0	790.0	175.0			
Estadísticos de la SAM:	μ_x		σ_x	Cv	Cs	Ck
	652.6		640.2	0.981	3.061	14.916

En la Tabla 3 se presenta la SDP de la estación *Santa Rosa* en el río Valles de la Región Hidrológica No. 26 (Pánuco), México, con $A = 3\,521\text{ km}^2$, $n = 45$ años, $x_0 = 65.0\text{ m}^3/\text{s}$ y $NE = 185$. En la Tabla 4 se presenta la SDP de la estación *Tempoal* en el río del mismo nombre de la Región Hidrológica No. 26 (Pánuco), México, con $A = 5\,275\text{ km}^2$, $n = 48$ años, $x_0 = 449.0\text{ m}^3/\text{s}$ y $NE = 142$.

Tabla 3. Gastos máximos mensuales (m^3/s) superiores al mínimo anual en la estación hidrométrica *Santa Rosa*, México.

Año	Excedentes					
	1	2	3	4	5	6
1958	1 176.0	732.0	326.0	187.0	163.0	103.0
1959	505.0	291.0	185.0			
1960	341.5	88.7	84.2			
1961	728.0	370.0	234.0	210.7		
1962	324.0	108.5	96.2	72.0		
1963	973.0	250.4	106.0			
1964	145.2	116.5	101.0	83.9		
1965	360.0	165.5	162.7	122.5		
1966	1 691.5	1 187.0	274.2	158.1	81.7	75.0
1967	912.0	550.0	440.0	391.0		
1968	769.5	208.6	130.0	127.8	125.7	120.3
1969	1 244.0	1 193.0	191.0	160.0		
1970	803.0	532.0	515.3	441.0	252.4	
1971	636.0	581.7	390.0	330.4	223.8	
1972	393.6	392.0	301.0	139.1	67.7	
1973	951.3	608.0	326.8	250.5	183.0	66.3
1974	1 480.0	302.7	217.6	106.8	66.3	
1975	662.0	575.0	341.0	90.0		
1976	2 588.0	288.0	251.5	211.6	196.0	87.9

Año	Excedentes					
	1	2	3	4	5	6
1977	1 884.0	250.0	127.7	126.8		
1978	372.2	138.5	135.4	113.8		
1979	283.4	249.4	85.8			
1980	161.8	158.3	73.3			
1981	289.0	150.0	128.9	121.0	72.3	
1982	65.0					
1983	525.0	261.2	170.6			
1984	461.7	348.4	124.9	121.7	77.1	
1985	361.4	244.4	240.9	127.3	120.7	
1986	353.3	247.0	195.0	179.2	82.1	
1987	187.0	184.0	162.4	74.4		
1988	898.0	329.0	148.9	103.5		
1989	267.0	96.4				
1990	800.0	154.9	152.0	126.9	107.9	
1991	1 163.0	255.0	100.0	96.3		
1992	1 272.8	158.7	130.1	122.9	97.4	83.9
1993	1 933.7	1 249.0	1 057.0	281.5	102.2	77.0
1994	233.6	108.3				
1995	479.9	109.1	85.2			
1996	771.5	541.0	207.0	119.3		
1997	221.9	91.1	73.9			
1998	234.2	187.2				
1999	286.7	147.6	72.8			
2000	663.2	227.7	146.2	96.8		
2001	307.0	115.7	96.6			
2002	222.7	213.1	112.4	97.7	83.5	
Estadísticos de la SAM:		μ_x	σ_x	Cv	Cs	Ck
		697.4	552.1	0.792	1.501	5.378

Tabla 4. Gastos máximos mensuales (m^3/s) superiores al mínimo anual en la estación hidrométrica *Tempoal*, México.

Año	Excedentes					
	1	2	3	4	5	6
1955	6 000.0	4 905.0	2 186.0			
1956	4 424.0	1 094.0	533.0			
1957	449.0	449.0				
1958	4 100.0	2 640.0	2 075.0	828.0	524.1	
1959	1 507.6	1 442.4	520.2			
1960	1 277.0	1 210.7	514.4	507.0		
1961	852.9	710.0	654.0	652.9	585.2	506.4
1962	739.2	702.0	694.0			
1963	1 800.0	533.0				
1964	748.0	737.0	540.0			
1965	792.7	738.0				
1966	1 778.0	813.0	508.2	494.9		
1967	2 245.0	1 184.0	1 082.0			
1968	1 145.0	656.0	520.0	498.0		
1969	1 948.0	748.8	469.0			
1970	1 418.0	1 227.0	560.0	501.2		
1971	1630.0	627.2				
1972	989.0	702.0	523.0			
1973	1 668.0	1 142.0	1 140.0	821.4	656.0	
1974	4 950.0	2 410.0	880.0	757.0		
1975	4 040.0	613.0	555.7			
1976	1 275.0	1 237.4	1 125.0	921.0	820.0	
1977	514.0					
1978	3 725.0	1 052.0	820.0	784.6		
1979	1 655.9	722.3	529.9			
1980	1 162.0					

Año	Excedentes					
	1	2	3	4	5	6
1981	2 020.0	1 805.0	1 520.0	1 492.0	503.0	
1982	539.6					
1983	868.0	559.1				
1984	4 030.0	1 680.0	467.7	467.1		
1985	1 882.0	1 064.0	711.9			
1986	476.0					
1987	1 765.0	1 080.0	702.0	463.0		
1988	3 265.0					
1989	649.0	614.0				
1990	1 611.0	569.0	483.0			
1991	3 532.0	2 100.0	795.0	580.0		
1992	2 291.0	887.2	645.0	510.4		
1993	6 120.0	1 773.6	1 050.0	764.8	678.4	
1994	1 133.0	709.0				
1995	742.0	513.0				
1996	683.0					
1997	905.0					
1998	1 266.9	1 096.3	489.0			
1999	2 693.7	978.5	615.7			
2000	641.2	561.2	537.4			
2001	1 847.9					
2002	926.4					
Estadísticos de la SAM:		μ_x	σ_x	C_v	C_s	C_k
		1 931.7	1 453.3	0.752	1.394	4.380

En la Tabla 5 se presenta la SDP de la estación *Huites* en el río Fuerte de la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México, con $A = 26\,057\text{ km}^2$, $n = 51$ años, $x_0 = 593.0\text{ m}^3/\text{s}$ y $NE = 185$. Este registro abarca desde

su año de inicio de operación hasta la construcción de la presa Luis Donaldo Colosio.

Tabla 5. Gastos máximos mensuales (m^3/s) superiores al mínimo anual en la estación hidrométrica *Huites*, México.

Año	Excedentes					
	1	2	3	4	5	6
1942	2 531.0	2 037.6	1 868.8	780.0		
1943	1 4376.0	3 283.0	1 396.9	1 085.0		
1944	2580.0	1 262.5	1 024.8	976.0	768.0	
1945	1 499.2	1 250.0	1 191.3			
1946	1 164.8	808.4				
1947	1 127.3	754.8	718.8	634.0		
1948	3 215.0	799.0	623.2			
1949	10 000.0	2 297.5	942.4	895.3	826.4	
1950	3 225.3	1 384.0	961.0			
1951	677.0					
1952	1 266.0	895.0				
1953	1 025.0	885.0				
1954	954.8	715.0				
1955	4 780.3	1 069.9	662.0			
1956	695.7					
1957	593.0					
1958	3 010.0	1 045.0	894.0	849.0	608.5	
1959	1 908.0	1 831.0	1 345.5	652.0		
1960	15 000.0	1 046.0	985.2	790.0	721.4	
1961	1 396.3	905.9	831.6	771.2	682.0	
1962	1 620.0	912.0	892.8			
1963	2 702.0	1 054.0	980.1	969.2		
1964	1 319.1	938.5	912.4			
1965	1 944.0	1 787.6	663.1			

Año	Excedentes					
	1	2	3	4	5	6
1966	2 420.0	892.4	738.0	688.9		
1967	2 505.8	1 310.5	1 192.8			
1968	1 534.3	1 478.3	1 118.0	1 019.6	703.8	
1969	1 508.0	736.0				
1970	1 558.0	1 330.0	970.0			
1971	2 200.0	1 176.0				
1972	2 225.0	2 040.0	1 142.0	1 109.0	732.1	732.0
1973	7 960.0	2 256.5	1 546.1	1 380.0	800.0	
1974	3 790.0	3 315.0	1 120.0	886.7		
1975	1 095.0	965.5	944.6			
1976	2 677.0	1 360.2	1 211.0			
1977	1 135.0	1 113.7	622.0			
1978	4 790.0	1 750.0	1 119.2	756.0		
1979	6 860.0	3 347.5	1 001.0	820.0		
1980	1 496.0	1 475.0	1 197.8	660.2		
1981	4 828.1	2 448.0	2 280.0	2 052.0	1 000.3	
1982	2 450.0	2 422.0	1 571.6	1 085.2	624.0	
1983	8 275.0	1 439.0	1 400.0	1 006.7	893.0	877.6
1984	5 580.0	1 623.0	1 132.0	960.0	624.5	
1985	3 585.0	1 250.0	1 121.4	925.0	820.4	
1986	1 348.8	1 329.3	944.7			
1987	1 429.2	1 218.9	679.2			
1988	1 866.3	1 494.3	666.7			
1989	1 868.5	1 413.9	1 378.9	1 230.3	1 164.7	
1990	1 1558.6	3 544.2	970.1	815.8	693.3	
1991	2 563.2	2 370.0	1 721.5	1 517.6	1 266.7	
1992	2 025.3	1 564.9	1 348.9	787.3		
Estadísticos de la SAM:		μ_x	σ_x	C_v	C_s	C_k
		3 328.3	3 312.7	0.995	2.210	7.668

Por último, en la Tabla 6 se presenta la SDP de la estación *Pánuco* en el río del mismo nombre de la Región Hidrológica No. 26 (Pánuco), México, con $A = 65\,577\text{ km}^2$, $n = 31$ años, $x_0 = 829.9\text{ m}^3/\text{s}$ y $NE = 109$. En este registro, en 1992 no se incluyó una séptima excedencia de $883.0\text{ m}^3/\text{s}$, para buscar uniformizar el proceso de captura y lectura de todos los registros a seis excedencias, incluyendo ceros. Lo anterior facilita el procesamiento numérico de cada registro con cualquier valor del umbral vu mayor que x_0 .

Tabla 6. Gastos máximos mensuales (m^3/s) superiores al mínimo anual en la estación hidrométrica *Pánuco*, México.

Año	Excedentes					
	1	2	3	4	5	6
1972	2 880.0	2 469.5	2 375.4	1 129.0		
1973	3 234.0	3 150.0	3 071.5	2 777.8	2 150.7	
1974	7 300.0	6 928.0	3 708.4	1 653.0	900.0	845.6
1975	4 138.0	2 402.0	2 181.0	1 676.0		
1976	3 886.0	2 819.0	2 492.0	2 313.0	2 064.0	
1977	1 968.0	1 067.0	955.8			
1978	3 471.0	2 794.0	1 278.0	1 106.0	859.5	
1979	3 525.0	1 544.0				
1980	2 753.0	2 187.0				
1981	3 240.0	3 154.0	2 987.0	2 717.0	2 710.0	
1982	829.9					
1983	2 631.0	2 017.0	1 683.0	1 013.0		

Año	Excedentes					
	1	2	3	4	5	6
1984	4 236.0	3 105.0	2 834.0	1 265.0	893.2	887.0
1985	2 906.0	2 430.0	1 422.0			
1986	1 641.0	1 538.9	1 414.0			
1987	2 775.0	2 745.0	1 064.0	1 052.0		
1988	3 170.0	1 935.0	1 145.0	1 088.0		
1989	1 530.0	1 467.0				
1990	3 445.0	1 635.0	1 560.0	1 235.0		
1991	3 619.0	3 360.0	2 100.0	1 100.0	847.2	
1992	2 890.0	2 700.0	2 146.0	1 180.0	1 165.0	1 045.4
1993	5 400.0	4 033.0	3 691.0	3 257.2	1 420.5	
1994	2 325.0	1 179.0				
1995	1 976.0	1 289.2				
1996	2 546.0	2 193.0				
1997	2 334.0					
1998	2 486.6	2 282.6	1 252.7			
1999	2 701.3	2 006.0	1 351.4			
2000	1 817.9	1 396.4	1 063.7			
2001	2 306.4	1 468.4	1 160.1			
2002	1 899.4	872.2				
Estadísticos de la SAM:		μ_x	σ_x	C_v	C_s	C_k
		2 963.2	1 220.6	0.412	1.579	7.609

Descripción de los resultados

Verificación de la aleatoriedad en las SAM

Con base en el test de Wald-Wolfowitz, expuesto y aplicado por Bobée y Ashkar (1991), Rao y Hamed (2000), y Meylan *et al.* (2012), se probó la independencia y estacionariedad de las SAM expuestas en las segundas columnas de la Tabla 2, Tabla 3, Tabla 4, Tabla 5 y Tabla 6. El estadístico U de tal prueba para cada estación hidrométrica fue -1.414, 2.152, -0.111, 0.446 y 1.190, respectivamente.

Los estadísticos anteriores detectan a la SAM de la estación *Santa Rosa* como no aleatoria, por lo cual se le aplicaron: una prueba general, la de Von Neumann y seis específicas, las de Anderson y Sneyers de persistencia, las de Kendall y Spearman de tendencia, la de Bartlett de variabilidad y la de Cramer de cambio en la media. Se encontró que tal SAM muestra persistencia con un coeficiente de correlación serial de orden uno de 0.305.

Khaliq, Ouarda, Ondo, Gachon y Bobée (2006) exponen tres métodos para eliminar la persistencia de los registros hidrológicos. Se ha verificado —con el criterio más simple (Campos-Aranda, 2018; Campos-Aranda, 2023)— que al suprimir tal componente determinística, los resultados de análisis de frecuencias o *predicciones* resultan menores. Por lo anterior, tal SAM no se corregirá, pero se verificará su aceptación o funcionalidad con el gráfico de excedencia residual media.

AFC en la estación *Guamúchil*

En la Tabla 7 se ha seleccionado la distribución GVE por conducir a los errores de ajuste menores y a unas predicciones que se consideran representativas de las obtenidas con las otras cuatro FDP.

Tabla 7. Errores de ajuste y predicciones (m^3/s) de las tres FDP de referencia y dos de aplicación generalizada en el registro de crecientes anuales de la estación hidrométrica *Guamúchil*, México.

FDP	EEA	EAM	Periodos de retorno en años						
			25	50	100	500	1 000	5 000	1 0000
LP3	176.0	69.7	1 948	2 507	3 150	5 024	6 020	8 861	10 345
GVE	153.4	61.9	1 927	2 609	3 492	6 701	8 813	16 506	21 569
LOG	161.7	63.9	1 873	2 562	3 487	7 089	9 612	19 479	26 397
KAP	159.3	64.0	1 894	2 588	3 515	7 071	9 530	18 999	25 557
WAK	153.6	66.5	1 957	2 645	3 513	6 507	8 384	14 859	18 920

En la Figura 2, correspondiente a la gráfica de excedencias residuales medias de la estación *Guamúchil*, se puede aceptar una tendencia escasamente lineal o muy aproximada desde $x_0 = 65.3 \text{ m}^3/\text{s}$ hasta $vu = 350 \text{ m}^3/\text{s}$.

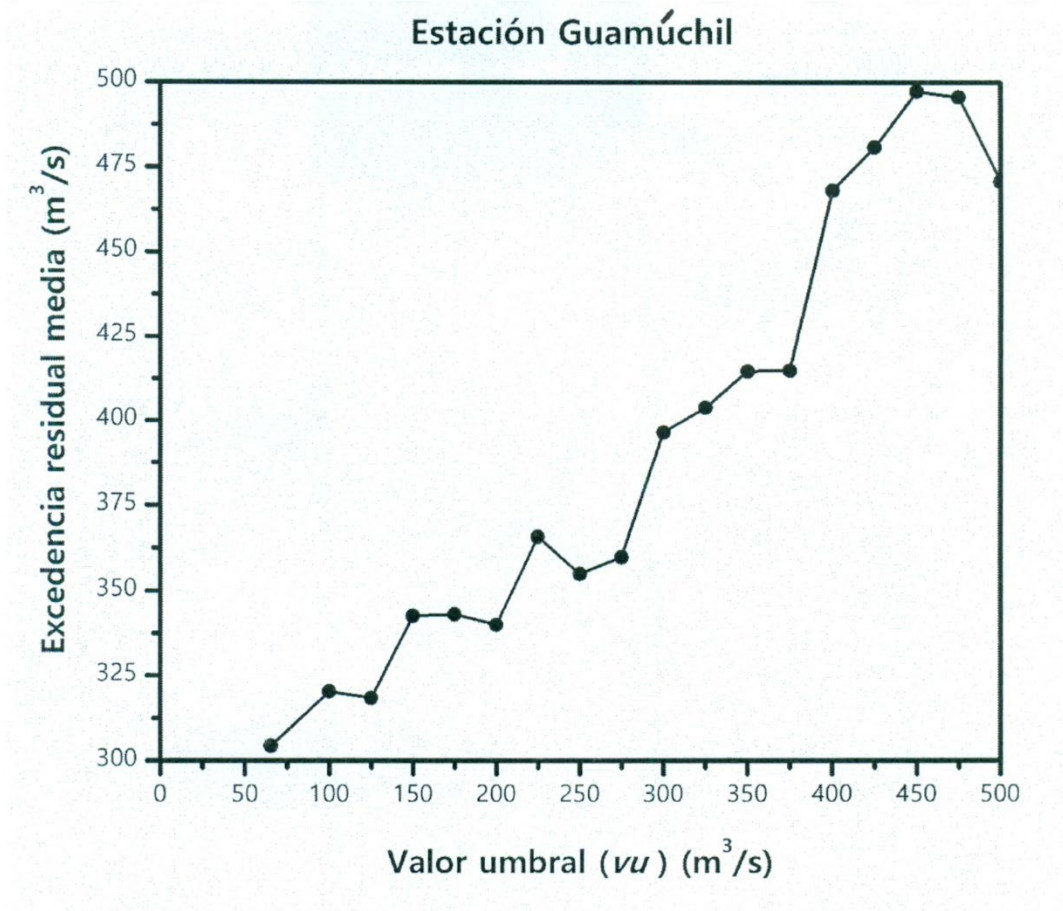


Figura 2. Gráfica de excedencias residuales medias en la SDP de la estación *Guamúchil*, México.

En la Tabla 8, para los 12 valores de umbral adoptados del x_0 al $vu = 350 \text{ m}^3/\text{s}$, que conduce a un número de excedencias igual al tamaño del registro ($n = 33$), el *EEA* mínimo se obtuvo con un $vu = 300 \text{ m}^3/\text{s}$, pero sus predicciones son menores a las obtenidas con un $vu = 275 \text{ m}^3/\text{s}$ que reporta las predicciones más severas y también define un *EEA* bajo. Para el renglón sombreado, sus *ER* (Ecuación (21)) van de 2.6 a 16.4 %, para los periodos de retorno de 25 y 10 000 años.

Tabla 8. Errores de ajuste y predicciones (m^3/s) de las series de duración parcial obtenidas con la distribución Poisson-Pareto aplicada al registro de crecientes de la estación hidrométrica *Guamúchil*, México.

x_0 vu	NE	EEA	EAM	Periodos de retorno en años						
				25	50	100	500	1 000	5 000	10 000
65.3	101	419	403	1 950	2 541	3 266	5 642	7 067	11 741	14 542
100	86	364	351	1 929	2 497	3 186	5 411	6 724	10 963	13 464
125	80	338	322	1 976	2 613	3 411	6 134	7 826	13 597	17 181
150	69	292	283	1 924	2 484	3 159	5 322	6 589	10 644	13 018
175	64	261	250	1 952	2 558	3 309	5 814	7 340	12 433	15 533
200	60	230	214	1 982	2 657	3 522	6 592	8 567	15 579	20 089
225	52	193	182	1 956	2 570	3 331	5 886	7 449	12 694	15 901
250	50	162	148	1 978	2 677	3 588	6 916	9 115	17 146	22 448
275	46	131	112	1 979	2 711	3 684	7 365	9 872	19 356	25 813
300	39	121	75	1 981	2 659	3 530	6 632	8 634	15 765	20 366
325	36	125	59	1 977	2 667	3 563	6 807	8 933	16 634	21 678
350	33	145	66	1 973	2 667	3 572	6 873	9 051	16 998	22 238

x_0 = valor umbral mínimo en m^3/s .

vu = valor umbral probado en m^3/s .

NE = número de excedencias.

EEA = error estándar de ajuste en m^3/s .

EAM = error absoluto medio en m^3/s .

Como el número años del registro (n) es 33, entonces $\chi^2_{0.025} = 18.3$ y $\chi^2_{0.975} = 49.5$, según valores de la Tabla 1. En la Tabla 9 se verifica que el ajuste de la distribución Poisson-Pareto es aceptable para los νu superiores a $150 \text{ m}^3/\text{s}$. Además, se observa una semejanza de órdenes de magnitud en los parámetros de forma (k) a partir del $\nu u = 200 \text{ m}^3/\text{s}$.

Tabla 9. Resultados del test de selección de la distribución de λ y parámetros de ajuste de la distribución Poisson-Pareto aplicada a las SDP de las crecientes de la estación hidrométrica *Guamúchil*, México.

x_0 vu	E	V	d	DE	ERM	Parámetros de ajuste		
						u^*	a^*	k
65.3	3.061	1.148	12.001	BI	304.4	350.0387	298.6488	-0.293721
100	2.606	1.027	12.606	BI	320.3	353.4125	301.6087	-0.279857
125	2.424	1.032	13.624	BI	318.4	345.2760	286.4088	-0.326209
150	2.091	1.295	19.816	PO	342.6	353.5177	304.6174	-0.272875
175	1.939	1.208	19.939	PO	343.1	349.4684	291.1793	-0.308004
200	1.818	1.179	20.752	PO	340.0	345.4118	270.2383	-0.358669
225	1.576	1.032	20.960	PO	365.8	347.9105	289.9379	-0.312327
250	1.515	0.977	20.635	PO	355.0	348.7276	256.9866	-0.382545
275	1.394	1.027	23.568	PO	359.9	350.4437	243.0065	-0.411040
300	1.182	0.755	20.438	PO	396.4	343.5819	268.8417	-0.361499
325	1.091	0.749	21.980	PO	403.7	347.3032	260.5336	-0.375388
350	1.000	0.667	21.333	PO	414.6	350.0000	256.4193	-0.381468

x_0 = valor umbral mínimo en m^3/s .

vu = valor umbral probado en m^3/s .

E = media del número de excedencias por año.

V = varianza del número de excedencias por año.

d = índice de dispersión (Ecuación (7)).

DE = FDP del número de excedencias por año (λ).

BI = DE binomial.

PO = DE Poisson.

BN = DE binomial negativa.

ERM = excedencia residual media en m^3/s .

AFC en la estación *Santa Rosa*

En la Tabla 10 se observa que las FDP que conducen a los errores de ajuste más bajos son la Wakeby y la Kappa, pero sus predicciones son muy reducidas comparadas con las de los modelos LOG y GVE. Por lo anterior, se adoptó la distribución LP3, que muestra errores de ajuste bajos y predicciones superiores.

Tabla 10. Errores de ajuste y predicciones (m^3/s) de las tres FDP de referencia y dos de aplicación generalizada en el registro de crecientes anuales de la estación hidrométrica *Santa Rosa*, México.

FDP	EEA	EAM	Periodos de retorno en años						
			25	50	100	500	1 000	5 000	10 000
LP3	64.2	49.8	1 997	2 480	3 005	4 393	5 066	6 818	7 657
GVE	76.7	61.6	1 941	2 453	3 051	4 860	5 869	8 935	10 646
LOG	92.6	74.5	1 897	2 444	3 122	5 422	6 846	11 701	14 713
KAP	50.0	43.4	1 964	2 296	2 603	3 223	3 456	3 928	4 104
WAK	48.7	40.2	1 967	2 370	2 780	3 761	4 197	5 241	5 705

La Figura 3 del gráfico de excedencia residual media de la estación *Santa Rosa* es uno de los bien formados, cuyo tramo con tendencia lineal aproximada varía de $x_0 = 65 \text{ m}^3/\text{s}$ a un $vu = 400 \text{ m}^3/\text{s}$.

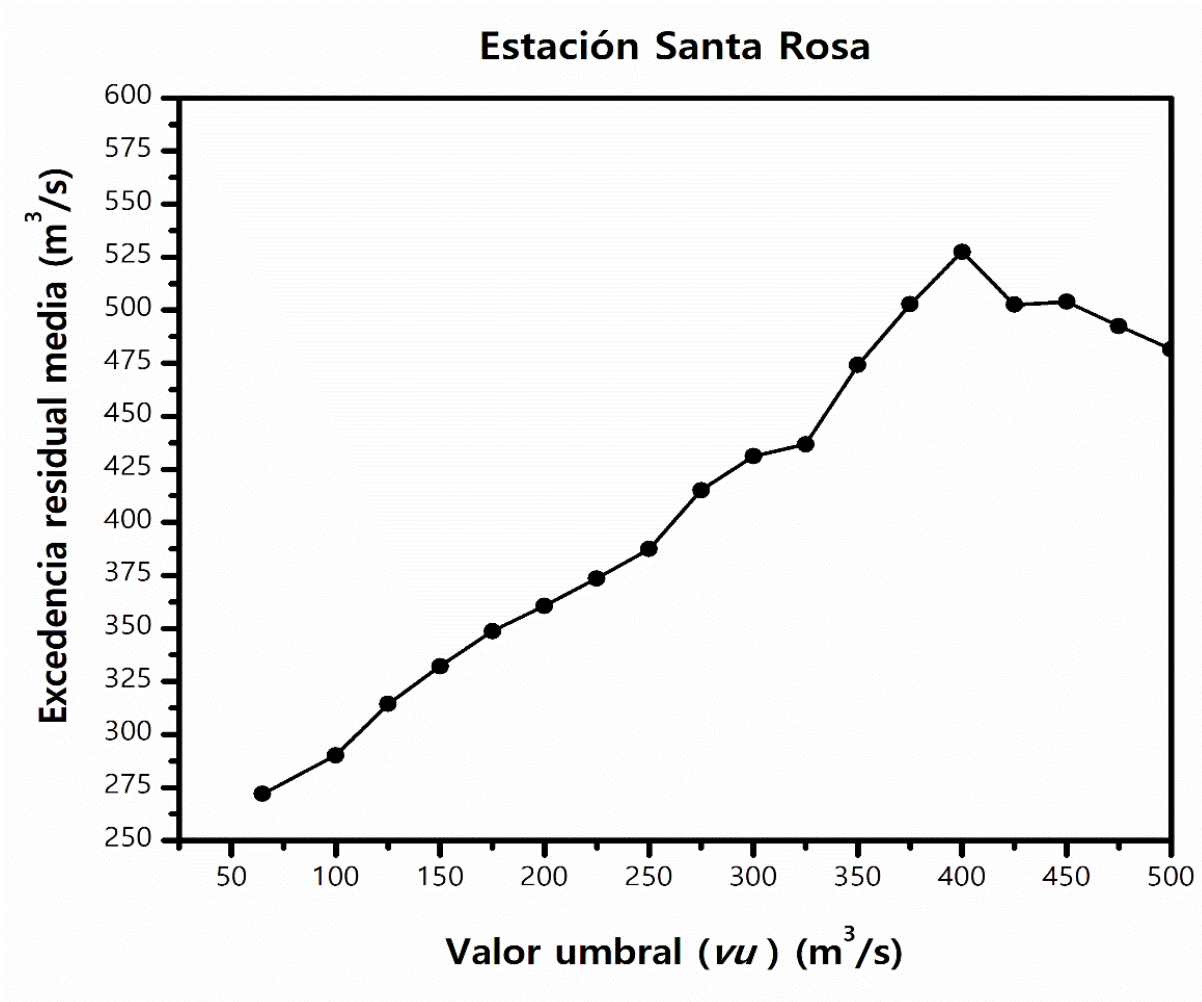


Figura 3. Gráfica de excedencias residuales medias en la SDP de la estación *Santa Rosa*, México.

En la Tabla 11 se observa que el vu que conduce al menor error de ajuste es $375 \text{ m}^3/\text{s}$, pero sus predicciones en los periodos de retorno elevados son reducidas, por ello se adoptó el valor vu de $325 \text{ m}^3/\text{s}$, con predicciones estables, antes de una reducción importante. Las predicciones adoptadas definen ER (Ecuación (21)) van de 3.5 a 32.9 %, para los periodos de retorno de 25 y 10 000 años.

Tabla 11. Errores de ajuste y predicciones (m^3/s) de las SDP obtenidas con la distribución Poisson-Pareto aplicada al registro de crecientes de la estación hidrométrica *Santa Rosa*, México.

x_0 vu	NE	EEA	EAM	Periodos de retorno en años						
				25	50	100	500	1 000	5 000	10 000
65	185	595	502	2 195	2 967	3 970	7 614	10 007	15 704	24 415
100	153	546	447	2 216	3 015	4 063	7 930	10 508	20 022	26 359
125	130	472	400	2 175	2 915	3 865	7 242	9 419	17 159	22 145
150	114	417	357	2 150	2 855	3 749	6 853	8 814	15 628	19 929
175	101	367	316	2 131	2 807	3 654	6 537	8 324	14 411	18 182
200	91	329	278	2 129	2 804	3 648	6 521	8 300	14 353	18 100
225	82	292	239	2 129	2 802	3 643	6 501	8 268	14 268	17 978
250	74	253	199	2 125	2 789	3 615	6 400	8 110	13 872	17 410
275	65	189	153	2 087	2 670	3 365	5 539	6 786	10 685	12 920
300	59	148	116	2 072	2 622	3 265	5 210	6 291	9 561	11 377
325	55	125	90	2 070	2 620	3 264	5 214	6 298	9 584	11 411
350	48	64	47	2 022	2 462	2 938	4 198	4 815	6 451	7 252
375	43	57	46	1 980	2 337	2 697	3 543	3 912	4 778	5 155
400	39	103	96	1 938	2 225	2 494	3 050	3 264	3 709	3 880

x_0 = valor umbral mínimo en m^3/s .

vu = valor umbral probado en m^3/s .

NE = número de excedencias.

EEA = error estándar de ajuste en m^3/s .

EAM = error absoluto medio en m^3/s .

Como el número de años del registro (n) es 45, entonces $\chi^2_{0.025} = 27.6$ y $\chi^2_{0.975} = 64.2$, según valores de la Tabla 1. En la Tabla 12 se verifica la aceptación del modelo Poisson-Pareto desde un νu de 125 m³/s; se observa que conforme aumenta el νu los parámetros de forma (k) disminuyen, mostrando una reducción importante del νu de 325 al de 350 m³/s.

Tabla 12. Resultados del test de selección de la distribución de λ y parámetros de ajuste de la distribución Poisson-Pareto aplicada a las SDP de las crecientes de la estación hidrométrica *Santa Rosa*, México.

x_0 vu	E	V	d	DE	ERM	Parámetros de ajuste		
						u^*	a^*	k
65	4.111	1.521	16.279	BI	372.0	381.2178	288.7109	-0.377817
100	3.400	1.840	23.812	BI	290.2	377.4422	285.2420	-0.390893
125	2.889	1.832	27.904	PO	314.4	384.8855	294.7532	-0.360205
150	2.533	1.849	32.112	PO	332.2	389.3301	300.4796	-0.341370
175	2.244	1.918	37.601	PO	348.7	392.7313	306.1809	-0.324451
200	2.022	1.666	36.253	PO	360.6	392.8934	306.6225	-0.323680
225	1.822	1.524	36.798	PO	373.5	392.5919	307.1636	-0.322220
250	1.644	1.607	42.996	PO	387.4	392.7665	310.1531	-0.315750
275	1.444	1.358	41.368	PO	415.1	394.3980	340.0730	-0.253666
300	1.311	1.370	45.972	PO	431.1	393.2664	354.9367	-0.225466
325	1.222	1.373	49.422	PO	436.8	394.3612	353.5649	-0.226593
350	1.067	1.084	44.733	PO	474.1	377.2306	423.4738	-0.113324
375	0.956	1.154	53.118	PO	502.7	352.3812	497.3375	-0.010191
400	0.867	0.960	48.738	PO	527.5	316.5242	587.4352	-0.098024

x_0 = valor umbral mínimo en m^3/s .

vu = valor umbral probado en m^3/s .

E = media del número de excedencias por año.

V = varianza del número de excedencias por año.

d = índice de dispersión (Ecuación (7)).

DE = FDP del número de excedencias por año (λ).

BI = DE binomial.

PO = DE Poisson.

BN = DE binomial negativa.

ERM = excedencia residual media en m^3/s .

AFC en la estación *Tempoal*

En la Tabla 13, las distribuciones que definen los menores errores de ajuste son la Kappa y la Wakeby; se adopta la segunda por conducir a predicciones algo mayores que las obtenidas con la LP3; pero ambas resultan muy reducidas comparadas con las predicciones de las distribuciones LOG y GVE, que también reportan los errores de ajuste más grandes.

Tabla 13. Errores de ajuste y predicciones (m^3/s) de las tres FDP de referencia y dos de aplicación generalizada en el registro de crecientes anuales de la estación hidrométrica *Tempoal*, México.

FDP	EEA (m^3/s)	EAM (m^3/s)	Periodos de retorno en años						
			25	50	100	500	1 000	5 000	10 000
LP3	273.0	206.2	4 993	5 918	6 845	9 005	9 935	12 089	13 011
GVE	359.7	210.9	5 220	6 630	8 300	13 494	16 464	25 730	31 031
LOG	397.8	240.0	5 100	6 590	8 460	14 923	18 999	33 165	42 110
KAP	221.0	170.6	5 301	6 178	6 979	8 578	9 168	10 343	10 776
WAK	267.3	159.7	5 324	6 438	7 577	10 321	11 547	14 501	15 821

La Figura 4 del gráfico de excedencia residual media de la estación *Tempoal* no muestra un tramo amplio con tendencia lineal, e incluso en el vu de 1 050 m^3/s se observa un descenso acusado debido a que el número de excedencias en tal umbral no se reduce (Tabla 14).

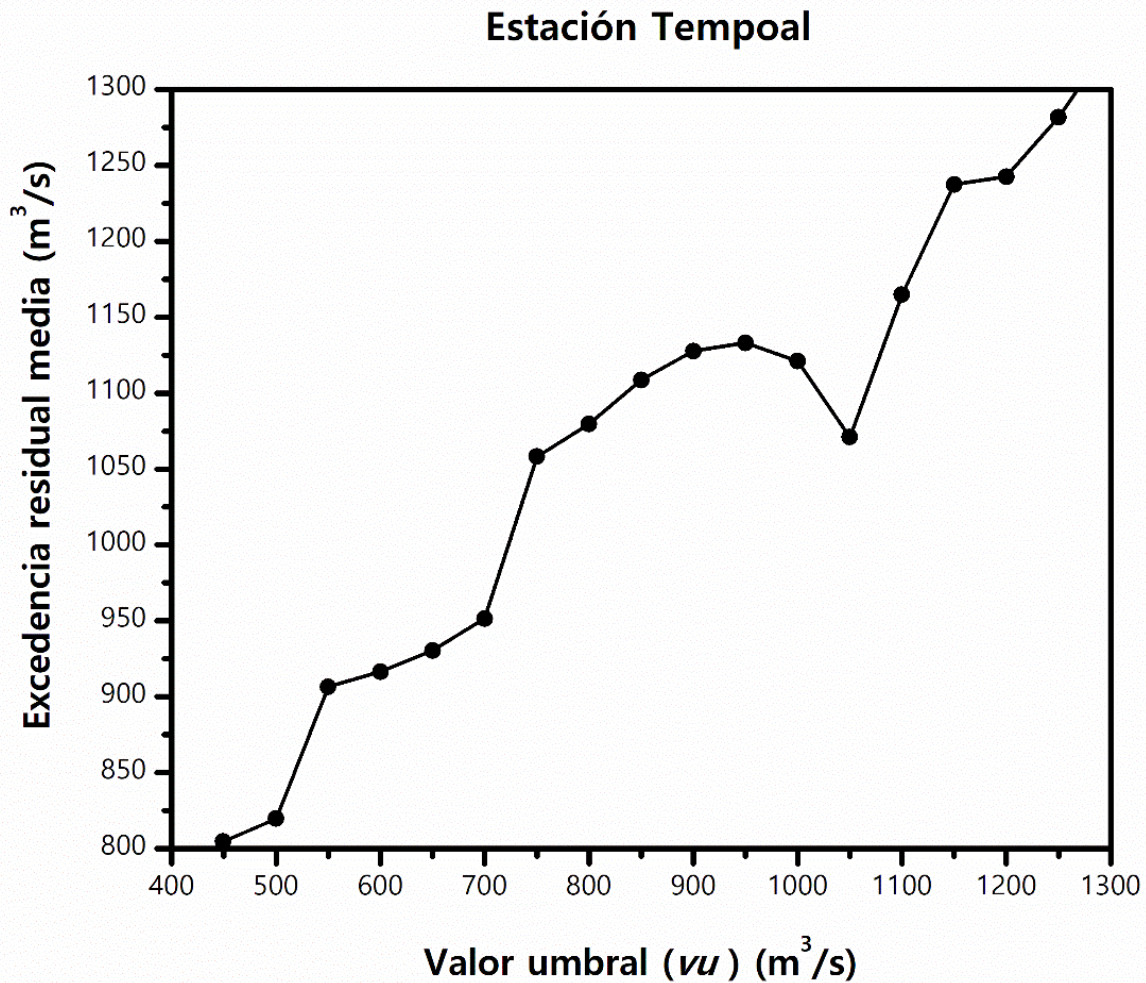


Figura 4. Gráfica de excedencias residuales medias en la SDP de la estación *Tempoal*, México.

Tabla 14. Errores de ajuste y predicciones (m^3/s) de las SDP obtenidas con la distribución Poisson-Pareto aplicada al registro de crecientes de la estación hidrométrica *Tempoal*, México.

x_0 vu	NE	EEA	EAM	Periodos de retorno en años						
				25	50	100	500	1 000	5 000	10 000
449	142	1 290	1 051	5 820	7 819	10 417	19 847	26 040	48 524	63 283
600	104	952	789	5 673	7 444	9 666	17 256	21 976	38 099	48 119
700	90	842	642	5 702	7 537	9 867	17 987	23 130	41 061	52 411
750	77	653	519	5 520	6 986	8 715	14 025	17 020	26 220	31 407
800	72	559	453	5 506	6 946	8 636	13 775	16 648	25 389	30 272
850	67	486	388	5 471	6 846	8 436	13 152	15 727	23 364	27 531
900	63	432	335	5 454	6 801	8 347	12 882	15 330	22 510	26 385
950	60	402	297	5 459	6 823	8 396	13 047	15 579	23 061	27 131
1 000	58	407	272	5 491	6 943	8 657	13 923	16 895	26 026	31 176
1 050	58	477	272	5 541	7 214	9 298	16 336	20 666	35 287	44 279
1 100	51	371	191	5 493	6 930	8 615	13 747	16 616	25 352	30 234
1 150	46	337	195	5 450	6 714	8 126	12 070	14 106	19 797	22 732
1 200	44	365	230	5 450	6 720	8 143	12 137	14 207	20 019	23 029
1 250	41	399	308	5 425	6 606	7 890	11 324	13 023	17 565	19 811

x_0 = valor umbral mínimo en m^3/s .

vu = valor umbral probado en m^3/s .

NE = número de excedencias.

EEA = error estándar de ajuste en m^3/s .

EAM = error absoluto medio en m^3/s .

En la Tabla 14 se observa que el vu que conduce al menor error de ajuste es $1\,150\text{ m}^3/\text{s}$, pero sus predicciones se consideran reducidas comparadas con las de los tres anteriores vu . Las predicciones adoptadas corresponden al $vu = 1\,100\text{ m}^3/\text{s}$ que muestra el menor EAM . Tales predicciones definen ER (Ecuación (21)) que van de 3.1 a 47.7 %, para los periodos de retorno de 25 y 10 000 años. En realidad, tales predicciones son bastante semejantes a las obtenidas con la distribución GVE en la Tabla 13.

Como el número años del registro (n) es 48, entonces $\chi^2_{0.025} = 30.0$ y $\chi^2_{0.975} = 67.8$, según valores de la Tabla 1. En la Tabla 15 se verifica la aceptación del modelo Poisson-Pareto desde el vu de $600\text{ m}^3/\text{s}$ y se observa que conforme aumenta el vu , los parámetros de forma (k) van decreciendo, mostrando una reducción importante del vu de $1\,100$ al de $1\,150\text{ m}^3/\text{s}$.

Tabla 15. Resultados del test de selección de la distribución de λ y parámetros de ajuste de la distribución Poisson-Pareto aplicada a las SDP de las crecientes de la estación hidrométrica *Tempoal*, México.

x_0 vu	E	V	d	DE	ERM	Parámetros de ajuste		
						u^*	a^*	k
449	2.958	1.748	27.775	BI	804.7	1 115.899	749.2466	-0.377337
600	2.167	1.681	36.455	PO	916.5	1 142.518	794.1446	-0.327161
700	1.875	1.609	40.342	PO	951.5	1 138.045	774.8971	-0.343966
750	1.604	1.781	52.176	PO	1058.1	1 153.030	901.7773	-0.238638
800	1.500	1.542	48.306	PO	1079.6	1 153.048	912.0601	-0.230576
850	1.396	1.197	40.321	PO	1108.6	1 152.777	939.9544	-0.209301
900	1.313	1.215	43.503	PO	1127.6	1 152.220	952.9009	-0.199577
950	1.250	1.188	44.650	PO	1133.1	1 155.341	941.5792	-0.206447
1 000	1.208	1.207	46.932	PO	1121.0	1 165.150	892.5770	-0.238993
1 050	1.208	1.207	46.932	PO	1071.0	1 192.564	776.2032	-0.317538
1 100	1.063	1.017	44.984	PO	1164.7	1 154.680	908.2670	-0.231036
1 150	0.958	0.915	44.871	PO	1237.3	1 105.870	1 033.393	-0.159129
1 200	0.917	0.910	46.644	PO	1242.5	1 110.129	1 025.571	-0.162816
1 250	0.854	0.833	45.830	PO	1281.6	1 074.198	1 104.654	-0.121403

x_0 = valor umbral mínimo en m^3/s .

vu = valor umbral probado en m^3/s .

E = media del número de excedencias por año.

V = varianza del número de excedencias por año.

d = índice de dispersión (Ecuación (7)).

DE = FDP del número de excedencias por año (λ).

BI = DE binomial.

PO = DE Poisson.

BN = DE binomial negativa.

ERM = excedencia residual media en m^3/s .

AFC en la estación *Huites*

En la Tabla 16, la distribución Kappa conduce a los errores de ajuste menores y sus predicciones; aunque reducidas, en comparación con las obtenidas con las otras FDP, son ratificadas por el modelo Wakeby. En este registro, las predicciones de las SDP tendrán una importancia relevante.

Tabla 16. Errores de ajuste y predicciones (m^3/s) de las tres FDP de referencia y dos de aplicación generalizada en el registro de crecientes anuales de la estación hidrométrica *Huites*, México.

FDP	EEA	EAM	Periodos de retorno en años						
			25	50	100	500	1 000	5 000	10 000
LP3	957.1	418.3	11 008	15 613	21 776	45 128	60 939	119 793	159 113
GVE	930.1	465.4	10 113	14 166	19 665	41 313	56 611	116 988	159 645
LOG	984.4	496.9	9 812	13 837	19 452	42 767	60 041	132 094	185 524
KAP	766.5	398.9	10 709	14 470	19 089	34 271	43 383	73 314	91 245
WAK	798.5	423.5	10 580	14 355	19 057	34 929	44 692	77 639	97 904

La Figura 5 del gráfico de excedencia residual media de la estación *Huites* muestra un tramo reducido con tendencia lineal entre los vu de 1 300 a 1 600 m^3/s . Esta gráfica, en su inicio y final muestra tramos ligeramente curvos.

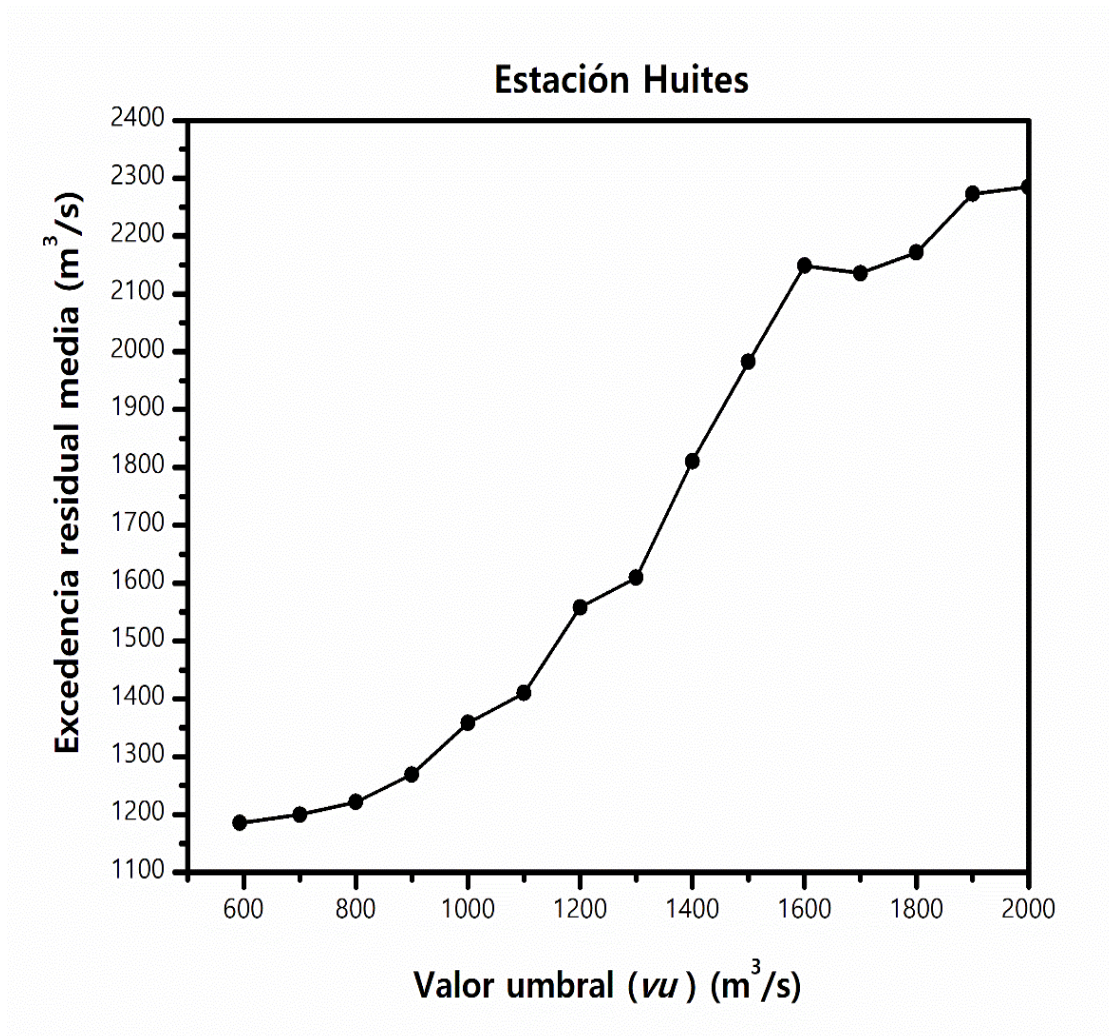


Figura 5. Gráfica de excedencias residuales medias en la SDP de la estación *Huites*, México.

En la Tabla 17, el vu que conduce el menor error estándar de ajuste es $1\,500\,m^3/s$, cuyas predicciones únicamente resultaron inferiores a las máximas obtenidas con la distribución LOG. Los ER (Ecuación (21)) de los periodos de retorno de 25 y 10 000 años fueron -5.1 y 44.9 %, respectivamente.

Tabla 17. Errores de ajuste y predicciones (m^3/s) de las SDP obtenidas con la distribución Poisson-Pareto aplicada al registro de crecientes de la estación hidrométrica *Huites*, México.

x_0 vu	NE	EEA	EAM	Periodos de retorno en años						
				25	50	100	500	1 000	5 000	10 000
593	185	2 157	1 939	9 347	12 544	16 695	31 752	41 635	77 485	101 002
700	167	2 119	1 800	9 622	13 226	18 063	36 650	49 489	98 835	132 902
800	151	2 074	1 648	9 798	13 756	19 221	41 315	57 268	121 770	168 317
900	134	1 967	1 467	9 886	14 099	20 038	44 964	63 552	141 577	199 732
1 000	116	1 742	1 261	9 894	14 153	20 183	45 682	64 821	145 765	206 488
1 100	104	1 614	1 066	9 886	14 328	20 732	48 722	70 331	164 780	237 659
1 200	88	1 303	838	9 899	14 195	20 299	46 262	65 850	149 185	212 022
1 300	80	1 201	695	9 850	14 281	20 679	48 711	70 399	165 429	238 913
1 400	67	951	568	9 945	14 161	20 081	44 751	63 035	139 230	195 671
1 500	58	853	463	10 188	14 059	19 600	41 728	57 536	120 678	165 761
1 600	51	873	426	10 089	13 923	19 030	38 423	51 676	102 000	136 373
1 650	49	972	473	10 001	13 988	19 428	40 984	56 275	116 860	159 815

x_0 = valor umbral mínimo en m^3/s .

vu = valor umbral probado en m^3/s .

NE = número de excedencias.

EEA = error estándar de ajuste en m^3/s .

EAM = error absoluto medio en m^3/s .

Como el número años del registro (n) es 51, entonces $\chi^2_{0.025} = 32.4$ y $\chi^2_{0.975} = 71.4$, según valores de la Tabla 1. En la Tabla 18 se verifica la aceptación del modelo Poisson-Pareto desde un vu de 1 000 m³/s y se observa que en intervalo de vu de 900 a 1 300 m³/s, el parámetro de forma (k) fluctúa de -0.49 a -0.53.

Tabla 18. Resultados del test de selección de la distribución de λ y parámetros de ajuste de la distribución Poisson-Pareto aplicada a las SDP de las crecientes de la estación hidrométrica *Huites*, México.

x_0 vu	E	V	d	DE	VRM	Parámetros de ajuste		
						u^*	a^*	k
593	3.627	3.627	21.600	BI	1 185.5	1 818.554	1 200.563	-0.376704
700	3.275	3.275	29.388	BI	1 199.8	1 765.255	1 142.750	-0.424001
800	2.961	1.881	31.762	BI	1 221.6	1 722.484	1 082.439	-0.465250
900	2.627	1.606	30.567	BI	1 269.2	1 693.315	1 033.405	-0.495535
1 000	2.275	1.689	37.137	PO	1 358.3	1 688.471	1 022.298	-0.501614
1 100	2.039	1.606	39.385	PO	1 409.9	1 675.564	969.239	-0.528153
1 200	1.725	1.415	40.998	PO	1 558.0	1 683.167	1 013.682	-0.506420
1 300	1.569	1.265	40.319	PO	1 609.4	1 684.469	959.961	-0.530167
1 400	1.314	1.117	42.523	PO	1 810.7	1 669.746	1 056.082	-0.489724
1 500	1.137	1.099	48.310	PO	1 982.7	1 643.044	1 145.051	-0.455322
1 600	1.000	0.941	47.059	PO	2 148.9	1 600.000	1 259.063	-0.414093
1 700	0.961	0.940	48.900	PO	2 135.7	1 653.323	1 156.329	-0.448775

x_0 = valor umbral mínimo en m^3/s .

vu = valor umbral probado en m^3/s .

E = media del número de excedencias por año.

V = varianza del número de excedencias por año.

d = índice de dispersión (Ecuación (7)).

DE = FDP del número de excedencias por año (λ).

BI = DE binomial.

PO = DE Poisson.

BN = DE binomial negativa.

ERM = excedencia residual media en m^3/s .

AFC en la estación *Pánuco*

En la Tabla 19, la distribución Wakeby reporta los errores de ajuste más bajos, pero se observa que sus predicciones son bastante elevadas en los periodos de retorno mayores de 500 años respecto a las del resto de FDP aplicadas. Se adopta la distribución LOG por definir los siguientes errores de ajuste más reducidos, cuyas predicciones son ratificadas por el modelo Kappa.

Tabla 19. Errores de ajuste y predicciones (m^3/s) de las tres FDP de referencia y dos de aplicación generalizada en el registro de crecientes anuales de la estación hidrométrica *Pánuco*, México.

FDP	EEA	EAM	Periodos de retorno en años						
			25	50	100	500	1 000	5 000	10 000
LP3	265.4	182.8	5 519	6 257	7 010	8 846	9 682	11 744	12 690
GVE	269.3	168.1	5 442	6 158	6 583	6 888	8 658	9 455	12 266
LOG	232.8	140.7	5 389	6 239	7 202	9 992	11 488	15 853	18 199
KAP	235.6	144.6	5 396	6 800	7 216	10 021	11 526	15 925	18 292
WAK	196.0	128.6	5 387	6 475	7 804	12 130	14 706	23 098	28 095

En la Figura 6, relativa a la gráfica de excedencia residual media de la estación *Pánuco*, se observa una tendencia decreciente del νu dibujado de 1 450 a 2 700 m^3/s . El comportamiento del νu de 2 500 a 2 800 m^3/s está influenciado por el número de excedencias, según se aprecia en la Tabla 20.

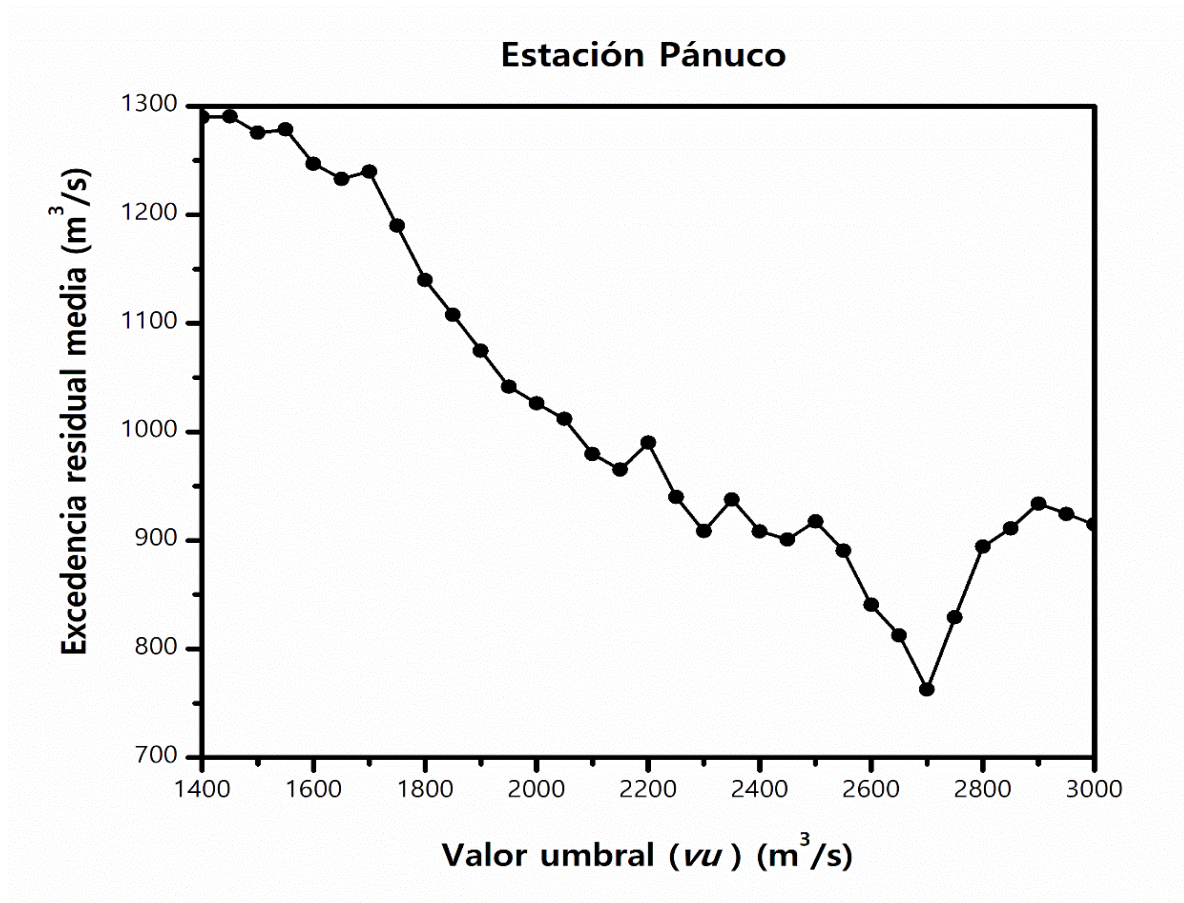


Figura 6. Gráfica de excedencias residuales medias en la SDP de la estación *Pánuco*, México.

Tabla 20. Errores de ajuste y predicciones (m^3/s) de las SDP obtenidas con la distribución Poisson-Pareto aplicada al registro de crecientes de la estación hidrométrica *Pánuco*, México.

x_0 vu	NE	EEA	EAM	Periodos de retorno, en años						
				25	50	100	500	1000	5000	10000
829.9	109	1 561	1 557	5 337	5 639	5 886	6 295	6 420	6 627	6 690
1 000	100	1 435	1 435	5 343	5 652	5 905	6 329	6 459	6 677	6 744
1 250	84	1 229	1 227	5 009	5 204	5 349	5 560	5 615	5 695	5 716
1 500	73	1 066	1 064	4 926	5 095	5 219	5 390	5 432	5 492	5 507
1 750	64	920	914	4 923	5 094	5 219	5 394	5 438	5 499	5 514
2 000	59	736	739	5 434	5 857	6 236	6 970	7 233	7 743	7 925
2 250	50	541	532	5 668	6 282	6 888	8 263	8 843	10 158	10 711
2 400	44	425	398	5 762	6 482	7 226	9 048	9 875	11 902	12 823
2 500	39	373	317	5 743	6 442	7 158	8 887	9 661	11 530	12 367
2 550	38	333	272	5 813	6 615	7 472	9 698	10 768	13 547	14 882
2 600	38	287	224	5 911	6 910	8 061	11 448	13 284	18 692	21 623
2 650	37	259	188	5 956	7 097	8 477	12 900	15 493	23 803	28 674
2 700	37	250	162	5 977	7 340	9 114	15 575	19 832	35 339	45 549
2 750	32	266	114	5 968	7 195	8 722	13 866	17 025	27 666	34 196
2 800	28	336	188	5 959	7 055	8 355	12 380	14 668	21 754	25 780
3 000	22	552	422	5 923	7 091	8 528	13 277	16 141	25 609	31 312

x_0 = valor umbral mínimo en m^3/s .

vu = valor umbral probado en m^3/s .

NE = número de excedencias.

EEA = error estándar de ajuste en m^3/s .

EAM = error absoluto medio en m^3/s .

En la Tabla 20 se observa que el menor error estándar de ajuste se obtiene con un vu de $2\,700\text{ m}^3/\text{s}$, cuyas predicciones son las mayores de todos los vu probados. En este caso, tales resultados no son adoptados debido a que no se cumple la aceptación de la distribución Poisson-Pareto, como se observa en la Tabla 21. Se adopta un vu de $2\,600\text{ m}^3/\text{s}$, para el cual todavía es aceptable el modelo Poisson-Pareto, según resultados de la Tabla 21. Los ER (Ecuación (21)) en los periodos de retorno de 25 y 10 000 años de las predicciones adoptadas son 8.8 y 15.8 %, respectivamente.

Tabla 21. Resultados del test de selección de la distribución de λ y parámetros de ajuste de la distribución Poisson-Pareto aplicada a las SDP de las crecientes de la estación hidrométrica *Pánuco*, México.

x_0 vu	E	V	d	DE	VTM	Parámetros de ajuste		
						u^*	a^*	k
829.9	3.516	2.056	17.544	PO	1402.3	2 738.089	1 252.490	0.296228
1000	3.226	1.852	17.226	PO	1354.2	2 734.251	1 244.537	0.288664
1250	2.710	1.625	17.995	PO	1340.8	2 801.020	1 252.427	0.420709
1500	2.355	1.713	21.821	PO	1275.4	2 818.323	1 255.689	0.460355
1750	2.065	1.867	27.127	PO	1189.8	2 818.849	1 244.772	0.454779
2000	1.903	2.281	35.954	PO	1026.3	2 727.458	1 073.663	0.158639
2250	1.613	1.850	34.413	PO	940.1	2 706.037	949.5336	0.019501
2400	1.419	1.856	39.238	PO	908.4	2 705.831	880.4129	-0.046399
2500	1.258	1.804	43.027	PO	917.6	2 704.300	893.3889	-0.034004
2550	1.226	1.852	45.331	PO	890.6	2 715.482	820.7762	-0.096273
2600	1.226	1.852	45.331	PO	840.6	2 739.234	698.1020	-0.203154
2650	1.194	1.898	47.707	BN	812.5	2 756.943	619.1960	-0.273937
2700	1.194	1.898	47.707	BN	762.5	2 786.495	505.4875	-0.380161
2750	1.032	1.515	44.032	PO	829.3	2 768.109	573.2537	-0.315650
2800	0.903	1.378	45.760	PO	894.2	2 732.191	657.9195	-0.245625
3000	0.710	1.174	49.619	BN	914.6	2 791.176	578.1785	-0.299486

x_0 = valor umbral mínimo en m^3/s .

vu = valor umbral probado en m^3/s .

E = media del número de excedencias por año.

V = varianza del número de excedencias por año.

d = índice de dispersión (Ecuación (7)).

DE = FDP del número de excedencias por año (λ).

BI = DE binomial.

PO = DE Poisson.

BN = DE binomial negativa.

ERM = excedencia residual media, m^3/s .

Como el número de años del registro (n) es 31, entonces $\chi^2_{0.025} = 16.8$ y $\chi^2_{0.975} = 47.0$, según valores de la Tabla 1. En la Tabla 21 se verifica la aceptación del modelo Poisson-Pareto desde el x_0 hasta un vu de 2 600 m^3/s , para el cual el parámetro de forma (k) muestra un valor negativo del orden de magnitud de los obtenidos con vu mayores al adoptado.

Se observa en la Tabla 21, en sus primeros siete vu analizados, que su parámetro de forma (k) es positivo, lo cual coincide con los resultados de un estudio pionero (Campos-Aranda, 1996) con la distribución GVE de parámetro de forma positivo o modelo Weibull, el cual tiene un límite superior en su extremo de niveles máximos observados.

Discusión de resultados

En la Tabla 22 se ha integrado un resumen de predicciones para los cinco registros de crecientes procesados. Se cita para cada SDP adoptada su número de excedencias (NE), el gasto máximo ($Q_{\max}$) y el mínimo ($Q_{\min}$) de tales excedentes. Se expone en primer término la FDP aplicada a la SAM, que condujo a las predicciones más severas. En los cuatro primeros registros fue la FDP logística generalizada (LOG) y en la estación Pánuco, fue la distribución Wakeby (WAK).

Tabla 22. Contraste de errores de ajuste y predicciones (m^3/s) de las SAM con las distribuciones indicadas y de la SDP con el valor umbral adoptado en las cinco estaciones hidrométricas procesadas.

FDP <i>vu</i>	EEA	EAM	Periodos de retorno, en años						
			25	50	100	500	1 000	5 000	10 000
Guamúchil (<i>n</i> = 33, NE = 46; <i>Q</i> _{max} = 3 507 m³/s; <i>Q</i> _{min} = 276 m³/s)									
LOG	162	64	1 873	2 562	3 487	7 089	9 612	19 479	26 397
GVE	153	62	1 927	2 609	3 492	6 701	8 813	16 506	21 569
275	131	112	1 979	2 711	3 684	7 365	9 872	19 356	25 813
ER	-	-	2.6	3.8	5.2	9.0	10.7	14.7	16.4
Santa Rosa (<i>n</i> = 45, NE = 55; <i>Q</i> _{max} = 2 588 m³/s; <i>Q</i> _{min} = 326 m³/s)									
LOG	93	75	1 897	2 444	3 122	5 422	6 846	11 701	14 713
LP3	64	50	1 997	2 480	3 005	4 393	5 066	6 818	7 657
325	125	90	2 070	2 620	3 264	5 214	6 298	9 584	11 411
ER	-	-	3.5	5.3	7.9	15.7	19.6	28.9	32.9
Tempoal (<i>n</i> = 48, NE = 51; <i>Q</i> _{max} = 6 120 m³/s; <i>Q</i> _{min} = 1 125 m³/s)									
LOG	398	240	5 100	6 590	8 460	14 923	18 999	33 165	42 110
WAK	267	160	5 324	6 438	7 577	10 321	11 547	14 501	15 821
1100	284	179	5 493	6 930	8 615	13 747	16 616	25 352	30 234
ER	-	-	3.1	7.1	12.0	24.9	30.5	42.8	47.7
Huites (<i>n</i> = 51, NE = 58; <i>Q</i> _{max} = 15 000 m³/s; <i>Q</i> _{min} = 1 508 m³/s)									
LOG	984	497	9 812	13 837	19 452	42 767	60 041	132 094	185 524
KAP	766	399	10 709	14 470	19 089	34 271	43 383	73 314	91 245
1500	853	463	10 188	14 059	19 600	41 728	57 536	120 678	165 761
ER	-	-	-5.1	-2.9	2.6	17.9	24.6	39.2	44.9
Pánuco (<i>n</i> = 31, NE = 38; <i>Q</i> _{max} = 7 300 m³/s; <i>Q</i> _{min} = 2 631 m³/s)									
WAK	196	129	5 387	6 475	7 804	12 130	14 706	23 098	28 095
LOG	233	141	5 389	6 239	7 202	9 992	11 488	15 853	18 199
2600	287	224	5 911	6 910	8 061	11 448	13 284	18 692	21 623
ER	-	-	8.8	9.7	10.7	12.6	13.5	15.2	15.8

Después se citan las FDP de mejor ajuste en las SAM: GVE, LP3, WAK, KAP y LOG. Tales distribuciones definen los errores de ajuste más bajos en cuatro de los registros en la Tabla 22; la excepción ocurre en la estación Guamúchil para el *EEA* de la SDP.

En tercer término, se cita el ajuste adoptado con la distribución Poisson-Pareto en las SDP procesadas. Por último, se exponen los errores relativos (Ecuación (21)) obtenidos entre la predicción de la SAM y de la SDP.

Procesos operativos recientes para las SDP

Los enfoques recientes para procesar SDP abarcan desde el uso de otros modelos probabilísticos para las excedencias, caso de las referencias Bhunya *et al.* (2012), y Ashkar y Ba (2017); hasta nuevos procedimientos, como los descritos a continuación, mismos que ha sido citados por Pan *et al.* (2022).

El enfoque de Eastoe y Tawn (2010) es aplicable en registros que muestran exceso de dispersión, al tener una varianza mayor que la media de las excedencias por año. En tales casos, el proceso de Poisson es ampliado para tomar en cuenta la sobredispersión mediante el uso de modelos mixtos y de regresión.

Otro enfoque, diametralmente opuesto, es el de Solari y Losada (2012), los cuales proponen un modelo mixto, con una distribución Log-normal truncada central y dos Pareto generalizadas para los valores máximos y mínimos de sus colas superior e inferior. Los valores umbral

definen los límites de los tres regímenes y se obtienen con el método de máxima verosimilitud.

Por último, Solari, Egüen, Polo y Losada (2017) desarrollan un proceso de estimación automática del valor umbral basado en la prueba de Anderson-Darling, el cual se combina con técnicas de simulación para cuantificar la incertidumbre en las estimaciones del valor umbral y de las predicciones con periodos de retorno elevados.

Por otra parte, también se pueden considerar procesos operativos recientes: los enfoques que abordan la presencia del cambio climático en los registros de datos hidrológicos extremos que debido a ello son no estacionarios. Entre los nuevos enfoques se pueden citar los de Roth, Buishand, Jongbloed, Klein-Tank y van Zanten (2012), así como el de Durocher, Burn y Ashkar (2019).

Conclusiones

En la Tabla 22 se observa de manera general que las predicciones obtenidas con las SDP se aproximan a las máximas que origina la distribución logística generalizada (LOG) con las SAM. Lo anterior es importante, ya que tales predicciones provienen de muestras muy diferentes, desde su número de eventos ($NE > n$), pero sobre todo por sus magnitudes, ya que las SAM incluyen n valores mayores que x_0 o gasto mínimo anual, y las SDP únicamente contienen los eventos mayores al vu adoptado, es decir, NE gastos mayores que el indicado como Q_{min} , en la Tabla 22.

La relevancia de las estimaciones de predicciones con las SDP queda demostrada en los errores relativos de la Tabla 22, para los periodos de retorno mayores de 100 años, lo cuales fluctúan de 2.6 a 10.7 % y de 15.8 a 47.7 % en el periodo de retorno de 10 000 años.

Debido a que no implica dificultad integrar registros de crecientes como SDP, a partir de la información hidrométrica de gastos máximos mensuales disponible en el sistema BANDAS (IMTA, 2003) y además, como la aplicación y verificación de la distribución Poisson-Pareto es bastante simple, se recomienda incorporar el uso de las SDP en el análisis de frecuencias de crecientes con el proceso operativo sugerido.

Por otra parte, se visualizan convenientes los enfoques de Roth *et al.* (2012) y de Durocher *et al.* (2019) para comenzar a abordar los impactos de la no estacionariedad en los análisis de frecuencias mediante series de duración parcial de registros de datos hidrológicos extremos.

Referencias

- Ashkar, F., & Ba, I. (2017). Selection between the generalized Pareto and kappa distributions in peaks-over-threshold hydrological frequency modelling. *Hydrological Sciences Journal*, 62(7), 1167-1180. DOI: 10.1080/02626667.2017.1302089
- Bezak, N., Brilly, M., & Sraj, M. (2014). Comparison between the peak-over-threshold and the annual maximum method for flood frequency analysis. *Hydrological Sciences Journal*, 59(5), 959-977. DOI: 10.1080/02626667.2013.831174

- Bhunya, P. K., Singh, R. D., Berndtsson, R., & Panda, S. N. (2012). Flood analysis using generalized logistic models in partial duration series. *Journal of Hydrology*, 420-421, 59-71. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2011.11.037
- Bhunya, P. K., Mishra, S. K., Ojha, C. S. P., & Berndtsson, R. (2008). Chapter 17. Flood estimation in ungauged basins. In: Singh, V. P. (ed.). *Hydrology and hydraulics* (pp. 605-646). Highlands Ranch, USA: Water Resources Publications, LLC.
- Bobée, B. (1975). The Log-Pearson type 3 distribution and its application to Hydrology. *Water Resources Research*, 11(5), 681-689. DOI: 10.1029/WR011i005p00681
- Bobée, B., & Ashkar, F. (1991). Theme 1.1. Statistical criteria and tests. In: *The Gamma Family and derived distributions applied in hydrology* (pp. 1-9). Littleton, USA: Water Resources Publications.
- Campos-Aranda, D. F. (2023). Capítulo 1. Datos locales: aumento y aceptación En: *Temas recientes del análisis de frecuencias hidrológico* (pp. 1-51). Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Campos-Aranda, D. F. (2018). *Ponencia núm. 78. Análisis de frecuencia de datos hidrológicos extremos con persistencia o dependientes*. XXV Congreso Nacional de Hidráulica 5 al 9 de noviembre, Ciudad de México, México.
- Campos-Aranda, D. F. (2000). Descripción y aplicación del modelo Poisson-Pareto en el análisis de frecuencia de crecientes con series de duración parcial. *Ingeniería. Investigación y Tecnología*, 1(5), 199-207.

- Campos-Aranda, D. F. (1996). Caracterización hidrológica de crecientes en la cuenca baja del río Pánuco con base en niveles máximos anuales. *Ingeniería Hidráulica en México*, 11(2), 15-31.
- Chai, T., & Draxler, R. R. (2014). Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)? - Arguments against avoiding RMSE in the literature. *Geoscientific Model Development*, 7(3), 1247-1250. DOI: 10.5194/gmd-7-1247-2014
- Coles, S. (2001). Chapter 4. Threshold models. In: *An introduction to statistical modeling of extreme values* (pp. 74-91). London, England: Springer-Verlag.
- Cunnane, C. (1979). A note on the Poisson assumption in partial duration series models. *Water Resources Research*, 15(2), 489-494. DOI: 10.1029/WR015i002p00489
- Durocher, M., Burn, D. H., & Ashkar, F. (2019). Comparison of estimation methods for a nonstationary index-flood model in flood frequency analysis using peaks over threshold. *Water Resources Research*, 55(11), 9398-9416. DOI: 10.1029/2019WR025305
- Eastoe, E., & Tawn, J. A. (2010). Statistical models for over dispersion in the frequency of peaks over threshold data for a flow series. *Water Resources Research*, 46(2), 1-12. DOI: 10.1029/2009WR007757
- Fischer, S., & Schumann, A. (2016). Robust flood statistics: Comparison of peak over threshold approaches based on monthly maxima and TL-moments. *Hydrological Sciences Journal*, 61(3), 457-470. DOI: 10.1080/02626667.2015.1054391

- Hosking, J. R., & Wallis, J. R. (1997). Appendix: *L*-moments for some specific distributions. In: *Regional frequency analysis. An approach based on L-moments* (pp. 191-209). Cambridge, England: Cambridge University Press.
- IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2003). *Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS)*. Hidrometría y Sedimentos hasta 2002 (8 CD). Jiutepec, México: Comisión Nacional del Agua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Khaliq, M. N., Ouarda, T. B. M. J., Ondo, J. C., Gachon, P., & Bobée, B. (2006). Frequency analysis of a sequence of dependent and/or non-stationary hydro-meteorological observations: A review. *Journal of Hydrology*, 329(3-4), 534-552. DOI:10.1016/j.jhydrol.2006.03.004
- Kite, G. W. (1977). Chapter 12. Comparison of frequency distributions. In: *Frequency and risk analyses in hydrology* (pp. 156-168). Fort Collins, USA: Water Resources Publications.
- Lang, M., Ouarda, T. B. M. J., & Bobée, B. (1999). Towards operational guidelines for over-threshold modeling. *Journal of Hydrology*, 225(3-4), 103-117. DOI: 10.1016/S0022-1694(99)00167-5
- Langbein, W. B. (1949). Annual floods and the partial-duration flood series. *Transactions of the American Geophysical Union*, 30(6), 879-881. DOI: 10.1029/TR030i006p00879
- Madsen, H., Rasmussen, P. F., & Rosbjerg, D. (1997). Comparison of annual maximum series and partial duration series for modeling extreme hydrologic events. 1. At-site modeling. *Water Resources Research*, 33(4), 747-757. DOI: 10.1029/96WR03848

- Madsen, H., Rosbjerg, D., & Harremoës, P. (1993). Application of the partial duration series approach in the analysis of extreme rainfalls. In: *Extreme hydrological events: Precipitation, floods and droughts* (pp. 257-266). Wallingford, England: IAHS Publication No. 213.
- Metcalf, A. V. (1997). Theme 4.5. Generalized Pareto distribution and peaks over threshold (POT) analysis. In: *Statistics in Civil Engineering* (pp. 94-98). London, England: Arnold Publishers.
- Meylan, P., Favre, A. C., & Musy, A. (2012). Chapter 3. Selecting and checking data series and Theme 8.2.2. Peak over a threshold series. In: *Predictive hydrology. A frequency analysis approach* (pp. 29-70, 139-144). Boca Raton, USA: CRC Press.
- Önöz, B., & Bayazit, M. (2001). Effect of the occurrence process of the peaks over threshold on the flood estimates. *Journal of hydrology*, 244(1-2), 86-96. DOI: 10.1016/S0022-1694(01)00330-4
- Ostle, B., & Mensing, R. W. (1975). Appendix 4. Cumulative Chi-square distribution. In: *Statistic in research* (pp. 540-543) (3rd ed.). Ames, USA: The Iowa State University Press.
- Pan, X., Rahman, A., Haddad, K., & Ouarda, T. B. M. J. (2022). Peaks-over-threshold model in flood frequency analysis: A scoping. *Stochastic Environment Research and Risk Assessment*, 36(9), 2419-2435. DOI: 10.1007/s0047/022-02174-6
- Rao, A. R., & Hamed, K. H. (2000). Theme 1.8. Tests on hydrologic data. In: *Flood frequency analysis* (pp. 12-21). Boca Raton, USA: CRC Press.

- Roth, M., Buishand, T. A., Jongbloed, G., Klein-Tank, A. M. G., & van Zanten, J. H. (2012). A regional peaks-over-threshold model in a nonstationary climate. *Water Resources Research*, 48(11), 1-12. DOI: 10.1029/20126WR012214
- Shane, R. M., & Lynn, W. R. (1964). Mathematical model for flood risk evaluation. *Journal of the Hydraulics Division*, 90(HY6), 1-20.
- Singh, V. P., & Zhang, L. (2017). Frequency distributions. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology* (pp. 21.1-21.11) (2nd ed.). New York, USA: McGraw-Hill Education.
- Solari, S., Egüen, M., Polo, M. J., & Losada, M. A. (2017). Peaks over threshold (POT): A methodology for automatic threshold estimation using goodness of fit *p*-value. *Water Resources Research*, 53(4), 2833-2849. DOI: 10.1002/2016WR019416
- Solari, S., & Losada, M. A. (2012). A unified statistical model for hydrological variables including the selection of threshold for the peak over threshold method, *Water Resources Research*, 48(10), 1-15. DOI: 10.1029/2011WR011475
- Stedinger, J. R. (2017). Flood frequency analysis. In: Singh, V. P. (ed.). *Handbook of applied hydrology* (pp. 76.1-76.8) (2nd ed.). New York, USA: McGraw-Hill Education.
- Stedinger, J. R., Vogel, R. M., & Foufoula-Georgiou, E. (1993). Theme 18.6.1. Partial duration series. In: Maidment, D. R. (ed.). *Handbook of hydrology* (pp. 18.37-18.39). New York, USA: McGraw-Hill, Inc.

- Willmott, C. J., & Matsuura, K. (2005). Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. *Climate Research*, 30(1), 79-82. DOI: 10.3354/cr030079
- WRC, Water Resources Council. (1977). *Guidelines for determining flood flow frequency* (revised edition). Bulletin # 17A of the Hydrology Committee. Washington, DC, USA: Water Resources Council.

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-03-08

Artículos

Concentración de fluoruros en aguas subterráneas de los Altos de Jalisco, México

Fluoride concentration in groundwater of the Jalisco Highlands, Mexico

Aldo Antonio Castañeda-Villanueva¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3818-9342>

¹Centro Universitario de Los Altos, Universidad de Guadalajara, Tepatitlán, Jalisco, México, acastaneda@cualtos.udg.mx

Autor para correspondencia: Aldo Antonio Castañeda, acastaneda@cualtos.udg.mx

Resumen

La principal fuente de abastecimiento de agua potable en la mayoría de las regiones administrativas del estado de Jalisco (México) son los acuíferos subterráneos, que en muchos casos son de origen hidrotermal, los cuales se caracterizan por la presencia de compuestos químicos potencialmente nocivos para la salud humana y animal. El área de estudio de este trabajo se ubica en el noreste del estado de Jalisco, que comprende 10 municipios en dos regiones administrativas. El presente

estudio tiene como objetivo determinar la tendencia de la concentración de flúor en pozos profundos que abastecen de agua potable a los municipios del área de estudio, a partir de dos evaluaciones realizadas durante los años 2021 y 2022. En los resultados se puede observar una tendencia creciente en la concentración de flúor de la mayoría de los pozos analizados en los periodos estudiados; las mayores concentraciones se reportan en las localidades de Tepatitlán, Arandas, Mexxicacán y San Miguel el Alto, así como en los municipios de Valle de Guadalupe y Cañadas de Obregón; el uso de estas fuentes como agua potable representa un mayor riesgo para la salud de la población local, lo que ratifica, asimismo, una tendencia creciente en la concentración de fluoruros en las aguas subterráneas extraídas del área de estudio; una posible causa es la continua disminución en el nivel dinámico de extracción que presentan la mayoría de los pozos evaluados. Es necesario implementar programas y estrategias para garantizar la sostenibilidad de este recurso vital en ésta y otras regiones del país.

Palabras clave: agua subterránea, Altos de Jalisco, fluoruros en agua.

Abstract

The main source for the drinking water supply in most of the administrative regions of the state of Jalisco (Mexico) is underground aquifers, which in many cases are hydrothermal origin, characterized by supply potentially harmful chemical compounds for human and animal consumption. The study area of this work is located in the northeast of the state of Jalisco, comprising 10 municipalities in two administrative regions. The objective of this study is to determine the trend of fluoride

concentration in deep wells that supply drinking water to the municipalities of the study area, based on two evaluations carried out during the years 2021 and 2022. In the results it is possible to observe an increasing trend in the fluoride concentration of most of the wells analyzed in the periods studied, the highest concentrations are reported in the towns of Tepatitlan, Arandas, Mexxicacan and San Miguel el Alto, as well as in the municipalities of Valle de Guadalupe and Canadas de Obregon, so that the intake of water from these areas represents a greater risk to the health of the local population, likewise an increasing trend in the concentration of fluorides in the groundwater extracted from the study area is ratified, one possible cause being the continuous decrease in the dynamic level of extraction that most of the wells evaluated. It is necessary to implement programs and strategies to guarantee the sustainability of this vital resource in this and other regions of the country.

Keywords: Fluorides in water, Groundwater, Jalisco Mexico.

Recibido: 04/05/2023

Aceptado: 10/04/2024

Publicado *online*: 03/05/2024

Introducción

En México, el contenido natural de compuestos con flúor en el agua subterránea varía desde 0.001 hasta 25 mg/l; los estados de la república que presentan las mayores concentraciones de fluoruros son principalmente los localizados en el centro, norte, noroeste y parte del noreste del país, precisamente las regiones que reportan alta prevalencia de fluorosis dental y esquelética (Varela *et al.*, 2013). Las principales ciudades mexicanas donde el agua potable tiene un exceso de fluoruros son Aguascalientes, Chihuahua, Durango, Hermosillo, Salamanca y San Luis Potosí (Leyva & Martínez, 2019).

Es así como 17 estados mexicanos presentan problemas por contaminación natural del agua por flúor, dicha contaminación es de origen geológico, resultado de la interacción natural que tiene el agua subterránea con algunas rocas volcánicas que se encuentran ampliamente diseminadas en la Sierra Madre Occidental y que constituye algunos de los principales acuíferos con que se abastece de agua a la población. En los estados de Baja California Norte, Durango, Aguascalientes, Zacatecas y Guanajuato, la contaminación del agua subterránea se localiza en la mayor parte del estado; mientras que en Sonora, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, Sinaloa, San Luis Potosí, Jalisco, Michoacán, Querétaro, Estado de México, Hidalgo y Puebla, la presencia de contaminantes se observa solo en algunas localidades (Conagua, 2018; Rosales, 2013).

Los acuíferos con concentraciones de flúor de origen natural mayor a 1.5 mg/l están sobre todo en Chihuahua, Durango, Coahuila, Aguascalientes, Zacatecas, Guanajuato, San Luis Potosí, Jalisco, Querétaro, Puebla y Guerrero (Figura 1).



Figura 1. Localización de acuíferos en México con altas concentraciones naturales de fluoruros. Fuente: IMTA (2011).

Los compuestos con fluoruros forman parte de la mayoría de los tipos de suelos, con concentraciones totales de entre 20 y 1 000 $\mu\text{g/g}$ (microgramo/gramo) en zonas sin depósitos naturales de fosfatos o fluoruros, y de hasta varios miles de $\mu\text{g/g}$ en suelos minerales con depósitos de fluoruros (Del Razo *et al.*, 2021). Las partículas de fluoruros gaseosos suspendidos en el aire tienden a acumularse en la capa

superficial del suelo, pero pueden desplazarse por toda la rizosfera, incluso en suelos calcáreos. La retención de fluoruros en el suelo depende en particular del contenido de arcilla y carbono orgánico, así como del pH del suelo (Carrillo, Cardona, & Edmunds, 2002; Alcalá, 2007).

Los fluoruros del suelo están asociados fundamentalmente con su fracción coloidal o arcillosa; en todos los tipos de suelos, los fluoruros solubles son los biológicamente importantes para las plantas y los animales (IGME, 2020). Los fluoruros son ubicuos en el medio ambiente, por ello es frecuente que las fuentes de agua los contengan, por lo menos, en pequeñas cantidades. La cantidad de fluoruros presentes de manera natural en el agua potable no fluorada (es decir, agua de bebida a la que no se han añadido deliberadamente fluoruros para prevenir la caries dental) es muy variable, pues depende del entorno geológico concreto de procedencia del agua (Aguilera, Domínguez, Acevedo, & Rojas, 2006). Los niveles pueden alcanzar hasta unos 2.0 mg/l; sin embargo, en las zonas del mundo donde la fluorosis endémica del esqueleto y/o los dientes está bien documentada, las concentraciones de fluoruros en la red de suministro del agua potable van de 3.0 a más de 20.0 mg/l (SEOP, 2019). La fluorosis dental es una condición que aparece como resultado de la ingesta de demasiado fluoruro durante el periodo de desarrollo de los dientes, generalmente desde que se nace hasta que se cumplen entre 6 y 8 años; los niveles demasiado altos de fluoruros interfieren en el buen funcionamiento de las células que forman el esmalte (odontoblastos) perturbándolas e impidiendo que el esmalte madure con normalidad. La graduación de la fluorosis va de leve a aguda, dependiendo de cuánto se haya estado expuesto a los fluoruros durante el periodo de desarrollo de los dientes; por tanto, la fluorosis dental es una anomalía de la cavidad

oral, en especial de las piezas dentales, originada por ingestión excesiva y prolongada de flúor (Lara, Cruz, & Li, 2017).

El fenómeno de percolación consiste en el paso del agua a través del suelo y las formaciones rocosas que contienen minerales, como la fluorita, criolita y fluorapatita; en este proceso, los compuestos con fluoruros se disuelven, ingresando a las fuentes subterráneas naturales de agua y son parte del ciclo biogeoquímico de los elementos químicos presentes en la naturaleza (Martínez, 2013).

El constante consumo de agua con una composición no adecuada para la salud es el posible origen de diversas enfermedades tanto en la piel, dientes huesos y órganos internos como el hígado. Así, la presencia de muchos compuestos y elementos químicos disueltos en el agua no deben superar los niveles permitidos para su adecuado y seguro consumo humano (SIWI, 2005).

De igual forma, el flúor es esencial para la estructura ósea tanto de los animales superiores como de los seres humanos; en muy bajas concentraciones o ausencia puede generar deformaciones en los huesos y articulaciones, y en concentraciones mayores a 1.0 mg/l puede ser nocivo para la salud en general (Bavera, 2006).

El flúor es un elemento importante para la salud humana y se obtiene en forma de compuestos, como los fluoruros, sobre todo a través del consumo de agua subterránea. No obstante, cuando se consume continuamente agua con más de 0.7 mg/l de fluoruros, que es el nivel máximo recomendado por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2018), entonces se está poniendo en riesgo la salud de la población (USDHHSF, 2015).

La concentración natural de fluoruros depende de aspectos geológicos, químicos y características físicas del acuífero, la porosidad y acidez de la tierra y material pétreo, la temperatura, la acción de otros elementos químicos y la profundidad de los pozos de extracción (Huízar, Varela, & Espinoza, 2016).

La fuente principal para el suministro de agua potable en la mayoría de las regiones administrativas del estado de Jalisco (México) son los acuíferos subterráneos, que en muchos casos son de origen hidrotermal, y se caracterizan por la presencia de compuestos químicos potencialmente dañinos para el consumo humano y animal.

En México, la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021 (Secretaría de Salud, 2021), que se refiere a los límites permisibles de la calidad del agua para uso y consumo humano, en su apartado de especificaciones sanitarias químicas establece como límite máximo permisible para fluoruros el valor de 1.50 mg/l para todas las localidades; esta referencia se deberá ajustar a 1.0 mg/l conforme a la tabla de cumplimiento gradual (Tabla 1), la cual hacer referencia tanto a la densidad poblacional de las diversas localidades del territorio nacional como al año en que esas poblaciones deberán observar el nuevo límite para el contenido de fluoruros en el agua de consumo humano.

Tabla 1. NOM-127-SSA1-2021. Cumplimiento gradual para fluoruros.

Localidad	Año	Límite permisible	Unidades
Mayor de 500 000 habitantes	Un año posterior a la entrada en vigor de la presente Norma	1.0	mg/l
Entre 50 000 y 499 999 habitantes	Tres años posterior a la entrada en vigor de la presente Norma	1.0	mg/l
Menor de 500 000 habitantes	Seis años posterior a la entrada en vigor de la presente Norma	1.0	mg/l

Fuente: DOF (2022).

Cabe hacer mención que la NOM-127-SSA1-2021 entró en vigor el 26 de abril de 2023 según el *Diario Oficial de la Federación* (DOF, 2023).

Por otro lado, tanto el Departamento de Salud y Servicios Humanos como la Agencia de Protección Ambiental de EUA (USDHHSF/USEPA por sus siglas en inglés) recomiendan una concentración máxima de fluoruros en agua potable de 0.7 mg/l (USDHHSF, 2015; USEPA, 2016), buscando equilibrar los beneficios de prevenir la caries dental y fijar el límite de los efectos no deseados en la salud. Mientras que la Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR, 2020) ha calculado la referencia mínima de consumo de flúor de 0.05 mg/kg/día para una exposición oral crónica. Las dosis recomendadas en EUA y Canadá son de 4.0 mg/día para el hombre, 3.0 mg/día para la mujer, y entre 2.0 y 3.0 mg/día para niños y adolescentes (Alarcón *et al.*, 2013).

El principal objetivo del presente estudio es determinar la concentración de fluoruros en las aguas subterráneas en la región Altos

Sur del estado de Jalisco. Se pretende establecer la tendencia sobre la presencia de fluoruros que presentan los pozos profundos que abastecen de agua potable a los municipios del acuífero Tepatitlán, comparando los resultados en las evaluaciones realizadas en los años 2021 y 2022.

Asimismo, se contrastarán los resultados obtenidos con la normatividad oficial vigente en México en relación con la preservación de la salud de la población que utiliza estas fuentes de suministro para el agua potable y de consumo.

Materiales y métodos

La zona de estudio comprende esencialmente el acuífero Tepatitlán (clave 1414, según la Comisión Nacional del Agua (Conagua) (Conagua, 2018), el cual se localiza en la porción nororiental del estado de Jalisco en el occidente de México (Figura 2) abarcando una superficie de 1 940 km², aproximadamente el 2.47 % del territorio estatal (Conagua, 2002).



Figura 2. Ubicación del estado de Jalisco en la república mexicana.

Fuente: Travel By Mexico (2023).

Comprendiendo nueve municipios localizados en la región administrativa Altos Sur (Tepatitlán, Arandas, Acatic, San Miguel el Alto, Cañadas de Obregón, Mexxicacán, Valle de Guadalupe y Yahualica) y un municipio en la región administrativa Centro (Cuquío) (Figura 3), la densidad poblacional de esta zona se puede apreciar en la Tabla 2.



Figura 3. Localización de las regiones administrativas del estado de Jalisco. Fuente: Mapa Interactivo (2023).

Tabla 2. Densidad de población en la zona de estudio (2020).

Municipio	Población	Delegaciones
Tepatitlán	150 190	Pegueros, Capilla de Guadalupe, San José de Gracia, Mezcala, Capilla de Milpillas, Tecomatlán
Arandas	80 609	El Tule, Los Dolores, Santiaguito de Velázquez, Manuel Martínez Valadez
Acatic	23 175	El Refugio, Tierras Coloradas, Las Motas, Santa Rita, Tequilillas
Cuquío	17 820	Las Cruces, San Juan del Monte, Teponahuasco, Juchitlán
Mexticacán	53 076	San José de Ojuelos, San Felipe, Chimaliquin de Arriba, Cañada de Islas, El Santuario
Valle de Guadalupe	6 628	La Llave, Puerta de Macías, Alto de San Joaquín, El Bajío, La Providencia
Cañadas de Obregón	4 388	El Rosario, Temacapulín, Los Yugos, El Zapotillo, Santa Rosalía
San Miguel el Alto	31 965	Santa María del Valle, Mirandillas, San José de los Reynoso, Belén
Yahualica de González Gallo	22 394	Manalisco, Huisquilco, Río Colorado, El Baluarte, Apozol de Gutiérrez, Tecoluta
San Ignacio Cerro Gordo	18 341	Los Dolores, La Trinidad, San Vicente, Cerro Gordo

Fuente: INEGI (2021).

Mediante información de los organismos operadores del agua potable en los municipios participantes, así como varios recorridos de

campo e información geográfica, se localizaron los principales pozos profundos en operación para el suministro del agua potable en la zona de estudio, incluyendo en esta ocasión 118 pozos con niveles dinámicos de extracción promedio de 180 metros de profundidad, los cuales operan regularmente desde 4 hasta 24 horas al día, con caudales que van de 3 a 40 litros por segundo (lps).

Se realizaron campañas de muestreo y monitoreo en los pozos de extracción de la zona de estudio en 2021 y 2022, durante los meses de julio a noviembre; las muestras de agua se recolectaron como describe la normatividad mexicana (NOM-230-SSA1-2002) (DOF, 2005).

El análisis de la concentración de fluoruros se realizó en el Laboratorio para Análisis de Agua del Centro Universitario de Los Altos (Universidad de Guadalajara), observando tanto la normatividad oficial vigente (NMX-AA-077-SCFI-2001) (SCFI, 2001) como la metodología analítica incluida en los Standard Methods for Examinations of Water and Wastewater (APHA, 2017).

Las concentraciones de fluoruros se determinaron mediante el método colorimétrico "SPANDS" (Hach, 2018), el cual presenta una alta sensibilidad, con margen analítico comprendido entre 0 y 2.50 mg/l. Esta técnica utiliza los siguientes reactivos: ácido clorhídrico, oxiclورو de zirconio y arsenito de sodio (Cat. 44449-LM, Hach). El principal equipo utilizado para la determinación de fluoruros en agua subterránea fue el espectrofotómetro visible DR 2800 de la marca Hach, que consiste en un espectrofotómetro de espectro visible, con un rango de longitud de onda de 340 a 900 nanómetros (Figura 4).



Figura 4. Espectrofotómetro DR 2800 (Hach). Fuente: Hach (2018).

El equipo se calibró según especificaciones del fabricante, con el programa para determinación de fluoruros, realizando diluciones con agua desionizada estándar cuando fue necesario (1:10, 1:20).

En general, se determinaron los promedios aritméticos de cada grupo de muestras (pozos profundos), de cada sección (clave de identificación) de la zona de estudio para generar los resultados siguientes.

Resultados

La mayoría de los 118 pozos profundos utilizados como fuentes para el abastecimiento de agua potable para las poblaciones correspondientes que conformaron la zona de estudio pertenecen al acuífero Tepatitlán (clave 1414), que se localiza en la porción nororiental del estado de Jalisco, en la Región VIII Lerma-Santiago-Pacífico y que cubre una superficie aproximada de 1 940 km² (2.47 % del territorio estatal), según la Ley Federal de Derechos en Materia de Agua (2015); este acuífero presenta una limitada disponibilidad (Conagua, 2018).

Con base en los datos históricos de precipitación, temperatura y evaporación de las estaciones climatológicas que cubren la zona de estudio, y con apoyo del atlas de climas escala 1:1 000 000, se observa que el área de estudio está caracterizada por tres tipos de climas: (A) C(w1) w, C(w1) (w) y C(w2) (w), que corresponden a un clima semiseco subhúmedo y templado subhúmedo (CEA-Jal, 2018a).

La concentración promedio de fluoruros en los pozos profundos durante los años evaluados de 2021 y 2022 de los 10 municipios en la zona de estudio aparecen en la Tabla 3; se observan desviaciones estándar máximas en 2021 de 0.110 y de 0.117 para 2022.

Tabla 3. Concentración promedio de fluoruros en mg/l y desviación estándar (Ds) por localidad en dos evaluaciones: 2021 y 2022.

Clave	Municipio	Localidad/descripción	Núm. pozos	2021 prom. (Ds)	2022 prom. (Ds)
T1	Tepatitlán	Tepatitlán centro	5	0.65(0.037)	0.88(0.049)
T2	Tepatitlán	Tepatitlán norte	10	1.12 (0.076)	1.34(0.083)
T3	Tepatitlán	Tepatitlán sur	6	2.10(0.093)	2.02(0.082)
T4	Tepatitlán	Tepatitlán este	11	3.20(0.097)	4.55(0.117)
T5	Tepatitlán	Tepatitlán oeste	16	3.70 (0.104)	3.97(0.102)
T6	Tepatitlán	Capilla de Guadalupe	3	1.63(0.051)	1.68(0.065)
T7	Tepatitlán	Pegueros	3	0.25(0.034)	0.18(0.047)
T8	Tepatitlán	San José de Gracia	3	0.17(0.045)	0.25(0.059)
T9	Tepatitlán	Mezcla	3	1.57(0.062)	1.59(0.074)
T10	Tepatitlán	Capilla de Milpillas	3	0.55(0.053)	0.67(0.045)
A1	Arandas	Arandas centro	4	1.21(0.077)	1.53(0.083)
A2	Arandas	Arandas norte	2	0.42(0.039)	0.78(0.086)
A3	Arandas	Arandas sur	3	0.68(0.033)	1.34(0.073)
A4	Arandas	Arandas este	4	0.36(0.086)	0.76(0.092)
A5	Arandas	Arandas oeste	6	1.09(0.110)	1.02(0.092)
SMA1	San Miguel el Alto	San Miguel el Alto centro	2	2.43(0.059)	3.76(0.083)
SMA2	San Miguel el Alto	San José de los Reynoso	1	0.38	0.56
SMA3	San Miguel el Alto	Santa María del Valle	2	0.15(0.036)	0.32(0.056)
VG1	Valle de Guadalupe	Valle de Guadalupe centro	2	3.42(0.083)	3.61(0.093)
VG2	Valle de Guadalupe	La Providencia	1	7.43	8.45
VG3	Valle de Guadalupe	Puerta de Macías	1	2.62	1.78

Clave	Municipio	Localidad/descripción	Núm. pozos	2021 prom. (Ds)	2022 prom. (Ds)
VG4	Valle de Guadalupe	Pajaritos	1	1.76	2.74
AC1	Acatic	Acatic centro	3	0.33(0.076)	0.56(0.085)
AC2	Acatic	Las Amapolas	1	0.21	0.67
Y1	Yahualica	Yahualica centro	3	0.35(0.045)	0.45(0.057)
Y2	Yahualica	Yahualica norte	2	0.53(0.090)	0.49(0.074)
Y3	Yahualica	Yahualica sur	3	0.17(0.064)	0.32(0.092)
Y4	Yahualica	Yahualica este	2	0.36(0.023)	0.47(0.061)
Y5	Yahualica	Yahualica oeste	3	0.51(0.065)	0.45(0.074)
C1	Cuquío	Cuquío centro	2	0.07(0.057)	0.11(0.073)
C2	Cuquío	Mártires del 28	1	0.33	0.53
M1	Mexticacán	Mexticacán centro	2	1.72(0.034)	3.61(0.072)
CO1	Cañadas de Obregón	Cañadas de Obregón centro	1	1.68	2.32
CO2	Cañadas de Obregón	Temacapulín centro	1	3.00	3.52
SI1	San Ignacio Cerro Gordo	San Ignacio Cerro Gordo centro	2	0.75(0.033)	1.03(0.052)

En referencia al año 2021, es posible observar una tendencia creciente en la concentración de fluoruros de la mayoría de los pozos analizados durante 2022.

De igual forma, las concentraciones de fluoruros mayores de 1.5 mg/l se encuentran en particular en la población de Tepatitlán (T3, T4, T5, T6 y T9), en el centro de la ciudad de Arandas (A1), en el centro de San Miguel el Alto, en el municipio de Valle de Guadalupe (VG1, VG2, VG3

y VG4), en el centro de la población de Mexxicacán (M1) y en el municipio de Cañadas de Obregón (CO1 y CO2).

Las localidades con mayores valores relativos en 2022 fueron principalmente las siguientes: Tepatitlán este (T4), centro de San Miguel el Alto (SM1), municipio de Valle de Guadalupe (VG2 y VG4) y Mexxicacán centro (M1), por lo que la ingesta del agua de estas zonas representa un mayor riesgo para la salud de la población local, en contraste con el resto del área de estudio (Figura 5).

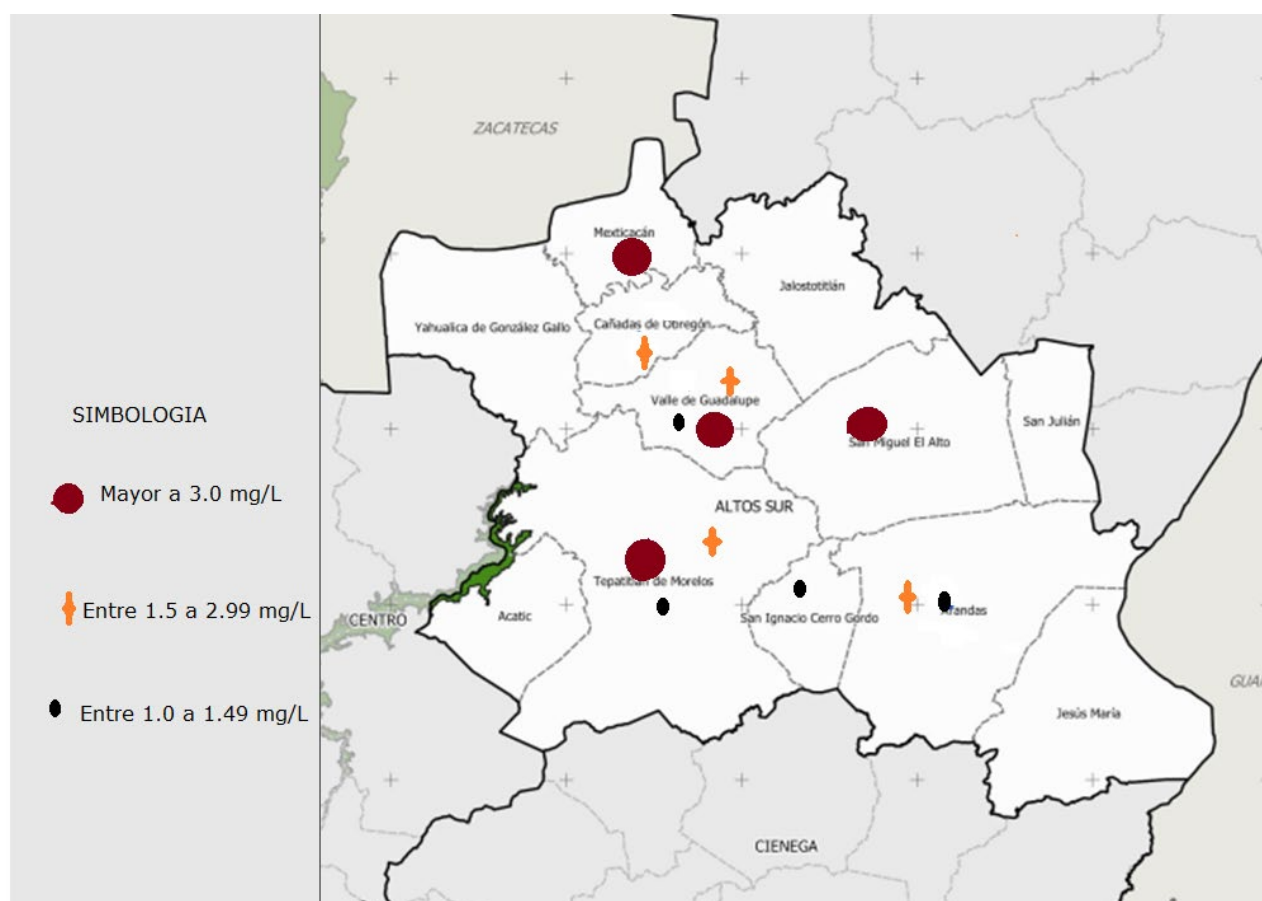


Figura 5. Localización de las mayores concentraciones de fluoruros en la zona de estudio (2022).

En la evaluación de 2022, 14 de las 35 muestras estudiadas (40 %) superan el límite máximo permisible de 1.5 mg/l para agua potable que establece la norma oficial vigente en México y el 51 % de las muestras analizadas superan la referencia de 1.0 mg/l. Realizando un comparativo entre los resultados obtenidos en 2021 y los generados en 2022 (Tabla 4), se puede observar que la mayoría sufrió incrementos (31 de 35) con porcentajes de incremento que van del 4.4 al 220 %.

Tabla 4. Variaciones entre las evaluaciones (2022 y 2021) y porcentajes de incremento.

Clave	2021	2022	Variación 2022-2021	Porcentaje de incremento (%)
T1	0.65	0.88	+0.23	35.4
T2	1.12	1.34	+0.22	7.0
T3	2.10	2.02	-	-
T4	3.20	4.55	+1.35	42.2
T5	3.70	3.97	+0.27	7.3
T6	1.63	1.68	+0.05	4.4
T7	0.25	0.18	-	-
T8	0.17	0.25	+0.08	25.5
T9	1.57	1.59	+0.02	16.1
T10	0.55	0.67	+0.12	21.8
A1	1.21	1.53	+0.32	26.5
A2	0.42	0.78	+0.36	85.7
A3	0.68	1.34	+0.66	97.1

Clave	2021	2022	Variación 2022-2021	Porcentaje de incremento (%)
A4	0.36	0.76	+0.4	11.4
A5	1.09	1.02	-	-
SMA1	2.43	3.76	+1.33	54.7
SMA2	0.38	0.56	+0.18	47.4
SMA3	0.15	0.32	+0.17	113.3
VG1	3.42	3.61	+0.19	5.5
VG2	7.43	8.45	+1.02	13.7
VG3	2.62	1.78	-	-
VG4	1.76	2.74	+0.98	55.6
AC1	0.33	0.56	+0.23	70.0
AC2	0.21	0.67	+0.46	220
Y1	0.35	0.45	+0.1	28.6
Y2	0.53	0.49	-	-
Y3	0.17	0.32	+0.15	88.2
Y4	0.36	0.47	+0.11	30.5
Y5	0.51	0.45	-	-
C1	0.07	0.11	+0.04	57.1
C2	0.33	0.53	+0.2	60.6
M1	1.72	3.61	+1.89	110
CO1	1.68	2.32	+0.64	38.1
CO2	3.00	3.52	+0.52	17.3
SI1	0.75	1.03	+0.28	27.2

Las zonas donde se presentaron los mayores incrementos en las concentraciones de los fluoruros entre las dos determinaciones fueron Acatic, Mexicacán, Arandas, San Miguel el Alto y Yahualica; los municipios que presentaron menores incrementos fueron Cuquío, Valle de Guadalupe y Tepatlán (Figura 6).

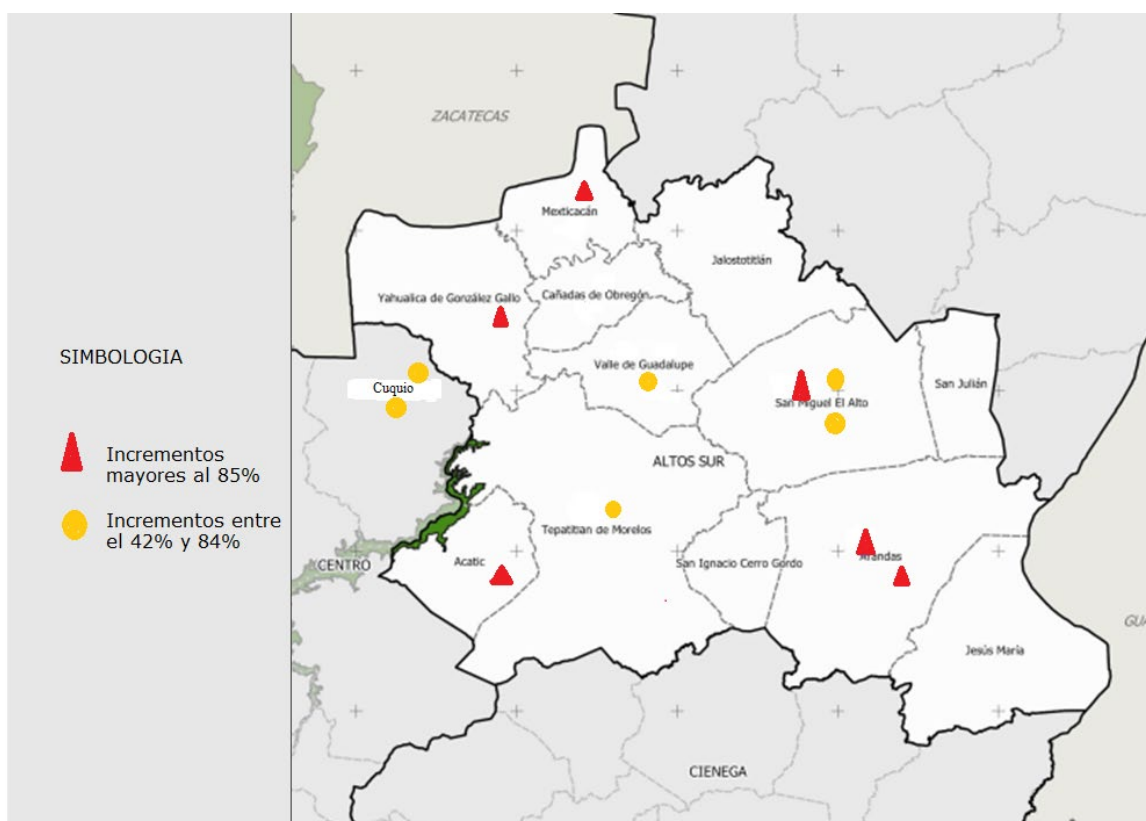


Figura 6. Localización de los mayores incrementos en las concentraciones de fluoruros en la zona de estudio (de 2021 a 2022).

Asimismo, la mayoría de los municipios estudiados presentaron incrementos mayores a 0.5 mg/l de fluoruros en sus aguas subterráneas (Figura 7).

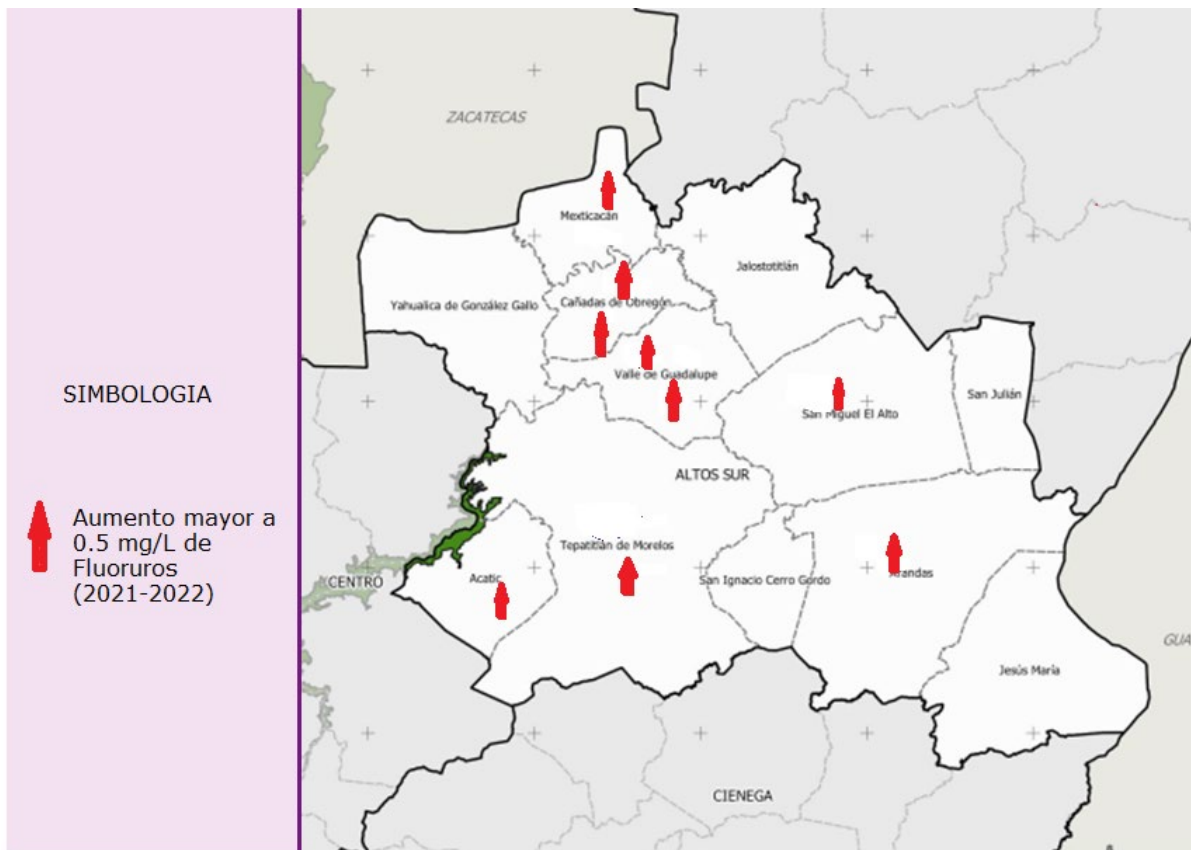


Figura 7. Localización de las zonas con aumentos mayores a 0.5 mg/l de fluoruros (de 2021 a 2022).

Discusión

La fluorosis dental se define como una hipomineralización del esmalte y de dentina relacionado con la ingesta de altas concentraciones de fluoruro en la formación del esmalte; es un problema de salud pública que afecta una amplia zona de México, principalmente las regiones centro y norte (Jiménez & López, 2020). Asimismo, Hurtado y Gardea (2005) afirman que los riesgos de ocurrencia de fluorosis dental en poblaciones de la

región alteña de Jalisco son muy altos, ya que gran parte de la población consume agua potable (embotellada o del grifo) con concentraciones mayores de 1.5 mg/l, por lo que existe la eventual prevalencia de fluorosis esquelética en las poblaciones de Teocaltiche, Mexxicacán y Temacapulín, pues los fluoruros superan concentraciones de 2.18 mg/l. También las comunidades de esta zona que consumen agua potable con cantidades de fluoruros mayores de 4.0 mg/l sin lugar a dudas están expuestas a enfermedades fluoróticas severas, como son fluorosis esquelética, fracturas óseas, cáncer, trastornos gastrointestinales y alteraciones renales (Hurtado & Gardea, 2005). Las poblaciones con mayores riesgos son las siguientes: Encarnación de Díaz, Lagos de Moreno, Mexxicacán, San Juan de los Lagos, Teocaltiche, Tepatitlán de Morelos y Valle de Guadalupe (Hurtado & Gardea, 2005).

Por otro parte, el incremento de la concentración de compuestos, como los fluoruros en las aguas subterráneas extraídas, puede ser un indicador del abatimiento dinámico (disminución sensible del nivel del agua) de los pozos profundos utilizados como fuentes de abastecimiento de agua potable (CEA-Jal, 2018b). Por ejemplo, en estudios recientes realizados en la ciudad de Tepatitlán, Jalisco, en pozos profundos para el abastecimiento de agua potable, se reporta que casi el 17 % de los pozos de la red no opera principalmente por la reducción en los niveles dinámicos (hasta 240 m de profundidad) y más del 25 % de los pozos presenta concentraciones naturales de fluoruros superiores a 1.5 mg/l. Se asume que los volúmenes de extracción son mayores que los volúmenes de recarga del acuífero; por tanto, en donde es posible se extraen aguas más profundas, lo que pone en riesgo la sustentabilidad del acuífero (Castañeda, 2020).

Es de suma importancia mantener programas continuos de monitoreo de estas fuentes de suministro, inclusive implementando mecanismos tanto para regular las altas concentración de fluoruros, como las recargas artificiales, mediante las cuales es posible mejorar las condiciones de almacenamiento de las aguas subterráneas de la región.

Los resultados y las evidencias encontradas en las presentes evaluaciones concuerdan con otros estudios realizados en la misma zona de estudio, como los realizados en los pozos para el abastecimiento del agua en las localidades de Popotes y El Pochote en el municipio de Tepatitlán (Fernández, Venegas, Fuentes, & Trujillo, 2017), donde se manifestaron tanto las altas concentración de fluoruros —sobre todo en el agua de la comunidad de Popotes— como el bajo nivel de conocimiento por parte de los usuarios sobre los efectos en la salud por el consumo de agua con altos contenidos de fluoruros (fluorosis).

En otro estudio realizado en escuelas primarias se reporta que la prevalencia de fluorosis en la ciudad de Tepatitlán era del 64.1 %, sin que existiera diferencia significativa entre hombres y mujeres en cuanto al tipo de agua que se consume: garrafón o filtrada. Los resultados no reflejaron índices menores de fluorosis, lo cual indica que los procesos de potabilización aplicados no son suficientes para reducir estos compuestos y otros minerales; también se concluyó que el 85 % de los niños que consumen agua de pozo presentan algún grado de fluorosis (Briones, 2017).

Pérez, Scherman y Hernández (2007), para el agua de consumo con alto contenido de flúor en niños de la población de Mexicacán, Jalisco, encontraron diferencias significativas en edad, tiempo de residencia, tipo

de consumo de agua y la fluorosis dental ($p < 0.05$), así como diferencias entre los promedios de concentración de flúor y los pozos de agua termal y fría ($p < 0.05$), lo cual reafirma que “el alto contenido de flúor en el agua pone en riesgo la salud dental de la población infantil”.

Por otro lado, comprender los modelos hidrogeológicos de las regiones donde se estudia la presencia de fluoruros en aguas subterráneas resulta de gran importancia para encontrar sus principales orígenes y dinámicas. Así, las unidades intergranulares (estratificada) con familias de fracturas que afectan a la secuencia de rocas duras y hacen posible el flujo hidráulico en la cadena litoestratigráfica, por lo general conforman acuíferos mixto (intergranular-fisurado), cuyas recargas tienen lugar en los relieves que delimitan las planicies correspondientes (Huízar *et al.*, 2014).

Huízar, Carrillo y Juárez (2016) concluyen en sus acercamientos sobre los fluoruros en una región del estado de Morelos que la principal fuente de este compuesto en el agua subterránea se encuentra en las rocas que conforman el relieve que rodea la planicie y principalmente en aquel ubicado fuera de la planicie (al noreste de la Sierra Nevada), lo que confirma que los fluoruros son liberados al agua subterránea por el proceso del intemperismo químico de rocas ígneas intermedias y félsicas.

Conclusiones

La tendencia hacia el aumento de la concentración de compuestos como los fluoruros en el agua subterránea extraída puede ser indicador de la eventual extracción de aguas más profundas, las cuales pueden ser aguas

fósiles, lo que presupone alteraciones en los ciclos de recarga, donde las cantidades anuales extraídas superan a los volúmenes de la recarga natural del acuífero, y significan un riesgo potencial para la adecuada sustentabilidad del acuífero.

La consistente fluorosis dental infantil predominante en la región alteña de Jalisco está vinculada con la ingesta de altas concentraciones de fluoruro, principalmente en la formación del esmalte, lo que ocasiona riesgos para la salud pública de la población; en este sentido, centros urbanos como los de Tepatitlán, Arandas, Acatic, Mexxicacán, San Miguel el Alto y Yahualica presentan mayores retos para la adecuada gestión de sus fuentes de abastecimiento subterráneas para el agua potable y de consumo. Por tanto, resulta necesario implementar programas y estrategias que garanticen la sostenibilidad hídrica en muchas regiones del país.

Agradecimientos

Reconocemos el apoyo técnico brindado por el Cuerpo Académico UDG-561 "Gestión Integral del Agua", el Laboratorio para Análisis de Aguas del Centro Universitario de Los Altos (Universidad de Guadalajara), y los organismos operadores del agua potable de los municipios participantes.

Referencias

- Aguilera, M., Domínguez, M., Acevedo, A., & Rojas, F. (2006). Niveles de fluoruro en alimentos de la cesta básica en el estado de Aragua. *Acta Odontológica Venezolana*, 1(44), 88-89. Recuperado de http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0001-63652006000100016&lng=es&tlng=es
- Alarcón, M., Bundschuh, J., Nath, B., Nicolli, H., Gutiérrez, M., Reyes, V., Nuñez, D., Martín, I., & Sracek, O. (2013). Co-occurrence of arsenic and fluoride in groundwater of semi-arid regions in Latin America: Genesis, mobility and remediation. *Journal of Hazardous Materials*, 262, 960-969. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2012.08.005
- Alcalá, M. (2007). *La contaminación de suelos y aguas: su prevención con nuevas sustancias naturales* (vol. 74). Recuperado de https://books.google.com.mx/books?hl=es&lr=&id=KPcJItVcQRoC&oi=fnd&pg=PA13&dq=La+retenci%C3%B3n+de+fluoruros+en+el+suelo+depende+fundamentalmente+del+contenido+de+arcilla+y+carbono+org%C3%A1nico,+as%C3%AD+como+del+pH+del+suelo++&ots=xRDTx6B8jY&sig=3Q10zY2C56rm9ngTdGwU7-gTb_I#v=onepage&q&f=false
- APHA, American Public Health Association. (2017). *Standard methods for examinations of water and wastewater* (23rd ed.). Recuperado de https://beta-static.fishersci.com/content/dam/fishersci/en_US/documents/programs/scientific/technical-documents/white-papers/apha-water-testing-standard-methods-introduction-white-paper.pdf

- ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2020). *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*. Recuperado de <https://www.atsdr.cdc.gov/>
- Bavera, G. (2006). Capítulo 3. Sitio argentino de producción animal. En: *Suplementación mineral y con NNP del bovino a pastoreo* (3a ed.). Recuperado de https://www.produccion-animal.com.ar/informacion_tecnica/denticion_y_protesis/29-fluor.pdf
- Briones, F. (2017). *Prevalencia de fluorosis dental en la población de 8 a 11 años en la ciudad de Tepatitlán de Morelos, Jalisco en el año 2016* (tesis especialidad Odontopediatría). CUAltos, Universidad de Guadalajara. Recuperado de https://riudg.udg.mx/bitstream/20.500.12104/83554/1/ECUALTO_S10014FT.pdf
- Carrillo, J., Cardona, A., & Edmunds, W. (2002). Use of abstraction regime and knowledge of hydrogeological conditions to control high-fluoride concentration in abstracted groundwater: San Luis Potosí basin, Mexico. *Journal Hydrology*, 26(1), 24-47.
- Castañeda, A. (2020). Increase in the concentration of fluorine compounds as indicator of the decrease in the dynamic level in groundwater in a population of western Mexico. *Journal of Research in Environmental and Earth Sciences*, 6(4), 55-65.
- CEA-Jal, Comisión Estatal del Agua Jalisco. (2018a). *Plano Semáforo agosto 2018*. Recuperado de <https://www.ceajalisco.gob.mx/contenido/dpf2018/comic/Plano%20Semaforo%20Agosto%202018/files/basic-html/page1.html>

- CEA-Jal, Comisión Estatal del Agua Jalisco. (2018b). *Acuíferos en Jalisco*. Recuperado de <https://www.ceajalisco.gob.mx/contenido/acuiferos>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018). *Estadísticas del agua en México*. Recuperado de http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2018.pdf
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2002). *Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Tepatitlán, estado de Jalisco*. Recuperado de <http://info.ceajalisco.gob.mx/sia/acuiferos/Tepatitlan.pdf>
- Del Razo, L., Ledón, J., Velasco, M., Armienta, M., Alfaro, M., Alarcón, M., & Martín, A. (2021). *Arsénico y fluoruro en agua: riesgos y perspectivas desde la sociedad civil y la academia en México*. Recuperado de https://www.geofisica.unam.mx/libros/IGEF_derecho_humano_al_agua_2021_1ed.pdf
- DOF, Diario Oficial de la Federación. (2023). *Se actualiza la NOM-127-SSA1-2021 enfocada en el análisis de agua para uso y consumo humano*. Recuperado de <https://thefoodtech.com/normatividad-y-certificaciones/se-actualiza-la-nom-127-ssa1-2021-enfocada-en-el-analisis-de-agua-para-uso-y-consumo-humano/#:~:text=Seg%C3%BAn%20el%20DOF%2C%20la%20norma,a%20posibles%20sanciones%20y%20multas>

DOF, Diario Oficial de la Federación. (2022). *Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua*. Recuperado de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5650705&fecha=02/05/2022#gsc.tab=0H

DOF, Diario Oficial de la Federación. (2005). *Norma Oficial Mexicana NOM-230-SSA1-2002. Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano, requisitos sanitarios que se deben cumplir en los sistemas de abastecimiento públicos y privados durante el manejo del agua*. Recuperado de https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=2081772&fecha=12/07/2005#gsc.tab=0

Fernández, A., Venegas, E., Fuentes, M., & Trujillo, F. (2017). *Análisis de la cantidad de flúor en el agua de pozo de consumo de dos comunidades "Popotes" y "El Pochote", Tepatitlán de Morelos, Jalisco. México*. Recuperado de <https://1library.co/document/zwop2j7y-analisis-de-la-cantidad-de-fluor-en-el-agua-de-pozo-de-consumo-de-dos-comunidades-popotes-y-el-pochote-tepatitlan-de-morelos-jalisco.html>

Hach. (2018). *Manual del usuario: espectrofotómetro modelo DR 2800*. Recuperado de <https://www.hach.com/asset-get.download.jsa?id=17989943916&srsId=AfmBOorwzMUWzYGkyyH1YmWSb5Mcz0o2SX5sFIJSAyPzxw8fun1vwdhx>

- Huízar, R., Carrillo, J., & Juárez, F. (2016). Fluoruro en el agua subterránea: niveles, origen y control natural en la región de Tenextepango, Morelos, México. *Investigaciones Geográficas*, (90). DOI: 10.14350/rig.47374
- Huízar, R., Varela, G., & Espinoza, M. (2014). Sistemas de flujo subterráneo y contenido de fluoruro en el agua de Tenextepango, Morelos, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 31(2). Recuperado de https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1026-87742014000200007
- Hurtado, R., & Gardea, J. (2005). Estimación de la exposición a fluoruros en Los Altos de Jalisco, México. *Salud Pública de México*, 47(1). Recuperado de <https://www.scielosp.org/pdf/spm/v47n1/a09v47n1.pdf>
- IGME, Instituto Geológico y Minero de España. (2020). *La composición química de las aguas subterráneas naturales*. Recuperado de http://aguas.igme.es/igme/publica/libro43/pdf/lib43/1_1.pdf
- IMTA, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. (2011). *Análisis técnico y económico de tecnologías para remoción de fluoruros*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- INEGI, Instituto de Nacional de Estadística y Geográfica. (2021). *Panorama sociodemográfico de Jalisco. Censo de Población y Vivienda 2020*. Recuperado de https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/702825197872.pdf

- Jiménez, L., & López, J. (2020). *Prevalencia de fluorosis dental en mujeres de la población de "San Lucas el Viejo" de Tlacotepec de Benito Juárez, Puebla en el año 2018-2019* (Tesis de licenciatura). Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, México. Recuperado de <https://repositorioinstitucional.buap.mx/items/07f389b4-69ee-47a6-8a7d-8590e9fa35eb>
- Lara, K., Cruz, I., & Li, Y. (2017). Estudio de la contaminación de flúor en el agua subterránea del acuífero de la cuenca alta del río Laja. Verano de la Investigación Científica. *Jóvenes de la Ciencia*, 2(1), 1293-1294. Recuperado de <https://www.jovenesenlaciencia.ugto.mx/index.php/jovenesenlaciencia/article/view/1243>
- Leyva, Z., & Martínez, A. (2019). Contaminación de los acuíferos mexicanos por fluoruro. *Ciencia y Desarrollo Conacyt*. Recuperado de <http://www.cyd.conacyt.gob.mx/?p=articulo&id=495>
- Mapa Interactivo. (2023). *Mapa de Jalisco*. Recuperado de <https://www.mapainteractivo.net/fotos/mapa-de-jalisco.html>
- Martínez, K. (2013). *Uso racional de fluoruros en odontopediatría* (tesis de licenciatura), Facultad de Odontología, Universidad Nacional Autónoma de México. Recuperado de <https://ru.dgb.unam.mx/bitstream/20.500.14330/TES01000692405/3/0692405.pdf>
- OMS, Organización Mundial de la Salud. (2018). *Informe sobre el abastecimiento de agua y monitoreo del saneamiento*. Recuperado de www.who.int/water_sanitation_health/monitoring/es/index.html

- Pérez, P., Scherman, L., & Hernández, G. (2007). Fluorosis dental en niños y flúor en el agua de consumo humano. Mexticacán, Jalisco, México. *Investigación en Salud*, 9(3), 23-56. Recuperado de <https://www.medigraphic.com/cgi-bin/new/resumen.cgi?IDARTICULO=18790>
- Rosales, A. (2013). *Contaminación del agua por flúor*. Recuperado de <https://es.slideshare.net/angelicarosales98434/contaminacion-del-agua-por-fluor>
- SCFI, Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. (2001). *Norma Mexicana NMX-AA-077-SCFI-2001. Análisis de aguas. Determinación de fluoruros en aguas naturales, residuales y residuales tratadas*. Recuperado de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166793/NMX-AA-077-SCFI-2001.pdf>
- Secretaría de Salud. (2021). *Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua*. Recuperado de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5650705&fecha=02/05/2022#gsc.tab=0
- SEOP, Sociedad Española de Odontopediatria. (2019). *Flúor y fluoruros*. Recuperado de <https://www.odontologiapediatrica.com/protocolos/fluor/>

- SIWI, Stockholm International Water Institute. (2005). *Proyecto del milenio, health dignity, and development: What will it take?* Recuperado de <https://siwi.org/wp-content/uploads/2015/10/health-dignity-and-development-mdg-2005.pdf>
- Travel by Mexico. (2023). *Estado de Jalisco de la república mexicana*. Recuperado de <https://mr.travelbymexico.com/695-estado-de-jalisco/>
- USDHHSF, U.S. Department of Health and Human Services Federal. (2015). *Panel on Community Water Fluoridation. Public health service recommendation for fluoride concentration in drinking water for the prevention of dental caries. Public health reports*. Recuperado de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4547570/>
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. (2016). *Integrated risk information system*. Recuperado de <https://www.epa.gov/iris>
- Varela, G., García, A., Huízar, R., Irigoyen, M., Camacho, A., & Espinoza, M. (2013). Fluorosis and dental caries in the hydrogeological environment of southeastern communities in the state of Morelos, Mexico. *Journal Environmental Protection*, 4, 994-1001 DOI: 10.4236/jep.2013.49115

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-03-09

Notes

Exploring the influence of climate oscillations on groundwater: Review of observational studies

Explorando la influencia de oscilaciones climáticas en acuíferos: revisión de estudios observacionales

David-Eduardo Guevara-Polo¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9899-651X>

Carlos Patiño-Gomez², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8482-8232>

Benito Corona-Vasquez³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0538-2741>

¹Department of Civil and Environmental Engineering, School of Engineering, Universidad de las Américas Puebla, San Andrés Cholula, Puebla, Mexico, david.guevarapo@udlap.mx

²Department of Civil and Environmental Engineering, School of Engineering, Universidad de las Américas Puebla, San Andrés Cholula, Puebla, Mexico

³Department of Civil and Environmental Engineering, School of Engineering, Universidad de las Américas Puebla, San Andrés Cholula, Puebla, Mexico, benito.corona@udlap.mx

Corresponding author: David-Eduardo Guevara-Polo,
david.guevarapo@udlap.mx

Abstract

Groundwater is critical for society's adaptation to climate variability and change but simultaneously, is threatened by them. This paper reviews the linkages between climate oscillations and groundwater, focusing on studies reported in the Scopus database that use wavelet analysis. A total of 27 records published since 2009, covering North America, Europe, and Asia, have been analysed. El Niño Southern Oscillation (ENSO), the North Atlantic Oscillation (NAO), Arctic Oscillation, and the Pacific Decadal Oscillation (PDO) show important effects on groundwater levels in North America. In Europe, NAO is the most dominant, while in Asia, distinct climate indices impact groundwater levels at different periodicities. The hydrogeological features of the aquifers condition the magnitude of the response of groundwater to the climate signal and there is conflicting evidence concerning the effects of land-use change and human activities on detecting climate signals in aquifers. Further research must focus on understanding the effect of human activities in the climate signal perception in aquifers, unravelling the physical mechanisms underlying the propagation of climate signals through aquifers, developing predictive models to support water management decisions, and finding alternative methods to assess this influence in regions with limited observational data. The interaction between the atmosphere and groundwater is of critical relevance for the achievement of water security and this review contributes to synthesizing our current understanding of this relationship.

Keywords: Groundwater management, water resources management, climate oscillations, teleconnections, wavelet analysis.

Resumen

El agua subterránea es fundamental para la adaptación de la sociedad a la variabilidad y el cambio climáticos, pero, simultáneamente, está bajo amenaza. En este artículo se revisa la relación entre las oscilaciones climáticas y el agua subterránea, y se enfoca en estudios reportados en Scopus que utilizan análisis de ondeleta. Se analizaron 27 estudios publicados desde 2009, realizados en Norteamérica, Europa y Asia. El Niño Oscilación del Sur (ENSO), la Oscilación del Atlántico Norte (NAO), la Oscilación Ártica y la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO) muestran efectos importantes en el agua subterránea de Norteamérica. En Europa, NAO es el factor dominante; mientras que en Asia, distintos índices climáticos afectan los niveles de agua subterránea en diferentes periodicidades. Las características hidrogeológicas de los acuíferos condicionan la magnitud de la respuesta a la señal climática, y la evidencia es contradictoria sobre los efectos del cambio de uso de suelo y las actividades humanas en la detección de señales climáticas en acuíferos. La investigación futura debe enfocarse en entender la influencia de la actividad humana en la percepción de la señal climática en acuíferos; identificar los mecanismos físicos de la propagación de las señales climáticas en acuíferos; desarrollar modelos predictivos para gestión del agua, y encontrar métodos alternativos para evaluar esta influencia en regiones con datos observacionales escasos. La interacción entre la atmósfera y el agua subterránea es crucial para alcanzar la seguridad

hídrica, y esta revisión contribuye a sintetizar nuestra comprensión actual de esta relación.

Palabras clave: gestión de agua subterránea, gestión de recursos hídricos, oscilaciones climáticas, teleconexiones, análisis de ondeleta.

Received: 04/07/2023

Accepted: 11/04/2024

Published *online*: 03/05/2024

Introduction

In the context of the ongoing water crisis, achieving water security must be the strategic objective of water management (Martínez-Austria, 2018). Despite its crucial role, groundwater often remains overlooked in water management. Globally, groundwater represents almost half of the freshwater supply, around 40 % of irrigation water, and around one-third of industrial water requirements (UN Water, 2018). Groundwater stress is a matter of concern in many of the world's largest aquifers (Kalu, Ndehedehe, Okwuashi, Eyoh and Ferreira, 2022). To address this challenge effectively, there is an imperative for the development and implementation of appropriate and integrated models for groundwater resources management (Roushangar, Dolatshahi, & Alizadeh, 2022).

Climate variability and change further exacerbate challenges to water security by increasing the frequency and severity of droughts (Martínez-Austria, 2020). Understanding groundwater variability is paramount for societal adaptation efforts (Rezaei, 2022) as groundwater

can act as a buffer against hydrologic drought impacts (Malmgren, Neves, Gurdak, Costa, & Monteiro, 2022; Nygren, Barthel, Allen, & Giese, 2022). However, its resilience role decreases when drought conditions extend to groundwater (Kleine, Tetzlaff, Smith, Dubbert and Soulsby, 2021), highlighting its duality as a resilience factor and vulnerability to climate variability and change. Therefore, recognizing the influence of climate on groundwater is a crucial aspect of water resources planning and management (Balacco, Alfio, & Fidelibus, 2022).

Climate variability is driven by large atmospheric and oceanic circulation patterns known as climate oscillations (Malmgren *et al.*, 2022). These oscillations, characterized by periodic anomalies of air temperature, sea surface temperature (SST), or atmospheric pressure that occur on different timescales, have far-reaching effects on regional climate named teleconnections (Misra, 2020). Understanding these teleconnections is valuable for supporting water management efforts, as they would provide insights into the linkage between climate variability and water storage (Scanlon *et al.*, 2022).

In particular, links between climate variability and groundwater levels have been identified in several parts of the world (Malmgren *et al.*, 2022). These teleconnection patterns influence recharge rates, which are further affected by land-use change and population migration, thereby affecting groundwater extraction and utilization (Kalu *et al.*, 2022). Moreover, the analysis of climate indices to describe groundwater level variations proves useful, especially in data-scarce regions (Balacco *et al.*, 2022), making it a convenient research endeavour for basic and applied research.

The objective of this review is to provide an overview of the influence of climate oscillations on groundwater. It aims to consolidate the growing body of evidence regarding the influence of climate oscillations on groundwater, tracking the evolution of methodologies and identifying key research areas for the future. The review delves into articles employing *in situ* data, rather than satellite-derived information [i.e., Gravity Recovery and Climate Experiment (GRACE)]. The focus is on methodologies evolving towards wavelet methods, given their widespread application in studying the interrelationships between climate and groundwater (Malmgren *et al.*, 2022). While previous reviews have addressed wavelet methods in hydrology with a general approach (Sang, 2013), this paper specifically explores their historical development in examining the influence of climate oscillations on groundwater.

The questions addressed in this manuscript are. 1) What is the historical development of methodologies that have led us to apply wavelet analysis for understanding the influence of climate oscillations on groundwater?; 2) Which are the most studied climate indices and those that have more influence across countries?, and 3) What are the current research opportunities in this field that would have a theoretical and practical utility for groundwater science and management, respectively?

This paper begins with fundamental concepts of climate oscillations and their influence on groundwater. It continues with a chronological narrative to outline approaches used for this purpose, emphasizing the application of wavelet analysis. Subsequently, it presents an aggregated discussion of findings categorized by country, culminating with the identification of research opportunities.

Historical development and description of methods

Around the world, numerous climate oscillations have been identified and are commonly described using time series known as climate indices. A conceptual model explaining the physical mechanisms behind the influence of climate oscillations on groundwater was proposed by Rust, Holman, Corstanje, Bloomfield and Cuthbert (2018). Although this model was illustrated using the effect of NAO in Europe, conceptually, it can be extended to other areas and climate indices. Climate oscillations trigger hydroclimatic variability that can be modelled using climate signals. These climate signals are filtered and damped by surface processes in the hydrographic basin and further, in the vadose zone and saturated zone of aquifers before being reflected in groundwater proxies such as groundwater levels (GWL) or spring discharges. Tracing these climate signals is important for water management purposes.

El Niño Southern Oscillation (ENSO) is a coupled ocean-atmosphere phenomenon naturally occurring at the interannual time scale over the tropical Pacific and has a periodicity of 2-7 years (Christensen *et al.*, 2013; Tremblay, Larocque, Anctil, & Rivard, 2011). It essentially refers to the large-scale weakening of the trade winds and warming of the sea surface temperature in the equatorial Pacific Ocean (Sangha, Lamba, & Kumar, 2020). The North Atlantic Oscillation (NAO) reflects pressure variations and the stability of the Icelandic Low and the Azores-Bermuda high-pressure cells and has a dominant quasiperiodic oscillation of 3-6 years with a less significant one of 8-10 years (Bridgman & Oliver, 2006;

Hurrell, Kushnir, Ottersen, & Visbeck, 2003). Pacific Decadal Oscillation (PDO) is a long-lived phenomenon defined by surface ocean temperatures in the northeast and tropical Pacific Ocean and has a periodicity of 20-30 years (Bridgman & Oliver, 2006; Perez-Valdivia, Sauchyn, & Vanstone, 2012). Atlantic Multidecadal Oscillation (AMO) is the SST anomaly observed in the North Atlantic with the highest intensity in the high latitudes and a quasi-periodicity of 70 years (Christensen *et al.*, 2013; Cox, Meng, Khedun, & Quiring, 2009). Indian Ocean Dipole (IOD) Indian Ocean SST interannual variability with the largest amplitude in the eastern Indian Ocean off Indonesia, and weaker anomalies of the opposite polarity over the rest of the basin for 30 years (Christensen *et al.*, 2013; Hochreuther *et al.*, 2016). Finally, the AO is a fluctuation of atmospheric pressure, at polar and mid-latitude locations, between defined positive and negative phases (Bridgman & Oliver, 2006) and although its periodicity is unclear, its phase has been positive since 1960 (Thompson & Wallace, 1998).

The first evidence of the influence of climate oscillations on groundwater levels suggested that in Nevada, United States, high discharges were observed in the Spring months after winter El Niño events (Winograd, Riggs, & Coplen, 1998). Consistently, the phase of El Niño was positively correlated with recharge in south-eastern Arizona in the USA (Pool, 2005) while the opposite effect was observed in Barbados, with La Niña being positively correlated with recharge (Jones & Banner, 2003). The latter study used isotope analysis to support their conclusions while the former used statistical correlations between streamflow infiltration and climate indices. A linear model to forecast seasonal water table fluctuations, using the correlation between SST and rainfall as a predictor,

was developed and applied to the region of La Pampa, Argentina (Tanco & Kruse, 2001). All these studies used statistical analysis to support their conclusions and were incipient before the application of other methodologies. With this same purpose, spectral analysis techniques have also been applied (Luque-Espinar, Chica-Olmo, Pardo-Igúzquiza, & García-Soldado, 2008; Venencio & García, 2011).

Previously, Vautard, Yiou, and Ghil (1992) developed an application of Singular Spectrum Analysis (SSA) for short and noisy time series, which was later implemented in a toolkit by Dettinger, Ghil, Strong, Weibel and Yiou (1995). Building on these methods, Hanson, Newhouse, and Dettinger (2004) developed a systematic method for the frequency analysis of hydrologic time series that provided a basis for comparing the lag correlation, phase and amplitude among data types or across frequencies and a mean to identify major forcings within hydrologic systems. This set the basis for further studies (Almanaseer & Sankarasubramanian, 2012; Gurdak *et al.*, 2007; Hanson, Dettinger, & Newhouse, 2006; Velasco, Gurdak, Dickinson, Ferré, & Corona, 2017). Moreover, Ghanbari and Bravo (2011) used the estimation of squared coherency instead of correlations between time series arguing that significant coherence provided direct mathematical evidence of variability relationships. In parallel, Holman, Rivas-Casado, Howden, Bloomfield and Williams (2009) used univariate and bivariate spectral analysis to describe temporal dynamics for each record of GWL and estimate the correlation between GWL and climate indices, respectively.

On parallel, wavelet methods had already been developed by Torrence and Compo (1998), and implemented by Grinsted, Moore and Jevrejeva (2004). After Milly *et al.* (2008) suggested that stationarity

should not be a central assumption in water management, these methods began to be used to assess the influence of climate oscillations on groundwater. Wavelet methods can analyze nonstationary hydrologic time series (Kuss & Gurdak, 2014), complementing spectral analysis (Grinsted *et al.*, 2004). In addition, they have better performance than time series analysis, serial-correlation analysis, and Fourier transform (Sang, 2013). A diagram that illustrates the logical sequence of wavelet analysis is reported in Figure 1. The explanation of the techniques illustrated in this figure is addressed in the following section.

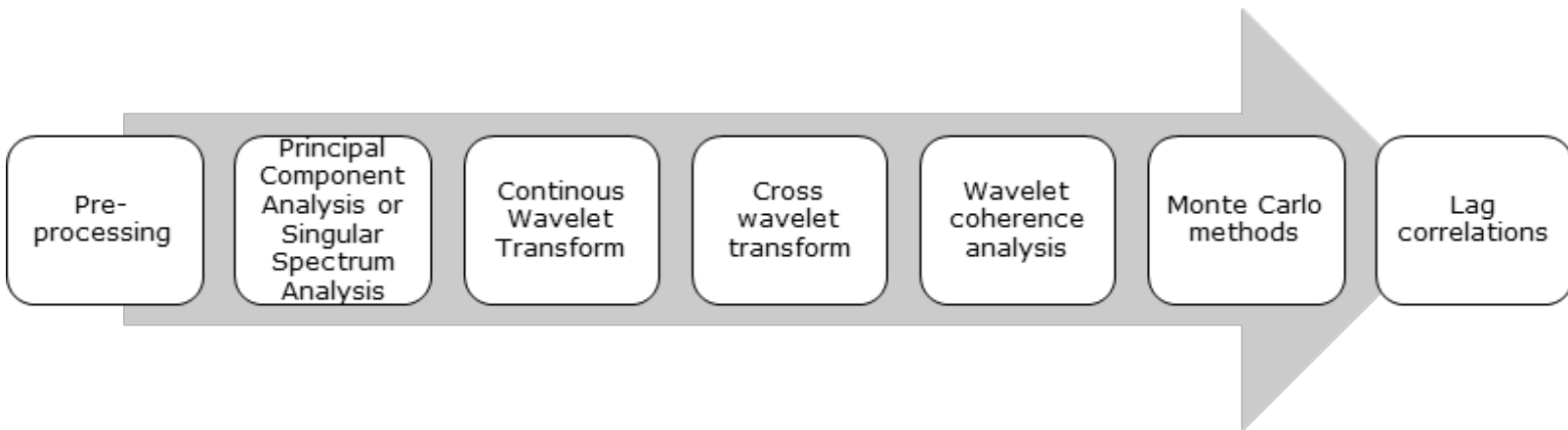


Figure 1. Logical sequence of steps usually used in wavelet analysis.

Finally, two recent advances are worth mentioning. First, the publication of the Hydrologic and Climatic Analysis Toolkit (HydroClimATe) by Dickinson, Hanson, and Predmore (2014), which was used for computing lag correlations between the time series of climate indices and GWL (Huo *et al.*, 2016a; Kuss & Gurdak, 2014; Rezaei & Gurdak, 2020; Velasco *et al.*, 2017). Lag correlations are useful when a system has a

delayed response to some forcing (Kuss & Gurdak, 2014) and that is the case for climate indices and groundwater. Second, the development of WaveletComp, an open-source package to compute wavelet analysis (Rösch & Schmidbauer, 2014). These developments encourage the study of unstudied areas that are exposed to the influence of climate oscillations.

Discussion of methods

This section outlines the methodologies of this study. A search in Scopus database was conducted using the string (TITLE-ABS-KEY (groundwater OR aquifer) AND TITLE-ABS-KEY (wavelet) AND TITLE-ABS-KEY ((climate PRE/0 oscillation*) OR (teleconnection*) OR (climate PRE/0 ind*))). The latter element of the string was used to maximize the results that use distinct terminology to refer to similar phenomena. The search yielded 33 records. Initially, two were excluded because one was in an unknown language for the authors and another was a conference proceeding, which was not considered in the search protocol. In addition, after reading the records abstracts, three reports were decided to not be retrieved because the authors used GRACE data and, as it was mentioned previously, these studies were out of the extent of this review. The source includes all records published until 2022.

Under this criteria, 28 records (including one corrigendum) were considered in this review. These studies have used wavelet methods to assess the influence of climate indices in groundwater using some availability proxy. As shown in Figure 2, eight of them have been conducted in Europe (Table 1), six in North America (Table 2), one in

Japan, six in China (Table 3), one in Bangladesh, one in Pakistan and four in Iran (Table 4). One is a comparative study between Europe and North America and is reported in Table 1.

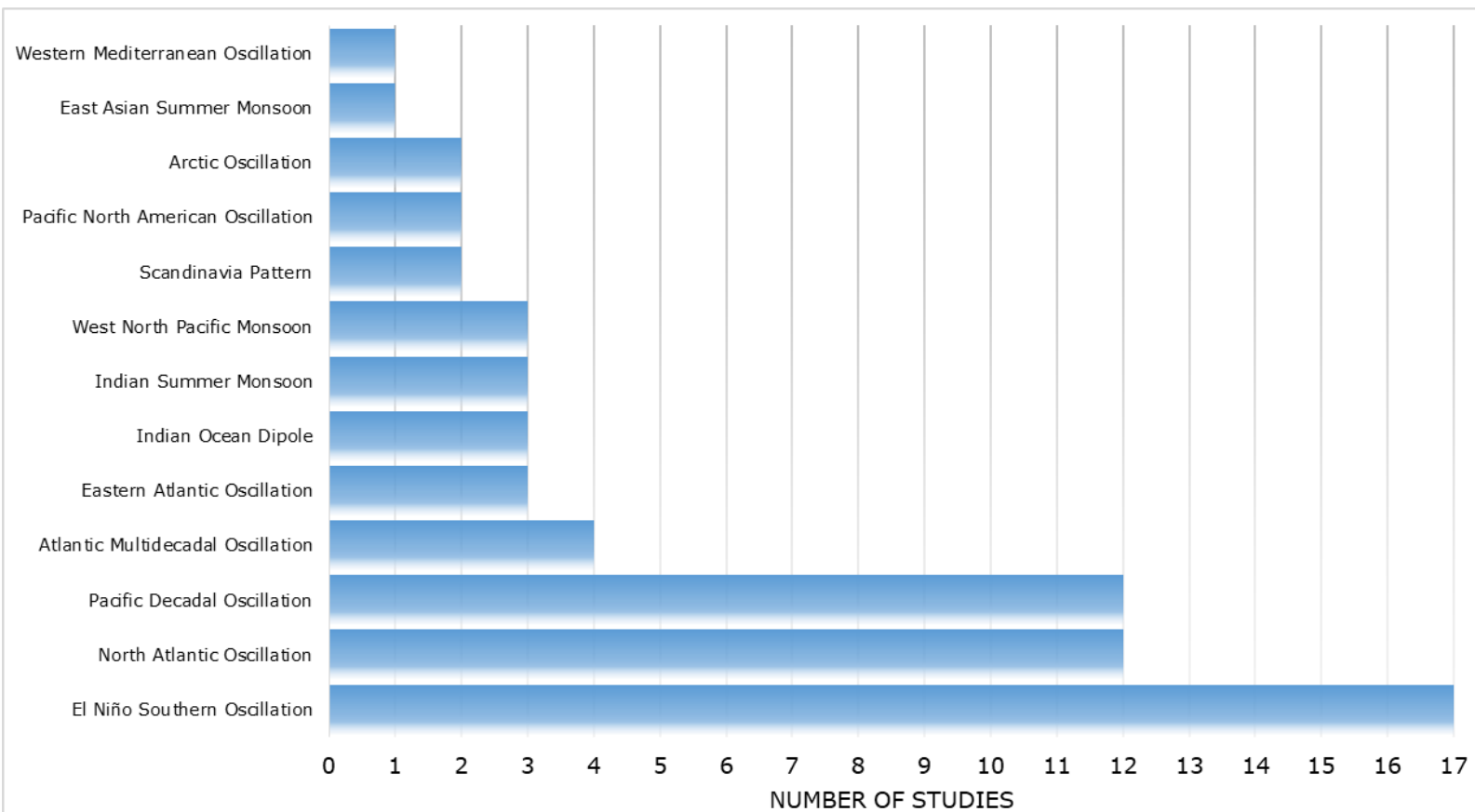


Figure 2. Number of studies of climate oscillations' influence on groundwater.

Table 1. Available studies in Europe about the effect of climate oscillations on groundwater that use wavelet analysis.

Reference	Study area	Climate indices	Data	Period	Aquifer features
Slimani <i>et al.</i> (2009)	Upper Normandy Region, France	None	Daily GWL from 4 wells	1985-2005	Karstic
Holman, Rivas-Casado, Bloomfield and Gurdak (2011)	Yorkshire, England	NAO, EA, and Scandinavia Pattern	Monthly GWL from 3 wells	1960-2009	Jurassic Limestone and chalk
Neves, Costa, and Monteiro (2016)	Quarenca-Silver Aquifer, Portugal	None	GWL monthly precipitation	1985-2010	Karstic
Neves, Costa, Hugman and Monteiro (2019)	Coastal aquifers of Portugal	NAO and EA	Monthly GWL and monthly precipitation	1987-2016	Limestone
Liesch and Wunsch (2019)	Germany, Netherlands, and United Kingdom (UK)	NAO, AMO and ENSO	Monthly GWL and daily precipitation and temperature	1915-2016	Porous and karstic
Dountcheva, Gómez-Alday, Sanz, Cassiraga and Galabov (2020)	Mancha Oriental aquifer, Spain	NAO and WeMO	Daily precipitation and temperature. River aquifer interactions	1940-2010	Karstic region
Rust, Holman, Bloomfield, Cuthbert and Corstanje (2019)	United Kingdom	None	Monthly GWL, daily precipitation and monthly PET	1960-2015	Chalk, oolites, greensand, sandstone and limestone.
Malmgren <i>et al.</i> (2022)	Coastal aquifers in California and Portugal	ENSO, PDO, PNA, NAO, EA and Scandinavia Pattern	Observations from 8 wells in California and 8 in Portugal	1989-2019	Sand and gravel (California; Limestones, dolomites and marls (Portugal))

Table 2. Available studies in North America about the effect of climate oscillations on groundwater that use wavelet analysis.

Reference	Study area	Climate indices	Data	Period	Aquifer features
Cox <i>et al.</i> (2009)	Edwards Aquifer, Texas, United States	ENSO, PDO and AMO	Daily spring discharge Annual well pumping Daily pumping Monthly precipitation	1933-2007	Karstic Aquifer
Kuss and Gurdak (2014)	United States	ENSO (MEI), NAO, PDO, AMO	GWL levels, precipitation, simulated groundwater-pumping time series.	1930-2000	Overlapping discontinuous clay beds; alluvium-filled basin; and unconsolidated sand and gravel
Mitra, Srivastava, Singh and Yates (2014)	Apalachicola-Chattahoochee-Flint River Basin, US	ENSO	Daily GWL from 21 wells	1975-2010	Karstic aquifer
Perez-Valdivia and Sauchyn (2011)	Alberta, Canada	None	Five tree-ring chronologies Monthly GWL from two wells	1618-2003 (Well 1) 1589-2002 (Well 2)	Sandstone and sandy aquifer
Perez-Valdivia <i>et al.</i> (2012)	Canadian Prairies	ENSO and PDO	Monthly GWL, monthly precipitation and 3 tree-ring chronologies	1900-(Tree-rings) and 1970's (GWL) - 2000s	Mainly sandy aquifers
Tremblay <i>et al.</i> (2011), and Tremblay, Larocque, Anctil and Rivard (2012)	Canada	NAO, PNA, AO, ENSO	Monthly GWL, monthly temperature and precipitation	1974-2005	Sandstone; sand and gravel aquifer; and sand and silt aquifer.

Table 3. Available studies in East Asia about the effect of climate oscillations on groundwater that use wavelet analysis.

Reference	Study area	Climate indices	Data	Period	Aquifer features
Dong, Shimada, Kagabu and Fu (2015)	Kumamoto plain, Japan	ENSO	Sunspot number, monthly GWL	1990-2011	Quaternary deposits with high permeability
Fan, Chen, and Li (2014)	Aksu River, Northwestern China	None	Annual precipitation and streamflow	1956-2006	Alluvial deposits
Hao <i>et al.</i> (2016)	Xin'an springs complex, China	ISM, WNPM, ENSO and PDO	Monthly spring discharge data	1956-2012	Karstic aquifer
Cheng, Zhong and Wang (2021)	Heihe River Basin, China	ENSO, PDO, NAO, AO and AMO	Monthly runoff	2001-2015	Unspecified, the focus is on baseflow discharges
Huo <i>et al.</i> (2016b)	Niangziguan Springs Basin, China	ENSO, PDO, ISM and WNPM	Discharge data and monthly precipitation	1958-2011	Karstic aquifer
Huo <i>et al.</i> (2016a)	Niangziguan Springs Basin, China	AO, NAO, ENSO, PDO and IOD	Daily precipitation and 10-day discharge.	1958-2010	Karstic aquifer
Zhang <i>et al.</i> (2017)	Niangziguan spring Basin, China	ISM, WNPM, EASM, IOD, ENSO and PDO	Monthly discharge precipitation	1960-2010	Karstic aquifer

Table 4. Available studies in southwest Asia about the effect of climate oscillations on groundwater that use wavelet analysis

Reference	Study area	Climate indices	Data	Period	Aquifer features
Rezaei (2020)	Sarabkalan Spring, Iran	ENSO and PDO	Daily precipitation and discharge	1986-2019 and 2008-2019 in climate stations 2008-2019 for spring discharge	Karst aquifer
Rezaei and Gurdak (2020)	Lake Urmia watershed, Iran	ENSO, NAO and PDO	Monthly temperature, lake water level, and GWL	1980-2015	Variable
Rezaei (2022)	24 aquifers in Iran	AMO, PDO, NAO and ENSO	Monthly representative GWL time series	Variable	Variable
Roushangar <i>et al.</i> (2022)	Azarshahr Plain, Iran	ENSO and NAO	Streamflow, GWL and precipitation	1968-2015	Alluvial aquifer
Ali <i>et al.</i> (2022)	Irrigated Indus Basin Irrigation System, Pakistan	ENSO and PDO	398 GWL observations from 2003-2014 for validation	2003-2016	Alluvial aquifer
Salam, Islam and Islam (2020)	Bangladesh	IOD, ENSO, NAO, SST and SOI	Precipitation, temperature and GWL	1981-2017	Sandy semi-confined

The methodology usually used in wavelet analysis and, in particular, followed by Kuss and Gurdak (2014) encompasses the stages illustrated in Figure 1. The required input for this methodology is observational data

from some groundwater proxy (spring discharges from a gauge station or GWL time series from boreholes).

Considering that some of these climate oscillations have long periodicities, the size of the time series determines the accuracy of the results. However, with a time series of 11 years, the influence of PDO and ENSO was detected in the spring of an aquifer (Rezaei, 2020). Hence, limited observational data should not discourage the study of climate oscillations in groundwater. Incomplete records of groundwater levels can be combined between adjacent wells to form temporal composite records (Hanson *et al.*, 2004) or alternative sources of data can be explored. Interestingly, Ali *et al.* (2022) used satellite data validated with observational records to conduct their analysis, providing a possible alternative to address this issue.

The criteria for selecting the climate indices to be studied on a specific region is based on previous evidence of their effects on regional and local climates. The study of climate oscillations is growing, and hence, not all climate indices are studied with the same interest across regions. For example, the most studied climate index in the set of 27 studies reviewed in this manuscript was ENSO in 63 % of the studies, followed by NAO and PDO in 44 %, as shown in Figure 2. This is explained because these climate oscillations have proved to have global consequences worldwide (Gu & Gervais, 2022; Planton *et al.*, 2021; Wei, Yan, & Li, 2021).

On the other hand, there are climate oscillations that have regional effects, such as the IOD, ISM, and the WNPM. While these oscillations have been addressed in studies in China, they have not been studied in other countries. The reason for this is that the effect of these oscillations

has been previously studied in this country (Huo *et al.*, 2016a; Zhang *et al.*, 2017). It underscores the importance of assessing the effect of different climate indices on meteorological patterns in the watersheds.

The importance of conducting these studies is not to answer categorically if there is an influence of climate oscillations on groundwater, but to characterize it quantitatively. Usually, precipitation time series are characterized by observing their periodicity before being compared with climate oscillations. Afterwards, hydrogeological conditions determine the filtering of the climate signal and the periodical behavior of groundwater time series (Liesch & Wunsch, 2019). These studies are useful to forecast hydrological droughts (Ma *et al.*, 2022), including their propagation to groundwater.

However, it is important to point out that groundwater data must also be spatially scattered to be representative of the aquifer where it was recorded, especially in regions that are sensitive to local conditions because of hydrogeologic differences or intensive water extraction.

The details of the methodology of the first two stages can be consulted in the work of Vautard *et al.* (1992) and Hanson *et al.* (2004). Much of the long-term, multidecadal anthropogenic signals in the GWL time series, such as long-term land-use change (Kuss & Gurdak, 2014) and pumping (Velasco *et al.*, 2017), are removed during pre-processing. Roushangar *et al.* (2022) suggested pre-processing data using Maximal Overlap Discrete Wavelet Transform (MODWT) to denoise time series. This procedure isolates the effect of the climate index's in the groundwater proxy.

Subsequently, Principal Component Analysis (PCA) (Dong *et al.*, 2015; Huo *et al.*, 2016a; Zhang *et al.*, 2017) or SSA (Kuss & Gurdak, 2014; Neves *et al.*, 2019; Perez-Valdivia *et al.*, 2012; Rezaei & Gurdak, 2020) are conducted. SSA is essentially a PCA applied to a time series along with its additional time-lagged copies (Hsieh & Wu, 2002). The PCA is used to extract the main components of precipitation (Huo *et al.*, 2016a; Zhang *et al.*, 2017) and GWL (Dong *et al.*, 2015). Conversely, SSA is performed only in GWL (Neves *et al.*, 2019); GWL, climate indices, precipitation, and pumping time series (Kuss & Gurdak, 2014); or GWL, precipitation, and tree-ring time series (Perez-Valdivia *et al.*, 2012).

The following step in the methodology is that wavelet methods are used to obtain a time-frequency representation of the continuous hydroclimatic data (Holman *et al.*, 2011). These methods encompass Continuous Wavelet Transformation (CWT), Cross Wavelet Transformation (XWT) and Wavelet Coherence (WTC). In summary, CWT transforms time series to the time-frequency space (Grinsted *et al.*, 2004), XWT identifies the cross-wavelet power of two-time series (Holman *et al.*, 2011), and WTC normalizes the cross-wavelet power and can be thought of as local correlations (Grinsted *et al.*, 2004).

Finally, Monte Carlo methods are used to discard that the periodicity of the time series is explained by internal noise (Grinsted *et al.*, 2004; Rust *et al.*, 2019). According to these authors, a set of synthetic time series with the same lag-1 autocorrelation properties (AR1) coefficients as the original is used. The wavelet spectra maxima show the periodicities from these synthetic time series that arise from internal noise. Then, a comparison with the wavelet spectra of the original time series is made, and a confidence interval is established to verify the hypotheses.

In this regard and alternatively, Mitra *et al.* (2014) performed Mann-Whitney Tests to evaluate the impacts of ENSO phases on the medians of groundwater level anomalies. Finally, lag correlations may be computed according to the developments described in the previous sections (Huo *et al.*, 2016a; Kuss & Gurdak, 2014; Rezaei & Gurdak, 2020).

Salam *et al.* (2020) conducted a different procedure that also yielded spatial variability of groundwater. Besides CWT, these authors used statistical tools (modified Mann-Kendall test, Sen's slope estimator, Pettitt's test, Pearson correlation matrix, cross-correlation analysis, and ARIMA modelling) to find evidence of the link between ENSO and groundwater levels, this phenomenon, but got distinct results, as it will be explained in the next section. Likewise, Cheng *et al.* (2021) performed the former two tests in their study.

Discussion of findings

The authors, study area, climate indices, data sources period, and general features of the aquifers are reported in Table 1, Table 2, Table 3, Table 4 and the countries that have conducted these studies are shown in Figure 3, aggregated by continent. What follows is a discussion of the findings of these studies, structured by climate index. It begins with discussing ENSO, followed by NAO, PDO and AMO. These are the four climate oscillations that are more studied in the documents included in this review.

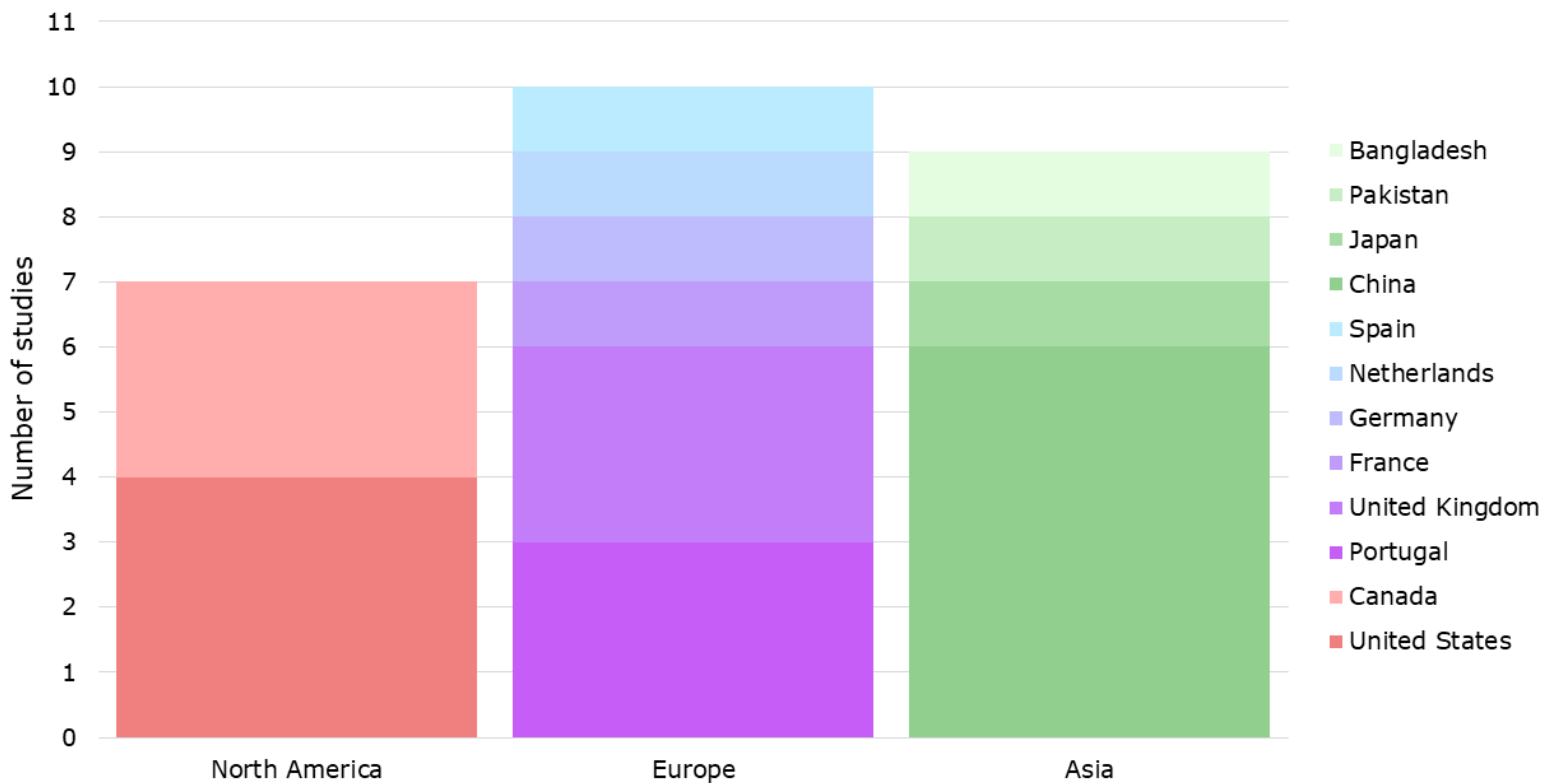


Figure 3. Countries that have assessed the influence of climate oscillations on groundwater, categorized by continent.

In the Edwards Aquifer, in the United States, ENSO produces 10 % anomalies in the discharge of the springs (Cox *et al.*, 2009). Similarly, Kuss and Gurdak (2014) reported that three aquifer systems in the United States have moderate to strong (0.5-1.0) coherence with ENSO in the 3–7-year frequency. In the Lower Apalachicola-Chattahoochee-Flint River Basin, GWL anomalies were associated with ENSO. These anomalies were 2.5 times greater during recharge season than during the non-recharge season (Mitra *et al.*, 2014). Finally, in California aquifers, ENSO coherence with GWLs occurs in the 2-4-year periodicity (Malmgren *et al.*, 2022). In

all these cases, the positive phase of ENSO (El Niño) produced positive anomalies while the negative phase (La Niña) produced negative anomalies in their respective groundwater availability proxy.

The relationship is inverse for aquifers in Canada, El Niño produces negative anomalies while La Niña results in positive anomalies. In that sense, The Vancouver Island aquifer GWL variability was influenced by ENSO (Tremblay *et al.*, 2011). Perez-Valdivia *et al.* (2012) identified negative correlations between the Canadian Prairies' GWL and ENSO. The GWL of two wells in the Alberta province in Canada also showed coherence with ENSO (Perez-Valdivia & Sauchyn, 2011).

From the reviewed studies that focus on Europe, there is only one that considered ENSO. This is because there is further interest for NAO, which has shown to have stronger influence on Europe climate. Liesch and Wunsch (2019) informed that nine wells in Germany, the Netherlands, the United Kingdom, and Denmark exhibited significant relations with ENSO.

Dong *et al.* (2015) found that ENSO induced seasonal and annual fluctuations in the GWL of the Kumamoto Plain Aquifer, Japan. Similarly, ENSO has effects at intra-annual and interannual scale in the spring discharge of the Niangziguan Basin, China (Huo *et al.*, 2016a; Huo *et al.*, 2016b). ENSO has significant influence on groundwater of the Indus basin, Pakistan (Ali *et al.*, 2022). This study focused on a groundwater drought index to disclose its relationship between teleconnection factors, rather than on sparse groundwater observations.

In a karst setting in Iran, Rezaei (2020) reported that seasonal periodicities in the spring discharge are largely controlled by ENSO.

However, in Bangladesh, ENSO has a weak correlation with GWL, presumably due to the hydrogeological and climatic setting in the study area (Salam *et al.*, 2020). Similarly, ENSO does not have significant effects on the hydrological cycle in the Azarshahr Plain, Iran (Roushangar *et al.*, 2022). These results are interesting because they are contradictory to the findings of the authors mentioned previously. The methodology conducted by Salam *et al.* (2020) is distinct from the other studies. Besides CWT, the authors used Sen's slope, Pettitt's test and Pearson correlation to describe teleconnections.

In this review, NAO turned out to be the most studied climate index in Europe. Liesch and Wunsch (2019) informed that NAO affected groundwater levels of nine wells in Germany, the Netherlands, the United Kingdom, and Denmark. Also, Dountcheva *et al.* (2020) reported that river-aquifer interactions in the Spanish aquifer of Mancha Oriental have significant correlations with NAO. Rust *et al.* (2019) documented that the strength of multi-annual behaviour aligns with NAO's principal periodicity of seven years. Holman *et al.* (2011) reported that in three wells in the United Kingdom, periodicities of 2.6 and 5.0 years are observed with the NAO. However, the timing of the statistically significant episodes of wavelet coherences differs between the wells due to geographical locations and hydrogeological features.

Portugal's share in European studies is 38 %. In the Ria Formosa coastal aquifers, NAO accounts for nearly 50 % of the total variance of groundwater levels, while EA emerges coupled to NAO and is mainly associated with oscillations in the 2-4-year band (Neves *et al.*, 2019). Furthermore, the main mode of variability in the Quaranca-Silves Aquifer, corresponds to a period of 6.5 years, while other leading modes

correspond to periods of 4.3, 3.2, and 2.6 years that may have a common climatic origin related to the NAO (Neves *et al.*, 2016). Malmgren *et al.* (2022) suggest that this is a condition that can be observed across the entire country. There is wide recognition of the impact of NAO in groundwater levels in Europe, which is consistent with the consensus of the impact of NAO in weather patterns (Ibebuchi, 2024).

When comparing the share of variability attributed to climate oscillations, NAO was found to have the largest share in Portugal in comparison with California, which is mainly influenced by PDO (Malmgren *et al.*, 2022). However, NAO does influence groundwater levels in North America. For instance, North Atlantic Coastal Plain has associations with NAO in the 3-to-7-year period (Kuss & Gurdak, 2014). Similarly, the Prince Edward Island and Vancouver Island aquifers GWL variability was influenced by NAO (Tremblay *et al.*, 2011).

Spring discharges in the Niangziguan Basin, China, are correlated with NAO at the 1-year periodicity (Huo *et al.*, 2016b). The Maragheh aquifer, in Iran, GWLs have strong coherence with NAO (Rezaei & Gurdak, 2020). Overall, the effect of NAO on Iranian aquifers is visible at annual and interdecadal frequency bands (Rezaei, 2022). In contrast, NAO does not have significant effects on the hydrological cycle in the Azarshahr Plain, Iran (Roushangar *et al.*, 2022) and similarly, in Bangladesh there are weak negative correlations between GWL and NAO (Salam *et al.*, 2020).

PDO triggers annual anomalies of 2.1 and -7.4 % in the positive and negative phase, respectively in the Comals Springs discharge, US (Cox *et al.*, 2009). In addition, these anomalies are similar during the four weather seasons. The GWLs of the Central Valley, Basin Range and North

Atlantic Coastal Plain aquifers have coherence with PDO (Kuss & Gurdak, 2014). During winter in California, a strong positive phase of PDO coherence with a 4-8 period precedes drought events, El Niño coherence in this same period persists throughout major drought events, and their synchronization marks interaction between them and drought events (Malmgren *et al.*, 2022). Finally, Perez-Valdivia *et al.* (2012) reported that negative correlations were identified between GWL and PDO indices in Canadian aquifers.

PDO also have effects in spring discharges at interannual and interdecadal scales in the Karst Niangziguan springs complex (Huo *et al.*, 2016a; Huo *et al.*, 2016b). However, these results are not consistent with those reported by Zhang *et al.* (2017), which suggests that PDO has weak impacts in the Niangziguan basin spring discharges. Conversely, in the Xin'an basin, PDO impacted spring discharges at intraannual time scales (Hao *et al.*, 2016). However, after the development of the aquifer, the timescale became intraannual, annual and interannual. This underscores the affectation of human activities in the detection and magnitude of the climate signals in aquifers.

Annual periodicities (1-2 years) of Sarabkalan spring discharges are rather highly related to PDO (Rezaei, 2020). Similarly, in five aquifers of the southern Lake Urmia watershed, PDO is the first dominant mode of variability in the 2-4 years band and also, for the period greater than eight years (Rezaei & Gurdak, 2020). The effects of PDO on GWL were observed in decadal and interdecadal scales in Iranian aquifers (Rezaei, 2022). Conversely, in Pakistan, the effect of PDO is weak (Ali *et al.*, 2022).

AMO influences GWL in nine wells in Germany, the Netherlands, the United Kingdom, and Denmark (Liesch & Wunsch, 2019). In the Edwards

Aquifer, AMO causes mean annual spring discharges anomalies of -5.9 and 0.5 % in positive and negative phase, respectively, and they are enhanced during summer (Cox *et al.*, 2009). AMO has lower impacts in groundwater levels in comparison with ENSO and PDO in four aquifers in the US (Kuss & Gurdak, 2014) and has significant effects at interdecadal and annual scales in Iranian aquifers (Rezaei, 2022).

One of the takeaways from this review is the important role that hydrogeologic features have when modulating the influence of climate oscillations on groundwater. For instance, in a study in France, Slimani *et al.* (2009) found that downthrown compartments filter annual variability events in favour of multi-year variability events, while uplifted compartments show low filtering of annual fluctuations and reductions in the contribution of long-term climatic oscillations. This illustrates the effect of hydrogeological features in climate signal filtering.

Another point worth making is the importance of climate oscillations relies on its comparison with other factors of climate variability. For instance, in a study that disaggregated the period of analysis into pre-development and post-development of groundwater, Hao *et al.* (2016) found that monsoon signals at 1.0 and 0.5-year time scales can penetrate through the aquifer and also, be strengthened by human activity in the Xin'an Springs complex, China. At the intra-annual and annual scales, spring discharge was mainly affected by the monsoon. Later, it was found that in this watershed, spring discharge is more strongly affected by monsoons than by climate oscillations (Zhang *et al.*, 2017). Conversely, it was found that meteorological factors rather than large-scale circulation indices can better explain the changes in baseflow in the Heihe River Basin in China (Cheng *et al.*, 2021).

Given the diversity in the geography of study areas considered in this review, it cannot be indicated that climate oscillations only influence regions with specific hydrogeological, geological, or climatic conditions. However, the magnitude of the effect of climate oscillations on groundwater must guide us towards the anteposition of certain climate indices on concrete regions and specific kinds of aquifers in the research agenda. Based on this review, the most studied climate oscillation is ENSO.

To address this, the filtering and damping capacity of the vadose and unsaturated zone of the aquifers are worth studying to understand signal propagation and clarify distinctions in groundwater response to climate oscillations; the interrelationship between climate oscillations and groundwater extractions must be considered because the evidence in regions where withdrawals are notable is contradictory. Understanding this signal propagation is of relevance during the occurrence of droughts because groundwater represents the source of resilience against this phenomenon but at the same time, is threatened by it. Likewise, understanding hydrogeological mechanisms influencing the climate signal will allow us to detect the most resilient aquifers to support water supply during droughts without compromising their sustainability. Comparative studies should be conducted to deliver more clarity on the differentiated responses of aquifers to climate oscillations, following the example of Malmgren *et al.* (2022).

In addition, the state of climate indices should be considered when developing management strategies. A predictive approach for groundwater levels and other availability indicators of the hydrological cycle (i.e. runoff, spring discharges, baseflow) is necessary to support

water management decisions. In some regions, specific climate indices can be used as proxies for precipitation and contribute to the formulation of preventive drought management measures that include the sustainable use of groundwater.

There are opportunities for research on the effect of simultaneous effect of two or more climate oscillations. Likewise, the interaction between climate change, climate oscillations, and anthropogenic influence must be studied. For instance, in a hydrologic drought scenario triggered by climate variability, groundwater withdrawals may be increased to supply water demand for distinct uses while at the same time, the recharge to the aquifer is compromised due to the same phenomena. The combined effect of climate change-variability and the proposal of alternatives of adaptation in water management represent interesting opportunities for research.

In addition, most of the other studies have been made in regions unaffected by withdrawals. One possibility is that anthropogenic influence may have offset the effects of climate oscillations, even at interannual and multidecadal timescales, given the extraordinary increase in groundwater extractions in past decades. However, this hypothesis needs to be studied further because there is incipient evidence that human activity enhances this correlation (Hao *et al.*, 2016).

Finally, alternative methods for places where observational data is scarce must be developed to assess the control of climate oscillations in groundwater. It is interesting to note that the influence of climate oscillations on aquifers has been studied in Africa and Latin America using satellite data (Bolaños, Salazar, Betancur, & Werner, 2021; Kolusu *et al.*, 2019). However, studies that use observational data in these regions were

not found in this review. A possible explanation is that there is a need for more observational data (Bonsor, Shamsudduha, Marchant, MacDonald, & Taylor, 2018). Although they were outside the scope of this review, satellite data from GRACE and the use of citizen science may be both useful tools to perform this analysis and provide insights into the effect of climate oscillations in groundwater. Regions that are highly exposed to water scarcity and droughts should be more urged to understand these kinds of phenomena because of their reliance on groundwater.

Conclusion

Climate variability influences the hydrological cycle. Specifically, current evidence supports that climate oscillations affect groundwater availability. This article undertook a review of research regarding the influence of climate oscillations on groundwater using observational data. Studies of the influence of climate oscillations on groundwater have been conducted since 1998, but the use of wavelet analysis began in 2009. An overview of the current evidence on the influence of climate oscillation on groundwater follows. 27 studies were reviewed; 63 % of them considered ENSO, 44 % NAO and 41 % PDO. This is explained because they are the indices with the most important effects on precipitation in the countries where they have been studied.

The influence of climate oscillations in groundwater has been studied in North America. The aquifers in the US are most influenced by the presence of ENSO except for the EA, which is most influenced by AMO. It is interesting to note that aquifers emplaced in karstic, sandy, and alluvial deposits were studied. Conversely, in Canada, where the studied

aquifers are sandy, the influence of climate oscillations on groundwater was different across the country. NAO and AO were the main influences for the PEI aquifer (Eastern Canada); MB showed no relationship with climate oscillations; AO and NAO and, to a lesser extent, MEI influenced GWL in British Columbia. In the provinces of Alberta, Saskatchewan and Manitoba, the influence of ENSO and PDO was documented.

The influence of climate oscillations in European aquifers has been documented in the United Kingdom, Portugal, Germany, Netherlands, and Spain. The most studied climate oscillation is NAO, and its impact is relevant in all the sites studied. However, other climate indices (ENSO, PDO for instance) should be studied to observe if their influence is significant in comparison with NAO.

Conversely, in Asia, more climate indices have been studied and all of them influence precipitation and groundwater at different periodicities apart from the Kumamoto Plain, where only ENSO was studied and the Aksu River, where periodicities were only detected but not correlated with climate indices. An interesting insight from these studies is that they have used other water availability proxies (baseflow discharges, spring discharges) that describe the effect on groundwater, proving their usefulness for computing these results.

Finally, there are research opportunities that would have a theoretical and practical utility for water management. Climate indices influences groundwater storage. However, their effect is differentiated based on hydrogeological, hydrological, and geographical features. To prioritize specific climate indices and aquifers, it is important to understand the mechanisms behind climate signal propagation through aquifers is important for quantifying the resilience of aquifers to droughts.

In addition, climate indices are useful for forecasting hydrological variables and therefore can inform water management strategies. Next, the interaction across climate oscillations and between them and climate change and their combined effect on groundwater must be understood as well. Finally, groundwater levels data scarcity must not discourage conducting these studies. However, considering the absence of these data, alternative methods for data-scarce regions must be developed. This is urgent especially in arid and semi-arid environments, where the water security of the people is most compromised.

Acknowledgements

This research was funded by the Mexican National Science Council (Conahcyt) with the National Graduate Scholarship and Universidad de las Américas Puebla with the Academic UDLAP Research Scholarship. The authors would like to thank both institutions.

Dr. Patiño Gomez, second author, sadly passed away during the review process of this manuscript. The first author would like to express heartfelt gratitude to Dr. Carlos Patiño Gomez, for his encouragement throughout this scientific endeavour. Dr Patiño Gomez's guidance for providing the best possible evidence to improve water management thus, procuring the wellbeing of Earth and humankind will forever serve as a source of inspiration.

References

- Ali, S., Liu, D., Fu, Q., Cheema, M. J. M., Pal, S. C., Arshad, A., Pham, Q. B., & Zhang, L. (2022). Constructing high-resolution groundwater drought at spatio-temporal scale using GRACE satellite data based on machine learning in the Indus Basin. *Journal of Hydrology*, 612, 128295. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2022.128295
- Almanaseer, N., & Sankarasubramanian, A. (2012). Role of climate variability in modulating the surface water and groundwater interaction over the Southeast United States. *Journal of Hydrologic Engineering*, 17(9), 1001-1010. DOI: 10.1061/(asce)he.1943-5584.0000536
- Balacco, G., Alfio, M. R., & Fidelibus, M. D. (2022). Groundwater drought analysis under data scarcity: The case of the Salento Aquifer (Italy). *Sustainability*, 14(2), 707. DOI: 10.3390/su14020707
- Bolaños, S., Salazar, J. F., Betancur, T., & Werner, M. (2021). GRACE reveals depletion of water storage in northwestern South America between ENSO extremes. *Journal of Hydrology*, 596, 125687. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.125687
- Bonsor, H., Shamsudduha, M., Marchant, B., MacDonald, A., & Taylor, R. (2018). Seasonal and decadal groundwater changes in African sedimentary aquifers estimated using GRACE products and LSMs. *Remote Sensing*, 10(6), 904. DOI: 10.3390/rs10060904
- Bridgman, H. A., & Oliver, J. E. (2006). *The global climate system: Patterns, processes, and teleconnections*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

- Cheng, Q., Zhong, F., & Wang, P. (2021). Baseflow dynamics and multivariate analysis using bivariate and multiple wavelet coherence in an alpine endorheic river basin (Northwest China). *Science of the Total Environment*, 772, 145013. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.145013
- Christensen, J. H., Kanikicharla, K. K., Aldrian, E., An, S. I., Albuquerque-Cavalcanti, I. F., De Castro, M., Dong, W., Goswami, P., Hall, A., Kanyanga, J. K., Kitoh, A., Kossin, J., Lau, N. C., Renwick, J., Stephenson, D. B., Xie, S. P., Zhou, T., Abraham, L., Ambrizzi, T.,... & Zou, L. (2013). Climate Phenomena and their relevance for future regional climate change. In: *Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Vol. 9781107057). Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Cox, W. D., Meng, L., Khedun, C. P., & Quiring, S. M. (2009). Discharge variability for an artesian spring of the Edwards Aquifer: Comal springs (1933-2007). *International Journal of Climatology*, 29(February), 2324-2336. DOI: 10.1002/joc.1871
- Dettinger, M. D., Ghil, M., Strong, C. M., Weibel, W., & Yiou, P. (1995). Software expedites singular-spectrum analysis of noisy time series. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 76(2), 12-21. DOI: 10.1029/EO076i002p00012

- Dickinson, J. E., Hanson, R. T., & Predmore, S. K. (2014). HydroClimATe- Hydrologic and climatic analysis toolkit HydroClimATe. In: *U.S. Geological Survey Techniques and Methods 4-A9*. DOI: 10.3133/tm4a9
- Dong, L., Shimada, J., Kagabu, M., & Fu, C. (2015). Teleconnection and climatic oscillation in aquifer water level in Kumamoto plain, Japan. *Hydrological Processes*, 29(7), 1687-1703. DOI: 10.1002/hyp.10291
- Dountcheva, I., Gómez-Alday, J. J., Sanz, D., Cassiraga, E., & Galabov, V. (2020). Identifying non-stationary and long-term river. Aquifer interactions as a response to large climatic patterns and anthropogenic pressures using wavelet analysis (Mancha Oriental Aquifer, Spain). *Hydrological Processes*, 34, 5134-5145. DOI: 10.1002/hyp.13934
- Fan, Y., Chen, Y., & Li, W. (2014). Increasing precipitation and baseflow in Aksu River since the 1950s. *Quaternary International*, 336, 26-34. DOI: 10.1016/j.quaint.2013.09.037
- Ghanbari, R. N., & Bravo, H. R. (2011). Coherence among climate signals, precipitation, and groundwater. *Groundwater*, 49(4), 476-490. DOI: 10.1111/j.1745-6584.2010.00772.x
- Grinsted, A., Moore, J. C., & Jevrejeva, S. (2004). Application of the cross wavelet transform and wavelet coherence to geophysical time series. *Nonlinear Processes in Geophysics*, 561-566. DOI: 10.5194/npg-11-561-2004

- Gu, Q., & Gervais, M. (2022). Diagnosing two-way coupling in Decadal North Atlantic SST variability using time-evolving self-organizing maps. *Geophysical Research Letters*, 49(8), e2021GL096560. DOI: 10.1029/2021GL096560
- Gurdak, J. J., Hanson, R. T., McMahon, P. B., Bruce, B. W., McCray, J. E., Thyne, G. D., & Reedy, R. C. (2007). Climate variability controls on unsaturated water and chemical movement, high plains aquifer, USA. *Vadose Zone Journal*, 6(3), 533-547. DOI: 10.2136/vzj2006.0087
- Hanson, R. T., Dettinger, M. D., & Newhouse, M. W. (2006). Relations between climatic variability and hydrologic time series from four alluvial basins across the Southwestern United States. *Hydrogeology Journal*, 14, 1122-1146. DOI: 10.1007/s10040-006-0067-7
- Hanson, R. T., Newhouse, M. W., & Dettinger, M. D. (2004). A methodology to assess relations between climatic variability and variations in hydrologic time series in the Southwestern United States. *Journal of Hydrology*, 287(1-4), 252-269. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2003.10.006
- Hao, Y., Zhang, J., Wang, J., Li, R., Hao, P., & Zhan, H. (2016). How does the anthropogenic activity affect the spring discharge? *Journal of Hydrology*, 540, 1053-1065. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2016.07.024
- Hochreuther, P., Wernicke, J., Griebinger, J., Mölg, T., Zhu, H., Wang, L., & Bräuning, A. (2016). Influence of the Indian Ocean dipole on tree-ring $\delta^{18}\text{O}$ of monsoonal Southeast Tibet. *Climatic Change*, 137(1-2), 217-230. DOI: 10.1007/s10584-016-1663-8

- Holman, I. P., Rivas-Casado, M., Howden, N. J. K., Bloomfield, J., & Williams, A. T. (2009). Linking North Atlantic ocean–Atmosphere teleconnection patterns and hydrogeological responses in temperate groundwater systems. *Hydrological Processes*, 23(21), 3123–3126. DOI: 10.1002/hyp.7466
- Holman, I., Rivas-Casado, M., Bloomfield, J., & Gurdak, J. J. (2011). Identifying non-stationary groundwater level response to North Atlantic ocean-atmosphere teleconnection patterns using wavelet coherence. *Hydrogeology Journal*, 19(6), 1269–1278. DOI: 10.1007/s10040-011-0755-9
- Hsieh, W. W., & Wu, A. (2002). Nonlinear singular spectrum analysis. *Proceedings of the International Joint Conference on Neural Networks*, 3(604), 2819–2824. DOI: 10.1109/ijcnn.2002.1007595
- Huo, X., Lei, L., Liu, Z., Hao, Y., Hu, B. X., & Zhan, H. (2016a). Application of wavelet coherence method to investigate karst spring discharge response to climate teleconnection patterns. *Journal of the American Water Resources Association*, 52(6), 1281–1296. DOI: 10.1111/1752-1688.12452
- Huo, X., Liu, Z., Duan, Q., Hao, P., Zhang, Y., Hao, Y., & Zhan, H. (2016b). Linkages between large-scale climate patterns and karst spring discharge in Northern China. *Journal of Hydrometeorology*, 17(2), 713–724. DOI: 10.1175/JHM-D-15-0085.1
- Hurrell, J. W., Kushnir, Y., Ottersen, G., & Visbeck, M. (2003). An overview of the North Atlantic Oscillation. *Geophysical Monograph Series*, 134(May 2014), 1–35. DOI: 10.1029/134GM01

- Ibebuchi, C. C. (2024). Redefining the North Atlantic Oscillation index generation using autoencoder neural network. *Machine Learning: Science and Technology*, 5(1), 01LT01. DOI: 10.1088/2632-2153/ad1c32
- Jones, I. C., & Banner, J. L. (2003). Hydrogeologic and climatic influences on spatial and interannual variation of recharge to a tropical karst island aquifer. *Water Resources Research*, 39(9), 1-10. DOI: 10.1029/2002WR001543
- Kalu, I., Ndehedehe, C. E., Okwuashi, O., Eyoh, A. E., & Ferreira, V. G. (2022). A new modelling framework to assess changes in groundwater level. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 43, 101185. DOI: 10.1016/j.ejrh.2022.101185
- Kleine, L., Tetzlaff, D., Smith, A., Dubbert, M., & Soulsby, C. (2021). Modelling ecohydrological feedbacks in forest and grassland plots under a prolonged drought anomaly in Central Europe 2018-2020. *Hydrological Processes*, 35(8). DOI: 10.1002/hyp.14325
- Kolusu, S. R., Shamsudduha, M., Todd, M. C., Taylor, R. G., Seddon, D., Kashaigili, J. J., Ebrahim, G. Y., Cuthbert, M. O., Sorensen, J. P. R., Villholth, K. G., MacDonald, A. M., & MacLeod, D. A. (2019). The El Niño event of 2015-2016: Climate anomalies and their impact on groundwater resources in East and Southern Africa. *Hydrology and Earth System Sciences*, 23(3), 1751-1762. DOI: 10.5194/hess-23-1751-2019

- Kuss, A. J. M., & Gurdak, J. J. (2014). Groundwater level response in U.S. principal aquifers to ENSO, NAO, PDO, and AMO. *Journal of Hydrology*, 519(PB), 1939-1952. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2014.09.069
- Liesch, T., & Wunsch, A. (2019). Aquifer responses to long-term climatic periodicities. *Journal of Hydrology*, 572, 226-242. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2019.02.060
- Luque-Espinar, J. A., Chica-Olmo, M., Pardo-Igúzquiza, E., & García-Soldado, M. J. (2008). Influence of climatological cycles on hydraulic heads across a Spanish aquifer. *Journal of Hydrology*, 354(1-4), 33-52. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2008.02.014
- Ma, L., Huang, Q., Huang, S., Liu, D., Leng, G., Wang, L., & Li, P. (2022). Propagation dynamics and causes of hydrological drought in response to meteorological drought at seasonal timescales. *Hydrology Research*, 53(1), 193-205. DOI: 10.2166/nh.2021.006
- Malmgren, K. A., C. Neves, M., Gurdak, J. J., Costa, L., & Monteiro, J. P. (2022). Groundwater response to climate variability in Mediterranean type climate zones with comparisons of California (USA) and Portugal. *Hydrogeology Journal*, 30(3), 767-782. DOI: 10.1007/s10040-022-02470-z
- Martínez-Austria, P. F. (2018). Modelos dinámicos para la gestión de la cuenca del río Bravo. En: *La cuenca del río Bravo y el cambio climático* (pp. 210-229). Puebla, México: Universidad de las Américas Puebla.

- Martínez-Austria, P. F. (2020). Climate change and water resources. In: Raynal-Villasenor, J. Á. (ed.). *Water resources of Mexico*. Cham, Switzerland: Springer.
- Milly, P. C. D., Betancourt, J., Falkenmark, M., Hirsch, R. M., Kundzewicz, Z. W., Lettenmaier, D. P., & Stouffer, R. J. (2008). Climate change: Stationarity is dead: Whither water management? *Science*, 319(5863), 573-574. DOI: 10.1126/science.1151915
- Misra, V. (2020). *Regionalizing global climate variations. A study of the Southeastern US regional climate*. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier.
- Mitra, S., Srivastava, P., Singh, S., & Yates, D. (2014). Effect of ENSO-induced climate variability on groundwater levels in the lower apalachicola-chattahoochee-flint river basin. *Transactions of the ASABE*, 57(5), 1393-1403. DOI: 10.13031/trans.57.10748
- Neves, M. C., Costa, L., Hugman, R., & Monteiro, J. P. (2019). The impact of atmospheric teleconnections on the coastal aquifers of Ria Formosa (Algarve, Portugal). *Hydrogeology Journal*, 27(8), 2775-2787. DOI: 10.1007/s10040-019-02052-6
- Neves, M. C., Costa, L., & Monteiro, J. P. (2016). Climatic and geologic controls on the piezometry of the Querença-Silves karst aquifer, Algarve (Portugal). *Hydrogeology Journal*, 24(4), 1015-1028. DOI: 10.1007/s10040-015-1359-6
- Nygren, M., Barthel, R., Allen, D. M., & Giese, M. (2022). Exploring groundwater drought responsiveness in lowland post-glacial environments. *Hydrogeology Journal*, 30(7), 1937-1961. DOI: 10.1007/s10040-022-02521-5

- Perez-Valdivia, C., & Sauchyn, D. (2011). Tree-ring reconstruction of groundwater levels in Alberta, Canada: Long term hydroclimatic variability. *Dendrochronologia*, 29(1), 41-47. DOI: 10.1016/j.dendro.2010.09.001
- Perez-Valdivia, C., Sauchyn, D., & Vanstone, J. (2012). Groundwater levels and teleconnection patterns in the Canadian Prairies. *Water Resources Research*, 48(7), 1-13. DOI: 10.1029/2011WR010930
- Planton, Y. Y., Guilyardi, E., Wittenberg, A. T., Lee, J., Gleckler, P. J., Bayr, T., McGregor, S., McPhaden, M. J., Power, S., Roehrig, R., Vialard, J., & Voldoire, A. (2021). Evaluating climate models with the CLIVAR 2020 ENSO metrics package. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 102(2), E193-E217. DOI: 10.1175/BAMS-D-19-0337.1
- Pool, D. R. (2005). Variations in climate and ephemeral channel recharge in southeastern Arizona, United States. *Water Resources Research*, 41(11), 1-24. DOI: 10.1029/2004WR003255
- Rezaei, A. (2020). Chemistry of the Karst Sarabkalan Spring, Iran, and controls of PDO and ENSO Climate indices on it. *Groundwater*, 59(2), 236-244. DOI: 10.1111/gwat.13034
- Rezaei, A. (2022). Large-scale climate variability footprint in water levels of alluvial aquifers across Iran. *Theoretical and Applied Climatology*, 147(3-4), 1525-1543. DOI: 10.1007/s00704-021-03920-6

- Rezaei, A., & Gurdak, J. J. (2020). Large-scale climate variability controls on climate, vegetation coverage, lake and groundwater storage in the Lake Urmia watershed using SSA and wavelet analysis. *Science of the Total Environment*, 724(July), 138273. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.138273
- Rösch, A., & Schmidbauer, H. (2014). *WaveletComp: A guided tour through the R-package*. DOI: 10.13140/RG.2.2.26317.44009
- Roushangar, K., Dolatshahi, M., & Alizadeh, F. (2022). MODWT and wavelet coherence-based analysis of groundwater levels changes detection. *Paddy and Water Environment*. DOI: 10.1007/s10333-022-00913-7
- Rust, W., Holman, I., Bloomfield, J., Cuthbert, M., & Corstanje, R. (2019). Understanding the potential of climate teleconnections to project future groundwater drought. *Hydrology and Earth System Sciences*, 23(8), 3233-3245. DOI: 10.5194/hess-23-3233-2019
- Rust, W., Holman, I., Corstanje, R., Bloomfield, J., & Cuthbert, M. (2018). A conceptual model for climatic teleconnection signal control on groundwater variability in Europe. *Earth-Science Reviews*, 177, 164-174. DOI: 10.1016/j.earscirev.2017.09.017
- Salam, R., Islam, A. R. Md. T., & Islam, S. (2020). Spatiotemporal distribution and prediction of groundwater level linked to ENSO teleconnection indices in the northwestern region of Bangladesh. *Environment, Development and Sustainability*, 22(5), 4509-4535. DOI: 10.1007/s10668-019-00395-4

- Sang, Y.-F. (2013). A review on the applications of wavelet transform in hydrology time series analysis. *Atmospheric Research*, 122, 8-15. DOI: 10.1016/j.atmosres.2012.11.003
- Sangha, L., Lamba, J., & Kumar, H. (2020). Effect of ENSO-based upstream water withdrawals for irrigation on downstream water withdrawals. *Hydrology Research*, 51(4), 602-620. DOI: 10.2166/nh.2020.156
- Scanlon, B. R., Rateb, A., Anyamba, A., Kebede, S., MacDonald, A. M., Shamsudduha, M., Small, J., Sun, A., Taylor, R. G., & Xie, H. (2022). Linkages between GRACE water storage, hydrologic extremes, and climate teleconnections in major African aquifers. *Environmental Research Letters*, 17(1), 014046. DOI: 10.1088/1748-9326/ac3bfc
- Slimani, S., Massei, N., Mesquita, J., Valdés, D., Fournier, M., Laignel, B., & Dupont, J. P. (2009). Combined climatic and geological forcings on the spatio-temporal variability of piezometric levels in the chalk aquifer of Upper Normandy (France) at pluridecennial scale. *Hydrogeology Journal*, 17(8), 1823-1832. DOI: 10.1007/s10040-009-0488-1
- Tanco, R., & Kruse, E. (2001). Prediction of seasonal water-table fluctuations in La Pampa and Buenos Aires, Argentina. *Hydrogeology Journal*, 1900, 339-347. DOI: 10.1007/s100400100143

- Thompson, D. W. J., & Wallace, J. M. (1998). The Arctic oscillation signature in the wintertime geopotential height and temperature fields. *Geophysical Research Letters*, 25(9), 1297-1300. DOI: 10.1029/98GL00950
- Torrence, C., & Compo, G. P. (1998). A practical guide to wavelet analysis. *Bulletin of the American Meteorology Society*, 49-57. DOI: 10.4324/9780429311369-6
- Tremblay, L., Larocque, M., Anctil, F., & Rivard, C. (2011). Teleconnections and interannual variability in Canadian groundwater levels. *Journal of Hydrology*, 410(3-4), 178-188. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2011.09.013
- Tremblay, L., Larocque, M., Anctil, F., & Rivard, C. (2012). Corrigendum to "Teleconnections and interannual variability in Canadian groundwater levels". *Journal of Hydrology*, 415, 7749. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2011.12.019
- UN Water. (2018). *Groundwater overview: Making the invisible visible*. Geneva, Switzerland: UNESCO and IGRAC.
- Vautard, R., Yiou, P., & Ghil, M. (1992). Singular-spectrum analysis: A toolkit for short, noisy chaotic signals. *Physica D*, 58(January 1992), 95-126. DOI: 10.1016/0167-2789(92)90103-T
- Velasco, E. M., Gurdak, J. J., Dickinson, J. E., Ferré, T. P. A., & Corona, C. R. (2017). Interannual to multidecadal climate forcings on groundwater resources of the U.S. West Coast. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 11, 250-265. DOI: 10.1016/j.ejrh.2015.11.018

- Venencio, M. del V., & García, N. O. (2011). Interannual variability and predictability of water table levels at Santa Fe Province (Argentina) within the climatic change context. *Journal of Hydrology*, 409(1-2), 62-70. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2011.07.039
- Wei, W., Yan, Z., & Li, Z. (2021). Influence of Pacific Decadal Oscillation on global precipitation extremes. *Environmental Research Letters*, 16(4), 044031. DOI: 10.1088/1748-9326/abed7c
- Winograd, I. J., Riggs, A. C., & Coplen, T. B. (1998). The relative contributions of summer and cool-season precipitation to groundwater recharge, Spring Mountains, Nevada, USA. *Hydrogeology Journal*, 6(1), 77-93. DOI: 10.1007/s100400050135
- Zhang, J., Hao, Y., Hu, B. X., Huo, X., Hao, P., & Liu, Z. (2017). The effects of monsoons and climate teleconnections on the Niangziguan Karst Spring discharge in North China. *Climate Dynamics*, 48(1-2), 53-70. DOI: 10.1007/s00382-016-3062-2

DOI: 10.24850/j-tyca-2025-03-10

Notas

Tratamiento de aguas residuales municipales: ¿son los sistemas UASB + lagunas con microalgas una opción?

Municipal wastewater treatment: Are UASB + microalgal open ponds an option?

Juan Manuel Morgan-Sagastume¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0002-7054-9333>

María Teresa Orta-Ledesma², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9936-1997>

¹Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, México, jmms@pumas.ii.unam.mx

²Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, México, Mortal@iingen.unam.mx

Autor para correspondencia: Juan Manuel Morgan-Sagastume, jmms@pumas.ii.unam.mx

Resumen

Se resaltan las ventajas técnicas y económicas de los trenes de tratamiento de aguas residuales municipales con base en lagunas con microalgas, previo tratamiento con reactores anaerobios tipo UASB en



comparación con las tecnologías convencionales más usadas en el ámbito municipal mexicano. Las microalgas absorben compuestos inorgánicos (macro y micronutrientes), y reducen la carga inorgánica y orgánica presente en las aguas residuales, con la consecuente generación de biomasa. En ello radica la principal ventaja de esta tecnología sobre las otras convencionales mayormente utilizadas en el ámbito municipal mexicano. El tren de tratamiento con base en lagunas con microalgas asegura la no emisión de gases de efecto invernadero (GEI), y es el único que posee potencial para la valorización de subproductos en el mercado a través de la cosecha y el procesamiento de las microalgas, lo cual, en un ámbito regional adecuado, donde se puedan comercializar estos subproductos, puede representar ingresos adicionales para la sustentación operativa de la PTAR, pues pueden alcanzar o superar el bajo nivel de costo operativo de los sistemas lagunares convencionales. Los trenes de tratamiento utilizando un reactor UASB y lagunas con microalgas prácticamente tienen el mismo costo de inversión que los trenes con UASB y lagunas convencionales. Por otra parte, el costo de inversión de las lagunas convencionales sin reactor UASB es superior al tren con lagunas con microalgas. Aquellos municipios que cuenten con lagunas convencionales son candidatos para convertir o rehabilitar sus PTAR en sistemas lagunares con microalgas, donde se aprovecharía al máximo la infraestructura ya existente, lo que conlleva la disminución del costo de inversión en comparación con una instalación nueva. El sistema UASB con lagunas con microalgas es una buena opción por considerar para el tratamiento de aguas residuales municipales.

Palabras clave: costos de plantas de tratamiento de aguas residuales, reúso de agua tratada, reactor UASB, normas ambientales mexicanas, lagunas con microalgas.

Abstract

The technical and economic advantages of municipal wastewater treatment trains based on lagoons with microalgae, after treatment with UASB-type anaerobic reactors, are highlighted in comparison with the conventional technologies most used in the Mexican municipal area. Microalgae absorb inorganic compounds (macro and micronutrients) and reduce the inorganic and organic load present in wastewater with the consequent generation of biomass. This is the main advantage of this technology over the other conventional ones mostly used in the Mexican municipal sphere. The waste water treatment plant (WWTP) based on lagoons with microalgae ensures the non-emission of Greenhouse Gases (GHG) and is the only one that has the potential for the valorization of byproducts in the market through the harvesting and processing of microalgae, which, in an appropriate regional scope, where these byproducts can be commercialized, they can represent additional income for the operational support of the WWTP, being able to reach or exceed the low level of operating cost of conventional lagoon systems. The WWTP using a UASB reactor and lagoons with microalgae practically have the same investment cost as those plants with UASB and conventional lagoons. On the other hand, the investment cost of conventional lagoons without a UASB reactor is higher than that of lagoons with microalgae. Those municipalities that have conventional lagoons are candidates to convert or rehabilitate their WWTPs into lagoon systems with microalgae

where the existing infrastructure would be fully utilized, which leads to a reduction in the investment cost compared to a new installation.

Keywords: Costs of wastewater treatment plants, treated water reuse, UASB Reactor, Mexican environmental standards, microalgae lagoons, municipal wastewater treatment.

Recibido: 02/10/2023

Aceptado: 13/02/2024

Publicado *online*: 05/03/2024

Introducción

En la actualidad, en México, la acumulación de problemas y conflictos del agua es muy elevada; por otro lado, la tasa de oferta de soluciones efectivas es muy baja. En marzo de 2011, la Comisión Nacional del Agua (Conagua) publicó la Agenda 2030 del agua y señalaba que el costo de remediar los problemas acumulados (deterioro del suministro de agua potable, falta de saneamiento doméstico, ríos contaminados, flujos de aguas subterráneas destruidos y avenidas no controladas, entre otros) se elevaba a más de 100 mil millones de pesos (Conagua, 2012). En este sentido, se menciona en el Programa Nacional Hídrico (PNH) 2020-2024 (Conagua, 2020), que en 2017 las industrias en conjunto generaron dos millones de toneladas de demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y las descargas municipales aportaron hasta un 340% más de contaminantes a los cuerpos de agua superficial.

Para atender en parte este problema, el Gobierno Federal actualizó en marzo de 2022 la norma referente a los límites máximos permisibles del agua residual tratada vertida a bienes nacionales NOM-001-SEMARNAT-2021 (Semarnat, 2022), que se volvió más estricta.

Dentro de los factores más importantes, la nueva norma modifica los límites máximos de descarga de la temperatura de 40 a 35 °C, y del nitrógeno y fósforo total. A diferencia de la antigua norma (NOM-001-SEMARNAT-1996), ahora para nitrógeno pide su remoción indistintamente del tipo de cuerpo receptor A, B o C, con valores que oscilan entre 15 y 25 mg/l para el promedio mensual; para el fósforo, los valores especificados oscilan entre 5 y 15 mg/l, según sea el tipo de cuerpo receptor de la descarga.

Por otra parte, la nueva norma añade la demanda química de oxígeno (DQO) en sustitución de la DBO₅; también agrega la toxicidad aguda.

Aunado a lo anterior, se adiciona el parámetro de color verdadero con tres longitudes de onda que abarcan casi por completo el espectro de color visible y no se limita solamente al color amarillento de la escala Pt-Co utilizado típicamente para la medición de este parámetro. Sin duda, este parámetro fue dedicado a regular todas aquellas descargas con colores diversos que se presentan, entre otras, los de la industria textil y alimentaria.

Sin embargo, el punto más importante en cuanto al reto técnico-económico que supone la publicación de la nueva norma lo define la regulación de los nutrientes (nitrógeno y fósforo). Con base en ello se deben ajustar temperatura, DQO, toxicidad y color verdadero. Una planta

de tratamiento de aguas residuales que esté orientada a la remoción de nutrientes, por sí sola, en términos generales debe tender a cumplir automáticamente con estos parámetros (Morgan-Sagastume, Castro-Martínez, & Noyola, 2022). La eliminación de nutrientes de las aguas residuales implica contar con plantas de tratamiento más complejas en su conceptualización técnica, y demandará más recursos para su operación, manutención y sostenibilidad (Amy *et al.*, 2017), claro que ello dependerá de la tecnología a seleccionar para llevar a cabo el tratamiento de dichas aguas residuales.

Contexto en México

La infraestructura existente para cumplir con el saneamiento del agua residual se compone de: 1) servicio de cobertura de alcantarillado y 2) del tratamiento de aguas residuales tanto de origen municipal como industrial. Dentro del primer rubro se tiene que en promedio el 78.2% de los hogares está conectado a la red pública de drenaje, sin embargo, en estados como Yucatán y Campeche, se reduce a 3.6 y 6.6%, respectivamente (Conagua, 2021). En cuanto al tratamiento de aguas residuales, a finales de 2021 se contaba con 2872 plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) municipales, mismas que trataban un caudal de 145341 l/s, lo que equivale al 67.5% del agua residual generada y colectada por los sistemas de alcantarillado. El proceso predominante en cuanto a caudal tratado son los lodos activados (73.4%), seguido de lagunas de estabilización (10.3%). A partir de datos de 2019 (Conagua, 2021), se resalta que el 77.6% de las PTAR corresponde a plantas con

capacidades de 0 a 25 l/s, lo cual refleja una excesiva segmentación de plantas en el país.

En 2013, después de la evaluación técnica en campo de 234 PTAR (muestra de un 10% en ese año) de tipo municipal efectuada por el Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) para la Conagua (Morgan-Sagastume, 2016), con capacidad menor a 100 l/s y 233 PTAR con capacidad mayor a 100 l/s, se encontró que el porcentaje de plantas en funcionamiento y en un estado de mantenimiento adecuado tiende a ser mejor en PTAR grandes (mayores a 100 l/s) que en las pequeñas (menores a 100 l/s). Ejemplo de ello es que el 54 % de las PTAR con capacidad menor a 100 l/s se encontraba en operación, pero menos del 50% de estas lo hacía adecuadamente (cumpliendo la normatividad vigente en ese año); mientras que las PTAR con capacidad mayor a 100 l/s lo hacían en un 82%, esto se debe a la mayor capacidad de gestión administrativa y de operación, lo que les permite subsistir durante su vida útil proyectada (Morgan-Sagastume, 2016).

En cuanto a las PTAR con caudales menores a 100 l/s, donde existe mayor ineficiencia y abandono, destaca la subutilización de su caudal instalado con respecto al real y el muy bajo control operativo, esto debido a que la mayoría de las PTAR no contaba con personal operativo en ninguno de los turnos. El factor clave encontrado por lo cual las PTAR se encontraron abandonadas fue el consumo de energía eléctrica y reactivos; la inmensa mayoría de los municipios en el país no cuenta con recursos económicos suficientes para sostener la operación y el mantenimiento de las PTAR (en especial las altamente mecanizadas); por ello la importancia

de una adecuada selección tecnológica al momento de decidir invertir en esta infraestructura.

Al hacer el balance de la capacidad estimada que posee el país para proporcionar el tratamiento a las aguas residuales de tipo municipal, derivado de los datos de este estudio realizado en 2013 (Morgan-Sagastume, 2016), se pudo concluir que ello es del orden del 29% de las aguas residuales municipales descargadas a drenaje, lo cual no corresponde al 56 % reportado oficialmente para ese año.

Coyuntura para la rehabilitación y mejora de las PTAR

En el contexto actual, donde se presume que esta situación no ha cambiado y posiblemente ha empeorado, se determina una coyuntura favorable para ajustar programas oficiales enfocados a la rehabilitación de las PTAR municipales y construcción de nuevas plantas, así como definir tecnologías.

En el ámbito del mercado mexicano, las PTAR deben proporcionar opciones eficientes para el tratamiento de las aguas residuales para el cumplimiento de la normatividad vigente; esto, a un bajo costo de inversión, pero sobre todo de operación y mantenimiento. Deben contar con potencial para incorporarlas a un esquema de economía circular en la región, con el objeto de coadyuvar a su sostenibilidad y de aportar a los compromisos que tiene el país en cuanto a la mitigación de las emisiones de gases de efecto invernadero.

En ese sentido se debe tomar en cuenta la tecnología basada en lagunas con microalgas, la cual se describe a continuación.

Tecnología con base en lagunas con microalgas

La conceptualización básica de un tren de tratamiento de aguas residuales en el ámbito municipal con base en lagunas tipo herradura de microalgas (Figura 1) sería de la siguiente forma:

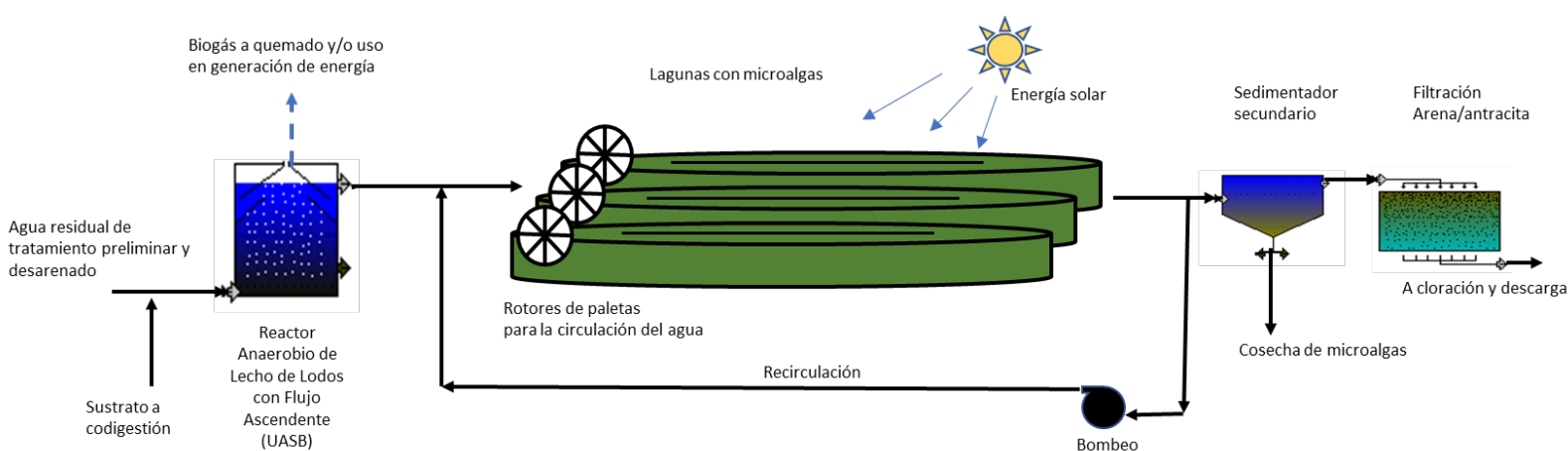


Figura 1. Conceptualización general del sistema lagunar con microalgas para el tratamiento de aguas residuales municipales.

Unidad para el tratamiento preliminar: unidad de rejillas, unidad de desarenación y un medidor hidráulico de caudal de agua (por ejemplo, un *Parshall*). La función de esta unidad es la retención de material sólido no biodegradable como basura en general, material vegetal y arena, que es arrastrada en los drenajes combinados existentes en las ciudades del país.

Unidades para el tratamiento secundario: esta etapa del tratamiento se orienta a la eliminación de material biodegradable primordialmente soluble. Se recomienda ampliamente el uso del reactor

anaerobio de lecho de lodos con flujo ascendente (UASB por sus siglas en inglés, *Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) seguido de la laguna con microalgas con un sedimentador secundario y un sistema de recirculación de agua. Se considera que la incorporación del reactor UASB, al ser una tecnología compacta, de alta tasa de degradación de materia orgánica y controlable en cuanto a su operación (Chernicharo, Van Lier, Noyola, & Bressani-Ribeiro, 2015), es crucial dentro del tren de tratamiento, pues permite la contención de sobrecargas orgánicas que se llegaran a presentar, frecuentes en el ámbito municipal por descargas industriales al drenaje municipal (Conagua, 2021), además de que elimina la materia orgánica en un 60 a 70% (como DQO) sin requerimiento de energía, y favorece el incremento de nitrógeno amoniacal y fósforo en el efluente (Amy *et al.*, 2017), lo que es benéfico y requerido para el crecimiento de la biomasa en la laguna con microalgas. Además de lo anterior, la incorporación de un reactor anaerobio tipo UASB al tren de tratamiento tiene el potencial de tratar sustratos en codigestión; es decir, se puede tratar no solamente la materia orgánica contenida en el agua residual sino también lodo u otro sustrato que aporte materia orgánica, por ejemplo, las mismas microalgas cosechadas, y la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales o lixiviados (Mustafa, Phang, & Chu, 2012). Con ello se podría establecer una planta procesadora, no solamente de agua, sino de otros sustratos que incrementan el potencial de producción de energía a través del biogás, además de aportar nutrientes para las microalgas. Con ello pudiera ser factible satisfacer en su totalidad la demanda energética de la planta, además de dar el servicio de tratamiento de residuos con el favorable impacto ambiental que ello implica.

En la laguna con microalgas se establece un consorcio simbiótico heterotrófico y fototrófico entre bacterias aerobias y las microalgas (Craggs, Heubeck, Lundquist, & Benemann, 2011); es decir, las primeras degradan la materia orgánica suministrada por el efluente anaerobio utilizando el oxígeno disuelto que las microalgas han incorporado al agua. Como resultado de esta oxidación aerobia de la materia orgánica, se produce CO_2 , el cual es la fuente de suministro de carbón para las microalgas (Grobbelaar, 2004).

Las microalgas absorben compuestos inorgánicos (macro y micro nutrientes) y reducen la carga inorgánica y orgánica presente en las aguas residuales con la consecuente generación de biomasa (Gonçalves, Pires, & Simões, 2017); en ello radica la principal ventaja de esta tecnología sobre las otras convencionales mayormente utilizadas en el ámbito municipal mexicano, pues es posible dar cumplimiento a una normatividad que implique la remoción de nutrientes tanto para descarga de agua tratada a cuerpos de agua como para reúso de agua. Derivado de que las bacterias toman el oxígeno de las microalgas, no se requiere del soplado de aire al sistema, lo que implica una disminución muy importante en costos de inversión y, sobre todo, de operación y mantenimiento de las PTAR, en comparación con sistemas de lodos activados o sistemas en general que requieran del suministro de oxígeno mediante elementos mecánicos.

Sin embargo, hay que mencionar que un reto técnico a resolver es la eliminación de la biomasa microalgal en el agua tratada (Wang, Li, Wu, & Lan, 2008). Aunque se retiene con fines de recuperación un alto porcentaje de ella en el sistema de sedimentación secundaria y en el filtrado con arena y antracita, puede subsistir cierta coloración verde en

el agua (debida a la presencia de las microalgas); sin embargo, dicha coloración puede ser eliminada con una baja dosis de ozono (Orta, Monje-Ramírez, Velasquez-Orta, Rodríguez-Muñiz, & Yáñez-Noguez, 2017). Según sea la intensidad del color en el efluente, se decidiría la incorporación de este sistema al tren de tratamiento.

De acuerdo con Velasquez-Orta, García-Estrada, Monje-Ramírez, Harvey y Orta (2014), el papel que juegan las microalgas en el tratamiento del agua residual se fundamenta en los siguientes lineamientos:

- Las microalgas asimilan una cantidad considerable de nutrientes debido a sus requerimientos de nitrógeno y fósforo para la formación de proteínas, ácidos nucleicos y fosfolípidos (que constituye del 45 al 60% de su peso seco).
- Pueden acumular metales pesados por adsorción física, absorción química, intercambio de iones o reacciones de óxido-reducción, además de que pueden secretar metabolitos que promuevan la quelación con los metales y el aumento del pH asociado favorece la precipitación de los mismos.
- Debido al aumento del pH, la temperatura y el nivel de oxígeno disuelto, las microalgas son capaces de favorecer la desactivación de patógenos potenciales, así como la precipitación de ortofosfatos.

La biomasa microalgal generada puede ser recuperada y utilizada como materia prima para producir productos de valor agregado, como biocombustibles (biogás, biodiesel, bioetanol), fertilizantes, mejoradores de suelos, bioplásticos o alimento para animales (Zhang *et al.*, 2020; Maroušek, Maroušková, Gavurová, Tuček, & Strunecký, 2023). La

producción de biomasa microalgal utilizando agua residual ofrece ventajas sobre las demás tecnologías porque se aprovechan los nutrientes del agua para el crecimiento de las microalgas y ello facilita el cumplimiento de una normatividad que restrinja la descarga de nutrientes a cuerpos de agua. Además, el sistema de lagunas con microalgas posee el potencial de capturar CO₂ del medio ambiente, lo que contribuye a disminuir de la atmósfera este gas de efecto invernadero (GEI) (Díaz-Trujillo, Tovar-Facio, Nápoles-Rivera, & Ponce-Ortega, 2019; Orta, Velasquez-Orta, Monje-Ramírez, & Yañez, 2021). En ese mismo sentido, los sistemas microalgales pueden ser utilizados para depurar el biogás y generar biometano a través de la eliminación del CO₂ y de la oxidación del H₂S (Bahr, Díaz, Domínguez, González-Sánchez, & Muñoz, 2014; Velasco *et al.*, 2023). Tales sistemas son verdaderos reservorios para la producción de O₂ y captura de CO₂.

Estas características técnicas de las lagunas con microalgas llaman la atención para ser aplicadas en el ámbito municipal, sin embargo, para poder definir ello con certeza es preciso tocar el tema del costo de inversión y, sobre todo, el de operación y mantenimiento.

El consumo de energía asociado con las lagunas con microalgas tiene que ver principalmente con el sistema que da impulso al agua en los estanques o canales de caudal continuo abiertos a la atmósfera con una configuración tipo herradura (*Raceways*) (mezclador de propelas o bombas centrífugas) y con la recirculación que se hace de agua tratada en el sistema. Se prescinde de la oxigenación mediante el soplado mecánico de aire.

Objetivo

En este documento se describen las ventajas técnicas-económicas que tiene un tren de tratamiento de aguas residuales conformado por un reactor anaerobio de lecho de lodos con flujo ascendente (UASB por sus siglas en inglés) seguido de lagunas con microalgas sobre las tecnologías convencionales más utilizadas en el ámbito municipal en México en el contexto de la publicación de la nueva norma NOM-001-SEMARNAT-2021.

Se presenta una estimación de costos de inversión y operación de las tecnologías sujetas a comparación y resalta el tren de tratamiento UASB + lagunas con microalgas. Ello sirve de base para sustentar la conclusión sobre si es una buena opción o no, en el contexto actual, el uso de estos sistemas en el ámbito municipal.

Materiales y métodos

Trenes de tratamiento de aguas residuales considerados

Se presenta una estimación del costo de inversión y operación para cada tren de tratamiento mayormente utilizado en el ámbito municipal en México.

Los trenes de tratamiento se componen de los siguientes elementos u operaciones unitarias, como pretratamiento y tratamiento primario, tratamiento secundario con reactor anaerobio (UASB), tratamiento secundario sin reactor anaerobio y tratamiento terciario.

Los trenes de tratamiento considerados son los siguientes:

Tren 1: tratamiento preliminar + desarenador + UASB (sin desinfección).

Tren 2: tratamiento preliminar + desarenador + UASB + filtro percolador (FP) + filtración con cloración.

Tren 3: tratamiento preliminar + desarenador + UASB + humedal artificial (*Wetland*) + cloración.

Tren 4: tratamiento preliminar + desarenador + UASB + laguna de pulimento + cloración.

Tren 5: tratamiento preliminar + desarenador + sistema lagunar + cloración.

Tren 6: tratamiento preliminar + desarenador + UASB + lodos activados en su versión completamente mezclada + filtración con cloración.

Tren 7: tratamiento preliminar + desarenador + UASB + laguna con microalgas + filtración con cloración.

Para consultar la descripción de las tecnologías antes comentadas y las consideraciones hechas para su conceptualización y costeo (excepto el tren 7 que se calculó para esta publicación), se recomienda consultar a Noyola, Morgan-Sagastume y Güereca (2013), y a Morgan-Sagastume *et al.* (2022).

Para el caso de los sistemas lagunares con microalgas, en la Tabla 1 se muestran las consideraciones de diseño tomadas en cuenta con base en los criterios de Mustafa *et al.* (2012) y de la South Australian Local Government Association, Flinders University y South Australian Department for Health and Wellbeing (2020) en función del caudal. El reactor UASB para cada tren tiene en promedio 7 h de tiempo de retención

hidráulica (TRH), una velocidad ascendente menor a 0.7 m/h y un nivel de agua de 5 m de altura, según lo especificado en Chernicharo *et al.* (2015).

Tabla 1. Consideraciones de diseño y dimensionamiento para el sistema lagunar con microalgas y el sedimentador secundario.

Rubro	Laguna de microalgas				Sedimentador secundario			
Caudal, l/s	5	15	25	50	5	15	25	50
Largo total de canal, m	630	1440	1850	2670				
Ancho de canal, m	15	20	25	35				
Nivel de agua, m	0.3	0.3	0.3	0.3	3.8	3.8	3.8	3.8
Diámetro, m					7	11	14	20
Área, m ²	9706	29256	46963	94848	38.4846	95	154	314
Volumen, m ³	2912	8776	14089	28458	146	361	585	1194
TRH, h	161.0	162.0	156.0	158.0	8.1	6.7	6.5	6.6
Potencia calculada kW-h/d	88.4	267.0	427.0	859.0				

Determinación de costos

Para el determinar el costo de inversión de los trenes de tratamiento se emplearon cotizaciones de equipo actualizadas al año 2022, hojas de cálculo y bases de datos propiedad de la empresa consultora ELNSYST, S.A. de C.V. (IBTech, www.ibtech.com.mx), especializada en tratamiento de aguas residuales. En este trabajo se calculó el costo de inversión y la operación para el tren UASB + laguna con microalgas (tren 7) en función del caudal de agua residual para insertar la información en las figuras de

costo de inversión y operación previamente hechas por Morgan-Sagastume *et al.* (2022) para las tecnologías convencionales más utilizadas en México en el ámbito municipal.

La estimación de costos tanto para el tren 7 como para los demás trenes de tratamiento se llevó a cabo por orden de magnitud (-15, +20%), por lo que ello sirve únicamente para tener una referencia y base de comparación de costos entre los trenes de tratamiento considerados.

El costeo por operación unitaria que incluye cada tren de tratamiento consideró la obra civil y el equipo electromecánico. Para el caso de los reactores UASB se incluye el manejo seguro del biogás y el quemado del mismo. El costo de tuberías, obra eléctrica e instrumentación se estimó como un porcentaje del costo del equipo/tanque de acuerdo con el proceso, considerando la cantidad de tuberías y mecanización del tren de tratamiento. Por último, después de la integración completa de los trenes de tratamiento, al costo de construcción estimado se le sumó un porcentaje del 30% correspondiente a costos administrativos y para el desarrollo de la ingeniería. El costeo de lagunas y humedales incluye la excavación, acarreo y compactación de tierra, y la instalación de geomembranas de polietileno de alta densidad para evitar la infiltración del agua en el subsuelo; no se incluye el costo del terreno.

El costo por operación y mantenimiento considera salarios de personal, energía eléctrica consumida y reactivos.

Resultados y discusión

En la Figura 2 y Figura 3 se muestra la comparación de costos de inversión y operación, respectivamente, en función del caudal tratado de aguas residuales para cada uno de los trenes de tratamiento considerados. En estas figuras se consideró un caudal máximo de 50 l/s a manera de ejemplo y por juzgar que se encuentra dentro de un intervalo adecuado para plantas pequeñas que toman en cuenta el uso de tecnologías extensivas altamente demandantes de área, como son las lagunas y humedales, aunque ciertamente podrían ser consideradas para caudales mayores.

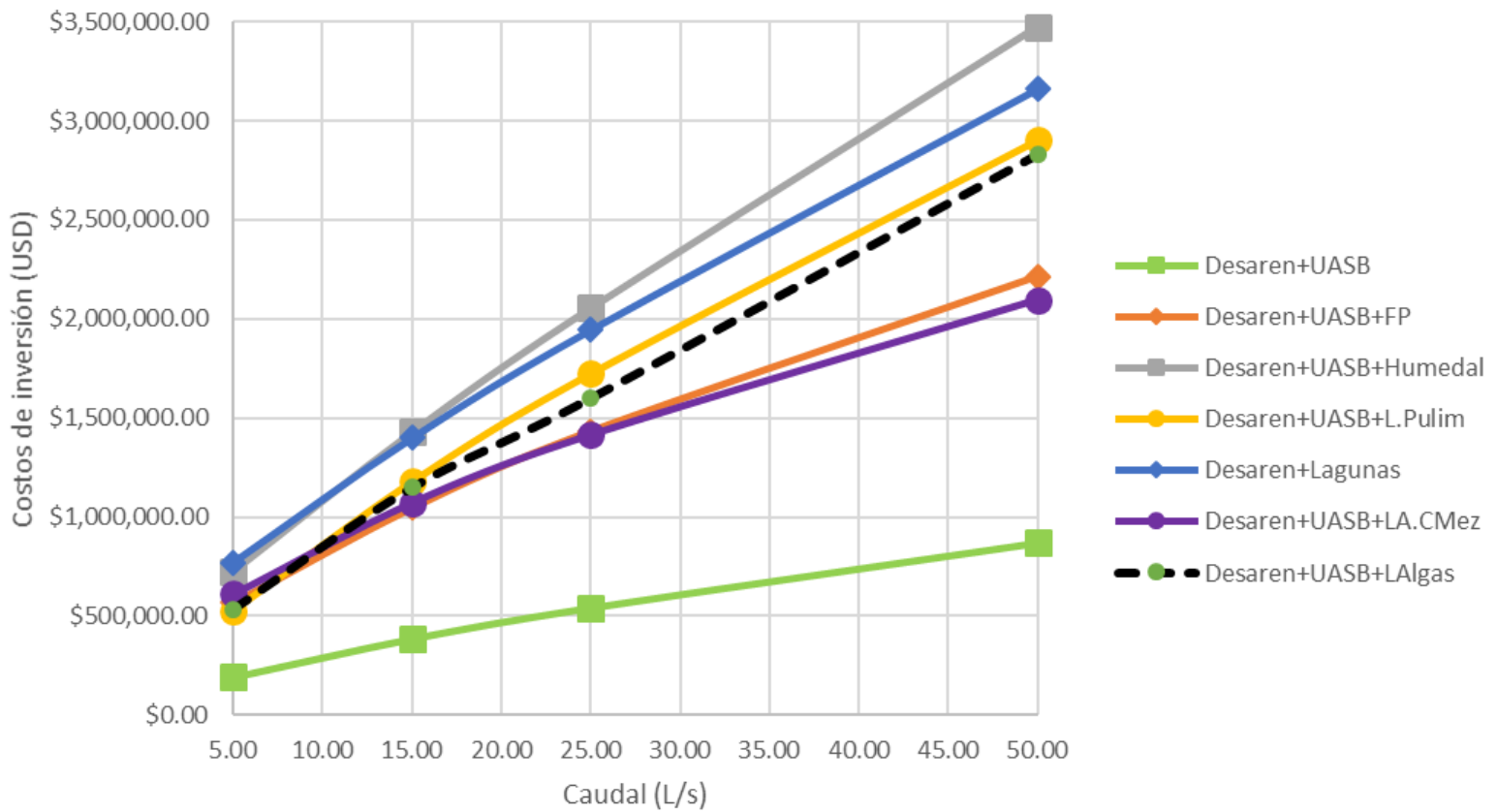


Figura 2. Estimación de costo de inversión en dólares de EUA (USD) para trenes de tratamiento de aguas residuales municipales en función del caudal.

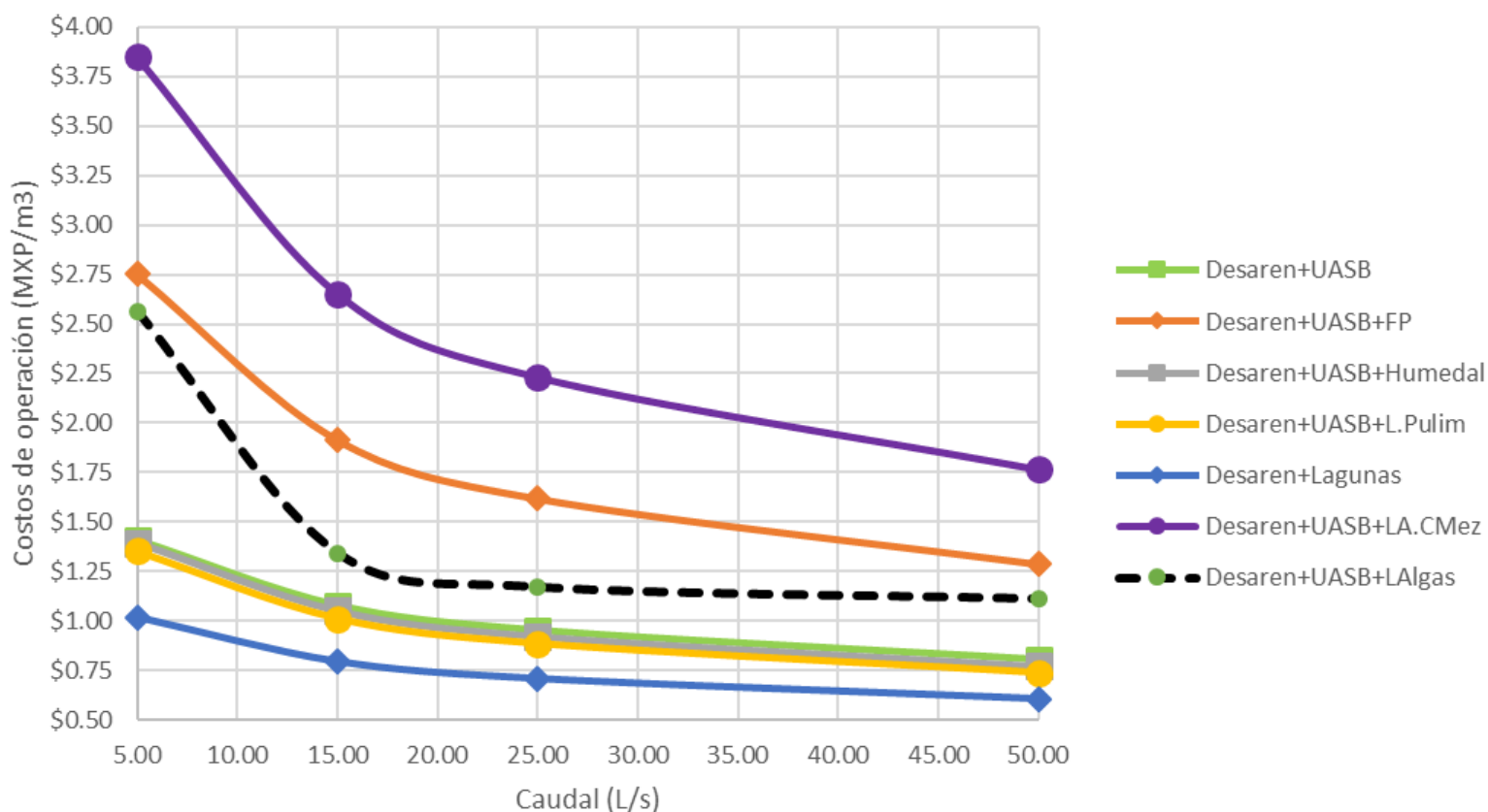


Figura 3. Estimación de costo de operación en dólares de EUA (USD) para trenes de tratamiento de aguas residuales municipales en función del caudal.

Con base en la Figura 2 y Figura 3 se pueden hacer las siguientes reflexiones:

El tren 1 constituido básicamente por un reactor anaerobio tipo UASB que no contempla ni siquiera una desinfección del agua tratada, no puede cumplir la normatividad vigente (Noyola *et al.*, 2013), por lo que requiere de un postratamiento de su efluente, aspecto que sí se considera en los demás trenes de tratamiento.

Los trenes de tratamiento del 2 al 6, mayormente utilizados para el tratamiento de aguas residuales municipales en México (Conagua, 2021), fueron conceptualizados para cumplir la antigua norma ya derogada NOM-001-SEMARNAT-1996 o en su defecto la norma vigente para reúso de agua tratada (NOM-003-SEMARNAT-1997), con un enfoque en la eliminación de materia orgánica disuelta y en suspensión, mas no para dar cumplimiento a la nueva norma NOM-001-SEMARNAT-2021, que exige, como ya se comentó, la eliminación de nutrientes. Para dar cumplimiento a la nueva norma habría que reconfigurar los procesos de tratamiento y rehabilitar las PTAR en este sentido, lo cual representa un enorme reto económico y técnico para el sector municipal. Por ejemplo, para el caso del sistema de lodos activados, habría que añadir tanques adicionales con medios anaerobios y anóxicos, lo cual requiere de altas inversiones en recursos (se estima, según cálculos de la empresa consultora ELNSYST, S.A. de C.V., un incremento del orden del 40 al 50% sobre la inversión mostrada en la Figura 2), y sobre todo un incremento importante en los costos de operación y mantenimiento. Se aclara que los montos de inversión y operación mostrados en la Figura 2 y Figura 3 para los trenes del 1 al 6 no contemplan las modificaciones que se deberían hacer para asegurar la eliminación de nutrientes. Estos trenes son los que se encuentran operando y en oferta en la actualidad en el mercado mexicano. El único tren de tratamiento que sí considera la eliminación de nutrientes es el tren 7, que corresponde al UASB con lagunas con microalgas; en ello estriba su crucial ventaja e importancia. En este sentido, García *et al.* (2006), y Park y Craggs (2011) observan altas eficacias de eliminación de material orgánico y nutrientes en los sistemas con microalgas, en comparación con sistemas convencionales de

tratamiento de aguas residuales. Asimismo, mostraron que con la adición de CO₂ se logra una eliminación del nitrógeno total y amoniacal de hasta el 69.1 y 84.5%, respectivamente.

El tren 6, con base en el sistema de lodos activados, es el sistema con mayor mecanización y demanda de energía, y por ello posee el valor más alto en cuanto a operación y mantenimiento. Sin embargo, el costo de inversión está por debajo de los sistemas extensivos con alta demanda de área y por lo tanto de excavación, recubrimiento de terreno y movimiento de tierra; ello, sin considerar el costo del terreno que habría que sumar a dicho costo.

En el ámbito municipal es más probable la obtención de recursos para la inversión que para la operación de la PTAR durante su vida útil (20 años, aproximadamente) (UNICEF, 2022). Por lo anterior, el peso específico que conlleva considerar el costo de operación sobre el de inversión para decidir la selección de tecnología debe ser mayor. Es muy probable encontrar en el mercado PTAR altamente mecanizadas en un estado de abandono debido a que los organismos operadores no pueden sufragar el costo de operación y mantenimiento (Conagua, 2021).

Las PTAR que consideran reactores anaerobios (o lagunas anaerobias) dentro de su tren de tratamiento deben captar y quemar el biogás para evitar la emanación a la atmósfera del poderoso GEI que es el metano. El uso del biogás como fuente de energía alterna no es factible económicamente en el ámbito municipal por debajo caudales de aguas residuales del orden de los 350 l/s (Morgan-Sagastume *et al.*, 2022). Por lo tanto, el subproducto más importante a obtener para su valorización es el lodo, que puede usarse como mejorador de suelos.

Los trenes con reactor UASB y lagunas con microalgas prácticamente tienen el mismo costo de inversión que los trenes con UASB y lagunas convencionales. Por otra parte, el costo de inversión de las lagunas convencionales sin reactor UASB (sistema más utilizado en el país en cuanto al número de instalaciones según Conagua) (Conagua, 2021) es superior al tren con lagunas con microalgas. Ciertamente es que este sistema es el que menor costo de operación y mantenimiento requiere de todos los sistemas considerados, cualidad que hace que los municipios se inclinen a escoger dicha tecnología (Noyola, Padilla, Morgan-Sagastume, Güereca, & Hernández, 2012). Sin embargo, se debe considerar lo que se expone a continuación.

Un punto muy importante es el hecho de que un sistema lagunar con microalgas no emite GEI; un sistema lagunar convencional sí lo hace, pues el biogás (metano) generado en la laguna anaerobia no se capta y se emite libremente a la atmósfera (Noyola, Paredes, Morgan-Sagastume, & Güereca, 2016). Si en las lagunas convencionales se considerara la captura de biogás generado por medio de un domo o cubierta de geomembrana, y su quemado con el debido manejo seguro del biogás (aspectos que deberían hacerse), el incremento en la inversión sería considerable a lo presentado en la Figura 2, al igual que el costo de operación y mantenimiento mostrado en la Figura 3.

Un tren de tratamiento con lagunas convencionales en general no asegura el cumplimiento continuo de la normatividad vigente para descarga a cuerpos de agua en lo que se refiere a la eliminación de nutrientes (N y P), a menos de que cuente con la presencia de microalgas en las lagunas de maduración (Conagua, 2007). En dicho sentido, aquellos municipios que cuenten con lagunas convencionales son

candidatos para convertir o rehabilitar sus PTAR en sistemas lagunares con microalgas, donde se aprovecharía al máximo la infraestructura ya existente, lo cual conlleva la disminución del costo de inversión comparado con una instalación nueva.

El tren de tratamiento con base en lagunas con microalgas asegura la no emisión de GEI y es el único que posee potencial para la valorización de las microalgas en el mercado a través de su cosecha y procesamiento, lo cual, en un ámbito regional adecuado donde se puedan comercializar, puede representar ingresos adicionales para la sustentación operativa de la PTAR, y alcanzar o superar el bajo nivel de costo operativo de los sistemas lagunares convencionales. En este aspecto, Park y Craggs (2011) reportan conseguir altas producciones de biomasa microalgal al finalizar el tratamiento, con un 80.5% de incremento con respecto al inicio de su operación.

Conclusiones

Los trenes de tratamiento utilizando un reactor UASB y lagunas con microalgas como postratamiento prácticamente tienen el mismo costo de inversión que los trenes con UASB y lagunas convencionales. Por otra parte, el costo de inversión de las lagunas convencionales sin reactor UASB es superior al tren con lagunas con microalgas.

El tren de tratamiento con base en lagunas con microalgas asegura la no emisión de gases de efecto invernadero (GEI) y es el único —comparado con las tecnologías convencionales de mayor uso en el ámbito mexicano— que posee potencial para la valorización de subproductos en el mercado a través de la cosecha y el procesamiento de

las microalgas, lo cual, en un ámbito regional adecuado donde se puedan comercializar estos subproductos, puede representar ingresos adicionales para la sustentación operativa de la PTAR, que puede alcanzar o superar el bajo nivel de costo operativo de los sistemas lagunares convencionales.

El sistema UASB con lagunas con microalgas es una buena opción a considerar para el tratamiento de aguas residuales municipales bajo el marco de la nueva NOM-001-SEMARNAT-2021, que exige la eliminación de nutrientes debido a su bajo costo operativo, a la capacidad de remoción de materia orgánica, nutrientes y a la posible valorización de sus subproductos (microalgas y lodos), características que pueden insertarse en un esquema de economía circular.

Aquellos municipios que cuenten con lagunas convencionales son candidatos para convertir o rehabilitar sus PTAR a sistemas lagunares con microalgas, donde se aprovecharía al máximo la infraestructura ya existente, lo cual conlleva la disminución del costo de inversión en comparación con una instalación nueva.

Agradecimientos

Se agradece al Instituto de Ingeniería de la UNAM el apoyo económico otorgado dentro del contexto del proyecto "Intensificación de procesos para la obtención de biocompuestos a partir de aguas residuales", así como a Ignacio Monje Ramírez, Armando González Sánchez e Isaura Yañez Noguéz por el apoyo y consejos otorgados. Al igual que a la empresa ELNSYST, S.A. de C.V. (IBTech) por la información proporcionada.

Referencias

- Amy, G., Brdjanovic, D., Comeau, Y., Edama, G., Orozco-García, J., & Al, E. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales: principios modelación y diseño*. En: López-Vázquez, M. C., Buitrón-Méndez, G., García, H. A., & Cervantes-Carrillo, J. F (eds.). IWA Publishing. DOI: 10.2166/9781780409146
- Bahr, M., Díaz, I., Domínguez, A., González-Sánchez, A., & Muñoz, R. (2014). Microalgal-biotechnology as a platform for an integral biogas upgrading and nutrient removal from anaerobic effluents. *Environmental Science & Technology*, 48, 573-581. DOI: 10.1021/es403596m
- Chernicharo, C. A. L., Van Lier, J., Noyola, A., & Bressani-Ribeiro, T. (2015). Anaerobic sewage treatment: State of the art, constraints and challenges. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*. DOI: 10.1007/s11157-015-9377-3
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2007). *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento: diseño de lagunas de estabilización*. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales,
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2012). *Agenda de Agua 2030 avances y logros 2012*. Recuperado de <https://www.conagua.gob.mx/Conagua07/Publicaciones/Publicaciones/SGP-10-12baja.pdf>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2020). *Programa Nacional Hídrico 2020-2024*. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/documentos/programa-nacional-hidrico-pnh-2020-2024>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2021). *Situación del Subsector Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento*. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/702445/SGAPD-S-2-21-a_compressed.pdf

Craggs, R., Heubeck, S., Lundquist, T., & Benemann, J. (2011). Algal biofuels from wastewater treatment high rate algal ponds. *Water Science and Technology a Journal of the International Association on Water Pollution Research*, 63(4), 660-665.

Díaz-Trujillo, L. A., Tovar-Facio, J., Nápoles-Rivera, F., & Ponce-Ortega, J. M. (2019). Effective use of carbon pricing on climate change mitigation projects: Analysis of the biogas supply chain to substitute liquefied-petroleum gas in Mexico. *Processes*. DOI: 10.3390/pr7100668

García, J., Green, B., Lundquist, T., Mujeriego, R., Hernández-Mariné, M., & Oswald, W. (2006). Long term diurnal variations in contaminant removal in high rate ponds treating urban wastewater. *Bioresource Technology*, 97(14), 1709-1715.

Grobbelaar, J. U. (2004). Algal nutrition. In: Richmond, A. (ed.) *Microalgae culture: Biotechnology and Applied Phycology* (pp. 97-115). London, UK: Blackwell Publishing.

- Gonçalves, A. L., Pires, J. C. M., & Simões, M. (2017). A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. *Algal Research*, 24, 403-415.
- Maroušek, J., Maroušková, A., Gavurová, B., Tuček, D., & Strunecký, O. (2023). Competitive algae biodiesel depends on advances in mass algae cultivation. *Bioresource Technology*. DOI: 10.1016/j.biortech.2023.128802
- Morgan-Sagastume, J. M. (2016). Análisis del estado de las plantas de tratamiento de aguas residuales en la República Mexicana. *Revista Agua y Saneamiento de la ANEAS*, 64, enero-febrero. Recuperado de https://www.aneas.com.mx/_files/ugd/9e7476_df0f9400b8974fe0b57c257e948bad33.pdf
- Morgan-Sagastume, J. M., Castro-Martínez, M., & Noyola, A. (2022). *Tecnologías para el desarrollo de un esquema integral de tratamiento de aguas residuales en la Península de Yucatán*. Recuperado de <https://www.amigosdesiankaan.org/guias-y-manuales/>
- Mustafa, E., Phang, S., & Chu, W. (2012). Use of an algal consortium of five algae in the treatment of landfill leachate using the high-rate algal pond system. *Journal of Applied Phycology*. DOI: 10.1007/s10811-011-9716-x
- Noyola, A., Padilla, A., Morgan-Sagastume, J. M., Güereca, L., & Hernández, F. (2012). Typology of municipal wastewater treatment technologies in Latin America. *Clean-Soil-Air-Water*, 40(9), 926-932. DOI: 10.1002/clen.201100707

- Noyola, A., Morgan-Sagastume, J. M., & Güereca, L. (2013). *Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales. Guía de apoyo para ciudades pequeñas y medianas*. Ciudad de México, México: Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Noyola, A., Paredes, M., Morgan-Sagastume, J. M., & Güereca, P. (2016). Reduction of greenhouse gas emissions from municipal wastewater treatment in Mexico based on technology selection. *Clean-Soil-Air-Water*, 44(9), 1091-1098. DOI: 10.1002/clen.201500084
- Orta, M. T., Monje-Ramírez, I., Velasquez-Orta, S., Rodríguez-Muñiz, V., & Yáñez-Nogues, I. (2017). Ozone for microalgae biomass harvesting from wastewater. *Ozone Science and Engineering*, 39, 264-272. DOI: 10.1080/01919512.2017.1322488
- Orta, M. T., Velasquez-Orta, S., Monje-Ramírez, I., & Yáñez, I. (2021). Novedoso sistema a escala piloto para el tratamiento agua residual/lixiviado y la captura de dióxido de carbono utilizando microalgas y ozonoflotación (ATZINTLI). *Revista H₂O*, 7(27), 34-36.
- Park, J., & Craggs, R. (2011). Nutrient removal in wastewater treatment high rate algal ponds with carbon dioxide addition. *Water Science & Technology*, 63(8), 1758-1764. DOI: 10.2166/wst.2011.114

Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2022). *Norma Oficial Mexicana NOM-001 SEMARNAT-2021. Norma que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación*. Recuperado de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gsc.tab=0

South Australian Local Government Association, Flinders University & South Australian Department for Health and Wellbeing (2020). *High Rate Algal Pond (HRAP) Design Guideline. An element in CWMS Wastewater Treatment Trains*. Adelaide, Australia: South Australian Local Government Association.

UNICEF, Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia. (2022) *Guía para la elaboración de estrategias financieras en materia de agua, saneamiento e higiene (WASH)*. New York, USA: Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia.

Velasco, A., Franco-Morgado, M., Saldívar, A., Cuetero-Martínez, Y., Buitrón, G., De-los-Cobos-Vasconcelos, D., Monroy, O., & González-Sánchez, A. (2023). Organic leachate and biogas utilization in outdoor microalgae cultivation under alkaline conditions at pilot-scale. *Waste and Biomass Valorization*. DOI: 10.1007/s12649-023-02223-3

Velasquez-Orta, S. B., García-Estrada, R., Monje-Ramírez, I., Harvey, A., & Orta, M. T. (2014). Microalgae harvesting using ozoflotation: Effect on lipid and FAME recoveries. *Biomass and Bioenergy*, 70, 356-363. DOI: 10.1016/j.biombioe.2014.08.022

- Wang, B., Li, Y., Wu, N., & Lan, C. Q. (2008). CO₂ bio-mitigation using microalgae. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 79, 707-718.
- Zhang, B., Li, W., Guo, Y., Zhang, Z., Shi, W., Cui, F., Lens, P. N. L., & Tay, J. H. (2020). Microalgal-bacterial consortia: From interspecies interactions to biotechnological applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 118, 109563. DOI: 10.1016/j.rser.2019.109563