



ISSN 2007-2422

Tecnología y Ciencias \mathcal{E} Agua



Río Chili, Arequipa, Perú. Foto: Danny Villalobos Figueroa.

Portada: río Chili, Arequipa, Perú. Se muestran el incremento del caudal del río Chili de la ciudad de Arequipa-Perú, por las descargas de las presas aguas arriba y la activación de quebradas por la margen izquierda (estudio realizado) en los meses de lluvia (enero, febrero y marzo). La relevancia de la investigación radica en la comprensión de estos eventos hidrometeorológicos, a través de estudios básicos para una gestión de riesgos de desastre de manera oportuna frente al cambio climático.

Ver el artículo “Análisis y prevención del peligro por inundaciones en quebradas de alto riesgo en la ciudad de Arequipa, Perú/Analysis and risk prevention of flooding in high-risk gorges in the city of Arequipa, Peru” de Joel Ccancapa-Puma, Alejandro Víctor Hidalgo-Valdivia, Guillermo Yorel Noriega-Aquise, Alex Eduardo Aguilar-Chávez y Marcelo Marques.

Foto: Danny Villalobos Figueroa.



Consejo Editorial

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

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

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

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

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
Marcación 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. Aldo Iván Ramírez Orozco**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **Dr. Alejandro López Alvarado**, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile • **Dra. Alma Chávez Mejía**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Andrei S. Jouravlev**, Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Chile • **Dr. Andrés Rodríguez**, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina • **Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Ariosto Aguilar Chávez**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Armando Guevara Gil**, Pontificia Universidad Católica, Perú • **Dr. Arturo Marciano**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Venezuela • **Dra. Aziza Akhmouch**, Organisation for economic Cooperation and Development, Francia • **Dr. Carlos Chairez Araiza**, consultor, México • **Dr. Carlos Cruickshank Villanueva**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Carlos Díaz Delgado**, Universidad Autónoma del Estado de México • **Dr. Carlos E. Puente**, University of California, EUA • **Dr. Cleverson Vitorio Andreoli**, Centro Universitario Unifae, Brasil • **Dr. Daene C. McKinney**, University of Texas at Austin, Estados Unidos • **Dr. Daniel Murillo Licea**, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, México • **Dr. Eduardo A. Varas Castellón**, Pontificia Universidad Católica, Chile • **Dr. Emmanuel Galindo Escamilla**, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México • **Dr. Enrique Cabrera Marcet**, Universidad Politécnica de Valencia, España • **Dr. Enrique Playán Jubillar**, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España • **Dr. Eric Rendón 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 Escontria**, consultor • **Dr. Marcos von Sperling**, Universidad Federal de Minas Gerais, Brasil • **Dra. María Claudia Campos Pinilla**, Pontificia Universidad Javeriana, Colombia • **Dra. María Rafaela De Saldanha Matos**, Laboratorio Nacional de Ingeniería Civil, Portugal • **Dra. María Teresa Oré**, Pontificia Universidad Católica del Perú • **Dra. María Victoria Vélez Otálvaro**, Universidad Nacional de Colombia • **M.I. Mercedes Esperanza Ramírez Camperos**, consultora, México • **Dr. Michel M. Rosengaus Moshinsky**, consultor, México • **Dr. Miguel A. Medina**, Duke University, EUA • **Dr. Moisés Berezowsky Verduzco**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Omar A. Miranda**, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Argentina • **Dr. Oscar L. Palacios Vélez**, Colegio de Postgraduados • **Dra. Natalia Uribe Pando**, Water Lex, Suiza • **Dr. Óscar F. Ibáñez Hernández**, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, México • **Dr. Paulo Salles Alfonso de Almeida**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Rafael Val Segura**, Sistema de Aguas de la Ciudad de México • **Dr. Rafael Pardo Gómez**, Instituto Superior Politécnico • **Dr. Ramón Domínguez Mora**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Ramón Fuentes Aguilar**, Instituto de Innovación en Minería y Metalurgia, Chile • **Dr. Ramón Ma. Gutiérrez Serret**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Ing. Raquel Duque**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Colombia • **Dr. Raúl Antonio Lopardo**, Instituto Nacional del Agua, Argentina • **Dr. Rodolfo Silva Casarín**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Serge Léonard Tamari Wagner**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Simón González Martínez**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Tomás Martínez Saldaña**, Colegio de Postgraduados, México • **Dr. Víctor Hugo Alcocer Yamanaka**, consultor • **Dra. Ximena Vargas Mesa**, Universidad de Chile •



Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Evaluación de la Moringa oleífera como coagulante en el agua de una quebrada altoandina en la ciudad de Huancavelica, Perú

Nilo Abelardo Enríquez-Nateros

Rosali Loren Carrizales-Condori

Fernando Martin Toribio Román

Teresa Gonzales

Eliana Contreras-López

Ricardo A. Yuli-Posadas

Procesos hidropolíticos en la conformación del sistema metropolitano de agua municipal en Oaxaca de Juárez, Oaxaca, México

Hugo Morales-Juárez

Elia María del Carmen Méndez-García

Enrique Martínez-y-Ojeda

Application of artificial neural networks to the modeling of rain-runoff in the Chancay Lambayeque river basin

Lourdes Ordoñez

Sócrates Muñoz

Percy Tineo

Iván Mejía

Análisis y prevención del peligro por inundaciones en quebradas de alto riesgo en la ciudad de Arequipa, Perú

Joel Ccancapa-Puma

Alejandro Víctor Hidalgo-Valdivia

Guillermo Yorel Noriega-Aquise

Alex Eduardo Aguilar-Chávez

Marcelo Marques

Limitaciones de diseño organizativo y aportes de los usuarios en el DR 061 Zamora

José Luis Pimentel-Equihua

Martha Alicia Velázquez-Machuca

Jacinta Palerm-Viqueira

Tomás Martínez-Saldaña

Evaluación del potencial hídrico superficial de la cuenca Guantánamo-Guaso, Cuba

Yinet Marzo-Manuel

Liliana María Gomez-Luna



Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Evaluation of Moringa oleífera as a coagulant in the water of a high Andean stream in the city of Huancavelica, Peru 01

Nilo Abelardo Enríquez-Nateros

Rosali Loren Carrizales-Condori

Fernando Martin Toribio Román

Teresa Gonzales

Eliana Contreras-López

Ricardo A. Yuli-Posadas

Hydropolitical processes in the conformation of the metropolitan municipal water system in Oaxaca de Juarez, Oaxaca, Mexico 34

Hugo Morales-Juárez

Elia María del Carmen Méndez-García

Enrique Martínez-y-Ojeda

Aplicación de redes neuronales artificiales a la modelación de lluvia-escorrentia en la cuenca del río Chancay Lambayeque 95

Lourdes Ordoñez

Sócrates Muñoz

Percy Tineo

Iván Mejía

Analysis and risk prevention of flooding in high-risk gorges in the city of Arequipa, Peru 142

Joel Ccancapa-Puma

Alejandro Víctor Hidalgo-Valdivia

Guillermo Yorel Noriega-Aquise

Alex Eduardo Aguilar-Chávez

Marcelo Marques

Limitations of organizational design and contributions by the users in the ID 061 Zamora 204

José Luis Pimentel-Equihua

Martha Alicia Velázquez-Machuca

Jacinta Palerm-Viqueira

Tomás Martínez-Saldaña

Evaluation of the superficial hydric potential of the Guantanamo-Guaso basin, Cuba 255

Yinet Marzo-Manuel

Liliana María Gomez-Luna



Contenido

Artículos (originales)

Articles (original)

Filter packed with Al-sludge waste for phosphorus removal as a polishing system in a wastewater treatment plant

Marco A. Garzón-Zúñiga

Javier Alejandro Navarro-Franco

Iván Moreno Andrade

Bottled water consumption in Mexico in view of a circular economy

Jorge Silva

Dulce Monroy

Esteban Martínez

Evaluación de la toxicidad aguda del IHPLUS® sobre el biomodelo indicador de calidad del agua: *Poecilia reticulata*

Zoe Alicia Castañedo-Hernández

Alfredo Meneses-Marcel

Osmany Marrero-Chang

Keylin Sotolongo-González

Daniel Artilés-Martínez

Liliet González Sierra

Innovación tecnológica a través de las TIC para la gestión urbana del agua y de riesgos de precipitaciones extremas

Alejandra Amaro-Loza

Adrián Pedrozo-Acuña

Alejandro Sánchez-Huerta

Norma Patricia López-Acosta



Contents

Artículos (traducción)

Articles (translation)

Filtro empacado con residuos de lodos de Al para la eliminación de fósforo como sistema de pulimento en una planta de tratamiento de aguas residuales 311

Marco A. Garzón-Zúñiga

Javier Alejandro Navarro-Franco

Iván Moreno Andrade

Consumo de agua embotellada en México ante una economía circular 354

Jorge Silva

Dulce Monroy

Esteban Martínez

*Evaluation of the acute toxicity of IHPLUS® on the biomodel water quality indicator: *Poecilia reticulata** 396

Zoe Alicia Castañedo-Hernández

Alfredo Meneses-Marcel

Osmany Marrero-Chang

Keylin Sotolongo-González

Daniel Artilés-Martínez

Liliet González Sierra

Technological innovation for urban water and rainfall extreme disaster risk management 423

Alejandra Amaro-Loza

Adrián Pedrozo-Acuña

Alejandro Sánchez-Huerta

Norma Patricia López-Acosta

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-06-01

Artículos

Evaluación de la *Moringa oleifera* como coagulante en el agua de una quebrada altoandina en la ciudad de Huancavelica, Perú

Evaluation of *Moringa oleifera* as a coagulant in the water of a high Andean stream in the city of Huancavelica, Peru

Nilo Abelardo Enríquez-Nateros¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8233-6912>

Rosali Loren Carrizales-Condori², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3898-7704>

Fernando Martin Toribio Román³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1139-9232>

Teresa Gonzales⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2945-3874>

Eliana Contreras-López⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0685-2004>

Ricardo A. Yuli-Posadas⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3545-3443>

¹Universidad Nacional de Huancavelica, Huancavelica, Perú,
nilo.enriquez@unh.edu.pe



²Universidad Nacional de Huancavelica, Huancavelica, Perú,
rosali.carrizales.c@uni.pe

³Universidad Nacional de Huancavelica, Huancavelica, Perú,
fernando.toribio@unh.edu.pe

⁴Universidad Nacional de Huancavelica, Huancavelica, Perú,
teresa.gonzales@unh.edu.pe

⁵Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú,
econtrerasl@unmsm.edu.pe

⁶Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú,
ryulip@unmsm.edu.pe

Autor para correspondencia: Nilo Abelardo Enríquez-Nateros,
nilo.enriquez@unh.edu.pe

Resumen

Durante el proceso de coagulación dentro de una planta de tratamiento de agua potable (PTAP), para disminuir la turbiedad se usan polímeros sintéticos y orgánicos. La *Moringa oleífera* (MO), como coagulante natural, requiere usar una concentración y dosis óptima, a fin de reducir la mayor cantidad de turbiedad y evitar materia orgánica residual que requiera un tratamiento adicional. Es por ello que la investigación tuvo como objetivo determinar la eficiencia del uso de la MO, para la clarificación del agua de la quebrada Taczanapampa de la ciudad de Huancavelica, Perú. Se utilizaron las partículas molidas de las semillas de la mencionada planta, evaluando diferentes dosis y concentraciones para encontrar la óptima en

la remoción de la turbidez en el agua, procedimiento que se realizó con la prueba de jarras del laboratorio. Los modelos de regresión validaron el comportamiento de la MO en ecuaciones. El primer modelo determinó la dosis óptima y el segundo modelo la concentración óptima en las condiciones de la investigación. Los resultados de la dosis óptima se obtuvieron en dos rangos: con turbiedades menores a 50 unidad nefelométrica de turbidez (UNT) de 10 a 50 mg/l, también entre 50 y 150 UNT de 30 a 100 mg/l; y la concentración óptima para turbiedades menores a 150 UNT se encuentran en un rango de 2 a 3 %. Los resultados se consideran favorables para su uso y amigables con el ambiente.

Palabras clave: dosis óptima, concentración óptima, turbidez, *Moringa oleifera*, coagulación.

Abstract

During the coagulation process within a drinking water treatment plant (DWTP), synthetic and organic polymers are used to reduce turbidity. *Moringa oleifera* (MO) as a natural coagulant, requires using an optimal concentration and dosage in order to reduce the highest amount of turbidity and avoid residual organic matter that requires additional treatment. Therefore, the objective of this research was to determine the efficiency of the use of OM for the clarification of water from the Taczanapampa stream in the city of Huancavelica, Peru. The ground particles of the seeds of the aforementioned plant were used, evaluating different doses and concentrations to find the optimum in the removal of turbidity in the water, a procedure that was carried out with the laboratory jar test. Regression models validated the behavior of OM in equations.

The first model determined the optimal dose and the second model the optimal concentration under the research conditions. The results of the optimal dose were obtained in two ranges: with turbidity lower than 50 Nephelometric Turbidity Unit (NTU) from 10 to 50 mg/l, also between 50 and 150 NTU from 30 to 100 mg/l; and the optimal concentration for turbidity lower than 150 NTU, in a range of 2 to 3 %. Considering the favorable results for its use and environmentally friendly.

Keywords: Optimal dose, optimal concentration, turbidity, *Moringa oleifera*, coagulation.

Recibido: 15/02/2023

Aceptado: 04/06/2023

Publicado Online: 03/07/2023

Introducción

El agua de los cuerpos superficiales contiene miles de millones de partículas microscópicas e impurezas disueltas que abarcan minerales, compuestos orgánicos e inorgánicos, que modifican las características físicas, químicas y biológicas del agua (Taiwo, Adenike, & Aderonke, 2020). Por ello, es importante su tratamiento en el abastecimiento de agua para consumo humano, y para que pueda cumplir con los estándares de calidad (Zaid, Ghazali, Mutamim, & Olalere, 2019). Usualmente es necesario un proceso de coagulación para tratar el agua de fuentes superficiales a fin de disminuir la turbidez (Kucera, Hofmanova, & Biela,

2020). El coagulante permite regular el contenido de turbidez, siendo importante para lograr un sistema de tratamiento de agua para consumo (Safonyk & Matviichuk, 2022).

En la actualidad, el uso de coagulantes naturales tiene gran interés por los beneficios económicos y de salud que traen consigo (Hadadi *et al.*, 2022). Zaid *et al.* (2019) mencionan a la *Moringa oleifera* (MO) como producto natural ecológico para el tratamiento del agua. Los estudios han informado que los granos de MO son empleados como una alternativa potencial a los coagulantes químicos para la clarificación del agua, gracias a sus beneficios, como biodegradabilidad, baja toxicidad, baja tasa de producción de residuos, y que no tiene efectos sobre el pH del agua y la conductividad eléctrica después del tratamiento (Nascimento, Biagi, De Oliveira, Arantes, & Rossi, 2019).

El uso de polvo de semilla de MO utilizado como biocoagulante para el tratamiento del agua tiene ventajas que son rentables ecológicamente, no alteran el pH y generan una mínima cantidad de lodos (Zaid *et al.*, 2019). También el uso de MO como coagulante natural se ha probado para el tratamiento primario de aguas residuales (Varsani, Vyas, & Dudhagara, 2022). Gandiwa *et al.* (2020) estudiaron la semilla de la MO en el tratamiento de la turbidez obteniendo una eficiencia de reducción de 91.5 %. El polvo de semilla de MO es un buen coagulante debido a que es muy bueno aclarando la turbiedad en muestras de agua de un río en Suazilandia con una eficiencia de 35 % de reducción de la turbidez comparado con filtros (Varkey, 2020).

Sin embargo, un uso excesivo de estos coagulantes naturales incrementa la turbidez (Ahizi *et al.*, 2023). Por lo tanto, en el proceso de

coagulación del tratamiento de agua potable es necesario aglomerar las partículas suspendidas y determinar la dosis óptima del coagulante (Narges, Ghorban, Hassan, & Mohammad, 2021). El uso de los coagulantes naturales ofrece un gran potencial frente a los sintéticos; no obstante, encontrar la dosis óptima es indispensable para mejorar la eficiencia de la reducción de la turbidez (Michelan, Santos, Rosa, Santos, & De Jesus, 2021; Nweke, Chukwuma, Evbuomwan, & Oji, 2022; Ramal, Jalal, Sahab, & Yaseen, 2022); es por ello que la MO como coagulante natural requiere usar una concentración óptima, a fin de reducir la mayor cantidad de turbiedad y evitar materia orgánica residual que requiera un tratamiento adicional (Gandiwa *et al.*, 2020; Murali *et al.*, 2022).

Por tanto, el objetivo de la investigación fue determinar la dosis y concentración óptima del coagulante de MO en la clarificación del agua de la quebrada Taczanapampa, de la ciudad de Huancavelica, Perú.

Materiales y métodos

Ubicación de la zona de estudio

El proyecto se desarrolló en la ciudad de Huancavelica, que pertenece a la provincia y departamento del mismo nombre, en Perú. Las muestras se extrajeron del río de la quebrada Taczanapampa, que se encuentra en las siguientes coordenadas: latitud sur, 12° 46' 9.29"; longitud oeste, 74° 57' 49.19", y altitud aproximada de 3 864 msnm. (Figura 1). Dicha fuente es afluente para el abastecimiento de agua de las instalaciones de la ciudad universitaria de la Universidad Nacional de Huancavelica, Paturpampa; sin embargo, no cumple con

la calidad para consumo humano, de acuerdo con el D.S. 031-2010-SA, pues el parámetro de turbidez aceptable es de 5 UNT.

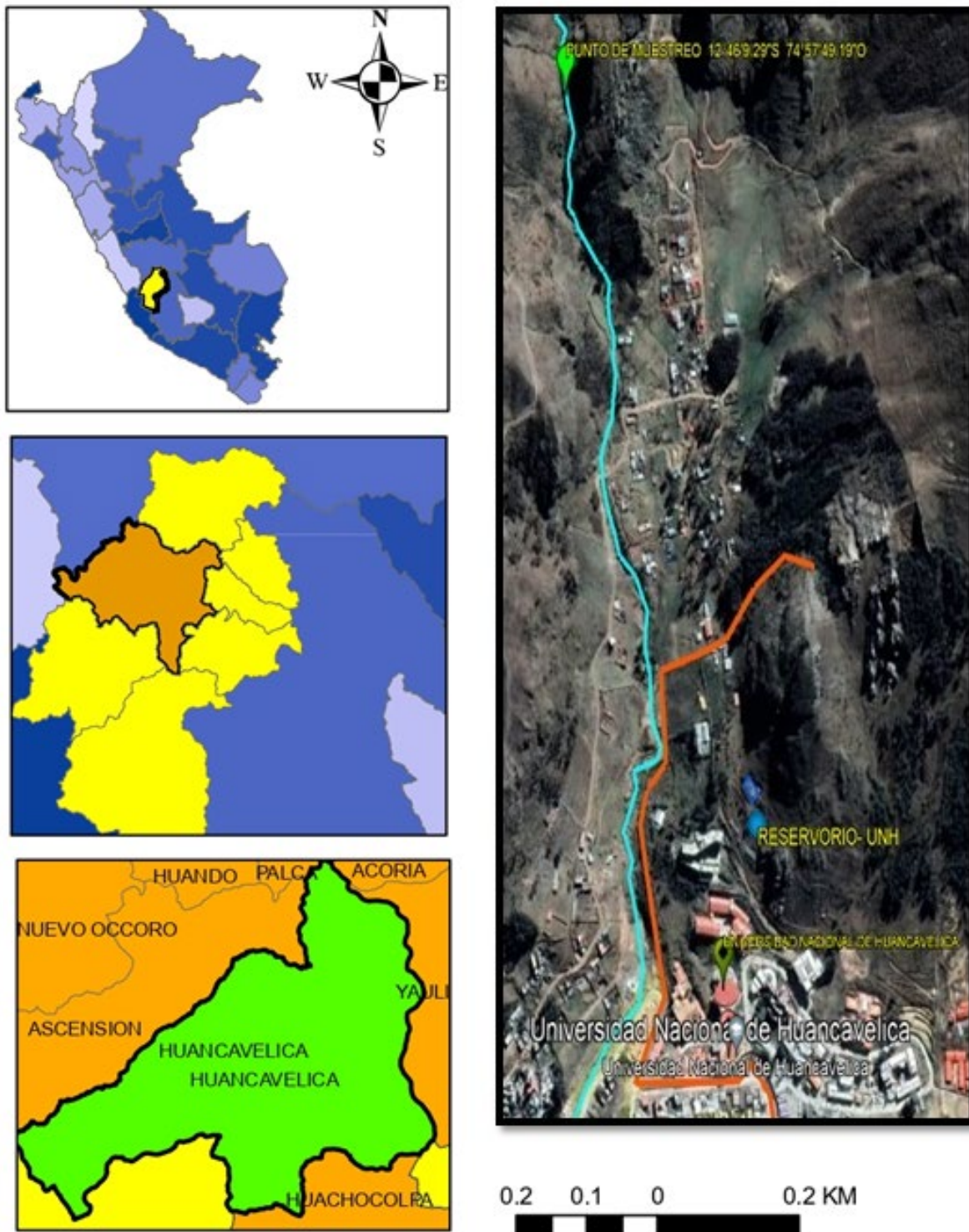


Figura 1. Mapa de ubicación de la zona de estudio.

Obtención de la *Moringa oleifera* en polvo

Las semillas de MO se adquirieron en un mercado local de la ciudad de Huancavelica, en una presentación de bolsa sellada. Posteriormente, se procedió a descascarar las semillas de MO hasta obtener el grano interno, siendo secado a temperatura ambiente durante un día (Zaid *et al.*, 2019). Estos gránulos se molieron en una licuadora convencional hasta obtener polvo, que se tamizó hasta tener 0.8 mm de granulometría (Varkey, 2020).

Solución coagulante

Para la determinación de la dosis óptima se empleó una concentración de solución coagulante fija al 2 %; la preparación se realizó mezclando 2 g de polvo de semilla de MO en 100 ml de agua destilada de acuerdo con la recomendación de Nascimento *et al.* (2019). Posteriormente se determinó la concentración óptima. Se utilizó la siguiente fórmula para saber la cantidad de la solución que se aplicó en cada jarra:

$$P = D(Q) = q(C) \quad (1)$$

Donde:

P = peso del coagulante por aplicar

D = dosis de coagulante (mg/l)

Q = capacidad de la jarra (l)

q = volumen de solución por aplicar (ml)

C = concentración de la solución (mg/l)

Toma de muestras

Las muestras de agua del río de la quebrada Taczanapampa se colectaron con base en el protocolo nacional para el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos superficiales según la Resolución Jefatural N° 010-2016-ANA (ANA, 2016). Se utilizó un bidón estéril con tapa rosca de 50 l, donde se fueron acumulando las muestras de agua extraídas de la parte central del río de la quebrada Taczanapampa, para inmediatamente llevarlas al laboratorio de la EPS EMAPA Huancavelica S.A.

El volumen total de agua muestreada fue de 528 l, teniendo como punto de muestreo cercano a la captación de abastecimiento al campus universitario de la Universidad Nacional de Huancavelica. Estas muestras se colectaron durante la época de avenida desde diciembre de 2018 hasta marzo de 2019, realizándose 10 muestras en fechas distintas.

Determinación de la dosis óptima

Los experimentos para determinar la dosis óptima se realizaron con un aparato de prueba de jarras (VELP Scientifica JLT6) en el laboratorio de EMAPA Huancavelica S.A., para evaluar la eficiencia de remoción utilizando la solución coagulante de semillas de MO (Pandey *et al.*, 2020). Los experimentos se realizaron por lotes, en cuatro repeticiones, en seis

vasos de 2 l cada uno. El agua cruda recogida se vertió en los vasos del test de jarras y se añadió la solución coagulante al 2 %. Se mezcló con agitación vigorosa (Varkey, 2020), fijada inicialmente en 300 rpm durante 5 s, para simular la mezcla rápida; luego se agitó lentamente a 40 rpm durante 20 min para la floculación; por último se dejó reposar durante 15 min para la sedimentación.

Luego se aplicaron diferentes dosis de coagulante de MO de acuerdo con la metodología de Pandey *et al.* (2020). Las dosis se fijaron en 5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55 y 60 mg/l para turbiedades iniciales menores a 50 UNT, y dosis de 60, 65, 70, 75, 80, 85, 90, 95, 100, 105, 110 y 115 mg/l para turbiedades iniciales mayores a 50 UNT. Se siguieron los procedimientos de simulación para la mezcla rápida, floculación y sedimentación en la prueba de jarras.

Después de la simulación, se analizaron 30 ml de muestra de cada uno de los vasos; para determinar la turbidez remanente por nefelometría se empleó un turbidímetro (modelo 2100 NA, HACH9) de acuerdo con la metodología seguida por Nascimento *et al.* (2019).

Determinación de la concentración óptima

Para la determinación de la concentración óptima se prepararon diferentes soluciones coagulantes de MO (Alam, Pandey, Khan, Souayeh, & Farhan, 2020), aplicando la solución en cada vaso de precipitado de acuerdo con la Ecuación (1) (Pandey *et al.*, 2020). Las concentraciones preparadas fueron de 0.5, 1, 2, 3, 5 y 10 mg/l para las dosis óptimas

determinadas previamente; se hizo el mismo procedimiento del paso anterior y se evaluó la turbiedad en cada jarra.

Esquema experimental y análisis estadístico

La determinación de dosis y concentración óptima se realizó de acuerdo con el esquema experimental mostrado en la Figura 2. Cabe precisar que la temperatura, pH y turbiedad se midieron en el laboratorio, ya que los datos de inicio y final eran necesarios en el instante de realizar los ensayos. Por otro lado, las muestras se recogieron en bidones sin ninguna refrigeración y transportadas al laboratorio que se encontraba a 20 minutos de viaje en movilidad.

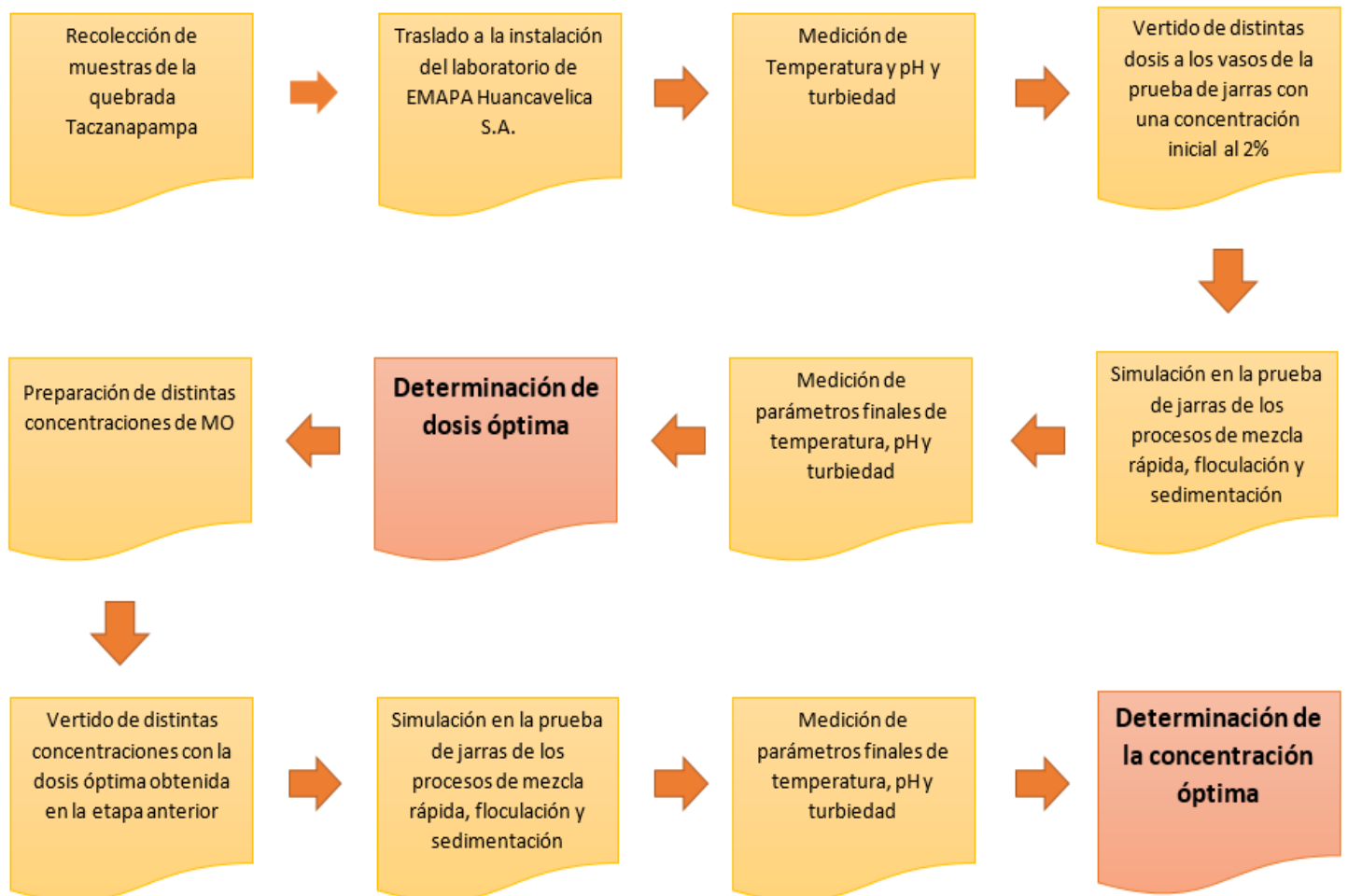


Figura 2. Esquema metodológico para la obtención de la dosis y concentración óptima.

Los datos obtenidos de las variables de estudio se evaluaron mediante un análisis de varianza para determinar la ecuación de regresión de la dosis óptima y de la concentración óptima con base en un nivel de significancia del 95 % ($p < 0.05$). Los ajustes de los modelos se evaluaron analizando los coeficientes de determinación R^2 y R^2 ajustado.

Resultados

Parámetros iniciales de las muestras de agua

En la Tabla 1 se pueden observar los parámetros iniciales correspondientes a la turbidez, pH y temperatura de las muestras de agua colectadas durante las 10 fechas distintas. La variación de las turbiedades se debe a efectos climatológicos, pues el periodo de las lluvias inicia en diciembre y llega al pico más alto en febrero.

Tabla 1. Parámetros iniciales de la medición del agua del río de la quebrada Taczanapampa.

Núm. de muestra	Turbidez inicial (UNT)	pH inicial (pH)	Temperatura inicial (°C)
1	7.40	7.25	11.80
2	9.52	7.00	11.60
3	14.57	8.12	10.19
4	31.06	8.10	7.57
5	53.67	7.38	5.87
6	62.77	7.40	6.13
7	75.59	7.58	8.87
8	88.89	7.39	5.83
9	90.32	7.72	4.60
10	105.63	7.91	4.13

Determinación de la dosis óptima para turbiedades menores a 50 UNT

La Figura 3 representa los resultados de la dosificación de MO para las primeras cuatro muestras de agua con turbiedades menores a 50 UNT; en cada muestra se aplicaron 12 dosis, iniciando en 5 mg/l, con incrementos de 5 mg/l hasta llegar a 60 mg/l; así se obtuvo la dosis óptima que se evidencia en los picos más bajos, siendo de 20, 20, 30 y 40 mg/l, respectivamente.

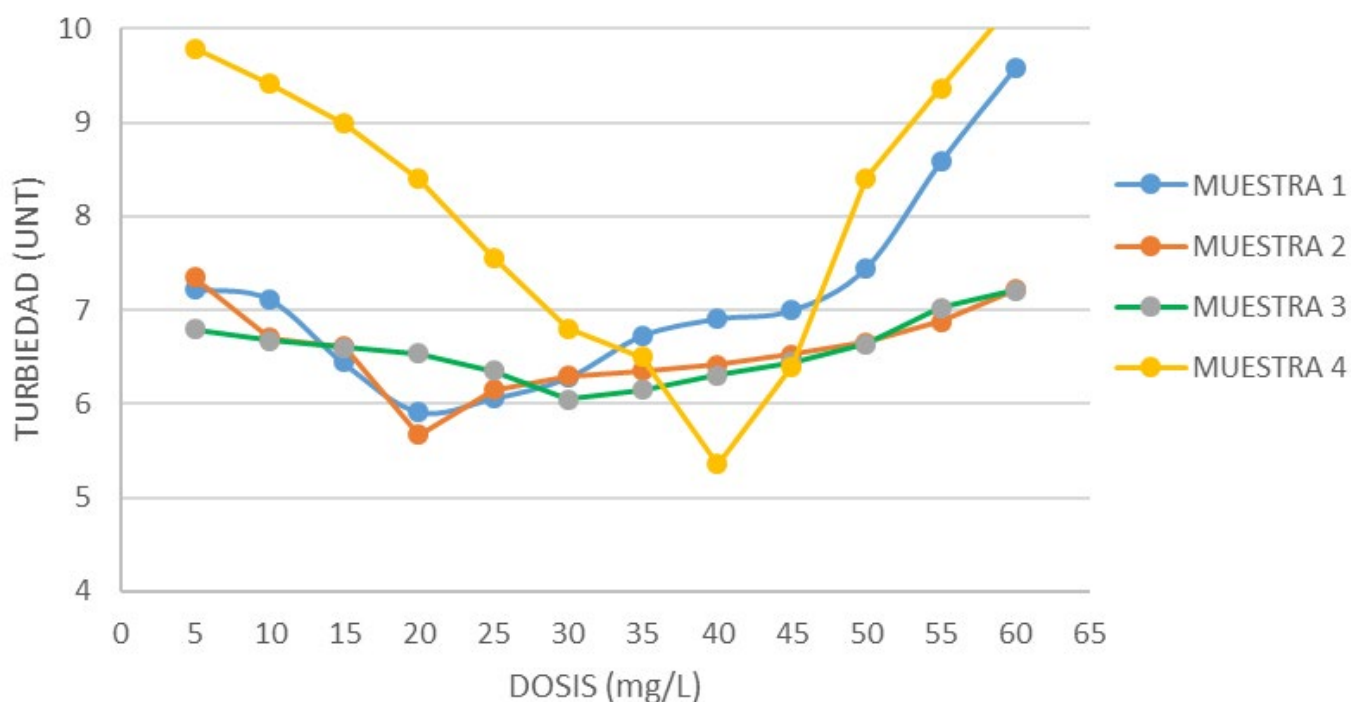


Figura 3. Variación de la turbiedad residual en función de las dosis aplicadas, con concentración del 2 %.

La Tabla 2 presenta los resultados obtenidos de las cuatro primeras muestras de agua, evidenciando la dosis óptima, eficiencia de remoción de turbidez, variación de pH y temperatura.

Tabla 2. Resultados obtenidos de dosis óptima de las muestras del 01 al 04.

Núm. de muestra	Dosis óptima (mg/l)	Turbidez			Potencial de hidrógeno			Temperatura		
		Inicial (UNT)	Final (UNT)	Eficiencia (%)	Inicial (pH)	Final (pH)	Variación (pH)	Inicial (°C)	Final (°C)	Variación (°C)
1	20	7.40	5.92	20.00	7.25	7.54	0.29	11.80	11.82	0.02
2	20	9.52	5.67	40.44	7.00	7.83	0.83	11.60	11.60	0.00
3	30	14.57	6.05	58.48	8.12	8.19	0.07	10.19	10.20	0.01
4	40	31.06	5.36	82.74	8.10	8.23	0.13	7.57	7.57	0.00

Respecto a la eficiencia de remoción de la turbidez, en la primera muestra de agua la eficiencia fue de 20 %, variando de 7.40 a 5.92 UNT; para la segunda muestra, la eficiencia fue de 40.44 %, variando de 9.52 a 5.67 UNT; para la tercera muestra, la eficiencia fue de 58.48 %, variando de 14.57 a 6.05 UNT; para la cuarta muestra, la eficiencia fue de 82.74 %, variando de 31.06 a 5.36 UNT.

En cuanto al pH y temperatura, no hubo variación significativa entre los valores iniciales y finales de las muestras, como también se puede evidenciar en la Tabla 2.

Resultados de la dosificación para turbiedades mayores a 50 y menores a 150 UNT

La Figura 4 representa los resultados de la dosificación de MO para las muestras de agua del 05 a 10; de igual manera, en cada muestra se aplicaron 12 dosis, iniciando en 60 mg/l, con incrementos de 5 mg/l hasta llegar a 115 mg/l; así se obtuvo la dosis óptima que se evidencia en los picos más bajos, siendo de 80, 80, 80, 90, 90 y 100 mg/l, respectivamente.

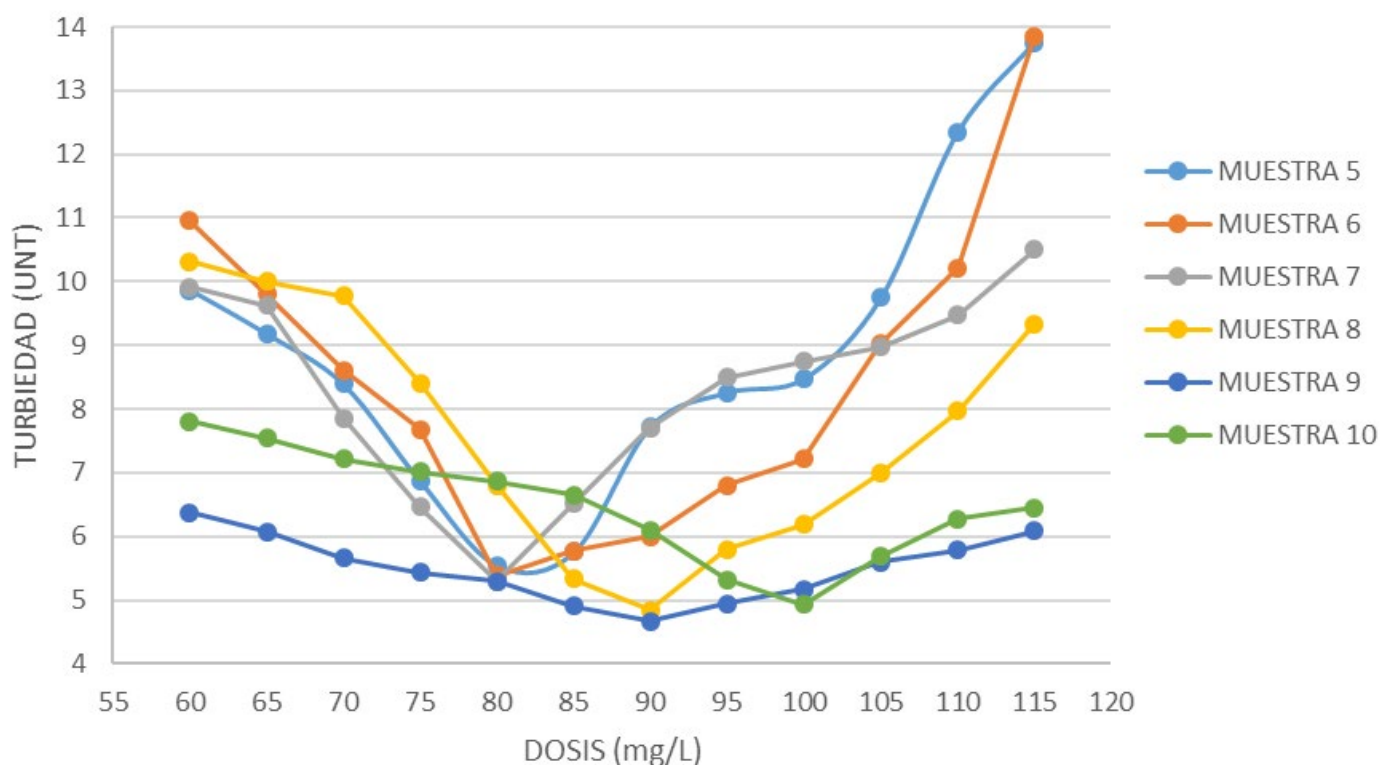


Figura 4. Variación de la turbiedad residual en función de las dosis aplicadas, con concentración del 2 %.

La Tabla 3 presenta los resultados obtenidos de las 06 últimas muestras de agua, evidenciando la dosis óptima, la eficiencia de remoción de turbidez, variación de pH y temperatura.

Tabla 3. Resultados obtenidos de dosis óptima de las muestras del 05 al 10.

N° de Muestra	Dosis óptima (mg/l)	Turbidez			Potencial de Hidrógeno			Temperatura		
		Inicial (UNT)	Final (UNT)	Eficiencia (%)	Inicial (pH)	Final (pH)	Variación (pH)	Inicial (°C)	Final (°C)	Variación (°C)
5	80	53.67	5.55	89.66	7.38	7.73	0.35	5.87	5.90	0.03
6	80	62.77	5.38	91.43	7.40	7.67	0.27	6.13	6.13	0.00
7	80	75.59	5.30	92.99	7.58	7.84	0.26	8.87	8.89	0.02
8	90	88.89	4.85	94.54	7.39	7.76	0.37	5.83	5.84	0.01
9	90	90.32	4.67	94.83	7.72	8.17	0.45	4.60	4.62	0.02
10	100	105.63	4.93	95.33	7.91	8.37	0.46	4.13	4.15	0.02

Para la quinta muestra de agua, la eficiencia fue de 89.66% variando de 53.67 a 5.55 UNT; para la sexta muestra, la eficiencia fue de 91.43 %, variando de 62.77 a 5.38 UNT; para la séptima muestra, la eficiencia fue de 92.99 %, variando de 75.59 a 5.30 UNT; para la octava muestra, la eficiencia fue de 94.54 %, variando de 88.89 a 4.85 UNT; para la novena muestra, la eficiencia fue de 94.83 %, variando de 90.32 a 4.67 UNT; para la décima muestra, la eficiencia fue de 95.33 %, variando de 105.63 a 4.93 UNT.

De igual manera, con respecto al pH y temperatura no se encontró evidencia de incremento significativo entre los valores iniciales y finales de la muestra, según la Tabla 3.

Resultados de la concentración

La Figura 5 muestra la aplicación de las diferentes concentraciones de MO desde 0.5 hasta 10%, aplicando las dosis óptimas obtenidas anteriormente en cada una de las muestras iniciales de agua. Las concentraciones óptimas encontradas fueron de 3, 3, 2, 2, 3, 3, 3, 2, 2 y 2 %, respectivamente.

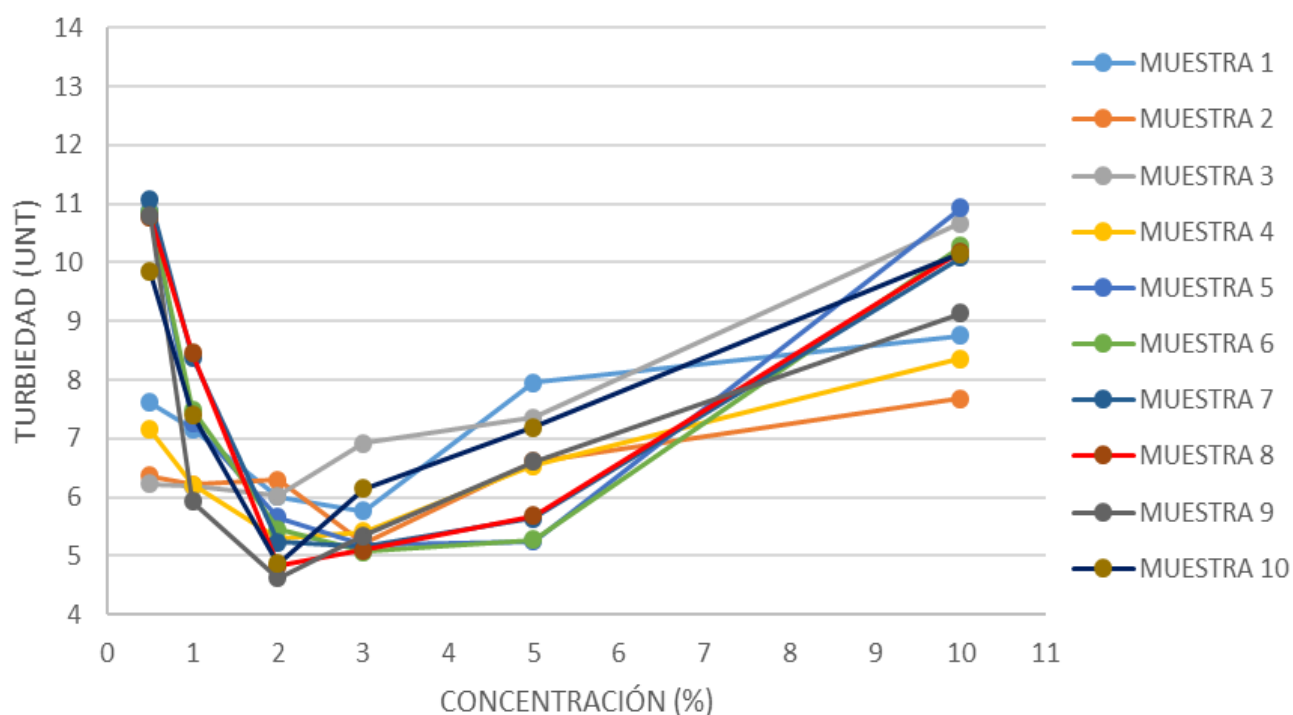


Figura 5. Variación de la turbiedad residual en función de las concentraciones aplicadas, según las dosis óptimas encontradas.

La Tabla 4 representa los resultados obtenidos de las muestras de agua, considerando las dosis óptimas encontradas inicialmente; a partir de ello, se obtuvo como resultado la concentración óptima, eficiencia de remoción, variación de pH y temperatura.

Tabla 4. Resultados obtenidos de dosis óptima de las muestras del 01 al 10.

Núm. de muestra	Concentración óptima (mg/l)	Turbidez			Potencial de hidrógeno			Temperatura		
		Inicial (UNT)	Final (UNT)	Eficiencia (%)	Inicial (pH)	Final (pH)	Variación (pH)	Inicial (°C)	Final (°C)	Variación (°C)
1	3	7.40	5.77	22.03	7.25	7.82	0.57	11.80	11.81	0.01
2	3	9.52	5.21	45.27	7.00	8.01	1.01	11.60	11.80	0.20
3	2	14.57	6.02	58.68	8.12	8.25	0.13	10.19	10.21	0.02
4	2	31.06	5.29	82.97	8.10	8.23	0.13	7.57	7.58	0.01
5	3	53.67	5.19	90.33	7.38	7.64	0.26	5.87	5.89	0.02
6	3	62.77	5.07	91.92	7.40	7.72	0.32	6.13	6.15	0.02
7	3	75.59	5.15	93.19	7.58	7.86	0.28	8.87	8.89	0.02
8	2	88.89	4.83	94.57	7.39	7.55	0.16	5.83	5.85	0.02
9	2	90.32	4.63	94.87	7.72	8.37	0.65	4.60	4.63	0.03
10	2	105.63	4.87	95.39	7.91	8.12	0.21	4.13	4.15	0.02

Para la primera muestra de agua, la eficiencia fue de 22.03 % variando de 7.40 a 5.77 UNT; para la segunda muestra, la eficiencia fue de 45.27 %, variando de 9.52 a 5.21 UNT; para la tercera muestra, la

eficiencia fue de 58.68 %, variando de 14.57 a 6.02 UNT; para la cuarta muestra, la eficiencia fue de 82.97 %, variando de 31.06 a 5.29 UNT; para la quinta muestra, la eficiencia fue de 90.33 %, variando de 53.67 a 5.19 UNT; para la sexta muestra, la eficiencia fue de 91.92 %, variando de 62.77 a 5.07 UNT; para la séptima muestra, la eficiencia fue de 93.19 %, variando de 75.59 a 5.15 UNT; para la octava muestra, la eficiencia fue de 94.57 %, variando de 88.89 a 4.83 UNT; para la novena muestra, la eficiencia fue de 94.87 %, variando de 90.32 a 4.63 UNT, y para la décima muestra, la eficiencia fue de 95.39 %, variando de 105.63 a 4.87 UNT.

También respecto al pH y la temperatura, la variación no es significativa entre los valores iniciales y finales de la muestra, como se puede evidenciar en la Tabla 4.

Análisis estadístico

En la Tabla 5 se presenta el resultado del ANOVA de las dosis óptimas obtenidas en la experimentación con la semilla MO a distintas turbiedades. La significancia es menor a 5 %, e indica que los datos obtenidos son significativos; el coeficiente de determinación resultó 0.975, lo cual significa la cercanía en que se encuentran los datos a la línea de la regresión ajustada; el error típico salió de 5.711, que significa el intervalo de confianza respecto a la fiabilidad de los cálculos.

Tabla 5. Prueba de análisis de la varianza de la regresión de las dosis óptimas.

Análisis de la varianza de la regresión					
Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F valor	Signif. < 5 %
Regresión	2	8781.718	4 390.859	134.64	< 0.0001
Error	7	228.282	32.612	-	-
Total corregido	9	9 010.000	-	-	-
Coeficiente de determinación R^2			0.975		
R^2 ajustado			0.967		
Error típico			5.711		
Estimadores de parámetros					
Variable	Grados de libertad	Estimador del parámetro	Error estándar	Valor t	$Pr > t $
Intercepto	1	7.636	4.747	1.61	0.152
Turbiedad	1	1.494	0.227	6.57	0.000
Turbiedad ²	1	-0.006	0.002	-2.95	0.021

El primer modelo de regresión se ajustó en función de la variable dependiente (turbiedad) en las condiciones de la investigación. Luego, la optimización se analizó en términos de la variable dosis:

$$Dosis = 18.57166 + 0.84217 (turbiedad) \quad (2)$$

En la Tabla 6 se presenta el resultado del ANOVA de las concentraciones óptimas obtenidas en la experimentación con la semilla MO a distintas turbiedades. La significancia es menor a 5 %, que indica que los datos obtenidos son significativos; el coeficiente de determinación resultó 0.931, que significa la cercanía en que se encuentra los datos a la línea de la regresión ajustada; el error típico salió de 0.186, esto es, el intervalo de confianza respecto a la fiabilidad de los cálculos.

Tabla 6. Análisis de la varianza de la regresión de concentraciones óptimas.

Análisis de la varianza de la regresión					
Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado de la media	F Valor	Signif. < 0.05
Regresión	4	2.328	0.582	106.88	0.004
Error	5	0.172	0.034		
Total corregido	9	2.500			
Coeficiente de determinación R^2			0.931		
R^2 ajustado			0.876		
Error típico			0.186		
Estimadores de parámetros					
Variable	Grados de libertad	Estimador del parámetro	Error estándar	Valor t	$Pr > t $
Intercepto	1	5.22887	0.417	12.55	< 0.0001
Turbiedad	1	-0.36698	0.054	-6.75	0.001
Turbiedad ²	1	0.01272	0.002	6.78	0.001
Turbiedad ³	1	-0.00015851	0.000024	-6.56	0.001
Turbiedad ⁴	1	6.462249E-7	1.042E-7	6.20	0.001

El segundo modelo de regresión se ajustó en función de la variable dependiente turbiedad y dosis óptima determinada previamente. Luego,

las condiciones de optimización se analizaron en términos de la variable independiente concentración:

$$\text{Concentración} = 5.22887 - 0.36698 \text{ turbiedad} + 0.01272 (\text{turbiedad})^2 - 0.00015851 (\text{turbiedad})^3 + 6.462249E - 7 (\text{turbiedad})^4 \quad (3)$$

Discusión

Para las cuatro primeras muestras con turbiedades menores a 50 UNT se encontraron dosis óptimas de 20, 20, 30 y 40 mg/l, con eficiencias de 20, 40.44, 58.48 y 82.74 %, respectivamente. En el estudio realizado en agua cruda, según Gandiwa *et al.* (2020), con una turbiedad de 29 UNT y una dosis óptima de 50 mg/l, se obtuvo una eficiencia de 88.7 %. La metodología de secado de la semilla de MO se realizó en un horno a 35 °C, con una preparación al 1 %, seguida de una agitación magnética durante una hora. Para 30 UNT de turbidez inicial de agua superficial y un tiempo de sedimentación de 120 minutos se obtuvo una eficiencia de 89 % con una dosis óptima de 50 mg/l; también experimentaron una turbiedad de 10 UNT del mismo afluente, con eficiencia de remoción del 60 % en 80 minutos de sedimentación. Los resultados indican que no es necesario sacar el aceite de la semilla de MO debido a que no aumenta la eliminación de turbidez (Camacho, Sousa, Bergamasco, & Ribau-Teixeira, 2017). Otra investigación evaluó que para una turbidez de 23 UNT de agua de río, añadiendo 0.25 g de polvo de semilla de MO, para un tiempo de tres horas, se tuvo una eficiencia de 86.96 % (Varkey, 2020). Con una turbidez inicial de 14.4 UNT de agua subterránea, se tuvo una eficiencia

de remoción de 45.8 %, con una dosis óptima de 100 mg/l (Alam *et al.*, 2020). Se utilizó una dosis óptima del coagulante MO de 164.60 mg/l para remover un 82.04 % de eficiencia de una turbidez inicial de 8.90 UNT de agua cruda (Kucera *et al.*, 2020). La variación de eficiencias en las distintas investigaciones, comparado con el estudio realizado, se debe mayormente al método de extracción del polvo de semilla de MO, ya fuera por la diversidad en la molienda, algunos con licuadoras domésticas y otros con máquinas especializadas de laboratorio, y la forma de secado al sol o a través de hornos de laboratorio; además, la temperatura y el pH no influyeron en el comportamiento del coagulante de MO.

También se obtuvieron los resultados de aguas con turbiedades mayores de 50 a 150 UNT, correspondientes a las seis últimas muestras; se encontraron dosis óptimas de 80, 80, 80, 90, 90 y 100 mg/l, con eficiencias de 88.66, 91.43, 92.99, 94.54, 94.83 y 95.33 %, respectivamente. Para la remoción de turbiedad de 60 UNT de agua turbia sintética se utilizó una dosis de 10 mg/l a una solución del 2 %, con eficiencias de remoción del 97.7 y 90.4 % (Nascimento *et al.*, 2019). En otra investigación se usó el polvo de semilla de MO, obteniendo una alta eficiencia en la eliminación de la turbidez de hasta un 90 % con una dosis óptima de 50 mg/l para turbiedades de 60 UNT de agua superficial (Camacho *et al.*, 2017). Esto, seguido de la investigación realizada por Mariano-Ribeiro, Veja-Andrade y Goncalves-dos-Reis (2014), que indica una eficiencia de la semilla de MO de 92 a 99 % para aguas subterráneas extraídas de un pozo con turbidez que se encuentran entre 50 y 200 UNT. La variación de los resultados de distintas investigaciones se debe a la

obtención del polvo de semilla de MO; asimismo, el pH y la temperatura no afectaron la eficiencia de la MO como coagulante.

Además, se evaluaron las concentraciones de la MO como coagulante, teniendo resultados del 2 y 3 % como los óptimos para las turbiedades menores a 150 UNT. En un estudio realizado por Gaikwad y Munavalli (2019) se empleó la MO como coagulante al 1 %, encontrando remociones del 90.46 % para turbiedades entre 13 y 24 UNT de agua turbia preparada; también una eficiencia del 88.57 % para turbiedades entre 25 y 35 UNT de agua sintética. Otra investigación desarrollada demostró una eficiencia del 97.7 y 90.4 % para una turbiedad de agua turbia sintética de 60 UNT con una concentración al 2 % (Nascimento *et al.*, 2019). La variación se debió a diferentes tiempos de retención hidráulica en las fases de mezcla rápida, floculación y sedimentación.

Los resultados de pH obtenidos tuvieron un ligero incremento de 0.07 hasta un máximo de 0.83 con respecto a los valores de pH inicial, comparado con el resultado final. La MO es muy eficaz en el tratamiento de agua turbia superficial sin afectar significativamente el pH (Aduro & Ebenso, 2019). El aumento de las dosis de coagulantes derivados de semillas de MO no modificó el valor de pH del agua turbia sintética (García-Chales *et al.*, 2022). La reducción del pH fue mínima al usar la MO como coagulante en agua cruda, encontrándose dentro del rango de pH deseado de 5.5 a 8.5 para agua potable (Gandiwa *et al.*, 2020) Cabe mencionar que los parámetros de pH obtenidos inicialmente se encuentran dentro del rango establecido por el reglamento de la calidad del agua para consumo humano según D.S. N° 031-2010-SA (Digesa, 2010).

Conclusiones

Los datos evaluados indican que para turbiedades menores a 50 UNT, el rango de la dosis óptima de la semilla de MO como coagulante se encuentra en un rango de 10 a 50 mg/l, lo cual indica que a mayor turbidez la dosis se incrementa de forma lineal.

También los resultados obtenidos para turbiedades mayores de 50 a 150 UNT, la dosis óptima está dentro del rango de 80 a 100 mg/l; en este caso, las dosis aumentan ligeramente, según se encuentre mayor turbidez en el agua muestreada de forma lineal.

Este estudio demuestra que la concentración óptima para turbiedades hasta 150 UNT están dentro del rango de 2 a 3 %, debiéndose evaluar según las características del agua cruda.

El pH durante el proceso de la obtención de la dosis y concentración óptima tuvo un ligero incremento respecto a la muestra inicial; sin embargo, se ubican dentro del rango según el reglamento de la calidad del agua para consumo humano (D.S. N° 031-2010-SA), que es menor de 8.5 y mayor de 6.5 pH; la temperatura no tuvo variación alguna durante el proceso con la adición del polvo de la semilla *Moringa oleifera*.

Agradecimientos

Agradecemos a la Facultad de Ciencias de Ingeniería de la Universidad Nacional de Huancavelica, Perú, y a todas las personas que apoyaron en la realización de esta investigación.

Referencias

- Aduro, A., & Ebenso, B. (2019). Qualitative exploration of local knowledge, attitudes and use of *Moringa oleifera* seeds for home-based water purification and diarrhoea prevention in Niger state, Nigeria. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development*, 9(2), 300-308. DOI: 10.2166/washdev.2019.112
- Ahizi, A. E., Njoku, C. N., Onyelucheya, O. E., Anusi, M. O., Okonkwo, I. J., Okoye, P. U., & Igwegbe, C. A. (2023). Optimization of *Moringa oleifera* cationic protein/zeolite adsorbent blend for synthetic turbid water treatment. *Sustainable Water Resources Management*, 9(1). DOI: 10.1007/S40899-022-00780-4
- Alam, M. W., Pandey, P., Khan, F., Souayah, B., & Farhan, M. (2020). Study to investigate the potential of combined extract of leaves and seeds of *Moringa oleifera* in groundwater purification. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(20), 1-13. DOI: 10.3390/ijerph17207468
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2016). *R.J. 010-2016-ANA* (p. 59). Recuperado de https://www.ana.gob.pe/sites/default/files/normatividad/files/r.j._010-2016-ana_0.pdf
- Camacho, F. P., Sousa, V. S., Bergamasco, R., & Ribau-Teixeira, M. (2017). The use of *Moringa oleifera* as a natural coagulant in surface water treatment. *Chemical Engineering Journal*, 313, 226-237. DOI: 10.1016/j.cej.2016.12.031

- Digesa, Dirección General de Salud Ambiental e Inocuidad Alimentaria. (2010). Reglamento de la calidad de agua. En: *Reglamento de Calidad del Agua para Consumo Humano*, núm. 9 (pp. 1689-1699). Recuperado de <https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/273650/reglamento-de-la-calidad-del-agua-para-consumo-humano.pdf>
- Gaikwad, V. T., & Munavalli, G. R. (2019). Turbidity removal by conventional and ballasted coagulation with natural coagulants. *Applied Water Science*, 9(5), 1-9. DOI: 10.1007/s13201-019-1009-6
- Gandiwa, B. I., Moyo, L. B., Ncube, S., Mamvura, T. A., Mguni, L. L., & Hlabangana, N. (2020). Optimisation of using a blend of plant based natural and synthetic coagulants for water treatment (*Moringa oleifera*-*Cactus opuntia*-Alum blend). *South African Journal of Chemical Engineering*, 34(July, 2019), 158-164. DOI: 10.1016/j.sajce.2020.07.005
- García-Chales, G., Siqueira-Tihameri, B., Moreira-Milhan, N. V., Yumi-Koga-Ito, C., Pereira-Antunes, M. L., & Reis, A. G. Dos. (2022). Impact of *Moringa oleifera* seed-derived coagulants processing steps on physicochemical, residual organic, and cytotoxicity properties of treated water. *Water*, 14(13). DOI: 10.3390/w14132058

- Hadadi, A., Imessaoudene, A., Bollinger, J. C., Assadi, A. A., Amrane, A., & Mouni, L. (2022). Comparison of four plant-based bio-coagulants performances against alum and ferric chloride in the turbidity improvement of bentonite synthetic water. *Water*, 14(20). DOI: 10.3390/W14203324
- Kucera, T., Hofmanova, L., & Biela, R. (2020). Natural polymers as alternatives to conventional coagulation agents. Lab-scale research with *Moringa oleifera* seeds and chitosan. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 444(1). DOI: 10.1088/1755-1315/444/1/012032
- Mariano-Ribeiro, J. V., Veja-Andrade, P., & Goncalves-dos-Reis, A. (2014). *Moringa oleifera* seed as a natural coagulant to treat low-turbidity water by in-line filtration. *Revista Ambiente e Agua*, 9(3), 445-458. DOI: 10.4136/1980-993X
- Michelan, D. C. de G. S., Santos, W. N. de A., Rosa, T. S., Santos, D. de G., & De Jesus, R. de C. S. (2021). Uso do coagulante/floculante emergente à base de *Moringa* no tratamento de água com verificação da composição e toxicidade do lodo produzido: tratamento de água com *Moringa* e toxicidade do lodo. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 26(5), 955-963. DOI: 10.1590/S1413-415220200314
- Murali, A., Hillstead, K. D., Wrobel, B. S., Thomas, D. J., Gonety, R., & Tarabara, V. V. (2022). *Moringa oleifera*-derived coagulants for water treatment: Floc structure, residual organics, and performance trade-offs. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(16), 24381-24389. DOI: 10.1007/S11356-022-19071-8

- Narges, S., Ghorban, A., Hassan, K., & Mohammad, K. (2021). Prediction of the optimal dosage of coagulants in water treatment plants through developing models based on artificial neural network fuzzy inference system (ANFIS). *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 19(2), 1543-1553. DOI: 10.1007/s40201-021-00710-0
- Nascimento, V. R. G., Biagi, J. D., De Oliveira, R. A., Arantes, C. C., & Rossi, L. A. (2019). Infrared radiation drying of *Moringa oleifera* grains for use in water treatment. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 23(10), 768-775. DOI: 10.1590/1807-1929/agriambi.v23n10p768-775
- Nweke, M. M., Chukwuma, F. O., Evbuomwan, B. O., & Oji, A. (2022). Turbidity reduction of abattoir wastewater by the coagulation-flocculation process using papaya seed extract. *International Journal of Applied Science and Engineering*, 19(3). DOI: 10.6703/IJASE.202209_19(3).005
- Pandey, P., Khan, F., Ahmad, V., Singh, A., Shamshad, T., & Mishra, R. (2020). Combined efficacy of *Azadirachta indica* and *Moringa oleifera* leaves extract as a potential coagulant in ground water treatment. *SN Applied Sciences*, 2(7), 1-8. DOI: 10.1007/s42452-020-3124-2
- Ramal, M. M., Jalal, A. D., Sahab, M. F., & Yaseen, Z. M. (2022). River water turbidity removal using new natural coagulant aids: Case study of Euphrates River, Iraq. *Water Supply*, 22(3), 2721-2737. DOI: 10.2166/WS.2021.441

- Safonyk, A., & Matviichuk, M. (2022). Optimization of coagulant dosing process for water purification based on artificial neural networks. *Lecture Notes on Data Engineering and Communications Technologies*, 149, 92-104. DOI: 10.1007/978-3-031-16203-9_6
- Taiwo, A. S., Adenike, K., & Aderonke, O. (2020). Efficacy of a natural coagulant protein from *Moringa oleifera* (Lam) seeds in treatment of Opa reservoir water, Ile-Ife, Nigeria. *Heliyon*, 6(1), e03335. DOI: 10.1016/j.heliyon.2020.e03335
- Varkey, A. J. (2020). Purification of river water using *Moringa oleifera* seed and copper for point-of-use household application. *Scientific African*, 8. DOI: 10.1016/j.sciaf.2020.e00364
- Varsani, V., Vyas, S. J., & Dudhagara, D. R. (2022). Development of bio-based material from the *Moringa oleifera* and its bio-coagulation kinetic modeling. A sustainable approach to treat the wastewater. *Heliyon*, 8(9). DOI: 10.1016/J.HELİYON.2022.E10447
- Zaid, A. Q., Ghazali, S. B., Mutamim, N. S. A., & Olalere, O. A. (2019). Experimental optimization of *Moringa oleifera* seed powder as bio-coagulants in water treatment process. *SN Applied Sciences*, 1(5), 1–5. DOI: 10.1007/s42452-019-0518-0

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-06-02

Artículos

Procesos hidropolíticos en la conformación del sistema metropolitano de agua municipal en Oaxaca de Juárez, Oaxaca, México

Hydropolitical processes in the conformation of the metropolitan municipal water system in Oaxaca de Juarez, Oaxaca, Mexico

Hugo Morales-Juárez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0710-1202>

Elia María del Carmen Méndez-García², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2256-4731>

Enrique Martínez-y-Ojeda³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3733-8809>

¹Instituto Tecnológico de Oaxaca de Juárez, Oaxaca, México, hugomoralesjuarez@gmail.com

²Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Oaxaca (IPN, CIIDIR-Oaxaca), Oaxaca, México, mendezeli@hotmail.com

³Instituto Tecnológico de Oaxaca de Juárez, Oaxaca, México, emarty@gmail.com

Autor para correspondencia: Hugo Morales-Juárez,
hugomoralesjuarez@gmail.com

Resumen

El objetivo de esta investigación fue analizar el entramado político del sistema de abasto de agua de uso doméstico del municipio de Oaxaca de Juárez desde su fundación en 1523 hasta su conformación metropolitana actual. El estudio tiene por base la hidropolítica, bajo un enfoque en la captación, abastecimiento y control. La metodología cualitativa se apoyó en un análisis explicativo del manejo del agua municipal, sustentado en fuentes primarias, como archivos históricos, documentos oficiales y estadísticos, así como artículos e investigaciones académicas que aluden al proceso historiográfico del abastecimiento de agua. Se identificaron cinco procesos hidropolíticos clave: 1) el modelo monárquico de abasto frente a la perspectiva mesoamericana de uso (1523-1821); 2) la edificación hidráulica municipal (1755-1912); 3) legislaciones, acuerdos y conflictos intermunicipales (1821-1930); 4) conformación interurbana del sistema de agua municipal (1858-actualidad), y 5) metropolización del servicio de agua (1983-actualidad). Se concluye que el sistema de agua de Oaxaca y su edificación hidráulica se han desarrollado a partir de procesos incidentales de control en la subcuenca del río Atoyac-Oaxaca, generando conflictos, tensiones y arreglos que transgredieron la esfera municipal hasta conformar una entidad metropolitana del agua.

Palabras clave: hidropolítica, subcuenca, metropolización, captación, abastecimiento, control.

Abstract

The objective of this research was to analyze the political framework of the domestic water supply system of the municipality of Oaxaca de Juárez, from its foundation in 1523 to its current metropolitan conformation. The study is based on hydropolitics, with a focus on collection, supply and control. The qualitative methodology was based on an explanatory analysis of municipal water management, supported by primary sources such as historical archives, official and statistical documents, as well as articles and academic research that allude to the historiographic process of water supply. Five key hydropolitical processes were identified: 1) The monarchic model of supply *versus* the Mesoamerican perspective of use (1523-1821); 2) municipal hydraulic construction (1755-1912); 3) intermunicipal legislation, agreements and conflicts (1821-1930); 4) interurban conformation of the municipal water system (1858-present), and 5) metropolization of the water service (1983-present). It's concluded that the water system of Oaxaca and its hydraulic construction have developed from incidental processes of control in the sub-basin of the Atoyac-Oaxaca River, generating conflicts, tensions and arrangements that transgressed the municipal sphere to form a metropolitan water entity.

Keywords: Hydropolitics, sub-basin, metropolization, catchment, supply, control.

Recibido: 14/02/2023

Aceptado: 27/06/2023

Publicado Online: 10/07/2023



Introducción

En la actualidad, para comprender la dinámica de abastecimiento y funcionamiento del sistema de agua en el municipio de Oaxaca de Juárez, México, no solo es necesario examinar su actual configuración administrativa sino también analizar su progresiva conformación metropolitana. Esto último evidencia el proceso político, jurídico y social que se ha desarrollado tanto en la construcción de la infraestructura hidráulica como de las fuentes de abastecimiento, que muchas de ellas provienen de lugares situados fuera de la circunscripción territorial delimitada.

El desarrollo del abastecimiento de agua en la ciudad, junto con sus actuales problemáticas y acuerdos intermunicipales, se puede examinar a través del concepto de hidropolítica, la cual es una útil herramienta de análisis, que permite evidenciar diversos procesos geohídricos (espacios de agua con demarcaciones políticas diferenciadas), que se han desarrollado dentro de los territorios que comparten el agua en cuanto a su captación, abastecimiento y control. Por ello, el objetivo de esta investigación es analizar el entramado histórico del abasto de agua respecto a las dimensiones sociopolíticas, jurídicas y geográficas que se han desarrollado entre la ciudad de Oaxaca y los municipios conurbados. Así, la pregunta de investigación es la siguiente: ¿cuáles procesos hidropolíticos han estructurado la metropolización del sistema de agua del municipio de Oaxaca de Juárez?

Este estudio se organiza a partir de cuatro apartados. En el primero se plantean los conceptos de metropolización e hidropolítica, con las

variables de captación, abastecimiento y control para estudiar los conflictos y arreglos de la historia hídrica del municipio de Oaxaca. En el segundo apartado se muestra el diseño metodológico estructurado, donde se detalla el proceso de obtención de la información bibliográfica, institucional e histórica. En el tercer apartado se presentan los resultados y discusiones a partir de la identificación de cinco procesos hidropolíticos clave. Finalmente, en el cuarto apartado, se presentan las conclusiones respecto a los hallazgos encontrados a partir de la pregunta de investigación planteada.

Antecedentes

Este trabajo basa su análisis en el proceso histórico de organización del sistema de abastecimiento de agua de uso doméstico del municipio de Oaxaca de Juárez, México, tema que ha sido estudiado por diversos autores en determinados momentos durante el desarrollo de la ciudad. En un principio, Gay-Castañeda (1881) menciona los primeros ríos de los que se abastecía el municipio. Por su parte, Iturribarria (1943) describe el desarrollo hidráulico de la ciudad, desde su fundación —en ese entonces conocida como ciudad de Antequera— hasta inicios del siglo XX. A su vez, Taylor (1973) especifica los usos que tenía el agua a partir de la conformación política por medio de haciendas y expone los primeros conflictos que se desarrollaron por el uso de agua de los ríos. Desde esta perspectiva, Topete (Topete-Pozas, 2017; Topete-Pozas, 2021) alude a los diversos conflictos que se generaron en los siglos XIX y XX entre la capital oaxaqueña con los municipios aledaños respecto al desarrollo del abastecimiento de agua de los ríos compartidos. Asimismo, Mendoza

(2016) describe el proceso de la edificación pública de la infraestructura hidráulica construida desde mediados del siglo XIX hasta inicios del XX, mientras que Riley (1996) aborda las inequidades en la distribución del agua en esta capital.

De esta manera, los principales argumentos que se han sostenido dentro del análisis histórico del agua han sido: **a) descriptivos**, por el interés de caracterizar el manejo del agua que se ha desarrollado en la ciudad de Oaxaca durante diferentes periodos de tiempo (Gay-Castañeda, 1881; Iturribarria, 1943; Mendoza, 2016); **b) explicativos** respecto a las condiciones políticas y sociales que se han derivado por el uso y distribución del agua por medio de distintas poblaciones establecidas en la periferia de la ciudad capital (Taylor, 1973; Riley, 1996; Topete-Pozas, 2017; Topete-Pozas, 2021). Bajo tal distinción, esta investigación profundiza en el aumento de la cobertura y las tensiones como criterios de estudio para avanzar en **la argumentación explicativa**, al examinar la conformación del sistema metropolitano por medio de un análisis enfocado en el proceso político-histórico del uso de agua entre la ciudad de Oaxaca y los municipios con los que comparte los ríos de la zona.

El concepto de lo metropolitano y su relación hídrica

El término metropolitano se refiere, en esencia, a un concepto geográfico-analítico que vislumbra un crecimiento territorial, poblacional y espacial de un centro urbano hacia su periferia (Cook & Lara, 2013). De esta forma, la metropolización se caracteriza por la expansión urbana que traspasa sus límites políticos-administrativos; en este caso, una ciudad central incorpora a las comunidades y municipios conurbanos (Flores &

Iracheta, 2015). La metropolización inicia cuando cierta área urbana rebasa sus límites políticos-administrativos. Conforme crece, dicha zona va anexando a su extensión las comunidades conurbanas, invadiendo diferentes jurisdicciones municipales (Iracheta-Cenecorta, 1988). Desde esta perspectiva, la metropolización se comprende a partir de las interrelaciones entre el área urbana central y las conurbanas.

La **metropolización del agua** resulta de la fusión del proceso de demanda y captación de dos urbanizaciones en un conglomerado más grande. Lo hidropolítico homogeniza y relaciona la vida social y el acceso hídrico urbano como si fuera una sola ciudad. Así, el agua se interrelaciona a partir de diversos flujos que la ofertan y la demandan entre la urbe en crecimiento y las receptoras de ese aumento poblacional. Se crea un intercambio hídrico comercial que abarca, en una red metropolitana, el suministro de todos los habitantes. Estos flujos son interdependientes, pues el servicio de agua que ofrece una ciudad se complementa con el volumen hídrico de la otra, lo anterior permite un intercambio continuo del agua, al tiempo que la infraestructura hidráulica se incrementa para la población interurbana.

Tensiones hídricas en la metropolización del agua en la zona de estudio

Actualmente el área conurbana al municipio de Oaxaca de Juárez advierte una metropolización del sistema de agua causada en gran medida por la transformación intermunicipal que experimenta con los 27 municipios vecinos y forma la Zona Metropolitana de Oaxaca (ZMO) (Figura 1). Esta situación conlleva a tener un desacoplamiento donde la demanda de agua

supera la capacidad de suministro municipal, por lo que se recurre al abastecimiento proveniente de otras fuentes municipales.

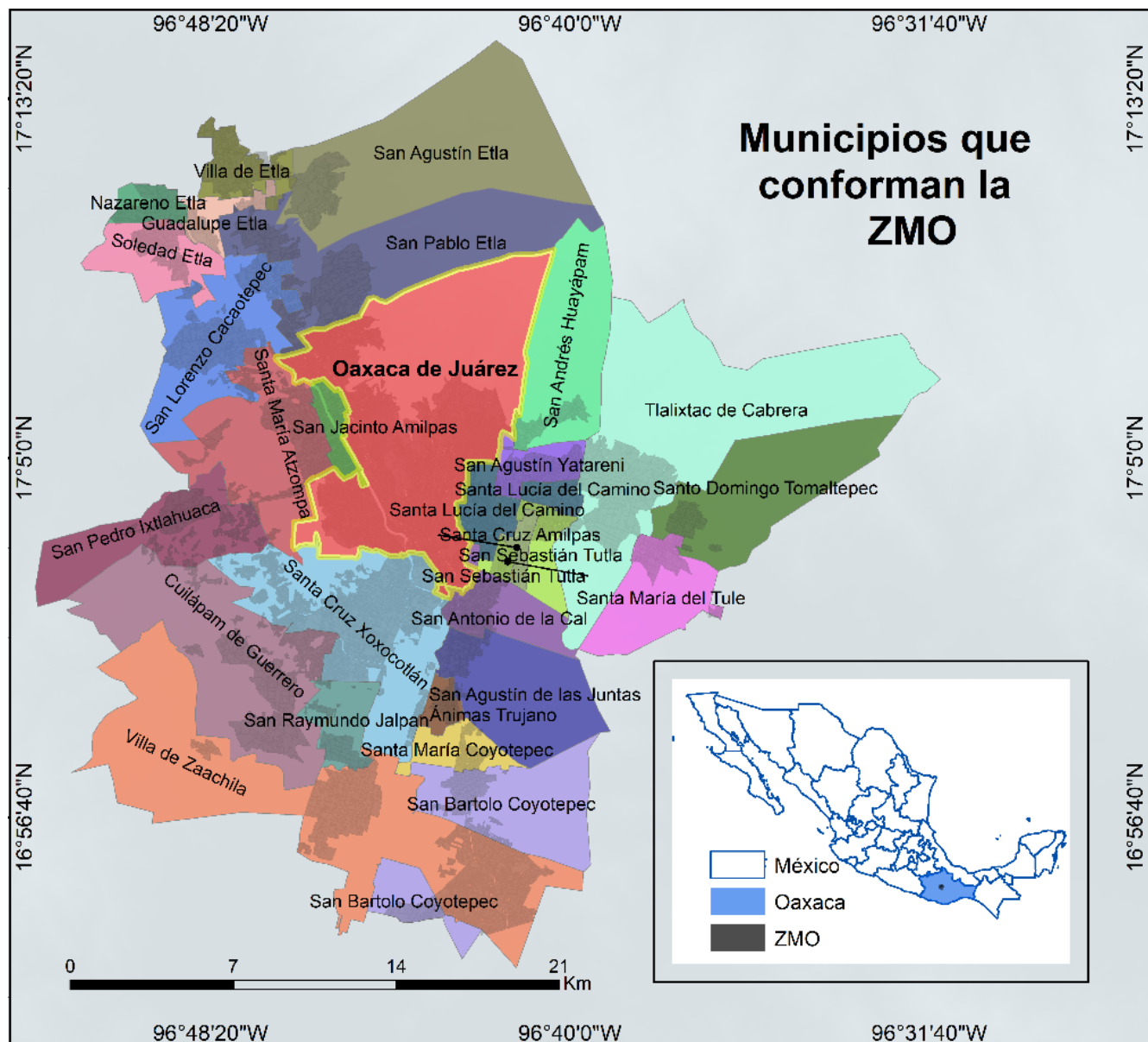


Figura 1. Ubicación del municipio de Oaxaca y su zona metropolitana.

Fuente: elaboración propia con base en INEGI (2020).

Desde 1990, las zonas conurbanas de los municipios contiguos a la ciudad de Oaxaca han experimentado un proceso de crecimiento interurbano, que desencadenó un progresivo cambio en el uso del suelo agrícola por el habitacional (Tabla 1). La mayoría de estos asentamientos se ubicaron en áreas alejadas de las redes de agua municipales. El abasto de tales zonas presentó dificultades, al estar asentados en terrenos no regularizados, lo que provocó una mayor demanda de agua doméstica que la infraestructura hidráulica ha sido incapaz de proveer adecuadamente.

Tabla 1. Crecimiento demográfico porcentual municipal de la ZMO.

Municipio	1990	2020	%
Santa María Atzompa	5 781	41 921	625.2
San Jacinto Amilpas	2 449	16 827	587.1
San Pedro Ixtlahuaca	2 674	14 552	444.2
San Agustín de las Juntas	2 646	11 391	330.5
Santa María Coyotepec	877	3 751	327.7
San Pablo Etla	4 228	17 116	304.8
San Sebastián Tutla	4 231	16 878	298.9
Villa de Zaachila	11 961	46 464	288.5
San Antonio de la Cal	7 941	26 282	231
Santa Cruz Xoxocotlán	30 762	100 402	226.4
Santa Cruz Amilpas	4 204	13 200	214
San Raymundo Jalpan	1 429	4 105	187.3
Cuilápam de Guerrero	9 804	26 882	174.2
San Bartolo Coyotepec	3 825	10 391	171.7

Municipio	1990	2020	%
San Andrés Huayápam	2 355	6 279	166.6
San Lorenzo Cacaotepec	7 061	18 339	159.7
Tlaxiactac de Cabrera	5 121	12 067	135.6
San Agustín Yatareni	2 687	5 521	105.5
Ánimas Trujano	2 282	4 564	100
Soledad Etla	3 205	6 348	98.1
Sta. Lucía del Camino	29 122	50 362	72.9
Villa de Etla	6 077	10 361	70.5
Guadalupe Etla	1 772	2 929	65.3
San Agustín Etla	2 819	4 168	47.9
Sto. D. Tomaltepec	2 353	3 386	43.9
Santa María del Tule	6 398	8 939	39.7
Nazareno Etla	3 207	4 293	33.9
Oaxaca de Juárez	213 985	270 955	26.6

Fuente: elaboración propia con base en INEGI (INEGI, 1991; INEGI, 2020).

La hidropolítica como concepto explicativo de las tensiones

La ZMO tienen una extensión de 756.8 km². En su fisiografía se ubica en el acuífero Valles Centrales, dentro de la cuenca Río Verde-Atoyac, subcuenca (RH20AC) del río Atoyac-Oaxaca, conformada por las microcuencas Alto Atoyac, Río Salado y Bajo Atoyac (INEGI, 2020). A su vez, el municipio de Oaxaca es el núcleo político de la ZMO. Además, es

el centro geográfico donde confluyen los caudales de los ríos Atoyac, Jalatlaco y Salado (Figura 2).

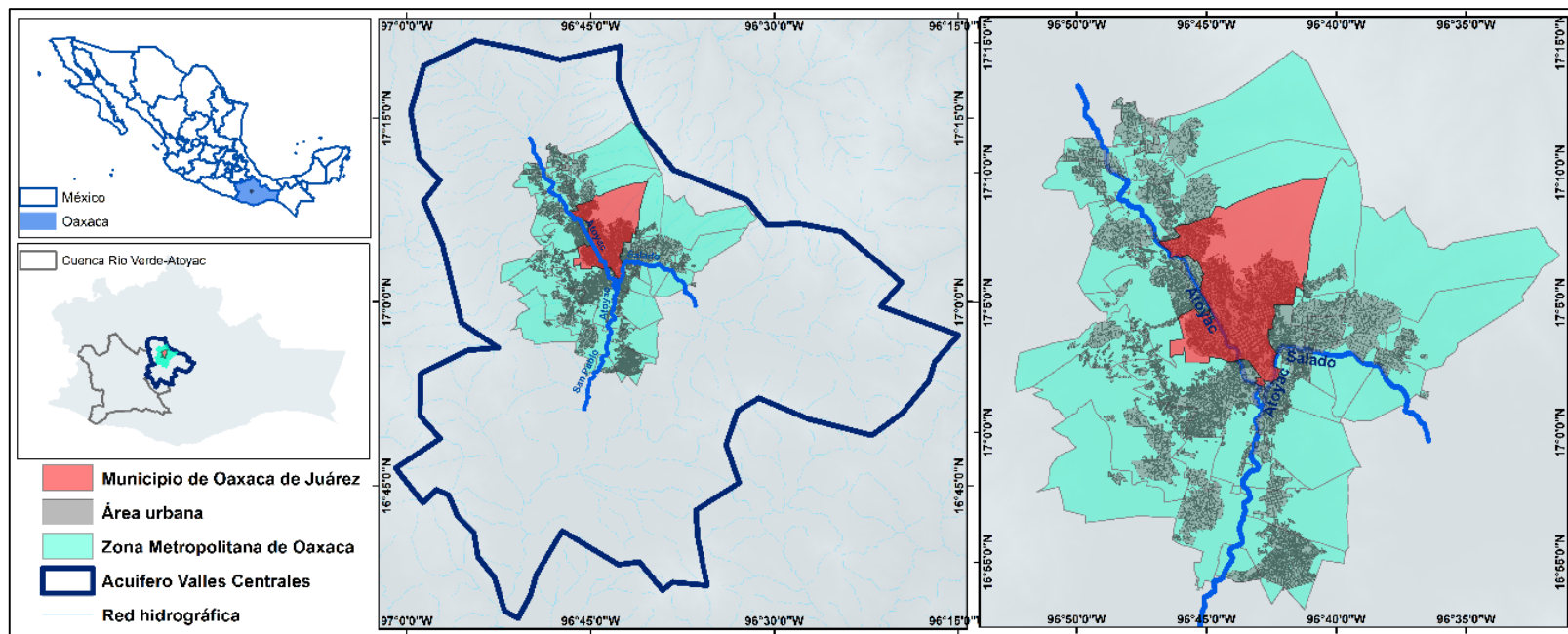


Figura 2. Afluente Atoyac-Salado en el municipio de Oaxaca. Fuente: elaboración propia con base en INEGI (2020).

En la gestión del agua, el municipio de Oaxaca de Juárez presenta problemas respecto a la captación, abastecimiento y control. El funcionamiento del sistema de agua es limitado y poco efectivo ante el crecimiento metropolitano que experimenta el municipio (Semaedes, 2022). De esta forma, se presentan conflictos que la ecología política categoriza como ecológico-distributivos, derivados por las diferentes visiones sobre el uso del agua, así como de las injusticias ambientales y políticas ocasionadas por la inequitativa demanda, uso y contaminación

de los actores o grupos de poder presentes en el ciclo hidrosocial (Martínez-Alier, 2006).

Como concepto explicativo, la hidropolítica permite evidenciar y distinguir los diversos conflictos originados por el control del agua, especialmente en áreas con distintas circunscripciones municipales como en la que se ubica la ciudad de Oaxaca. Es un enfoque de estudio emergente que analiza: a) los problemas derivados por los derechos comunes en su captación y abastecimiento; b) las legislaciones en cuanto a su control, y c) las problemáticas, conflictos y acuerdos originados por su uso y cobertura en distintas circunscripciones, y contextos políticos y sociales.

Orígenes del concepto de hidropolítica

El concepto *hydropolitics* proviene del Medio Oriente, donde se utilizó para describir las disputas políticas de las naciones de esa región. Estas pugnas se encuentran fuertemente relacionadas con la dinámica de acceso y control del agua. En 1979, John Waterbury fue el primero en transcribir el concepto de *hydropolitics*, utilizándolo para referirse a los conflictos existentes entre los países adyacentes a la cuenca del río Nilo (Waterbury, 1979). Su definición aludió exclusivamente a enfrentamientos políticos de corte internacional. En sus inicios, este autor la definió como la capacidad que tienen los Estados y las instituciones de índole geopolítica para la gestión y el manejo de los recursos hídricos compartidos, de tal forma que actores involucrados eviten las disputas y conflictos por su acceso (Waterbury, 1979).

Antes de la década del 2000, el concepto de *hydropolitics* era desconocido dentro de los textos académicos que abordan los conflictos por el agua en México. En años recientes, este concepto se ha traducido como “hidropolítica” y comenzó a utilizarse en textos académicos del país, hasta llegar a instancias sociales y de gobierno (Kauffer, 2004). Para su traducción en español se utiliza el vocablo *politics* para referirse a un sentido de conflicto o lucha por el poder. De modo que la interpretación en español de *hydropolitics* se relaciona con aspectos conflictivos por el agua (Kauffer, 2004).

De acuerdo con Kauffer (2010) existen dos corrientes para conceptualizar la hidropolítica. La primera es la visión geopolítica de la escuela internacional, donde se analiza la dinámica de los conflictos hídricos trasfronterizos a partir de los sistemas políticos que se desarrollan al interior de la cuenca compartida en cada país. La segunda corriente se basa en una redefinición aportada por Turton (2002), que va más allá de la esfera internacional, adentrando el concepto de hidropolítica respecto al análisis de las escalas y la diversidad de hechos que acontecen al interior de un sistema político.

La academia en México adoptó el planteamiento de la escuela internacional con base en un sentido local (Ávila, 2001; Kauffer, 2004), lo cual ha permitido analizar tanto las cuencas trasfronterizas como las zonas metropolitanas del país (De-Alba-Murrieta, 2005). Desde dicha perspectiva, esta investigación examina el agua compartida en el ámbito intermunicipal. Su importancia radica en poder enfocar el análisis de acuerdo con un eje puntual, que ejerce una constante presión en la demanda de agua con las contiguas escalas municipales en las que se ubica. En este caso, el municipio de Oaxaca actúa como el punto central

de unión dentro de la ZMO. El análisis se centró en la identificación de las acciones sociopolíticas de captación, abastecimiento y control que han desarrollado los diversos actores identificados, el contexto histórico en que las llevaron a cabo, y el impacto que han generado para gestar el actual sistema metropolitano de agua en el municipio de Oaxaca.

Materiales y métodos

La investigación aplica una metodología cualitativa, analítica y explicativa que debate la comprensión lógica sobre la conformación del sistema de abastecimiento del agua municipal. Los antecedentes históricos se indagaron a través de tres fuentes primarias: 1) el Archivo Municipal de la Ciudad de Oaxaca (AMCO), el Archivo General del Estado de Oaxaca (AGEO), Archivo General del Poder Ejecutivo del Estado de Oaxaca (AGEPEO) y el Archivo Histórico del Agua (AHA); 2) documentos oficiales y estadísticos emitidos tanto por el gobierno municipal como por los gobiernos estatal y federal; 3) artículos e investigaciones académicas que describen de forma histórica el progresivo proceso de abastecimiento de agua que ha experimentado la ciudad de Oaxaca a lo largo de los años, desde su fundación hasta los inicios de su conformación metropolitana.

La información obtenida se examinó con base en dos criterios de análisis hidropolítico: **cobertura y tensiones** (Figura 3). En la primera, se consideraron tres variables que permiten comprender el progresivo aumento de la gestión del agua de Oaxaca de Juárez: captación, abastecimiento y control. No obstante, este crecimiento ocasionó tensiones con las comunidades adyacentes, por tanto la búsqueda de la información se centró en los siguientes aspectos: a) las problemáticas

ocasionadas por la captación de las fuentes hídricas de las que se ha abastecido el municipio de Oaxaca de Juárez; b) los conflictos que se han presentado por el acceso a estos cuerpos de agua, y finalmente, c) los arreglos que se han generado para el abastecimiento contiguo entre la ciudad y los municipios aledaños.

Conformación hidropolítica del sistema de abastecimiento municipal

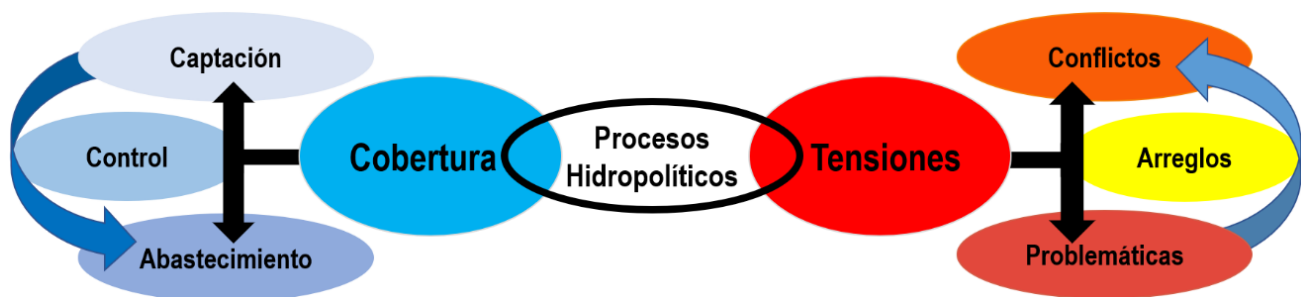


Figura 3. Modelo de investigación.

La sistematización de la información se estructuró en las siguientes fases. En la primera se examinaron las distintas formas de abastecimiento de agua que desarrolló la gestión municipal a través de negociaciones territoriales y acuerdos políticos con los municipios conurbados. Con el fin de establecer el área hidropolítica en cada proceso, se analizó el aumento de la cobertura municipal y se depuraron las tensiones que han coexistido entre la ciudad capital y sus espacios de influencia, por lo que cada disputa o problemática se caracterizó de forma política. En la segunda fase, con base en el programa Atlas TI 8, la información histórica de la gestión del agua del municipio se organizó y configuró de acuerdo con un análisis de la población existente y los procesos de edificación hidráulica, a fin de

comprender las demandas, problemáticas, disputas y arreglos que han configurado el actual sistema de abasto de agua del municipio de Oaxaca de Juárez, México. Finalmente, en la tercera fase, con el apoyo del Sistema de Información Geográfica ArcGIS, se realizó una representación cartográfica de cada proceso analizado, que muestra la evolución del sistema de abastecimiento municipal.

Resultados y discusión

Los resultados se estructuraron con base en un tratamiento procesual de los momentos sociopolíticos y jurídicos del manejo del agua municipal que evidencian las causas actuales de las problemáticas hídricas. En la Figura 4 se expone el desarrollo histórico de cada proceso hidropolítico analizado sobre la conformación del sistema de abastecimiento de agua de uso doméstico.

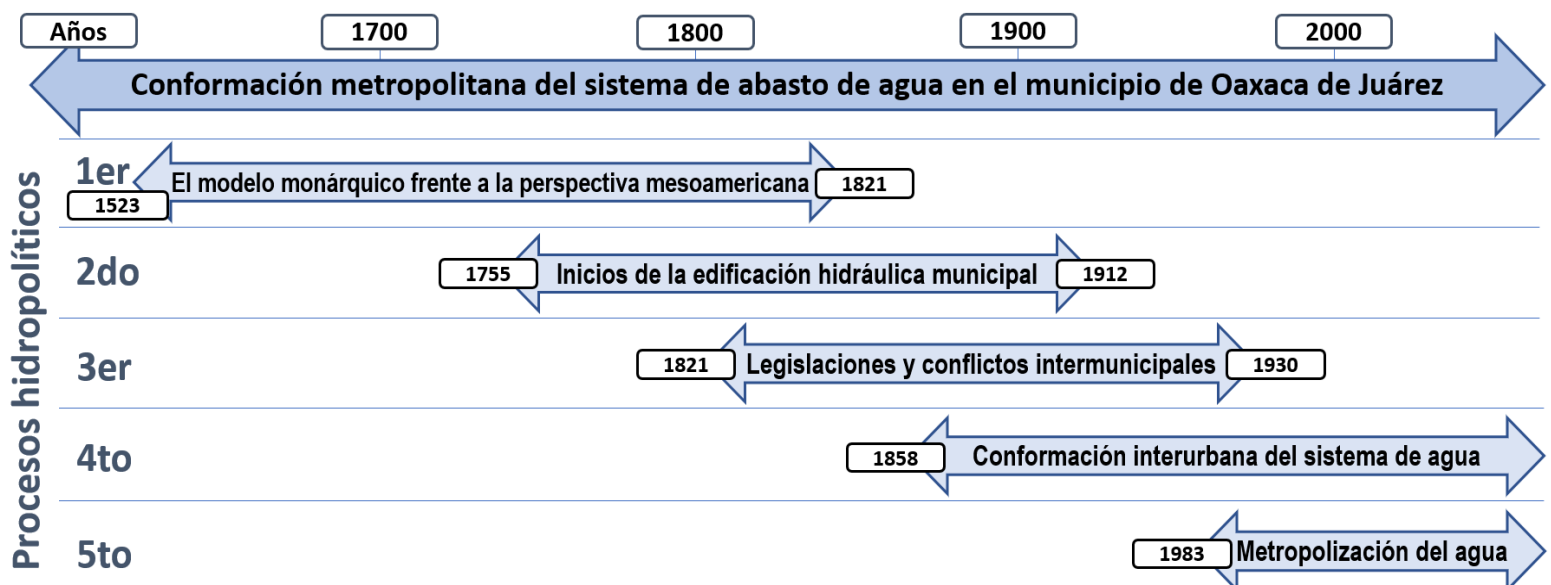


Figura 4. Procesos hidropolíticos.

Primer proceso. El modelo monárquico frente a la perspectiva mesoamericana

La ciudad de Antequera (hoy Oaxaca de Juárez) se fundó al interior de un gran Valle Central, en un espacio estratégico por la presencia de ríos perennes y grandes extensiones de tierras fértiles. Su instauración originó una redistribución sistemática del territorio y su población. En un inicio, los residentes de esta pequeña ciudad fueron españoles y criollos, dejando en las colindancias a los pueblos zapotecos ya establecidos. De esta forma, se suscitó una primera tensión hidropolítica motivada bajo dos diferentes lógicas de concebir y valorar el agua.

a) Captación y abastecimiento colonial

La ciudad de Antequera fue fundada por los conquistadores españoles en 1523. Desde sus inicios, esta población colonial se abasteció de agua por medio de varias fuentes de suministro. En la parte norte, el agua provenía de un manantial ubicado en el pueblo de San Felipe del Agua. En las zonas sur y oriente, la población hacía uso del caudal de los ríos Atoyac y Jalatlaco. Mientras que en las partes más alejadas existían pocas fuentes disponibles para sustraerla, por lo que sus habitantes la recolectaban de algún riachuelo cercano o alguna fuente pública existente (Iturribarria, 1943).

Esta ciudad coexistió de forma pacífica con las poblaciones establecidas a su alrededor, ya fueran pueblos indígenas, ranchos o pequeñas rancherías con caserío disperso. Dichas comunidades se

ubicaban al margen de ríos perennes, que se alimentan de los escurrimientos y filtraciones provenientes de la Sierra Norte. El agua se utilizaba principalmente para satisfacer tanto el consumo humano como el productivo: animales de carga y actividades agrícolas (Ohmstede & Topete, 2020). El impacto sobre el nivel de agua era mínimo, y no afectó casi nunca las necesidades y actividades de las poblaciones vecinas ubicadas río abajo. Sin embargo, en las actividades de los españoles empezó a observarse un acaparamiento en su uso, práctica contraria a la visión mesoamericana, que apreciaba el agua como un bien colectivo.

Durante los siglos XVI y XVII se desarrolló a una intensiva actividad ganadera en poblaciones aledañas a la ciudad. Asimismo, las artes e industria de la época, minería, herrería, tejidos e hilados, entre otras actividades económicas, fueron las principales consumidoras de agua en la zona del valle central (INSO, 2014). Por su parte, los indígenas realizaban labores agrícolas, que apenas satisfacían la demanda de la zona, por lo que también se dedicaban al cuidado y crianza de rebaños de pequeñas especies (Taylor, 1973).

Para inicios del siglo XVII, las estancias ganaderas de los españoles empezaron a transformarse en haciendas, que gradualmente se convirtieron en cacicazgos (Taylor, 1970). La hacienda fue una unidad política y económica que agrupó actividades agrícolas, ganaderas y secundarias, como la textil y herrería, entre otras. En 1643 existían más de 40 haciendas que abastecían los pequeños mercados de las poblaciones existentes en el valle (Taylor, 1973:293).

Al ser unidades autosuficientes, las haciendas de la época consumían una gran cantidad de agua para el riego, ganado y uso

[illegible]

b) Conflicto de dos distintas visiones culturales: las mercedes frente al uso común mesoamericano

En la época colonial, todo recurso existente en los territorios conquistados pertenecía al soberano en turno. El rey de España cedía derechos de posesión sobre el agua, situación contrastante con la visión mesoamericana, donde el sentido comunitario no permitía restringir su acceso (López-Austin, 1999). La coexistencia de estas dos lógicas generó conflictos por el uso y la regulación del agua.

Por una parte, el ordenamiento español establecía que la propiedad del agua estaba dentro de los derechos que los reyes cedían a través de “mercedes” a sus representantes (Taylor, 1973). Los pueblos originarios de la zona desconocían tal precepto, pues para ellos el agua resultaba un elemento compartido y de uso común, por lo que su manejo se realizaba a partir de la demanda individual o familiar, sin restringir su uso a los demás. Por dichas circunstancias, al combinar tales enfoques de regulación, derivaron variados conflictos por el control del agua entre la ciudad de Antequera y sus comunidades aledañas (Rojas, 1988).

c) Arreglos interculturales de poder

Con base en el enfoque hidropolítico, se advierte un conflicto entre dos visiones culturales opuestas: la perspectiva de la Corona Española frente a la lógica cultural de Mesoamérica. En este caso, los conflictos fueron resultado del enfrentamiento de dos mitos culturales englobantes (Panikkar, 1990). El mesoamericano estuvo basado en la comunidad, con un sentido compartido en su acceso y disfrute, sin el concepto de

propiedad privada, pues desde su cosmovisión el agua no se puede capturar, porque su caudal otorga un equilibrio común sociedad-naturaleza (López-Austin, 1999). Mientras que el otro, el europeo, se fundamentó en la posesión a través del poder. Evidentemente la forma española fue la imperante. El poderío de los conquistadores se impuso y se difundió en clave cultural. La concesión de *las mercedes* se volvió una manera institucional de solucionar las problemáticas del agua en cuanto a su acceso y dominio.

Es importante señalar que en la etapa colonial, *las mercedes* funcionaron como un arreglo hidropolítico que organizó la estructura productiva del territorio, englobando el sentido cultural de la lógica dominante. A su vez, representaron un elemento de poder que se transformó con el pasar del tiempo a través de legislaciones que otorgaban derechos de propiedad y/o usufructo, ya fuera a particulares, sociedades o administraciones gubernamentales.

Segundo proceso. Inicios de la edificación hidráulica municipal

Desde mediados del siglo XVI, los frailes dominicos construyeron obras hidráulicas que permitieron captar, almacenar y distribuir el agua a diferentes puntos estratégicos de la antigua ciudad de Antequera (Riley, 1996). No obstante, es hasta 1755 que se construyó un acueducto proveniente de la montaña de San Felipe, que distribuía el agua hasta cinco fuentes ubicadas en iglesias o parques públicos dentro del área semiurbana de la ciudad. Es de notar que se trasladó el sentido de

captación y *abastecimiento lineal* propio de la Corona Española, con la construcción de este tipo de obras realizadas en mampostería.

El acueducto de San Felipe ayudó a incrementar el suministro a una mayor población, que principalmente utilizaba el agua para su consumo, así como para actividades de uso doméstico y agrícola. Sin embargo, en la época de estiaje seguía persistiendo su escasez, debido a que el caudal del acueducto disminuía de tal manera que resultaba insuficiente para la mayoría de la población.

Durante la transición de la época colonial y la etapa independiente (1750-1850), la relación *agua-sociedad* se transformó de manera paulatina. En 1821, la ciudad de Antequera cambió su denominación por el de Oaxaca (INAFED, 1988). De acuerdo con el Instituto de la Naturaleza y Sociedad de Oaxaca (INSO), en el transcurso de este periodo, la demografía y extensión de la ciudad aumentaron de forma considerable. Se construyeron tres importantes edificaciones hidráulicas: la primera fue el desvío y contención del caudal del río Jalatlaco; la segunda fue la desviación del río Atoyac para evitar inundaciones, así como crear más zonas de cultivo; la tercera fue la progresiva desecación de los suelos inundables; dicha acción fue inadvertida, porque se realizó de forma gradual y escalonada (INSO, 2014). Cabe señalar que la edificación de esta infraestructura hidráulica ayudó a mantener y aumentar el crecimiento poblacional de la ciudad de Antequera (Iturribarria, 1943).

Para 1850, los habitantes de la ciudad de Oaxaca comenzaron a asentarse en zonas contiguas, que en ese entonces eran entidades poblacionales separadas de forma política. Poco a poco se fueron conformando diversos centros poblacionales, ya sean pueblos indígenas

o mixtos. En los alrededores de la ciudad de Oaxaca existían diversos ranchos, rancherías, trapiches o molinos que contenían de forma autosuficiente pequeñas comunidades poblacionales. Aproximadamente coexistían 14 municipalidades (incluida la capital del estado), 28 agencias municipales, 33 pueblos, 24 haciendas, 4 parroquias, y 4 ranchos en las proximidades de la capital oaxaqueña (Ohmstede & Topete, 2020). En el acceso al agua existió una competencia por el control del agua entre los diferentes tipos de comunidades de la zona. Sin embargo, un hecho fundamental fue que los pueblos ya superaban en población tanto a los ranchos y rancherías como a las haciendas.

a) El agua como intercambio: construcción del acueducto de San Andrés Huayápam

Para mediados del siglo XIX se introdujeron cambios graduales en el suministro de agua. Poco a poco se adoptaron elementos tecnológicos que en un futuro ayudaron a satisfacer los requerimientos hídricos de la ciudad. Desde esta perspectiva y con el objetivo de ya no depender enteramente del agua captada por medio de lluvias, la ciudad de Oaxaca buscó abastecerse de nuevas fuentes estables de abastecimiento de agua. Así, el gobierno municipal estableció acuerdos con otras municipalidades para suministrarse agua. Replicó lo realizado en la etapa colonial y planeó la construcción de otro acueducto proveniente de San Andrés Huayápam.

En 1862, el gobierno estatal emitió un decreto que permitió a los municipios detentar derechos sobre el agua, y con ello obtener algún tipo de ingreso por el arrendamiento de los derrames. La renta obtenida debía destinarse al fondo municipal. Para 1873, se instauró un nuevo decreto

que legislaba la servidumbre legal de aguas; se establecía que el derecho de propiedad del agua concernía en esencia al gobierno. Por tanto, la administración y manejo correspondían al ayuntamiento, que tendría la facultad de realizar acuerdos, arrendamientos y convenios con empresarios, hacendados u otro tipo de particular que podía obtener un uso privado del agua (Sánchez & Sandré, 2011; Topete-Pozas, 2017).

En 1876, ante la escasez de agua que sufría la capital del estado, los ayuntamientos de Oaxaca de Juárez y San Andrés Huayápam convinieron un contrato que permitió abastecer a la capital del estado de agua proveniente de los manantiales de Huayápam (Tamayo, 1950; Topete-Pozas, 2017). Cabe señalar, que ante las deudas que el municipio de Huayápam tenía con el de Oaxaca, **el agua se ocupó como una moneda de cambio**, por lo que se realizó un contrato donde el municipio de Oaxaca de Juárez acordó pagar los gastos generados por las obras de conexión, así como cubrir una cuota anual de 40 pesos por recibir la mitad del volumen extraído por el municipio de Huayápam (AMCO, 1876; Topete-Pozas, 2017).

En 1879 empezó la construcción del acueducto de nueve kilómetros —mucho mayor al de San Felipe de cuatro km— que canalizó una gran cantidad del agua de Huayápam hacia la capital del estado. Para 1880, se realizaron estudios que ayudaran a transportar el agua por la ruta de San Luis Beltrán. Finalmente, el acueducto construido llegó hasta el antiguo convento de Guadalupe (AGEO, 1912).

b) Problemáticas de infraestructura: falta de mantenimiento de los acueductos

Es importante señalar que el ayuntamiento de Oaxaca no tenía recursos suficientes para realizar un constante mantenimiento al acueducto, por lo que frecuentemente se postergaron las obras de restauración. A pesar de su construcción, la población continuó padeciendo escasez en tiempo de estiaje. El volumen suministrado por ambos acueductos fue disminuyendo hasta que su degradación obstruía el caudal del agua, lo que afectó el abastecimiento de 43 fuentes públicas, 28 particulares, 27 pilas o estanques, así como a 7 casas de baños públicos (AGEPEO, 1888).

El problema del servicio del agua en la ciudad no solo era por el abastecimiento, sino también por la insalubridad del agua, pues contenía impurezas y un alto grado de contaminación. Los acueductos de San Felipe del Agua como el de Huayápam estaban descubiertos en gran parte de su cauce. Era común que arrastraran follaje seco, animales muertos y excreciones de la población (AMCO, 1876; Iturribarria, 1943).

c) Introducción del sistema de tuberías en la gestión del agua municipal

Para 1900 se buscó actualizar el manejo del agua por medio de la edificación de obras públicas que cambiaran el *sistema lineal* de entrada y salida del agua por un *sistema en red*. Como insignia distintiva del trazado hidráulico colonial, el *sistema lineal* se conformaba por medio de una estructura básica de canales y acueductos descubiertos, que propiciaban la contaminación y evaporación del agua abastecida. De esta

forma, apenas se obtenían los requerimientos básicos de saneamiento y suministro para los habitantes (Gardida, 2007; Topete-Pozas, 2017).

Con la construcción de un *sistema en red* se buscó proveer una distribución equitativa, junto con un mayor volumen de agua a la población en general. La edificación de este sistema consistía en tender una red subterránea de tuberías conectadas a diferentes terminales públicas y privadas. El proceso se basaba en fraccionar el suministro por conglomerados independientes, de tal manera que si un sector de abastecimiento estuviera dañado, los demás no se verían afectados. Además, este proceso en red posibilitaba una ampliación del sistema de forma controlada debido a que en su levantamiento no se cortaba el suministro continuo de agua (Gardida, 2007).

d) Reglamentación y problemáticas en el abasto residencial

En esta etapa de edificación, la ciudad de Oaxaca tuvo dos principales problemáticas. La primera se debió a la confusión sobre qué ámbito de gobierno sería responsable de ejecutar dichas obras públicas. La segunda fue la falta de recursos para poder realizar la construcción e instalación de la tubería subterránea que requería el sistema en red.

En 1913, el gobierno del estado de Oaxaca emitió un Reglamento para el Saneamiento y Provisión de Aguas en el interior de las casas (RSPA, 1913; Topete-Pozas, 2017). Dicha normatividad señalaba aspectos instructivos sobre las conexiones de la red de tuberías, así como indicaciones para conectar esta red de abastecimiento a las viviendas de la ciudad, e instalar en su interior baños y letrinas. No fue fácil la aplicación de este reglamento. La falta de infraestructura adecuada, la

continua contaminación e intermitente suministro del agua obligaron al gobierno de la ciudad de Oaxaca a buscar nuevas fuentes de abastecimiento que ayudaran a incrementar su volumen de suministro. (Topete-Pozas, 2017).

Tercer proceso. Legislaciones, acuerdos y conflictos intermunicipales

En el transcurso de 1800 a 1900, el control legal del agua estuvo bajo la gestión de las administraciones estatales y municipales de Oaxaca. Al interior de su circunscripción, estos gobiernos detentaron la facultad de otorgar derechos y concesiones —anteriormente *mercedes*— a particulares (Topete-Pozas, 2017). Con el decreto de 1862, el gobierno estatal otorgó derechos comunes sobre el agua a los municipios, por lo que, dentro de su circunscripción, el control de la misma quedó bajo su jurisdicción. En 1873 se instauró un nuevo decreto que legislaba la servidumbre legal de aguas; se establecía que el derecho de propiedad del agua concernía en esencia al gobierno, claro está, sin perjudicar los arreglos a particulares convenidos con anterioridad. Por tanto, la administración y manejo ahora correspondían al ayuntamiento, el cual tendría la facultad de realizar acuerdos, arrendamientos y convenios con empresarios, hacendados u otro tipo de figura particular que podía obtener un uso privado del agua (AGEO, 1879).

Para 1890 se emitió una reglamentación estatal que señaló que ante la asignación de una parcela comunal, el control del agua permanecía en regulación del gobierno municipal, bajo aprobación de la administración estatal (Topete-Pozas, 2017). Hasta 1905, el gobierno del estado

estableció una Ley sobre el Uso y Aprovechamiento de las Aguas (LUAA), con el objetivo de regular y legitimar la autoridad y el dominio del agua dentro de los ámbitos municipal y estatal (AGEPEO, 1905). De esta manera, los ayuntamientos del estado de Oaxaca y sus agencias municipales obtuvieron la facultad legal para administrar el agua que emanara dentro de su circunscripción política.

a) Acuerdos intermunicipales

La importancia de la LUAA fue dar prioridad a la utilidad pública del agua, restando poder a intereses particulares. Los ayuntamientos municipales podían distribuir su agua en beneficio del abasto común, permitiendo posibles concesiones entre municipalidades. Ante este escenario, se suscitaron dos procesos de negociación con las poblaciones de San Andrés Huayápam y San Agustín Etla. Cabe señalar que estas negociaciones no estuvieron libres de conflictos distributivos. Sin embargo, por primera vez, se desarrollaron acuerdos intermunicipales entre distintas administraciones locales que convergieron dentro de la esfera pública de la capital oaxaqueña.

La elaboración y aprobación del LUAA en 1905 representó un parteaguas en el proceso de control y manejo del agua en Oaxaca. Por primera vez se reconoció de forma oficial y legal un gobierno de tinte metropolitano del agua, pues se estructuró un complejo sistema de abastecimiento intermunicipal a partir de la coexistencia de actores locales con intereses y relaciones basadas en usos y costumbres. No obstante, debido a las diferencias en la forma de valorar del agua entre

las comunidades aledañas, se desarrolló un conflicto distributivo con el municipio de San Agustín Etla.

b) Captación del agua proveniente de San Agustín Etla

En 1907, con base en la LUAA, el gobierno municipal de la ciudad de Oaxaca gestionó ante el estatal la edificación de infraestructura hídrica en materia de suministro y saneamiento. Estas obras se enfocaban en la instalación de una red de abastecimiento y drenaje, así como la posterior pavimentación de las principales avenidas de la ciudad. Ante esta gestión, el gobierno del estado publicó un decreto, que permitió al ejecutivo estatal poder realizar gestiones financieras y administrativas en conjunto con el gobierno municipal para construir obras que permitieran el aprovisionamiento y saneamiento de las aguas en la capital del estado (Topete-Pozas, 2017).

Cabe señalar que para desarrollar el proyecto se contempló utilizar el agua de los acuíferos adyacentes al río Atoyac; no obstante, esta propuesta resultó inviable por los elevados costos que representaba su ejecución. Tras un análisis conjunto entre el gobierno del estado, el ayuntamiento y diversos “inversionistas”, se decidió que lo más viable era transportar el agua del río San Agustín, localizado en el municipio de San Agustín Etla y proveniente del valle de Etla (Iturribarria, 1943).

c) Cambio de jurisdicción y control federal del agua al interior de los municipios

En el valle de Etla se encuentran varias fuentes y cuerpos de agua, como acuíferos, arroyos, manantiales y ríos que pasaron a ser jurisdicción del gobierno municipal. Sin embargo, a pesar de los decretos, reglamentos y leyes establecidas para que el municipio tenga el control del agua, persistieron las concesiones otorgadas con anterioridad a la creación de estas legislaciones (AGEO, 1879). Por tanto, los derechos de propiedad de los derrames (anteriormente *mercedes*) podían arrendarse entre particulares. En 1910, el gobierno de Oaxaca de Juárez celebró un contrato con el hacendado Rafael de Cajiga Toro, quien cedió, por cincuenta mil pesos de la época, los derechos que tenía sobre una porción del volumen de agua del río de San Agustín (AHA, 1928).

La población y el municipio de San Agustín Etla no estuvieron conformes con el acuerdo celebrado entre un particular y el ayuntamiento capitalino (Topete-Pozas, 2017). Por tal situación existieron problemáticas en las obras de construcción para transportar el agua de San Agustín a la ciudad de Oaxaca, las cuales también se retrasaron por la violenta situación política generada por los movimientos revolucionarios del país.

Es importante mencionar que con la instauración de la Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos (CPEUM) de 1917 se desarrolló un drástico cambio en la jurisdicción de los derechos municipales del agua y su situación legal. En la CPEUM, el artículo 27 señalaba que la propiedad del agua pasaba a ser de la nación, por lo que su jurisdicción y autoridad quedaban a cargo del ámbito federal, que era el único facultado para

administrar, gestionar y, en determinadas ocasiones, concesionarla (Aboites, Birrichaga, & Garay, 2010).

d) Tensiones y conflictos ecológico-distributivos con el municipio de San Agustín Etla

En 1928, una delegación de San Agustín Etla solicitó a la Secretaría de Agricultura y Fomento (SAF) la reincorporación de sus derechos de posesión sobre las aguas del río San Agustín. Para los habitantes de Etla, el agua de dicho río les pertenecía, por lo que tenían el derecho de abastecerse de ella para su uso y consumo doméstico. Además, argumentaron que el gobierno municipal de Oaxaca no tenía la facultad de poder realizar obras en cuerpos de agua federales. Así, solicitaron la suspensión de las obras de encauce y entubamiento a la ciudad de Oaxaca (AHA, 1928; Topete-Pozas, 2017).

En respuesta a San Agustín Etla, el gobierno de la ciudad de Oaxaca afirmó tener un contrato que amparaba el uso del agua del río de San Agustín, y que era indispensable el encauzamiento del agua para la ciudad de Oaxaca. Ante esta situación, el gobierno estatal y la Comisión Nacional Agraria (CNA) aprobaron la obra. Se construyó una “caja repartidora” que canalizó el agua a la ciudad de Oaxaca, reduciendo en dos terceras partes la capacidad de suministro del tanque La Soledad, el cual abastecía a los habitantes de San Agustín Etla (AHA, 1928). Por estos hechos, se suscitó un conflicto distributivo entre los dos municipios en cuestión, por lo que la SAF tuvo que intervenir. Comisionó al ingeniero José Santos para elaborar un informe que resolviera la controversia presentada. En dicho documento se señala que el río es de competencia federal y que los

habitantes de San Agustín Etla tenían el derecho a una tercera parte de sus derrames (AHA, 1928; Topete-Pozas, 2017).

Por parte de Oaxaca, se señala su derecho a dos terceras partes del volumen total del agua. Se sugiere que no era necesario acopiar y entubar la totalidad del líquido, puesto que se tenían otras fuentes de suministro provenientes de los manantiales y acueductos de San Felipe del Agua y San Andrés Huayápam (Figura 6) (AHA, 1928). En este documento, también se advierte la importancia demográfica de abastecer las necesidades básicas de la población capitalina, por lo que se favoreció el uso del agua para la población de la ciudad de Oaxaca (Topete-Pozas, 2017).

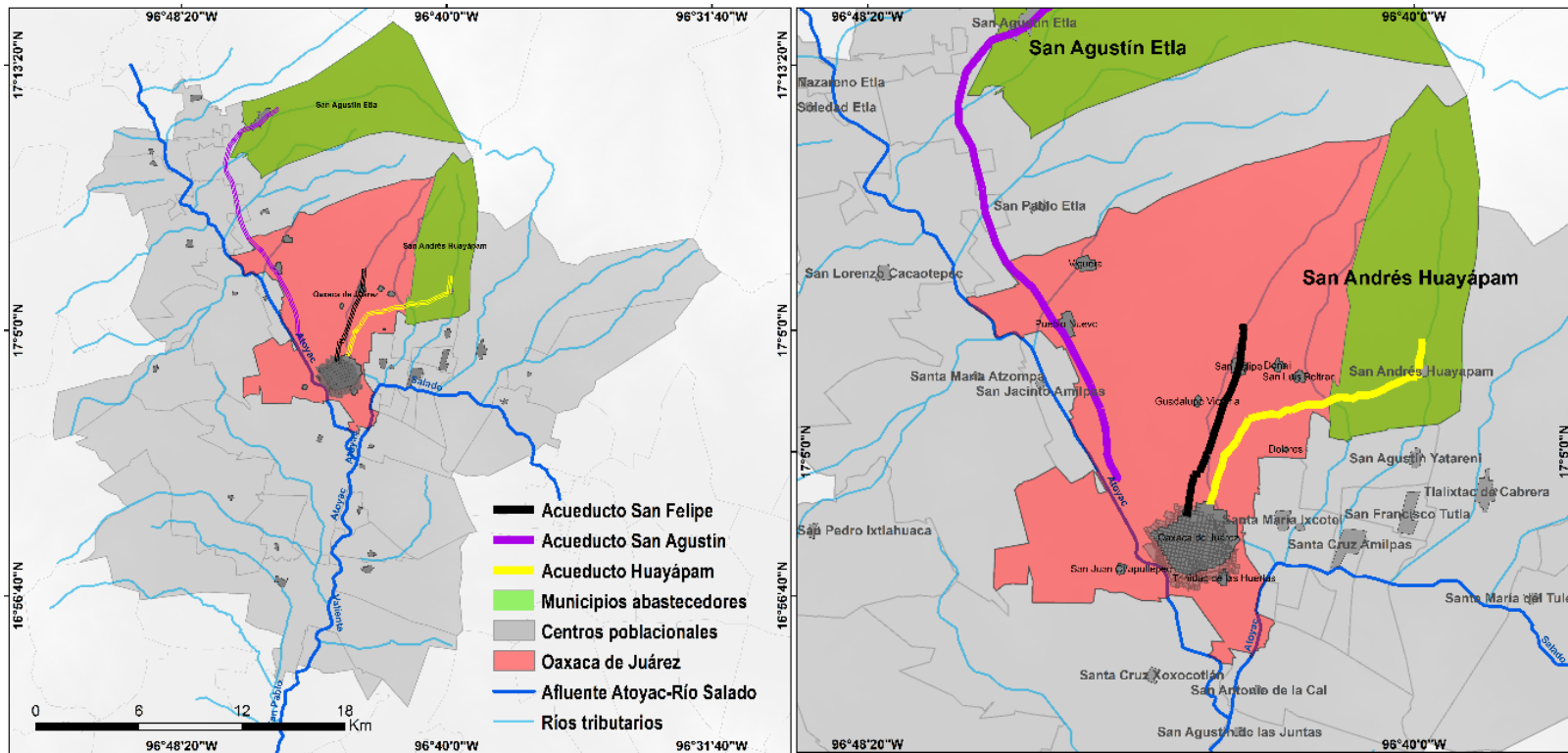


Figura 6. Cauce de los acueductos y los municipios abastecedores.
Elaboración propia con base en AGEO (1912) y Topete-Pozas (2017).

En estos años, el aumento demográfico de la ciudad de Oaxaca demandó un mayor abastecimiento del que era capaz de suministrar con base en sus fuentes de captación. A partir de la ecología política, se puede reflexionar este caso como un conflicto ecológico-distributivo, derivado de una mayor demanda de agua de la ciudad de Oaxaca a causa del crecimiento hidráulico por el sistema en red que adecuó y distorsionó la evolución hídrica legislativa del agua en el estado de Oaxaca (Martínez-Alier, 2006).

Respecto a los habitantes de San Agustín Etla, enfrentaron una injusticia ambiental, ya que fueron perjudicados por el acuerdo realizado

con anterioridad entre un particular y el ayuntamiento de Oaxaca; a su vez, su minoría demográfica y económica no representó gran influencia en las decisiones políticas del gobierno estatal en turno, por lo que poco pudo hacer para “defender” el abasto de “su agua” hacia otras zonas con mayor población y poderío político.

El dilema no está en determinar quién fue el culpable de provocar esta injusticia ambiental, ya sea sobre la ilegalidad del acuerdo municipio-particular que permite la extracción del agua en San Agustín Etla, o la ilegitimidad que este acuerdo ha generado en los propios habitantes de San Agustín; sino en comprender las variables geopolíticas (demografía e hidráulica) que generaron este conflicto distributivo del agua. Es un hecho que esta vía de suministro ha beneficiado el comercio, los centros laborales, el turismo, y a un gran porcentaje poblacional. Ello lleva a preguntarnos si el conflicto entre San Agustín Etla y el municipio de Oaxaca se explica con base en que ¿su distribución hacia Oaxaca representa una gran utilidad de abasto público para una entidad metropolitana que no tiene un límite definido en cuanto a su crecimiento urbano? A la vez que, ¿las necesidades hídricas de San Agustín Etla se han subordinado porque el desarrollo económico así lo exige? A final de cuentas, y pese a la mediación del gobierno federal, siguieron suscitándose problemas, tensiones y conflictos por la disputa de este líquido entre los dos municipios. Esta problemática continúa hasta la actualidad.

Cuarto proceso. Conformación interurbana del sistema de agua municipal

a) Inicios del sistema de agua municipal de Oaxaca

El actual sistema de agua hidráulico municipal tiene sus orígenes en la gestión juarista de 1858, donde se canalizó el agua de los cuerpos de agua por medio de acueductos y se implementó un sistema de captación de agua de lluvia, que poco a poco fue sustituido por una incipiente red de agua potable. Este sistema municipal fue abastecido por los ríos Atoyac y Jalatlaco, así como el agua proveniente de San Felipe del Agua, San Andrés Huayápam y posteriormente San Agustín Etla (INSO, 2014).

En 1900 se contabilizó dentro del espacio municipal de Oaxaca de Juárez 1 ciudad, 27 pueblos, 3 villas y 11 haciendas (SFCI, 1906). Gran parte de estas comunidades estaban asentadas en torno a los cauces del río Atoyac y río Salado. Para 1913, se inició la construcción formal de la red de agua municipal por medio de tuberías de acero, cerámica o fierro, que en un principio distribuían el agua dentro de las zonas céntricas en de la ciudad. Sin embargo, dicho sistema se desarrolló de forma limitada, pues el suministro solo se realizaba a residencias pertenecientes a la élite, mientras que para las clases bajas el abasto era a través de fuentes públicas (Riley, 1996).

b) Desarrollo contemporáneo del sistema de agua municipal de 1930 a 1990

La consolidación del servicio de agua comenzó a principios de lo que llamamos época contemporánea. Durante este periodo de 60 años, el servicio de agua municipal experimentó un exorbitante proceso de urbanización y se extendió a la gran mayoría de las viviendas del municipio de Oaxaca (INSO, 2014). En términos demográficos, de los 34 839 habitantes que había a inicios de 1930, la ciudad aumentó más de seis veces (6.23) su población a fines de esta etapa, pues alcanzó un total de 213 985 habitantes para 1990 (Tabla 2). A su vez, la extensión de la superficie municipal aumentó 11.71 km², pasó de 77.82 a 89.54 km² (INEGI, 1991).

Tabla 2. Crecimiento poblacional de Oaxaca de Juárez en el siglo XX.

Año	Población			Superficie (km ²)	Densidad de población
	Hombres	Mujeres	Total		
1900	16 803	18 246	35 049	77.82	450.39
1910	17 389	20 622	38 011	77.82	488.45
1921	12 581	16 444	29 025	77.82	372.98
1930	15 838	18 480	34 318	77.82	440.99
1940	14 361	17 478	31 839	77.82	409.14
1950	23 000	26 953	49 953	85.48	584.38
1960	37 647	40 992	78 639	85.48	919.97
1970	54 949	61 439	116 388	85.48	1 361.58
1980	74 924	82 360	157 284	85.48	1 840.01
1990	99 863	114 122	213 985	89.54	2 389.83
2000	119 439	136 691	256 130	89.54	2 860.51

Fuente: elaboración propia con base en los datos obtenidos por SFCI (1906), SAF (1918), DEN (1927), SEN (1936), SEN (1948), SE (1953), SIC (1963), SIC (1973), INEGI (1984), INEGI (1991).

Conforme al enfoque hidropolítico (captación, abastecimiento y control), se ubicaron tres periodos puntuales que detonaron la conformación metropolitana del sistema de agua municipal:

1. De 1930 a 1950: reajuste poblacional y expansión del sistema de agua. Para 1930, la ciudad de Oaxaca inició un periodo de gran expansión demográfica y espacial. El área municipal experimentó un reajuste poblacional, donde los habitantes que anteriormente residían en las zonas rurales, poco a poco se instalaron en los alrededores del casco urbano de la ciudad capital. El sistema de agua sufrió un gran impacto,

que le obligó a transformar su capacidad de gestión y abastecimiento dentro y fuera del área territorial del municipio capital.

A partir de este periodo, el sistema de abasto de agua municipal se “popularizó” de forma gradual. Se instauraron nuevas redes de distribución que abastecieron, en unas cuantas décadas, a una gran cantidad de tomas domiciliarias de la ciudad de Oaxaca. En estos años se sentaron las bases para que el recién construido sistema de agua potable de la ciudad de Oaxaca tuviera un desarrollo progresivo y significativo (INSO 2014).

También se edificó una incipiente infraestructura de drenaje, donde se construyeron canales, redes de tuberías y alcantarillas, que conducían el agua pluvial y residual proveniente de las tomas públicas y residenciales de la zona centro y sus alrededores. Sin embargo, el establecimiento de esta naciente red de drenaje representó un hecho perjudicial para el río Atoyac y sus afluentes, así como para la microcuenca de los ríos San Felipe y Jalatlaco, pues la mayoría del agua recolectada por el drenaje iba a parar a esos ríos (INSO, 2014). En estos años se empieza a observar un deterioro en la red de tuberías y drenaje de los primeros domicilios céntricos que estaban conectados al sistema de agua municipal. Era común observar filtraciones y fugas de agua residual.

2. De 1950 a 1970: conurbación y consolidación del sistema de agua. La construcción de infraestructura pública ayudó a urbanizar casi la totalidad del territorio municipal. De manera general, la ciudad de Oaxaca vivió una fase de gran expansión urbana, donde

asentamientos que antes estaban alejados del centro de la ciudad, ahora se encontraban anexados con la creciente mancha urbana.

Respecto al sistema de agua municipal, se buscó tener una mejor conectividad terrestre, por lo que el cauce del río Atoyac volvió a ser modificado mediante una serie de rectificaciones que desviaron su trayectoria hacia áreas menos transitadas en ese entonces. El resultado fue que el agua empezó a sufrir una aguda contaminación, pues recibía agua pluvial mezclada con el drenaje de las tomas domésticas, los desechos comerciales y de hospitales, al igual que sustancias tóxicas arrojadas por la central de abasto, talleres mecánicos y mercados locales, entre otros tipos de negocios (INSO, 2014).

Con la tarea de consolidar la infraestructura urbana, el ayuntamiento habilitó diferentes vías de acceso que en un futuro permitieron regular de forma gradual las áreas conurbadas de la ciudad de Oaxaca. Las zonas más alejadas comenzaron a habitarse de manera informal, convirtiendo a la ciudad en un área central de una naciente metrópoli. No obstante, estas zonas de reciente habitación aún no tenían acceso al servicio de agua municipal.

3. De 1970 a 1990: fortalecimiento urbano y arraigo metropolitano. Para 1990, el 81.7 % de la población (174 940 hab.) residía en viviendas con acceso al servicio público de agua (Tabla 3), mientras que el 63.5 % (135 9319 hab.) contaba con drenaje en sus hogares (INEGI, 1991).

Tabla 3. Relación del servicio de agua y drenaje en Oaxaca de Juárez.

Año	Viviendas					Habitantes				
	Número	Con servicio de agua	Sin servicio de agua	Con drenaje	Sin drenaje	Número	Con servicio de agua	Sin servicio de agua	Con drenaje	Sin drenaje
1960	15 883	10 128	5 755	9 298	6 585	78 639	48 476	30 163	44 694	33 945
1970	21 640	13 011	8 629	10 645	10 995	116 388	68 804	47 584	57 102	59 286
1980	29 898	19 721	10 177	13 351	16 547	155 130	ND	ND	67 237	87 893
1990	43 672	36 554	7 118	28 960	14 712	211 974	174 940	37 034	135 931	84 043

Fuente: elaboración propia con base en información de SIC (1963), SIC (1973), INEGI (1984), INEGI (1991).

Es evidente que estas cifras representan el auge y la consolidación del sistema de agua dentro de la ciudad. Sin embargo, no se debe olvidar que también es necesario estimar la población, viviendas y servicio de agua que se presentaba en las zonas conurbanas al municipio de Oaxaca.

De 1970 a 1990, el municipio de Oaxaca experimentó una transformación sociodemográfica que fue más allá de su circunscripción, pues su área territorial desarrolló un fortalecimiento urbano que rebasó su jurisdicción política-administrativa, trastocó zonas contiguas de otros municipios y dio arraigo al fenómeno metropolitano (Tabla 4).

Tabla 4. Crecimiento y distribución poblacional de la ZMO.

Área	Población			Distribución porcentual de la población			Periodos de crecimiento porcentual		
	1970	1980	1990	1970	1980	1990	1970-1980	1980-1990	1970-1990
Oaxaca de Juárez	116 388	157 284	213 985	96.4	93.8	59.5	35.1	36.1	83.9
Área conurbana	4 371	10 323	145 566	3.6	6.2	40.5	136.2	1 310.1	3 230.3
ZMO	120 759	167 607	359 551	100	100	100	38.8	114.5	197.7

Fuente: elaboración propia con base en los datos de Negrete y Salazar (1986), INEGI (1984), INEGI (1991).

La infraestructura pública de la ciudad se extendió hasta las zonas periféricas, lo que ocasionó un incremento en el número de habitantes de estas áreas. Con base en tales hechos, se observa que para estos años ya existían ciertos indicadores intermunicipales que convertían a la ciudad de Oaxaca en una metrópoli que agrupaba las áreas conurbanas del centro del estado (Figura 7).

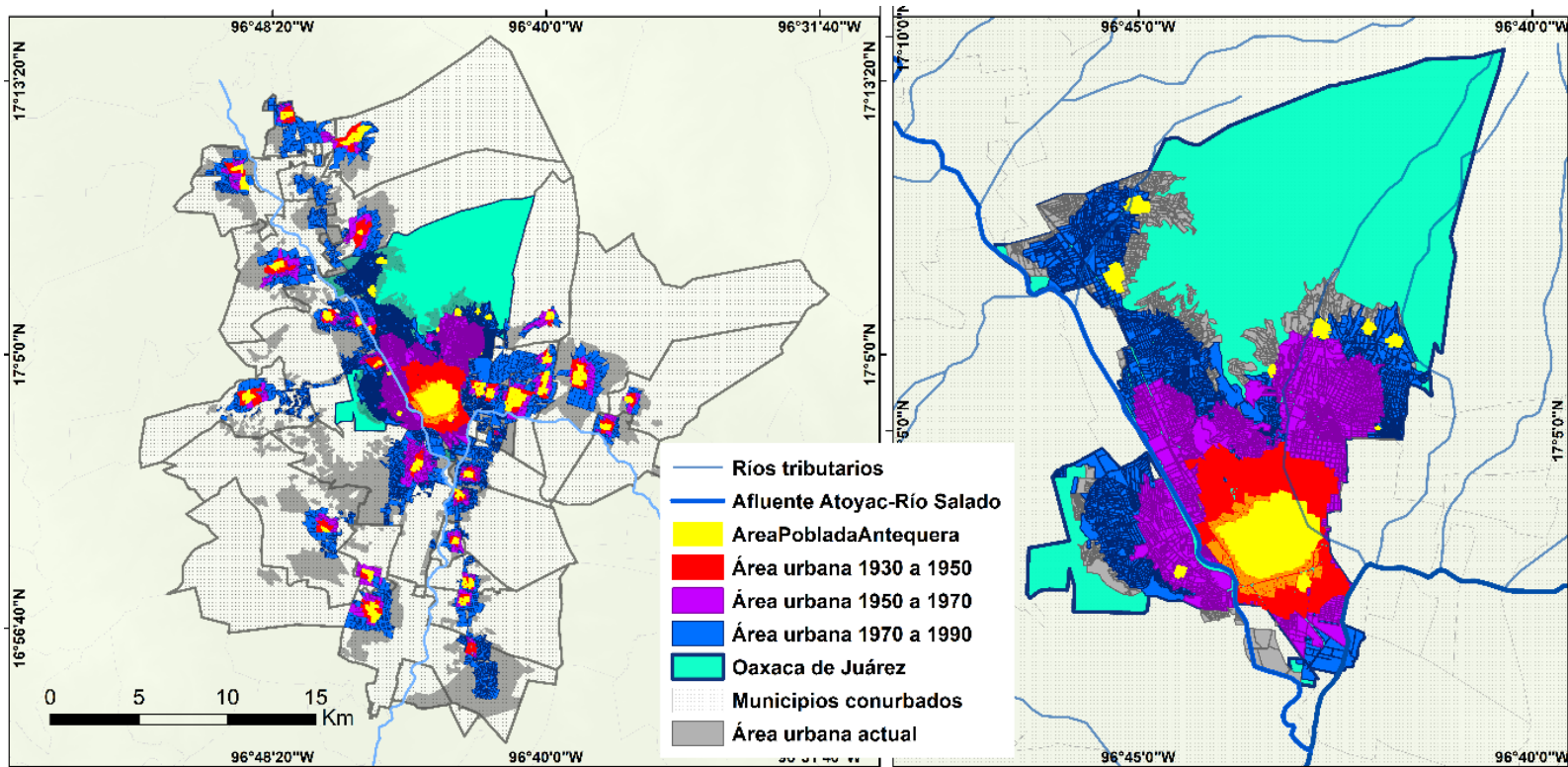


Figura 7. Desarrollo metropolitano del sistema de agua en Oaxaca de Juárez. Fuente: elaboración propia con base en INSO (2014) e INEGI (2020).

Quinto proceso. Metropolización del servicio de agua

En el aspecto histórico, se pueden rastrear los inicios de la metropolización del servicio de agua municipal para principios de la década de 1980. A partir de 1981 surgieron grandes cambios en los servicios hídricos administrativos del país. A nivel nacional, la legislación del agua se descentralizó, por lo que la federación transfirió sus derechos y obligaciones a los estados federativos para que legislaran normativas sobre el agua de su jurisdicción. Con esta resolución, los estados

quedaron facultados para administrar, gestionar, conservar y construir de forma directa las obras hidráulicas que ayudarían con la captación, conducción, potabilización, distribución, y suministro del servicio de agua y saneamiento (Aboites *et al.*, 2010).

a) Municipalización del sistema hídrico de Oaxaca

Con base en los hechos descritos con anterioridad, el 12 de diciembre de 1981, se publicó en Oaxaca el decreto número 56 sobre una nueva ley en materia hídrica, que regularía el funcionamiento, y la prestación del servicio de agua potable y alcantarillado en la totalidad del estado de Oaxaca (SAPAO, 2022). A partir de estos cambios, en 1982 se instaura la Administración Directa Local de Obras y Servicios de Agua Potable y Alcantarillado de la Ciudad de Oaxaca (ADOSAPACO). Dicha institución tomó de inmediato a su cargo la gestión, administración, operación y mantenimiento del servicio de agua en el municipio de Oaxaca de Juárez (SAPAO, 2022).

En 1983, la federación oficializó la municipalización del servicio de agua potable. En la reforma al artículo 115 constitucional, aprobada el 03 de febrero de 1983, se estableció que los municipios adquirirían la responsabilidad primaria del servicio de agua potable y alcantarillado (Pineda, 2002). Para el municipio de Oaxaca de Juárez, estos cambios administrativos en la gestión hídrica no repercutieron en una mejora en el manejo del servicio de agua por la ADOSAPACO. El sistema de agua municipal estaba en franco crecimiento, pero la gestión municipal continuaba siendo limitada y desencadenó una distribución insuficiente

del agua respecto a la gran cantidad de habitantes de la ciudad (INSO, 2014).

b) Cambios en la legislación hídrica de Oaxaca

En 1989, con la creación de la Comisión Nacional del Agua (Conagua) y en 1992, con la instauración de las directrices de la Ley de Aguas Nacionales (LAN), las legislaciones hídricas de los estados federativos del país sufrieron modificaciones. A principios de 1993 se publicó la Ley de Agua Potable y Alcantarillado en el Estado de Oaxaca —aún vigente— (LAPAO, 2005). En este ordenamiento se establece que los municipios quedan a cargo del servicio de agua y alcantarillado a través de la administración (manejo, gestión y cobro) de organismos municipales operadores de agua (OMOA). Estos organismos tendrían la capacidad de establecer acuerdos intermunicipales de cooperación respecto al suministro y alcantarillado contiguo (LAPAO, 2005). De esta manera, las acciones gubernamentales se orientaron a la construcción de obras hidráulicas que provisionaran agua a las zonas urbanas que estaban en expansión, así como a la cimentación de redes colectores de drenaje para las nuevas edificaciones poblacionales. No obstante, desde este escenario jurídico de gestión se omitió contemplar la responsabilidad de las descargas residuales con la construcción de plantas de tratamiento de aguas, algo característico en zonas de expansión metropolitana (Campos, 2013).

c) SAPAO y la metropolización del sistema de agua

En 2013, a partir del decreto número 2070, se publica la Ley del Organismo Operador Público (LOOP, 2013). En esta ley se crea de forma oficial el Organismo Operador de Agua Pública, denominado Servicios de Agua Potable y Alcantarillado de Oaxaca (SAPAO), con sede en la ciudad de Oaxaca de Juárez, con patrimonio propio, autonomía en la operación del servicio y, sobre todo, con personalidad jurídica propia (LOOP, 2013). Su jurisdicción oficial se establece en el área municipal de Oaxaca de Juárez, pero puede extender su competencia en las zonas metropolitanas que pertenezcan a otros municipios conurbanos a la capital oaxaqueña. De esta manera, SAPAO abastece no solo a la ciudad de Oaxaca, sino también a 10 municipios conurbanos.

En total, SAPAO abastece a 356 colonias distribuidas en 11 municipios de la ZMO. Como organismo operador interurbano suministra al municipio de Oaxaca de Juárez junto a zonas conurbadas de otros 10 municipios metropolitanos: San Agustín Yatareni, San Andrés Huayápam, San Antonio de la Cal, San Jacinto Amilpas, San Lorenzo Cacaotepec, San Pablo Etla, San Sebastián Tutla, Santa Cruz Xoxocotlán, Santa Lucía del Camino y Santa María Atzompa. Cabe aclarar que su gestión no abarca la totalidad de estos 10 municipios mencionados, sino solo las áreas adyacentes a la capital del estado de Oaxaca (Figura 8).

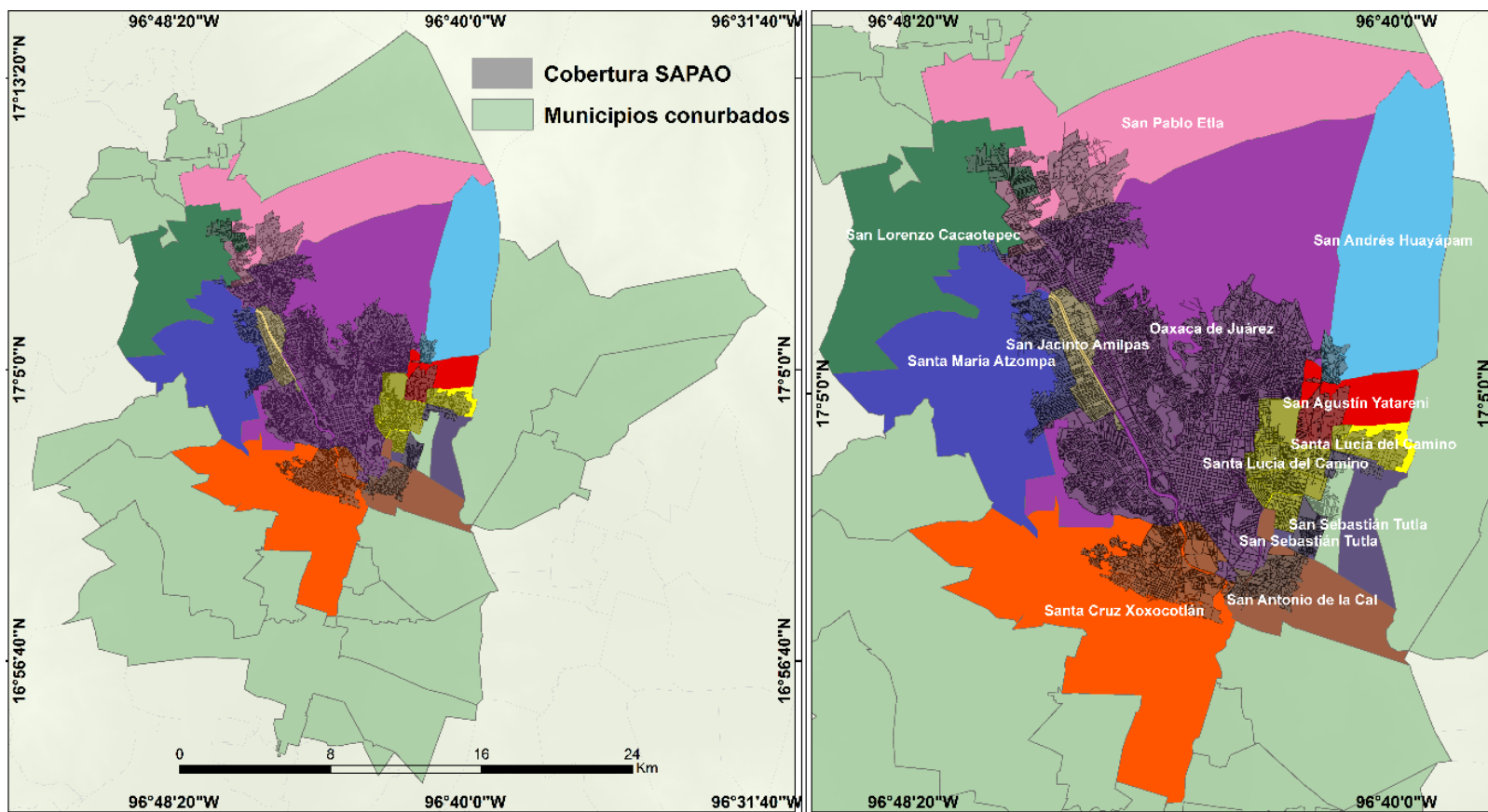


Figura 8. Cobertura SAPAO. Fuente: elaboración propia con base en INSO (2014) e INEGI (2020).

d) Problemáticas actuales de la metropolización del agua

En la captación, SAPAO recurre a un acueducto localizado en San Agustín Etla, así como a 38 pozos profundos que resultan insuficientes para el suministro de agua (SAPAO, 2022). La gestión de SAPAO resulta ineficiente, tiene grandes zonas urbanas sin suministro o con prolongados periodos de desabasto, altos costos de mantenimiento y cuotas elevadas (Bessi & Navarro, 2021). Además, la infraestructura pública es deficiente, ya que en la toma de decisiones se privilegia más la extensión del sistema

de agua que su rehabilitación (Peña, 2013). Esto ha dado como resultado fugas en las tuberías, poco mantenimiento, reducida presión del chorro de agua y elevados niveles de agentes contaminantes (CNDH, 2020). Dentro del municipio de Oaxaca se descargan diversos tipos de aguas residuales; sus localidades tienen nulos o bajos índices de control sanitario por deterioro o falta de plantas de tratamiento del agua (Semaedeso, 2022); también se generan residuos que ensucian y vuelven insalubre el agua que es utilizada no solo por la población del área contaminada sino también por otras comunidades.

Desde una perspectiva hidrosocial, la ZMO es una entidad interurbana voraz e insaciable, que no solo consume y transforma el agua de la que se abastece sino que también derrocha irresponsablemente sus aguas residuales (Peña, 2013). El insuficiente saneamiento, crecimiento poblacional y aumento de la extensión urbana han provocado un gran daño ambiental al afluente Atoyac-Salado, que ya no tiene la capacidad de autolimpiarse en su proceso natural debido a la gran cantidad de contaminantes que son vertidos por los municipios por los que cruza su cauce (Conagua, 2021). En su recorrido por las zonas urbanas se ha detectado la presencia de altos niveles de amoníaco y nitrógeno, así como otros contaminantes (Soriano-Hernández *et al.*, 2017). Por tanto, además de las descargas de aguas residuales provenientes de asentamientos locales, el agua del río Atoyac constituye un gran riesgo, no solo de carácter medioambiental, donde peligra la biodiversidad del entorno, sino que también representa una amenaza para la salud de la población del municipio de Oaxaca que consume el agua de este río (TLA, 2016).

En 2017, organizaciones de la sociedad civil solicitaron la atención de la Comisión Nacional de Derechos Humanos (CNDH) por la

responsabilidad y omisión de los servidores públicos de los tres órdenes de gobierno ante la excesiva contaminación de los ríos Atoyac y Salado. En 2020, la CNDH emitió la Recomendación No. 57/2020, donde señaló la irresponsabilidad de los tres niveles gubernamentales (entre ellos, 56 municipios) por el deterioro hídrico de la subcuenca, que viola el derecho humano al agua y a un ambiente saludable (CNDH, 2020). Hasta el momento no se han realizado acciones para atender la terrible devastación hídrica-ambiental del afluente Salado-Atoyac, principal receptor de las aguas residuales y excretas urbanas. Asimismo, no existe una planeación conjunta que considere los requerimientos ambientales, políticos y sociales de la subcuenca (RH20AC) del río Atoyac-Oaxaca.

e) Perspectiva hidropolítica de la metropolización del agua

Actualmente se visibiliza un nuevo proceso hidropolítico basado en una dinámica de exclusión. La metropolización del sistema de agua ocasiona tensiones que no solo trastocan los sistemas contiguos, sino que también distorsiona el servicio de agua con base en la demanda de una nueva población flotante. La gentrificación ha originado fenómenos de expulsión habitacional en las áreas céntricas de la ciudad de Oaxaca. El turismo, los arrendamientos, las zonas comerciales y la nueva cultura de trabajo digital generan una sistemática expulsión de los lugareños por turistas y residentes externos con alto poder adquisitivo (Escobedo, 2022).

En el abasto se originan dos principales problemas. El primero es una creciente demanda hídrica para las áreas turísticas, que tienen preferencia de suministro. El segundo es el mantenimiento y la falta de creación de infraestructura hidráulica para el abastecimiento de la

población desplazada, la cual ya no se asienta en los municipios conurbados, sino en zonas periféricas de las áreas suburbanas, evidenciando una falta de planeación para enfrentar la escasez en estos nuevos cinturones periféricos (Campos, 2013). Para esta nueva población, se experimenta un *estrés hídrico*, un estado de ansiedad por la falta continua del servicio de agua (Gutiérrez, 2013). Dicha carencia hídrica se genera por un desacoplamiento donde la demanda de agua supera la capacidad de suministro municipal, por lo que se repite el ciclo para el gobierno en turno y se vuelve imprescindible recurrir a otras fuentes externas más alejadas (Peña, 2013).

Ante esta compleja situación se han propuestos arreglos con otras entidades municipales más apartadas, buscando establecer alianzas y convenios que permitan extraer y canalizar el líquido de otros municipios hacia la capital del estado. Desde la década de 1990 se han proyectado trasvases hidráulicos, como el de la presa Paso Ancho, a 74 km, en Sola de Vega, o Paso de la Reina a 129 km, en Santiago Jamiltepec, los cuales buscan incrementar la disponibilidad de agua en la ciudad a partir del acarreo de grandes volúmenes de agua proveniente de otras cuencas (INSO, 2014). No obstante, tales convenios no siempre se han realizado por conformidad mutua, sino más bien han sido el resultado de procesos resolutivos no exentos de controversia y tensiones ecológico-distributivas que aún perduran.

Conclusiones

Con base en la hidropolítica, este artículo revisó las problemáticas ocasionadas por los enfoques de control facultados desde los ordenamientos y las legislaciones hídricas que originaron múltiples tensiones y conflictos intermunicipales (procesos hidropolíticos), que gradualmente estructuraron el actual sistema de agua con rasgos metropolitanos. Se identificaron cinco procesos hidropolíticos que exponen conflictos ecológicos distributivos, *en donde las tensiones por el agua nos muestran cómo el poder se impone*.

Cada proceso presenta hallazgos específicos. En el primero, se reflexiona el significado de *las mercedes* como un elemento de conflicto respecto a la diferente cosmovisión del agua; en este caso, *el acaparamiento* por los residentes españoles y *el sentido comunitario* de la población originaria. En el segundo proceso se examina al agua como un *elemento de intercambio político* en la edificación hidráulica de la ciudad. En el tercero, se detectó al agua como un *botín político*, que funciona como elemento de negociación intermunicipal. En el cuarto proceso se evidenció una caótica transformación urbana, donde *la demanda de agua se expandió* a niveles que el propio sistema apenas pudo solventar con el abasto proveniente de otros municipios. Por último, en el quinto proceso, se vislumbraron los contextos legislativos, demográficos y conflictivos que dieron lugar al actual fenómeno de metropolización del agua.

A partir de un análisis conjunto de los procesos hidropolíticos en Oaxaca, *se identificó que la principal tensión hidropolítica para el abasto de agua radica en que no ha sido comprendida ni incorporada la necesaria*

integralidad territorial que significa el aprovechamiento de la subcuenca (RH20AC) del río Atoyac-Oaxaca, como principal ente hídrico que recarga y distribuye el agua que históricamente ha permitido conformar la actual entidad política metropolitana. Bajo esta lógica, lo político ha estado por encima de lo físico, excluyendo la realidad hidrológica del espacio. En este caso, el sistema de agua del municipio de Oaxaca se ha conformado sin valorar la conexión hídrica que tiene con los demás municipios de la ZMO, a través del afluente Atoyac-Salado y el acuífero de los Valles Centrales. En tal sentido, no se ha considerado que un problema de agua local involucra a la región, pues las decisiones de un municipio río arriba afectan a otros ríos abajo.

En el desarrollo de la metropolización del agua en Oaxaca de Juárez se concluye que es necesario comprender que su manejo hídrico no puede estar circunscrito a sus límites políticos, debido a que el agua de la que se abastece traspasa otras circunscripciones. Por un lado, es necesario realizar acuerdos intermunicipales para resolver las consecuentes problemáticas de captación, abastecimiento y descarga de cada municipio para lograr un manejo integral de la subcuenca RH20AC. Por el otro, es urgente concientizar a la población de los problemas ecológicos que atraviesa el suministro de agua en la ZMO para que incorpore ecotecias para un uso más eficiente del agua. Finalmente, los problemas hidropolíticos se han generado por el abastecimiento, relegando a un segundo término, y sin noción de responsabilidad, los problemas de descarga y contaminación. En tal sentido, las acciones organizativas no han sido preventivas sino correctivas, por lo que los costos ecológicos y sociales se agravarán en la progresiva conformación del sistema metropolitano de agua en Oaxaca de Juárez.

Referencias

- Aboites, L., Birrichaga, D., & Garay, J. (2010). El manejo de las aguas mexicanas en el siglo XX. En: Jiménez, B., Torregrosa, M. L., & Aboites, L. (coords.). *El agua en México: cauces y encauces, México* (pp. 21-50). México DF, México: Academia Mexicana de Ciencias, Comisión Nacional del Agua.
- AGEO, Archivo General del Estado de Oaxaca. (1879). *Colección de leyes, circulares y otras disposiciones dictadas por el gobierno del estado de Oaxaca*. Oaxaca, México: Gobierno del Estado de Oaxaca, Imprenta del Estado de Oaxaca.
- AGEO, Archivo General del Estado de Oaxaca. (1912). *Acueducto de San Andrés Huayápam*. Oaxaca, México: Gobierno del Estado de Oaxaca, Imprenta del Estado de Oaxaca.
- AGEPEO, Archivo General del Poder Ejecutivo del Estado de Oaxaca. (1888). *Memoria de Gobierno*. Oaxaca, México: Archivo General del Poder Ejecutivo del Estado de Oaxaca.
- AGEPEO, Archivo General del Poder Ejecutivo del Estado de Oaxaca. (1905). *Exposición de motivos de la ley sobre aprovechamiento de las aguas públicas del estado de Oaxaca, México*. Oaxaca, México: Archivo General del Poder Ejecutivo del Estado de Oaxaca.
- AHA, Archivo Histórico del Agua. (1928). *Aprovechamientos superficiales, Caja 1727, Expediente 25465*. Ciudad de México, México: Archivo Histórico del Agua.

AMCO, Archivo Municipal de la Ciudad de Oaxaca. (1876). *Secretaría Municipal, Documentos Empastados, legajo 14, expediente 10*. Oaxaca, México: Archivo Municipal de la Ciudad de Oaxaca.

Ávila, P. (2001). *Urban poverty and water management in México. Causing conflict: Managing water services in poor urban areas and squatter settlements in México, Michoacán*. El Colegio de Michoacán. Centro de Estudios Rurales, 15. Recuperado de <https://www.ircwash.org/sites/default/files/Garcia-2001-Urban.pdf>

Bessi, R., & Navarro, F. S. (21 de septiembre, 2021). *Fracaso millonario. La historia oculta del agua potable en Oaxaca*. Avispa Midia y Connectas. Recuperado de <https://www.connectas.org/especiales/agua-potable-en-oaxaca-banco-mundial/>

Campos, V. N. (2013). Abastecimiento de agua a São Paulo. En: Peña, F. (coord.). *La sed urbana. La ciudad como construcción hidráulica* (pp. 21-60). Colección Investigaciones. San Luis Potosí, México: El Colegio de San Luis, A. C.

CNDH, Comisión Nacional de Derechos Humanos. (24 de noviembre, 2020). *Recomendación No.57/2020*. Recuperado de <https://www.cndh.org.mx/documento/recomendacion-572020>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2021). *Programa Hídrico Regional 2021-2024. Región Hidrológico-Administrativa V Pacífico Sur*. Recuperado de https://files.conagua.gob.mx/conagua/generico/PNH/PHR_2021-2024_RHA_V_Pac%C3%ADfico_Sur.pdf

- Cook, E. A., & Lara, J. J. (eds). (2013). *Remaking metropolis: Global challenges of the urban landscape*. London, UK: Routledge.
- De-Alba-Murrieta, F. D. J. (2005). Geopolítica metropolitana de México, el manejo del conflicto en el entorno de los cambios políticos nacionales y la gestión conflictiva del agua. *Anuario de Espacios Urbanos*, 2005(1), 59-67. Recuperado de <https://espaciosurbanos.azc.uam.mx/index.php/path/article/view/157/155>
- DEN, Departamento de Estadística Nacional (1927). *Censo General de Habitantes. 30 de noviembre de 1921. Estado de Oaxaca*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825411282>
- Escobedo, D. N. (2022). Matices de la turistificación y de la gentrificación en México: comparativa de impactos socioespaciales en la Roma-Condessa y el centro patrimonial de San Miguel de Allende. *Tlalli. Revista de Investigación en Geografía*, (7), 115-140. Recuperado de <http://revistas.filos.unam.mx/index.php/tlalli/article/view/1748>
- Flores, A. V., & Iracheta, A. (2015). Gobernanza metropolitana como estrategia para planificar y gestionar el desarrollo de la Zona Metropolitana del Valle de Toluca. *Revista de Estudios Regionales*, (102), 91-118. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=755/75539637003>
- Gardida, B. D. (coord.). (2007). *La modernización del sistema de agua potable en México 1810-1950* (No. 363.610972 M6). Zinacantepec, México: El Colegio Mexiquense, 2007.

- Gay-Castañeda, J. A. (1881). *Historia de Oaxaca* (3a. ed.). Dos volúmenes del primer tomo y dos volúmenes del segundo tomo. Oaxaca, México: Biblioteca de Autores y de Asuntos Oaxaqueños.
- Gutiérrez, J. E. (2013). Problemas, estrategias y experiencias en el abasto de agua a la ciudad de La Habana. En: Peña, F. (coord.). *La sed urbana. La ciudad como construcción hidráulica* (pp. 119-146). Colección Investigaciones. San Luis Potosí, México: El Colegio de San Luis, A.C.
- INAFED, Instituto Nacional para el Federalismo y el Desarrollo Municipal (1988). *Municipios de Oaxaca. Enciclopedia de los municipios y delegaciones de México*. Recuperado de <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM20oaxaca/municipios/20067a.html>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (1984). *X Censo General de Población y Vivienda, 1980. Estado de Oaxaca*. Vol. I y II, tomo 20. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825415037>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (1991). *XI Censo General de Población y Vivienda 1990. Estado de Oaxaca. Tabulados básicos*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/publicaciones/?p=781>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía (2020). *Censo Nacional de Población y Vivienda*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/programas/ccpv/2020/default.html#Tabulados>

- INSO, Instituto de la Naturaleza y la Sociedad de Oaxaca. (2014). *Un plan común para un bien común. Hacia una estrategia articuladora de esfuerzos en pro del agua en la cuenca del Río Verde-Atoyac, Oaxaca.* Recuperado de <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2014/04/plan-comun-para-un-bien-comun-completo.pdf>
- Iracheta-Cenecorta, A. (1988). Metropolización y política urbana en la ciudad de México: en busca de un nuevo enfoque. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 3(1), 143-162. DOI: 10.24201/edu.v3i1.672
- Iturribarria, J. (1943). *El agua en la ciudad de Oaxaca, desde tiempos más remotos hasta el primer tercio del siglo XX.* Oaxaca, México: Talleres Gráficos del Gobierno del Estado.
- Kauffer, F. E. (2004). *El concepto de hidropolítica en la frontera sur de México. El futuro del agua en México.* México, Guadalajara y Los Ángeles: Universidad de Guadalajara, El Colegio de México, UCLA Program on Mexico, PROFMEX, Casa Juan Pablos.
- Kauffer, F. E. (2010). Hidropolítica del Candelaria: del análisis de la cuenca al estudio de las interacciones entre el río y la sociedad ribereña. *Relaciones. Estudios de historia y sociedad*, 31(124), 187-226. Recuperado de <https://www.scielo.org.mx/pdf/rz/v31n124/v31n124a7.pdf>
- LPAO, Ley de Agua Potable y Alcantarillado para el estado de Oaxaca. (2005). *Ley de Agua Potable y Alcantarillado para el estado de Oaxaca.* Recuperado de <http://aneas.com.mx/wp-content/uploads/2017/02/Ley-de-Agua-de-Oaxaca.pdf>

- LOOP, Ley del Organismo Operador Público. (2013). *Servicios de agua. Potable y Alcantarillado de Oaxaca*. Recuperado de <https://www.oaxaca.gob.mx/sapao/wp-content/uploads/sites/39/2022/02/REGLAMENTO-DE-LA-LEY.pdf>
- López-Austin, A. (1999). *Breve historia de la tradición religiosa mesoamericana*. México, DF, México: Instituto de Investigaciones Antropológicas, Universidad Nacional Autónoma de México. Recuperado de <http://ru.iiia.unam.mx:8080/bitstream/10684/54/1/205.pdf>
- Martínez-Alier, J. (2006). Los conflictos ecológico-distributivos y los indicadores de sustentabilidad. *Polis. Revista Latinoamericana*, (13). Recuperado de <http://journals.openedition.org/polis/5359>
- Mendoza, J. E. (2016). Abastecimiento de agua potable e higiene pública en la Ciudad de Oaxaca, 1867-1915. En: *La Ciudad de Oaxaca. Pasado, presente y futuro* (pp. 325-364). Oaxaca de Juárez, México: Universidad Autónoma Benito Juárez de Oaxaca.
- Negrete, S. M. E., & Salazar, H. S. (1986). Zonas metropolitanas en México, 1980. *Estudios Demográficos y Urbanos*. Recuperado de <https://estudiosdemograficosyurbanos.colmex.mx/index.php/edu/article/view/571/564>
- Ohmstede, A., & Topete, O. (2020). El agua y su legislación. Acuerdos y conflictos en los Valles Centrales de Oaxaca (México), en la transición del siglo XIX al siglo XX. *Revista Mundo Agrario*, 21(48). Recuperado de <http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/122345/Documento.pdf-PDFA.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- Panikkar, R. (1990). *Sobre el diálogo intercultural* (vol. 15). Salamanca, España: Editorial San Esteban.
- Peña, F. (2013). El abasto de agua a la ciudad de San Luis Potosí. En: Peña, F. (coord.). *La sed urbana. La ciudad como construcción hidráulica* (pp. 147-172). Colección Investigaciones. San Luis Potosí, México: El Colegio de San Luis, A.C.
- Pineda, P. N. (2002). La política urbana de agua potable en México: del centralismo y los subsidios a la municipalización, la autosuficiencia y privatización. *Región y sociedad*, 14(24), 41-69. Recuperado de <https://www.scielo.org.mx/pdf/regsoc/v14n24/v14n24a2.pdf>
- Riley, M. B. (1996). *Liquid inequity: Historical drinking water crisis in Oaxaca de Juarez, Mexico* (tesis de maestría). Georgia State University, USA.
- Rojas, T. (1988). *Las siembras de ayer. La agricultura indígena del siglo XVI*. México, DF, México: Secretaría de Educación Pública, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social.
- RSPA, Reglamento para el Saneamiento y Provisión de Aguas de Oaxaca. (1913). *Reglamento para el Saneamiento y Provisión de Aguas de Oaxaca*. Oaxaca, México: Gobierno del Estado de Oaxaca, Imprenta del Estado de Oaxaca, México.
- SAF, Secretaría de Agricultura y Fomento. (1918). *División territorial de los Estados Unidos Mexicanos correspondiente al Censo de 1910*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825001772>

Sánchez, M., & Sandré, I. (2011). *El eslabón perdido: acuerdos, convenios, reglamentos y leyes locales de agua en México, 1593-1935*. México, DF, México: Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social.

SAPAO, Servicios de Agua Potable y Alcantarillado de Oaxaca. (2022). *Reseña histórica*. Recuperado de <https://www.oaxaca.gob.mx/soapa/2016/03/>

SE, Secretaría de Economía. (1953). *Séptimo Censo General de Población, 6 de junio de 1950*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825412296>

Semaedeso, Secretaría del Medio Ambiente, Energías y Desarrollo Sustentable de Oaxaca. (2022). *Plan Integral para el Saneamiento de los ríos Atoyac y Salado*. Recuperado de <https://www.oaxaca.gob.mx/semaedeso/>

SEN, Secretaría de la Economía Nacional. (1936). *Quinto Censo de Población. 15 de mayo de 1930*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825411619>

SEN, Secretaría de la Economía Nacional. (1948). *Estados Unidos Mexicanos. 6° Censo de Población 1940. Oaxaca*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825411954>

- SFCI, Secretaría de Fomento, Colonización e Industria. (1906). *División territorial de la República Mexicana formada con los datos del censo verificado el 28 de octubre de 1900. Estado de Oaxaca, México*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825010018>
- SIC, Secretaría de Industria y Comercio. (1963). *VIII Censo General de Población 1960. 8 de junio de 1960. Estado de Oaxaca*. Tomo I y II. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825412968>
- SIC, Secretaría de Industria y Comercio. (1973). *IX Censo General de Población 1970. 28 de enero de 1970*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/app/biblioteca/ficha.html?upc=702825413361>
- Soriano-Hernández, X. Y., Velasco-Velasco, V. A., Ruiz-Luna, J., Ubaldo, P., Caballero-Gutiérrez, E. R. S., & Del-Valle, J. R. E. (2017). Análisis de nitrógeno, sólidos suspendidos y disueltos totales en el río Atoyac, Oaxaca. *Revista Mexicana de Agroecosistemas*, 4(2), 152-163. Recuperado de https://rmae.voaxaca.tecnm.mx/wp-content/uploads/2020/11/6-RMAE_2017-13-Agua-To-edit.pdf
- Tamayo, J. L. (1950). *Geografía de Oaxaca: texto oficial para uso de las escuelas primarias*. México, DF, México: Comisión Editora de El Nacional.
- Taylor, W. B. (julio-septiembre, 1970). Cacicazgos coloniales en el Valle de Oaxaca. *Historia Mexicana*, 20(1), 1-41.

- Taylor, W. B. (1973). Haciendas coloniales en el valle de Oaxaca. *Historia Mexicana*, 23(2), 284-329.
- TLA, Tribunal Latinoamericano del Agua. (octubre, 2016). *Contaminación del río Atoyac, Oaxaca. IX Audiencia pública. Casos sobre Controversias Hídricas en México y Guatemala*. Ciudad de México, México: Tribunal Latinoamericano del Agua.
- Topete-Pozas, O. P. (2017). El abasto de agua potable en la ciudad de Oaxaca de Juárez a finales del siglo XIX y principios del XX. *Revista Pueblos y Fronteras Digital*, 12(24), 136-162. DOI: 10.22201/cimsur.18704115e.2017.24.319
- Topete-Pozas, O. P. (2021). Un panorama sobre la legislación entorno a las aguas. Continuidades coloniales, normativas locales y el inicio de la centralización federal en el manejo del agua durante la transición del siglo XIX al XX. En: *Usos y conflictos por el agua en el valle de Etla, Oaxaca 1880-1930*. Historia Moderna Contemporánea 76. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones Históricas.
- Turton, A. (2002). Hydropolitics: The concept and its limitations. En: Turton, A., & Henwood, R. (eds.). *Hydropolitics in the developing world: A Southern African perspective* (pp. 13-19). Pretoria, South Africa: African Water Issues Research Unit.
- Waterbury, J. (1979). *Hydropolitics of the Nile Valley*. Syracuse, USA: Syracuse University Press.

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-06-03

Articles

Application of artificial neural networks to the modeling of rain-runoff in the Chancay Lambayeque river basin

Aplicación de redes neuronales artificiales a la modelación de lluvia-escorrentía en la cuenca del río Chancay Lambayeque

Lourdes Ordoñez¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6028-9497>

Sócrates Muñoz², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3182-8735>

Percy Tineo³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6877-6302>

Iván Mejía⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0007-0928>

¹Universidad Señor de Sipán; Faculty of Engineering, Architecture and Urban Planning; Professional School of Civil Engineering. Chiclayo, Lambayeque, Peru, orimarachinlour@uss.edu.pe

²Universidad Nacional Toribio Rodríguez de Mendoza de Amazonas, Chachapoyas, Peru, socrates.munoz@untrm.edu.pe

³Universidad Nacional de Ingeniería, Faculty of Civil Engineering, Lima, Lima, Peru, percy.tineo.p@uni.pe

⁴Universidad Señor de Sipán; Faculty of Engineering, Architecture and Urban Planning; Professional School of Systems Engineering. Chiclayo, Lambayeque, Perú, hmejiac@uss.edu.pe

Corresponding author: Sócrates Pedro Muñoz-Pérez,
socrates.munoz@untrm.edu.pe

Abstract

Between the months of December to April, regions of northern Peru, including Lambayeque, are affected by maximum extreme events, wreaking havoc on homes, flooding crop fields, collapsing hydraulic works, and the most irreparable loss of human lives. In this line, the objective of this research was to apply Artificial Neural Networks to rain-runoff modeling in a basin in northern Peru, namely, the Chancay Lambayeque river basin belonging to the Pacific slope. For this purpose, records of precipitation and flows of 30 years (hydrological normal) were collected from 12 hydrometeorological stations belonging to the basin and neighboring it. Thus, applying a model of Long and Short Term Memory Networks (LSTM) we proceeded to model the rain, seeking to follow the behavior of the flows observed in the Racarrumi hydrometric station, with 80 % of the information the model was trained and with 20 % it was validated. In short, it was obtained that in the modeling validation stage, the Nash coefficient was 0.93, corresponding to the qualifier "very good".

Keywords: Basin, precipitation, flow, artificial neural networks, hydrometeorological stations.

Resumen

Entre los meses de diciembre a abril, regiones del norte del Perú, entre ellas Lambayeque, se ven afectados por eventos extremos máximos, ocasionando estragos en viviendas, inundación de campos de cultivo, colapso de obras hidráulicas y, lo más irreparable, pérdida de vidas humanas. En esa línea, el objetivo de la presente investigación fue aplicar redes neuronales artificiales al modelamiento de lluvia-escorrentía en una cuenca del norte de Perú, en específico, en la cuenca del río Chancay Lambayeque, perteneciente a la vertiente del Pacífico. Para ello se recopilaron registros de precipitación y caudales de 30 años (normal hidrológica), de 12 estaciones hidrometeorológicas pertenecientes tanto a la cuenca como aledañas a ésta. Así, aplicando un modelo de redes de memoria a largo y corto plazo (LSTM), se procedió a modelar la lluvia, buscando seguir el comportamiento de los caudales observados en la estación hidrométrica Racarrumi; con un 80 % de la información se entrenó al modelo y con un 20 % se validó. En suma, se obtuvo que en la etapa de validación del modelamiento, el coeficiente de Nash fue de 0.93, correspondiéndole el calificativo de “muy bueno”.

Palabras clave: cuenca, precipitación, caudales, redes neuronales artificiales, estaciones hidrometeorológicas.

Received: 15/12/2022

Accepted: 07/07/2023

Published Online: 14/07/2023

Introduction

Flow behavior during rainfall events occurs as a nonlinear process, and runoff modeling is one of the key challenges in the field of hydrology, especially in watersheds where topographic data are not available (Fan *et al.*, 2020). Research on rainfall-runoff modeling contributes to risk reduction, counteracting damages, minimizing loss of human lives and reducing the impact on properties, based on technically and scientifically based proposals (Mosavi Ozturk, & Chau, 2018), therefore, the prediction and modeling of discharges in a river basin is of utmost importance since it allows the issuance of warnings for flood control and management (Jimeno, Senent, Pérez, Pulido, & Cecilia, 2017). Likewise, by having a better accuracy of the records, it is possible to estimate and optimize the design of hydraulic works that help to counteract events such as El Niño (a), preserving hydraulic infrastructure of all types, housing, crop areas, animals, and most importantly, avoiding the loss of human lives (Cromwell *et al.*, 2021; Rodríguez, Díaz, Ballesteros, Rohrer, & Stoffel, 2019).

On the other hand, hydrological models such as distributed or semi-distributed ones require different types of data and inputs, while the application of machine and deep learning techniques simplifies the amount of these inputs (Basagaoglu, Chakraborty, & Winterle, 2021; Wang *et al.*, 2019). Thus, for example, the advantage of hydrological models that work with automatic and deep learning techniques, with respect to clustered or distributed models, is that they are able to simulate areas of different sizes (Sattari, Apaydin, Band, Mosavi, & Prasad, 2021;

Valderrama-Purizaca, Chávez-Barturen, Muñoz-Pérez, Tuesta-Monteza, & Mejía-Cabrera, 2021).

In that context, rainfall-runoff modeling plays a crucial role at several points in the management of hydrological resources, helping significantly to solve problems related to flood control and agricultural land protection (Fu *et al.*, 2020). The simulation of hydrometeorological variables is a very important process in hydrology, usually providing support for different water resources planning and management activities (Kim *et al.*, 2021). Designing a physical model for such phenomena is often costly and also requires absolute domain expertise, however, machine and deep learning techniques allow generating less costly, less complex and more efficient models (Qin, Liang, Chen, Lei, & Kang, 2019; Zhang *et al.*, 2020; Shi *et al.*, 2020). It is also worth mentioning that another of the hydrological processes that have been treated with automatic and deep learning techniques is the estimation of changes in river flow (Farfán, Palacios, Ulloa, & Avilés, 2020), lake water level prediction (Yaseen *et al.*, 2020) and evapotranspiration estimation (Afzaal, Farooque, Abbas, Acharya, & Esau, 2020); complex problems in the field of hydrology due to the incorporation of various hydrometeorological and morphological characteristics. Following that line, the objective of the present research was to apply Artificial Neural Networks to rainfall-runoff modeling and evaluate its model performance by means of the Nash-Sutcliffe efficiency metric (NSE), in a watershed of northern Peru, namely, the Chancay Lambayeque river basin.

Materials and methods

Methodology

The procedure developed in this study is presented in Figure 1. The data used in this study were from 12 hydrometeorological stations; 11 meteorological and 01 hydrological, from which 30 years of precipitation and flow records were considered on a daily scale respectively (normal hydrological), from 01/01/1991 to 31/12/2020, selected according to the availability of the information. With 80 % (24 years) of the data, the Long and Short Term Memory Model (LSTM) was trained and calibrated, and with 20 % it was validated (06 years). Along these lines, the Python v.2.7.8 programming language, libraries such as Keras v.2.4.4 and Tensor Flow v.2.3.2 were used to develop the ANNs. Likewise, libraries such as Numpy v.1.19.5 were used for numerical processing, Pandas v.1.1.4 to generate tables, Matplotlib v.3.3.3 to plot the data and Seaborn to correlate data. Scikit-Learn v.0.23.4 was used for the implementation of Adam's optimization and Mean Squared Error. The code was run on a laptop with Intel(R) Core (TM) i5-4210U 2.40GHz x 4 64-bit CPU and 12.0GB RAM in Windows 10 environment.

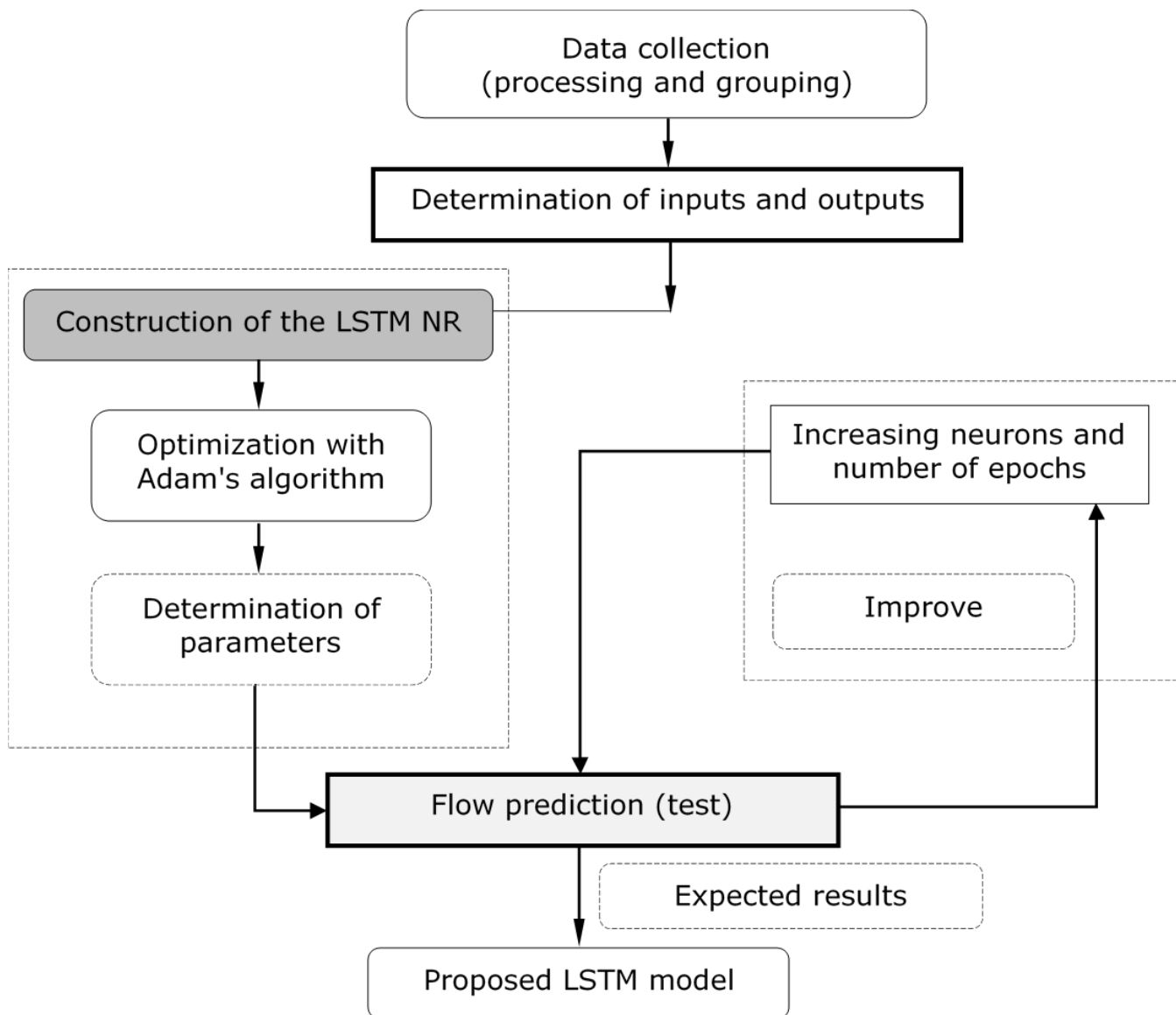


Figure 1. Procedure developed in rainfall-runoff modeling.

Study area

The study area is the Chancay Lambayeque river basin, located in northern Peru, which from time to time is exposed to events such as floods, the occurrence of the El Niño phenomenon, which in turn generates heavy rainfall, flooding of streams, high temperatures, among others. Along these lines, rainfall-runoff modeling in the Chancay Lambayeque River basin by applying Neural Network models is a fundamental tool for generating hydro-meteorological information at strategic points. On the other hand, according to the geomorphological parameters of the basin, Figure 2 shows an area of 4043.73 km² (large basin), a perimeter of 432.86 km and a hypsometric curve in the Maturity phase. Likewise, it is an elongated basin with a slow response as maximum runoff to precipitation, with a drainage density of Medium.



Figure 2. Chancay River Basin and hydrometeorological stations considered in the study.

Artificial Neural Networks (ANNs)

ANNs are mathematical modeling systems that perform parallel data processing (Adamowski, Chan, Prasher, Ozga-Zielinski, & Sliusarieva, 2012). The first ANN was developed in 1943 by McCulloch and Pitts with the purpose of imitating the functioning of biological neural networks by interconnecting them, as shown in Figure 3. In hydrology, they began to be used in the 1990s, as was done by French, Krajewski and Cuykendall

(1992) for rainfall prediction (Choubin, Khalighi-Sigaroodi, Malekian, & Kişi, 2014). Along these lines, some researches recommend ANNs as one of the most suitable modeling techniques that provide an acceptable generalization capacity and speed compared to other conventional models (Nabipour, Dehghani, Shamsirband, & Mosavi, 2020).

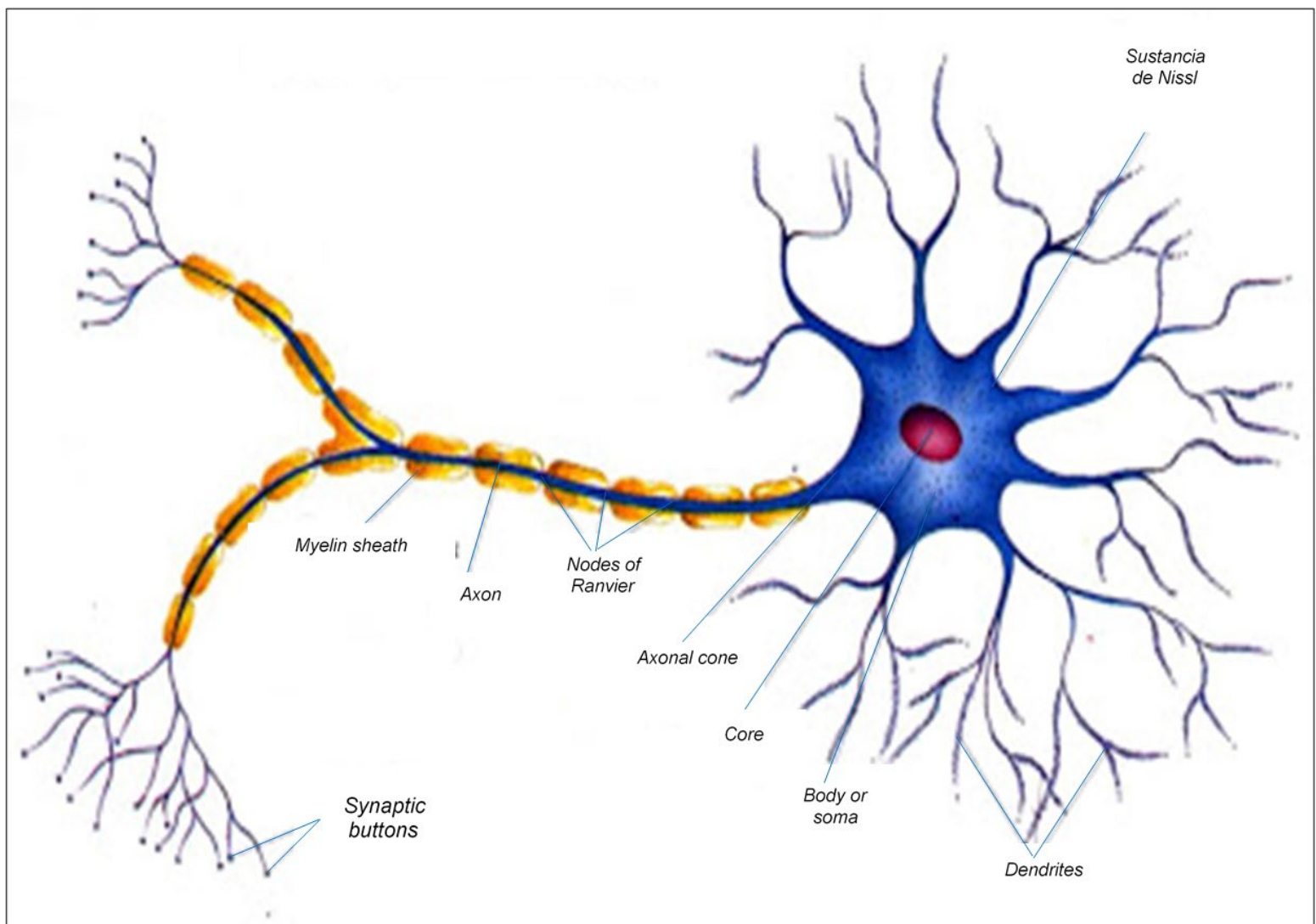


Figure 3. General structure of a biological neuron.

An artificial neural network generally consists of one to several layers, one input, some hidden and one output (Béjar, Valeriano, Ilachoque, & Sulla, 2016), as shown in Figure 4, where each layer has several neurons that receive inputs from the previous or external layer and convert them into an output or input signal to be used by other neurons in the next layer (Laqui-Vilca, 2010).

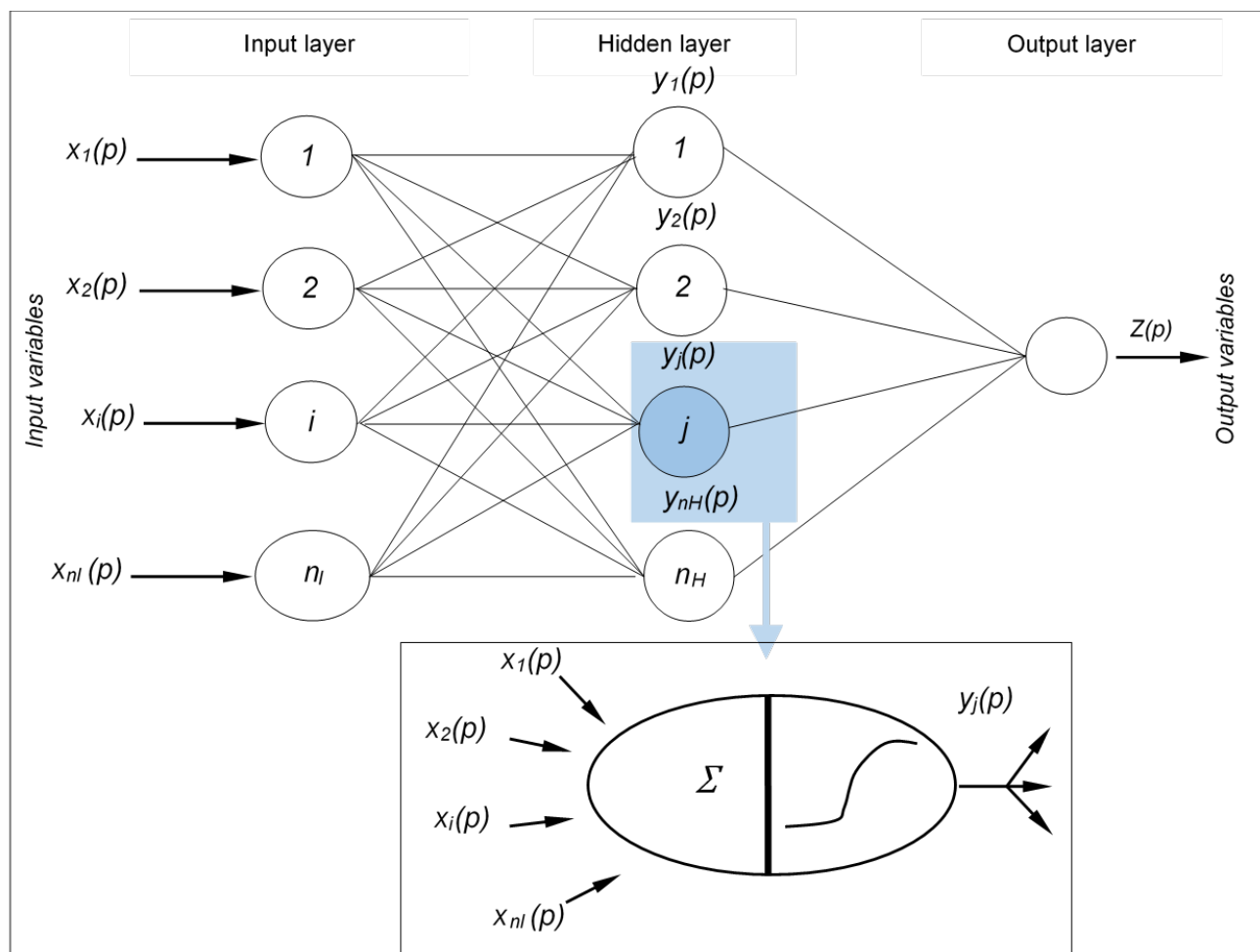


Figure 4. Three-layer ANN architecture (input, hidden and output) (Hu *et al.*, 2018).

Neural network training

It is the learning process by which configurations are made to the NR, so that the desired outputs are produced according to the inputs (Rezaeianzadeh, Tabari, & Yazdi, 2014). As part of the training, the weights w_{ij} are adjusted and should converge to consistent values.

Twelve variables were selected for training the neural network. The first variable represents the hydrological flow corresponding to the Racarrumi River measured in m^3/s . The next 11 variables represent the rainfall in 11 localities that generate tributaries to the Racarrumi River measured in mm. The data set was constructed based on measurements obtained from Senhami's hydrological and hydrometric stations located in the localities near the Racarrumi River. Likewise, 10 958 records corresponding to 30 years of flow and rainfall information were compiled and treated, with maximum and minimum values as shown in Table 1. The dataset incorporated numerical values.

Table 1. Maximum and minimum values at hydrological and hydrometric stations according to locality name.

Nº	Station	Type	Maximun	Minimum
01	Racarrumi	Estación Hidrológica	358.541 m ³ /s	0.88 m ³ /s
02	Chugur	Estación hidrométrica	207.73 mm	0 mm
03	Udimá		230 mm	
04	Llama		203.08 mm	
05	Chancay		248.95 mm	
06	Tocmoche		110 mm	
07	Espinal		107 mm	
08	Puchaca		150.20 mm	
09	Cayalti		77.30 mm	
10	Jayanca		120.80 mm	
11	Lambayeque		71.30 mm	
12	Reque		60.40 mm	

Based on previous works (Hu *et al.*, 2018; Fan *et al.*, 2020; Fu *et al.*, 2020) the Long-Short Term Memory type Neural networks known as (LSTM) network is special kind of recurrent neural network (RNN) structure, overcoming the weakness of the traditional RNN to learn long-term dependencies. The deep in time structure of LSTM enables it to lean when to forget and how long to retain the state information through the specially designed gates and memory cells as shown in Figure 5.

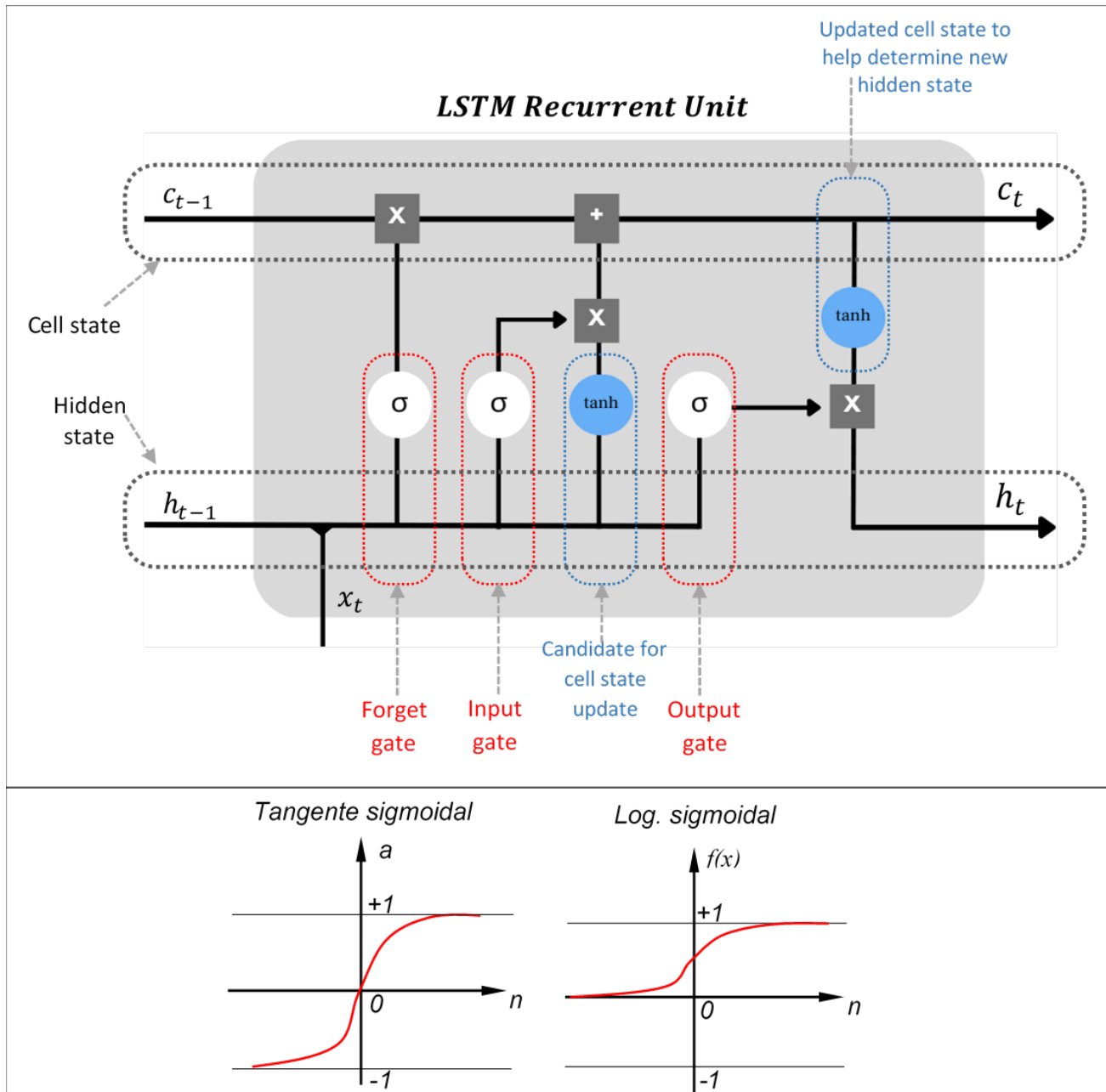


Figure 5. Learning process and neural network transfer functions (Yaseen *et al.*, 2020).

LSTMs were used in this research because they allow modeling the time dependence of water flow in the Racarrumi River. This is important because the river flow can vary greatly over 30 years due to factors such as rainfall, evaporation, and other climatic factors. The ability of LSTM networks to retain long-term information allows them to model these temporal dependencies and make accurate predictions of river flow, allowing a return time (RT) of up to 1 000 years.

In addition, LSTM networks can learn from complex patterns in the data, which means that they can identify nonlinear relationships between variables that affect river flow, such as rainfall at the 11 locations that are tributaries to the Racarrumi River.

In order to estimate the flow rate of the Racarrumi River, an output variable was established in the LSTM Neural Network, whose value represents the amount of flow in m^3/s . The architecture of the network was defined with an input layer of 12 neurons connected to the input vector, 4 hidden layers with 50 LSTM neurons each and a dense layer with a single neuron based on the RELU function, as shown in Figure 6.

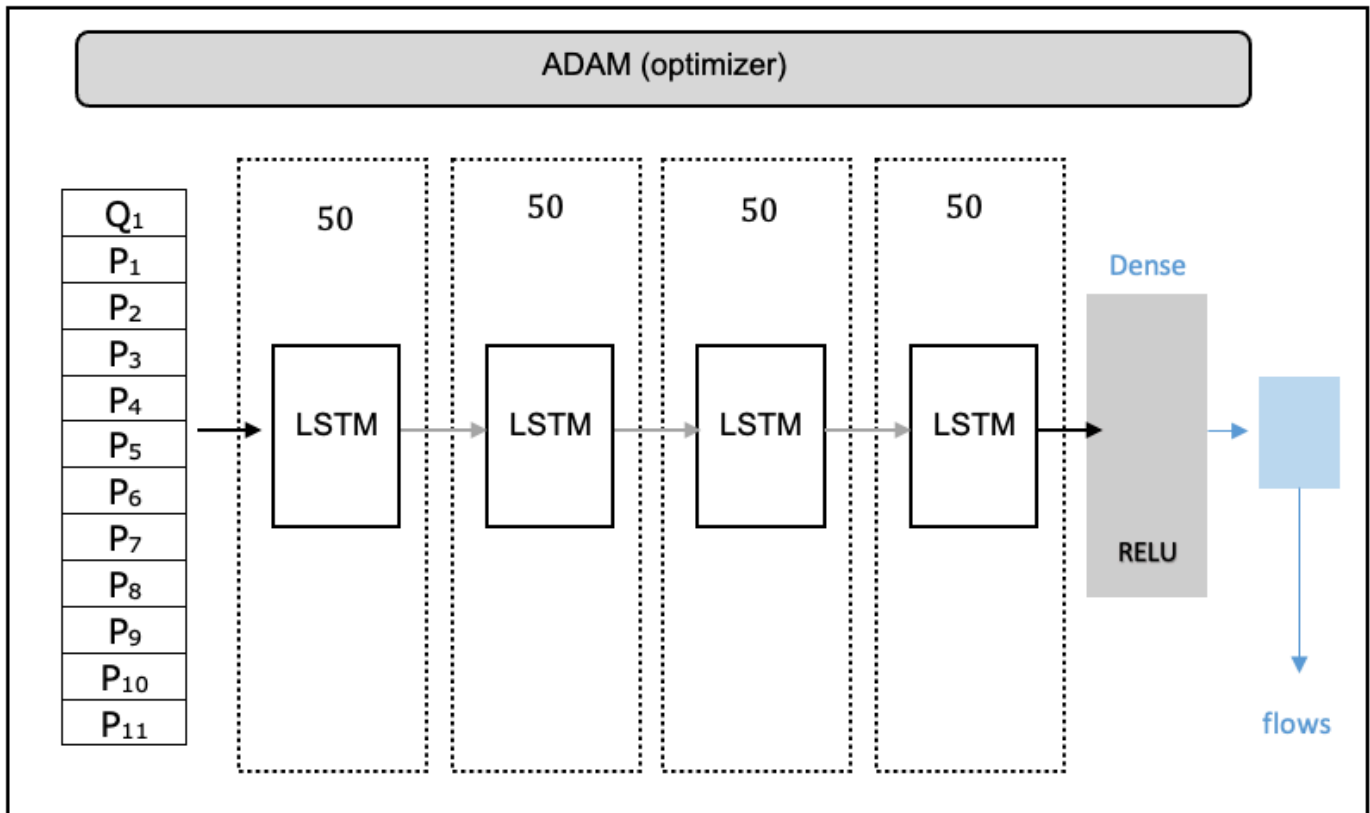


Figure 6. Neural Network Architecture based on LSTM.

The constructed model uses LSTM elements and a dense layer and the Adaptive Moment Estimation (ADAM) optimization algorithm was also selected because it is designed to autonomously adapt to the gradient characteristics of the loss function being optimized. This means that ADAM automatically adjusts the learning rate during training to adapt to different conditions of the flow and precipitation data to avoid the problems of falling into local minima of the loss function. Likewise, ADAM uses a first- and second-order moving average of the gradients, which allows it to efficiently handle the noise in the data during the Racarrumi

River flow estimation. The mathematical form of ADAM is shown in the following equation:

$$\theta_{t+1} = \theta_t - \frac{\alpha}{\sqrt{\hat{v}_t} + \epsilon} \hat{m}_t$$

Where:

θ_t = vector of weights at time t during training

α = learning rate

\hat{m}_t = estimate of the first moment of the gradient at time t

\hat{v}_t = estimate of the second moment of the gradient at time t

ϵ = smoothing term to avoid division by zero

Results and discussion

Daily scale hydrometeorological information of the Chancay Lambayeque river basin

Hydrometeorological information was collected from 01/01/1991 to 12/31/2020, that is, 30 years of records, for a total of 10958 daily data for each station. Table 2 shows the 11 meteorological stations and one hydrological station (No. 12), distributed throughout the basin, as well as in the surrounding areas, which are expected to be part of the Pacific slope, and in particular the Zonal Directorate No. 02 of SENAMHI, from

which precipitation records were considered, the same that were downloaded from its database. web: <https://www.senamhi.gob.pe/?p=descarga-datos-hidrometeorologicos>.

Table 2. Stations used in rainfall-runoff modeling.

N°	Station	Basin	Department	Elevation (msnm)	Geographic Coordinates	
					Latitude (S)	Longitude (O)
01	Chugur	Chancay Lambayeque	Cajamarca	2 742	6° 40' 10.02"	78°44'17.06"
02	Udima	Zaña	Cajamarca	2 466	6°48'53.08"	79°5'37.56"
03	Llama	Chancay Lambayeque	Cajamarca	2 096	6°30'51.95"	79°7'21.43"
04	Chancay Baños	Chancay Lambayeque	Cajamarca	1 639	6°34'29.61"	78°52'1.96"
05	Tocmoche	La Leche	Cajamarca	1 399	6°24'36.33"	79°21'20.58"
06	El espinal	Zaña	Lambayeque	409	6°49'3.1"	79°12'5.8"
07	Puchaca	La Leche	Lambayeque	336	6°22'25"	79°28'10.25"
08	Cayaltí	Zaña	Lambayeque	90	6°52'50.86"	79°32'49.25"
09	Jayanca	Motupe	Lambayeque	78	6°19'53.73"	79°46'7.29"
10	Lambayeque	Chancay Lambayeque	Lambayeque	18	6°44'3.75"	79°54'35.4"
11	Reque	Chancay Lambayeque	Lambayeque	13	6°53'10.07"	79°50'7.8"
12	Racarrumi	Chancay Lambayeque	Lambayeque	254	6°37'59.68"	79°18'35.14"

Likewise, hydrometric information from the "Racarrumi" station was used, data available at: http://www.peot.gob.pe/tinajones/busca_tin_inf.php

The type of neural networks used were the recurrent ones, the same that are usually used for time series prediction (Abbot & Marohasy, 2014), in this sense, the modeling was divided into five stages.

Stage 01: Data pre-processing

As part of this stage, Figure 7 details the import of libraries; Numpy, with which the calculation and numerical analysis of the data was performed.

```
# Import of libraries.
import numpy as np           #Library for numerical processing.
import pandas as pd         #Library to generate tables.
import matplotlib.pyplot as plt #Library for plotting.
import seaborn as sns       #Data correlation library.
from google.colab import drive #Library to import data from Google Drive
drive.mount("/content/drive")
```

Figure 7. Libraries used for modeling in Python.

The Pandas library was used to filter the columns to be used from the tables, visualizing the records of the hydrometeorological stations shown in Figure 8.


```
# Import the data set (dataset).
dataset = pd.read_excel("/content/drive/MyDrive/ChancayL.xlsx", sheet_name="ChancayL_CcP_19912020", index_col=0)
dataset
```

	Racarrumi	Chugur	Udima	Llama	ChancayB	Tocmoche	Espinal	Puchaca	Cayalti	Jayanca	Lambayeque	Reque
Fecha												
1991-01-01	33.270	0.3	0.0	0.000000	0.0	0.0	0.00000	0.000000	0.0	0.0	0.0	0.0
1991-01-02	26.470	2.0	0.0	0.000000	0.0	0.0	0.00000	0.000000	0.0	0.0	0.0	0.0
1991-01-03	21.960	3.3	0.0	0.000000	0.0	0.0	0.00000	0.000000	0.0	0.0	0.0	0.0
1991-01-04	19.410	0.0	0.0	0.000000	0.0	0.0	0.00000	0.000000	0.0	0.0	0.0	0.0
1991-01-05	18.370	0.0	0.0	0.000000	0.0	0.0	0.00000	0.000000	0.0	0.0	0.0	0.0
...
2020-12-27	62.801	0.0	0.0	0.000000	0.0	0.0	0.89044	0.278716	0.0	0.0	0.0	0.0
2020-12-28	57.460	0.0	0.0	0.000000	0.0	0.0	0.89044	0.278716	0.0	0.0	0.0	0.0
2020-12-29	48.770	0.0	0.0	0.000000	0.0	0.0	0.89044	0.278716	0.0	0.0	0.0	0.0
2020-12-30	41.386	0.0	0.0	0.000000	0.0	0.0	0.89044	0.278716	0.0	0.0	0.0	0.0
2020-12-31	34.818	10.6	0.0	10.507946	0.0	0.0	0.89044	0.278716	0.0	0.0	0.0	0.0

10958 rows x 12 columns

Figure 8. Pandas library application.

With the Matplotlib library, the graphs were created as shown in Figure 9.

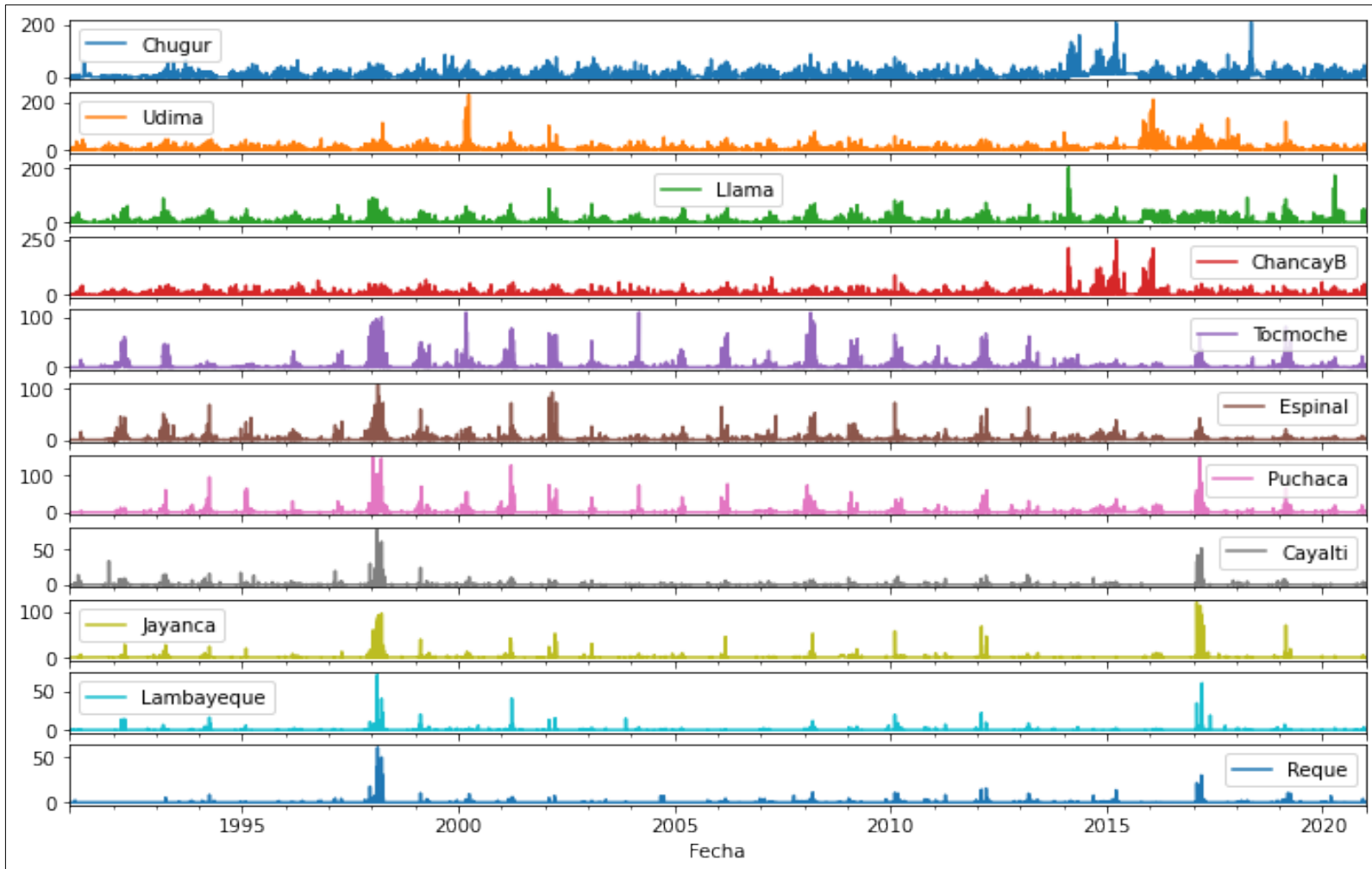


Figure 9. Precipitation histograms plotted with the Matplotlib library.

Finally, Seaborn was used to perform the numerical correlations between hydrometeorological stations as shown in Figure 10.

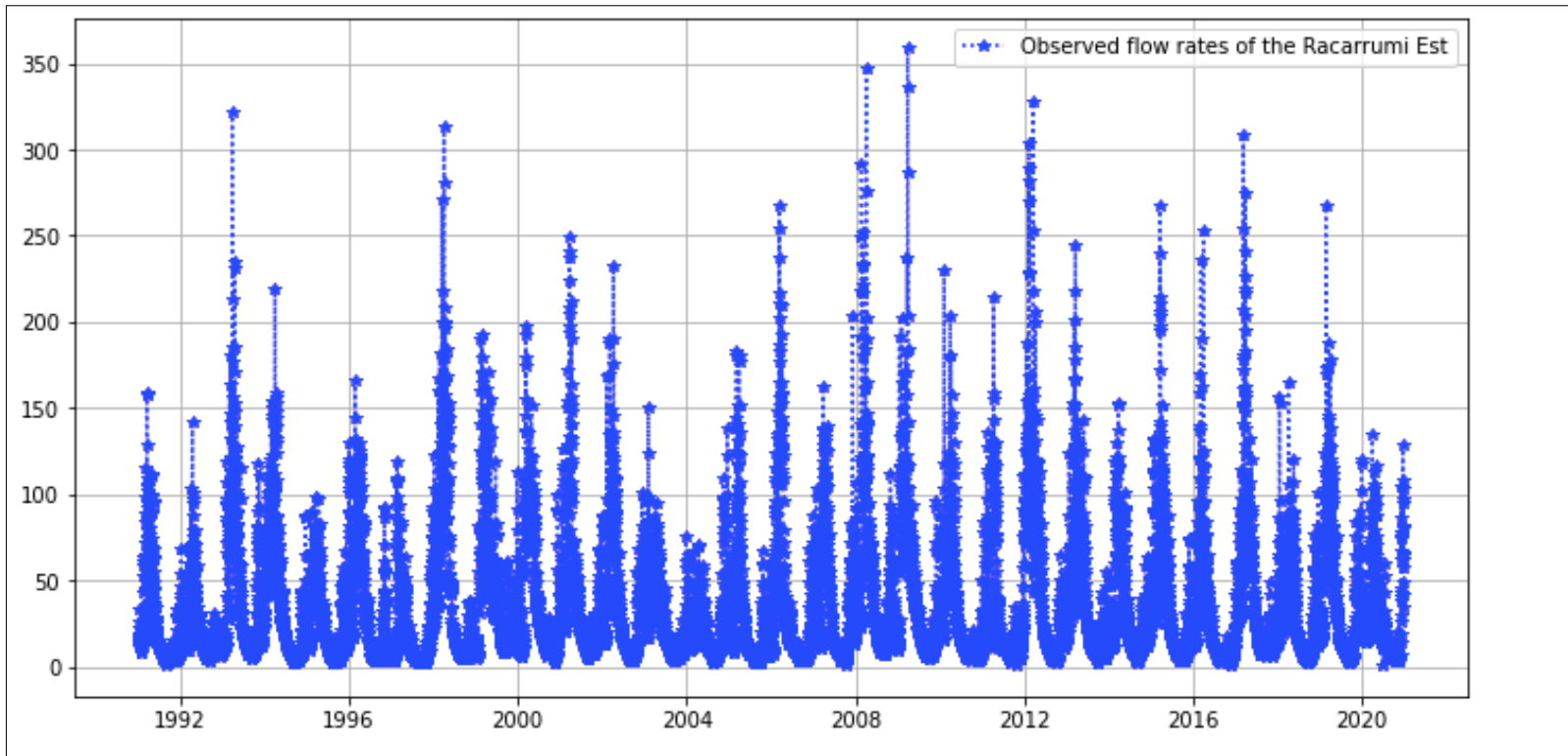


Figure 10. Hydrograph of flow rates recorded at "Racarrumi" station, period 01/01/1991 - 12/31/2020; plotted with the Matplotlib library in Python.

Figure 11 and Figure 12 show the correlation between the stations, showing that those that are close to each other, or are at a similar elevation, have values close to 1.0, as is the case of the stations Chugur and Chancay Baños (nearby stations), or the stations Lambayeque and Reque (similar elevation).

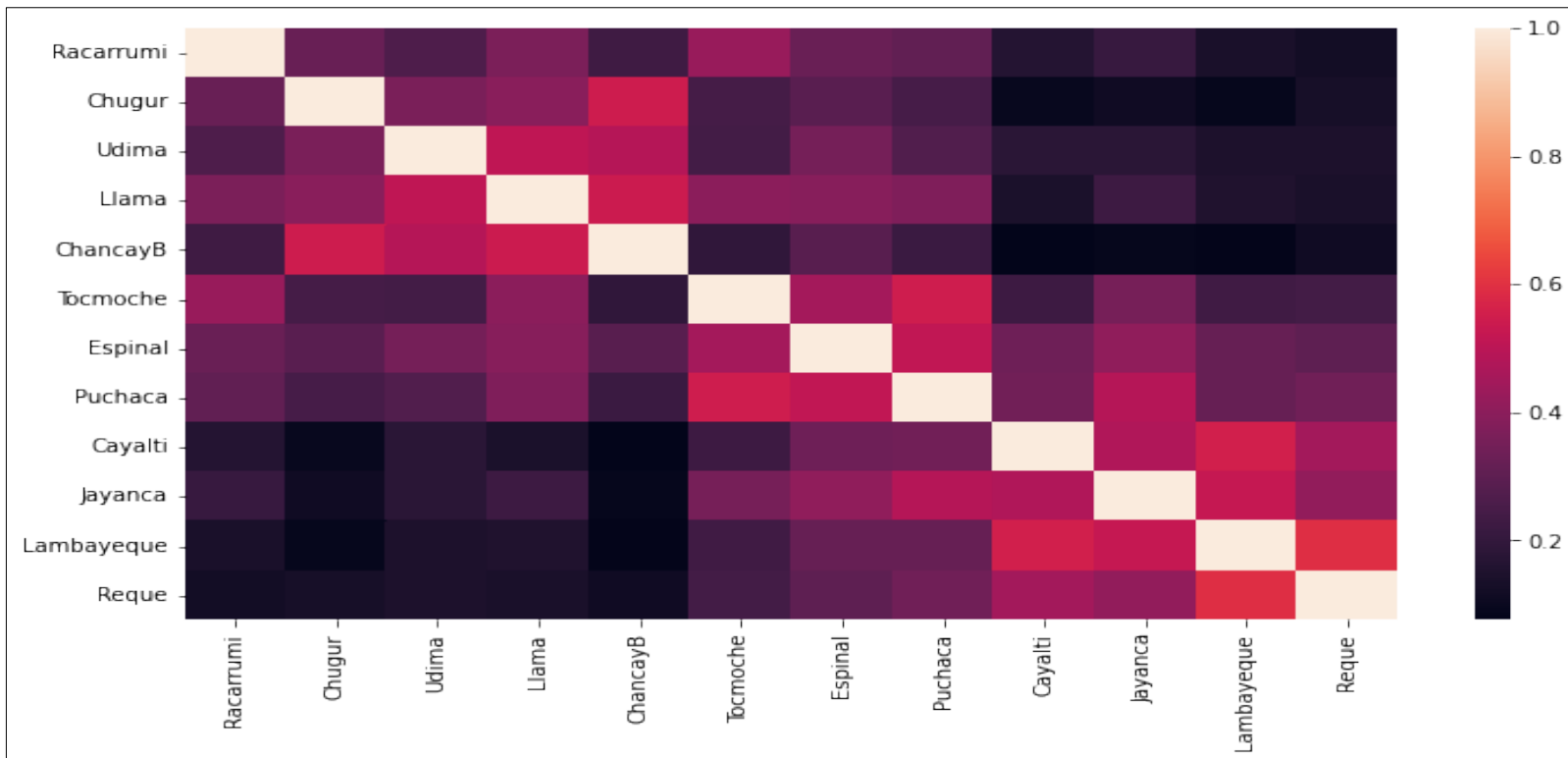


Figure 11. Correlation diagram generated with the Seaborn library and the Matplotlib library in Python.

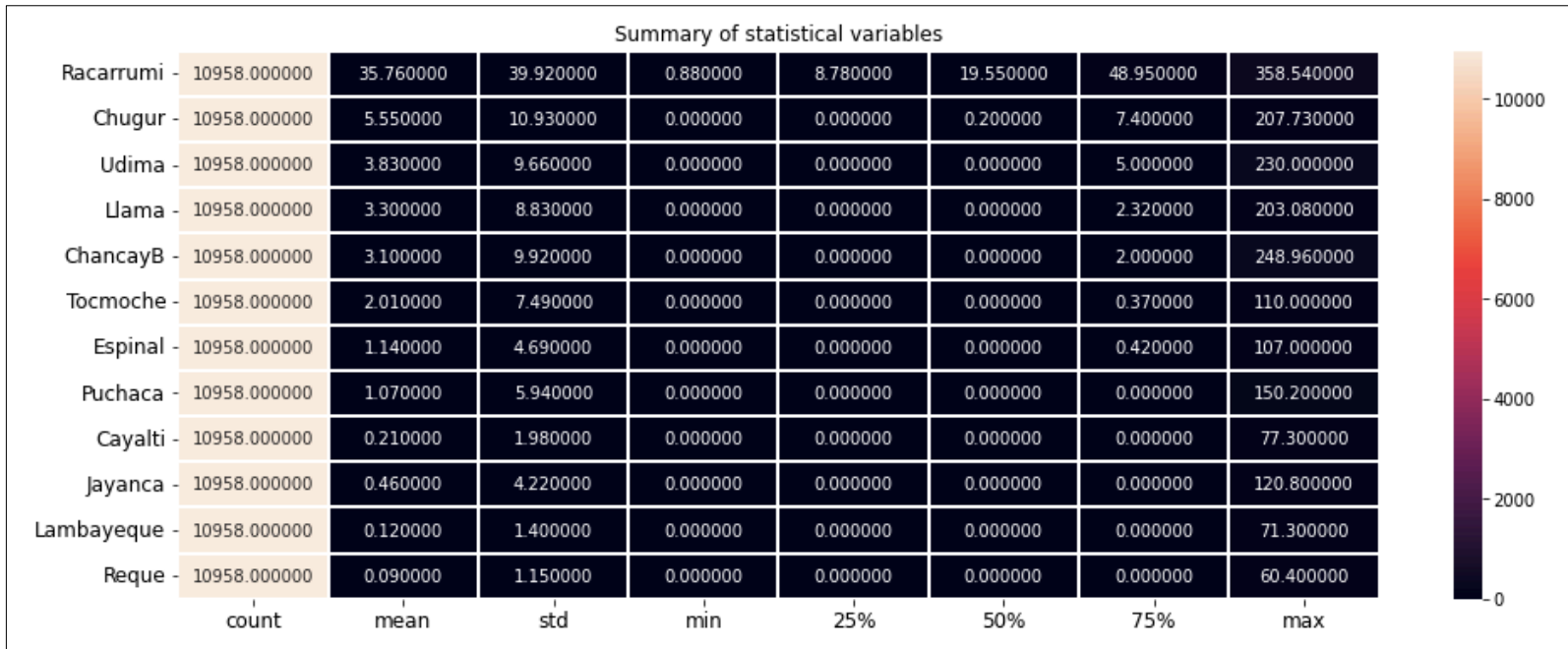


Figure 12. Statistical summary of hydrometeorological records generated with the Seaborn library and the Matplotlib library in Python.

Figure 13 below shows the code used to define the data for model training (80 % of the information), *i.e.*, the station records from 01/01/1991 to 12/31/2014.

```
# The training dataset is imported.
dataset_train = pd.read_excel("/content/drive/MyDrive/ChancayL.xlsx", sheet_name="ChancayL_CCP19912014")
training_set = dataset_train.iloc[:, 1:13].values
training_set

array([[3.32700000e+01, 3.00000000e-01, 0.00000000e+00, ...,
        0.00000000e+00, 0.00000000e+00, 0.00000000e+00],
       [2.64700000e+01, 2.00000000e+00, 0.00000000e+00, ...,
        0.00000000e+00, 0.00000000e+00, 0.00000000e+00],
       [2.19600000e+01, 3.30000000e+00, 0.00000000e+00, ...,
        0.00000000e+00, 0.00000000e+00, 0.00000000e+00],
       ...,
       [6.20670000e+01, 1.32560844e+01, 9.17965126e+00, ...,
        2.12191045e-01, 1.07557714e-01, 4.00000000e-01],
       [5.28580000e+01, 1.80588760e+01, 8.40026379e+00, ...,
        1.65088375e-01, 3.20379846e-02, 0.00000000e+00],
       [4.15230000e+01, 1.32560844e+01, 9.17965126e+00, ...,
        1.65088375e-01, 3.20379846e-02, 0.00000000e+00]])
```

Figure 13. Code for the import of hydrometeorological records used in model training.

Subsequently, Figure 14 shows the scaling of the training data with the "MinMaxScaler" function, so these values ranged between 0 and 1.


```
# Scale the features.
from sklearn.preprocessing import MinMaxScaler

# The scaler is saved so that the "fit" function can be used later.
sc = MinMaxScaler(feature_range = (0, 1))

# The "fit" function is applied to the scaling performed and the values are transformed.
training_set_scaled = sc.fit_transform(training_set)
training_set_scaled

array([[0.09056061, 0.0018826 , 0.          , ..., 0.          , 0.          ,
        0.          ],
       [0.0715482 , 0.01255066, 0.          , ..., 0.          , 0.          ,
        0.          ],
       [0.05893849, 0.02070858, 0.          , ..., 0.          , 0.          ,
        0.          ],
       ...,
       [0.1710754 , 0.08318629, 0.03991153, ..., 0.00220344, 0.00150852,
        0.00662252],
       [0.14532756, 0.11332538, 0.03652289, ..., 0.00171431, 0.00044934,
        0.          ],
       [0.11363554, 0.08318629, 0.03991153, ..., 0.00171431, 0.00044934,
        0.          ]])
```

Figure 14. Transformation of values of hydrometeorological records used in model training.

Figure 15 details the creation of a data structure with 60 time steps, i.e., every 60 days, and with 12 rows representing the number of hydrometeorological stations, thus creating "arrays" for each of the station data used for the prediction. It is worth mentioning that only one matrix was defined for the case of flow rates, since only one flow station was considered in this study, which was called "and train".

```
# We create a data structure with 60 timesteps and 12 outputs of "n" rows with 60 days length for each variable.
# An array is created for each variable to be used for prediction.
Racarrumi_train = []
Chugur_train = []
Udima_train = []
Llama_train = []
ChancayB_train = []
Tocmoche_train = []
Espinal_train = []
Puchaca_train = []
Cayalti_train = []
Jayanca_train = []
Lambayeque_train = []
Reque_train = []
```

Figure 15. Code designed for the creation of the matrices containing the hydrometeorological records used in the training of the model.

Then with the Numpy library the data was resized, so a dimension was added to each variable shown in Figure 16 to be the size of (8 706, 60, 1); *i.e.* 8 706 rows and 60 columns.

```
# The data is resized. We also add a dimension to each variable so that they are of size (8706, 60, 1).
Racarrumi_train_resized = np.reshape(Racarrumi_train, (Racarrumi_train.shape[0], Racarrumi_train.shape[1], 1))
Chugur_train_resized = np.reshape(Chugur_train, (Chugur_train.shape[0], Chugur_train.shape[1], 1))
Udima_train_resized = np.reshape(Udima_train, (Udima_train.shape[0], Udima_train.shape[1], 1))
Llama_train_resized = np.reshape(Llama_train, (Llama_train.shape[0], Llama_train.shape[1], 1))
ChancayB_train_resized = np.reshape(ChancayB_train, (ChancayB_train.shape[0], ChancayB_train.shape[1], 1))
Tocmoche_train_resized = np.reshape(Tocmoche_train, (Tocmoche_train.shape[0], Tocmoche_train.shape[1], 1))
Espinal_train_resized = np.reshape(Espinal_train, (Espinal_train.shape[0], Espinal_train.shape[1], 1))
Puchaca_train_resized = np.reshape(Puchaca_train, (Puchaca_train.shape[0], Puchaca_train.shape[1], 1))
Cayalti_train_resized = np.reshape(Cayalti_train, (Cayalti_train.shape[0], Cayalti_train.shape[1], 1))
Jayanca_train_resized = np.reshape(Jayanca_train, (Jayanca_train.shape[0], Jayanca_train.shape[1], 1))
Lambayeque_train_resized = np.reshape(Lambayeque_train, (Lambayeque_train.shape[0], Lambayeque_train.shape[1], 1))
Reque_train_resized = np.reshape(Reque_train, (Reque_train.shape[0], Reque_train.shape[1], 1))
```

Figure 16. Code designed for the resizing of the data used in the training of the model.

Finally, stage 01 of the data pre-processing ends with the creation of a single matrix of size (8 706, 60, 12) shown in Figure 17, where 8 706 is the number of rows, 60 the number of columns in which each data set was grouped, and 12 the number of stations; 11 pluviometric and 01 hydrometric (Racarrumi).

```
# The array is created which will result in an array of the size of (8706, 60, 12).
x_train = np.append(Racarrumi_train_reshaped, (Chugur_train_reshaped), axis = 2)
x_train = np.append(x_train, (Udima_train_reshaped), axis = 2)
x_train = np.append(x_train, (Llama_train_reshaped), axis = 2)
x_train = np.append(x_train, (ChancayB_train_reshaped), axis = 2)
x_train = np.append(x_train, (Tocmoche_train_reshaped), axis = 2)
x_train = np.append(x_train, (Espinal_train_reshaped), axis = 2)
x_train = np.append(x_train, (Puchaca_train_reshaped), axis = 2)
x_train = np.append(x_train, (Cayalti_train_reshaped), axis = 2)
x_train = np.append(x_train, (Jayanca_train_reshaped), axis = 2)
x_train = np.append(x_train, (Lambayeque_train_reshaped), axis = 2)
x_train = np.append(x_train, (Reque_train_reshaped), axis = 2)
x_train
```

Figure 17. Code designed for the resizing of the data used in the training of the model.

Stage 02: Construction of the Recurrent Neural Network (RNN)

As part of this stage, the Keras library was imported with which the neural network modeling was carried out, and the Dense function was used to define the number of layers and neurons in the model, the LSTM function

was used to define the type of neural networks, and the Dropout function was used to define the output layer.

Figure 18 shows the neural network created by 04 layers, where the first, second, third and fourth were made up of 50 neurons each; while the output layer consisted of 01 neuron that represented the output flows.

```
# The first LSTM layer and the regularization by "Dropout" are added.
model.add(LSTM(units = 50, return_sequences = True, input_shape = (x_train.shape[1], x_train.shape[2])))
model.add(Dropout(0.2))

# The second LSTM layer and the regularization by "Dropout" are added.
model.add(LSTM(units = 50, return_sequences = True))
model.add(Dropout(0.2))

# The third LSTM layer and the regularization by "Dropout" are added.
model.add(LSTM(units = 50, return_sequences = True ))
model.add(Dropout(0.2))

# The fourth LSTM layer and the regularization by "Dropout" are added.
model.add(LSTM(units = 50))
model.add(Dropout(0.2))

# the output layer is placed.
model.add(Dense(units = 1))

# Execution of the Recurrent Neural Network (RNN).
model.compile(optimizer = 'adam', loss = 'mean_squared_error')
```

Figure 18. Layer and neuron encoding of the NN.

The "Adam" model was used as optimizer and the "mean square error" was used for the losses. Figure 19 shows that 32 epochs were

defined for training the neural networks, i.e. 32 simultaneous runs, while 80 % of the information (24 years of daily records) was taken as data.

```
# The RNN is adjusted to the training set, it should be noted that 80% of the 30 years of records were taken for
model.fit(x_train, y_train, epochs = 100, batch_size = 32)

Epoch 1/100
273/273 [=====] - 40s 116ms/step - loss: 0.0051
Epoch 2/100
273/273 [=====] - 35s 128ms/step - loss: 0.0026
Epoch 3/100
273/273 [=====] - 33s 122ms/step - loss: 0.0018
Epoch 4/100
273/273 [=====] - 31s 115ms/step - loss: 0.0015
Epoch 5/100
273/273 [=====] - 33s 122ms/step - loss: 0.0014
Epoch 6/100
273/273 [=====] - 31s 115ms/step - loss: 0.0012
Epoch 7/100
273/273 [=====] - 35s 128ms/step - loss: 0.0012
Epoch 8/100
273/273 [=====] - 33s 122ms/step - loss: 0.0011
Epoch 9/100
273/273 [=====] - 31s 115ms/step - loss: 0.0011
Epoch 10/100
273/273 [=====] - 33s 121ms/step - loss: 0.0010
Epoch 11/100
273/273 [=====] - 31s 114ms/step - loss: 0.0010
Epoch 12/100
273/273 [=====] - 33s 122ms/step - loss: 0.0011
```

Figure 19. Neural network model training.

Stage 03: Adjust predictions and visualize results

As part of this stage, Figure 20 shows the import of the observed flows considered for the model validation stage, i.e. 06 years of daily records, namely from 01/01/2015 to 12/31/2020 (20 % of the total information).

```
# The flow rates observed at the "Racarrumi" hydrometric station from 01/01/2015 to 31/12/2020 (2192 data)
dataset_test = pd.read_excel("/content/drive/MyDrive/ChancayL.xlsx", sheet_name="Racarrumi20152020")
caudales_racarrumi_20152020 = dataset_test.iloc[:, 1:2].values
caudales_racarrumi_20152020

array([[40.821],
       [38.508],
       [39.18 ],
       ...,
       [48.77 ],
       [41.386],
       [34.818]])
```

Figure 20. Import of observed flow rates for model validation.

Taking the precipitation and flow data, the prediction of these was carried out, considering the last 06 years of record. For this purpose, as in the training stage, the flow rates were scaled between 00 and 01 as shown in Figure 21.

```
# Flow prediction is performed with the RNR from 01/01/2015 to 12/31/2020 (2192 data).
dataset_total = pd.concat((dataset_train[ ['Racarrumi', 'Chugur', 'Udima', 'Llama', 'ChancayB', 'Tocmoche', 'Espinal'
inputs = dataset_total[len(dataset_total) - len(dataset_test) - 60:].values

# The scaler is used for the data set to which the fit was applied to generate the training data set "x_train".
inputs = sc.transform(inputs)
inputs

array([[0.02300223, 0.08318629, 0.03991153, ..., 0.00171431, 0.00044934,
       0.          ],
       [0.02744498, 0.08318629, 0.03991152, ..., 0.00171431, 0.00044934,
       0.          ],
       [0.03443484, 0.08318629, 0.03991152, ..., 0.00220344, 0.00150852,
       0.00662252],
       ...,
       [0.13389774, 0.          , 0.          , ..., 0.          , 0.          ,
       0.          ],
       [0.11325249, 0.          , 0.          , ..., 0.          , 0.          ,
       0.          ],
       [0.09488874, 0.06651848, 0.          , ..., 0.          , 0.          ,
       0.          ]])
```

Figure 21. Scaling of the data considered in the validation.

In this sense, Figure 22 and Figure 23 shows the creation of the data set for the validation "x_test" with the variables of the training (test) data set and the lists were converted with the Numpy library to a single array, whose size was 2 192 rows by 60 columns containing the data from the 12 hydrometeorological stations.

```
# Creation of the data set for validation "x_test" with the variables of the training (test) data set.
# Creation of the data structure with 60 timesteps and 1 output.
Racarrumi_test = []
Chugur_test = []
Udima_test = []
Llama_test = []
ChancayB_test = []
Tocmoche_test = []
Espinal_test = []
Puchaca_test = []
Cayalti_test = []
Jayanca_test = []
Lambayeque_test = []
Reque_test = []
```

Figure 22. Creation of the data set for validation "x_test".

```
# An array of size (2192, 60, 12) is created.
x_test = np.append(Racarrumi_test_reshaped, (Chugur_test_reshaped), axis = 2)
x_test = np.append(x_test, (Udima_test_reshaped), axis = 2)
x_test = np.append(x_test, (Llama_test_reshaped), axis = 2)
x_test = np.append(x_test, (ChancayB_test_reshaped), axis = 2)
x_test = np.append(x_test, (Tocmoche_test_reshaped), axis = 2)
x_test = np.append(x_test, (Espinal_test_reshaped), axis = 2)
x_test = np.append(x_test, (Puchaca_test_reshaped), axis = 2)
x_test = np.append(x_test, (Cayalti_test_reshaped), axis = 2)
x_test = np.append(x_test, (Jayanca_test_reshaped), axis = 2)
x_test = np.append(x_test, (Lambayeque_test_reshaped), axis = 2)
x_test = np.append(x_test, (Reque_test_reshaped), axis = 2)
x_test
```

Figure 23. Code for the creation of a single array for model validation.

Figure 24 shows the flow prediction from 01/01/2015 to 12/31/2020, with those that were validated in the model and where later in Figure 25 we visualize the code with the Matplotlib library prior to the results shown in Figure 26 in hydrographs.

```
# Flow forecasting is performed from 01/01/2015 to 12/31/2020 (2192 data).
predicted_caudales_racarrumi_20152020 = model.predict(x_test)

69/69 [=====] - 4s 31ms/step

# Number of data
predicted_caudales_racarrumi_20152020.shape
```

Figure 24. Code for flow prediction with which the model was validated.

```
# Finally, the results are displayed.
plt.figure(figsize=(25,9)) #Window size.
plt.plot(caudales_racarrumi_20152020[:, 0], color = 'red', label = 'Observed flow rates of Racarrumi Est. from 01/0
plt.plot(Q_simulados, color = 'blue', label = 'Simulated flow rates of Racarrumi Est. from 01/01/2015 to 12/31/2020
plt.title("Prediction with an RNN of the Racarrumi Est. flows, year 2015 to 2020.")
plt.xlabel("Date (Years 2015-2020)")
plt.ylabel("Simulated and observed flow rates at Racarrumi Station")
plt.legend()
plt.show()
```

Figure 25. Coding with the Matplotlib library for visualization of results.

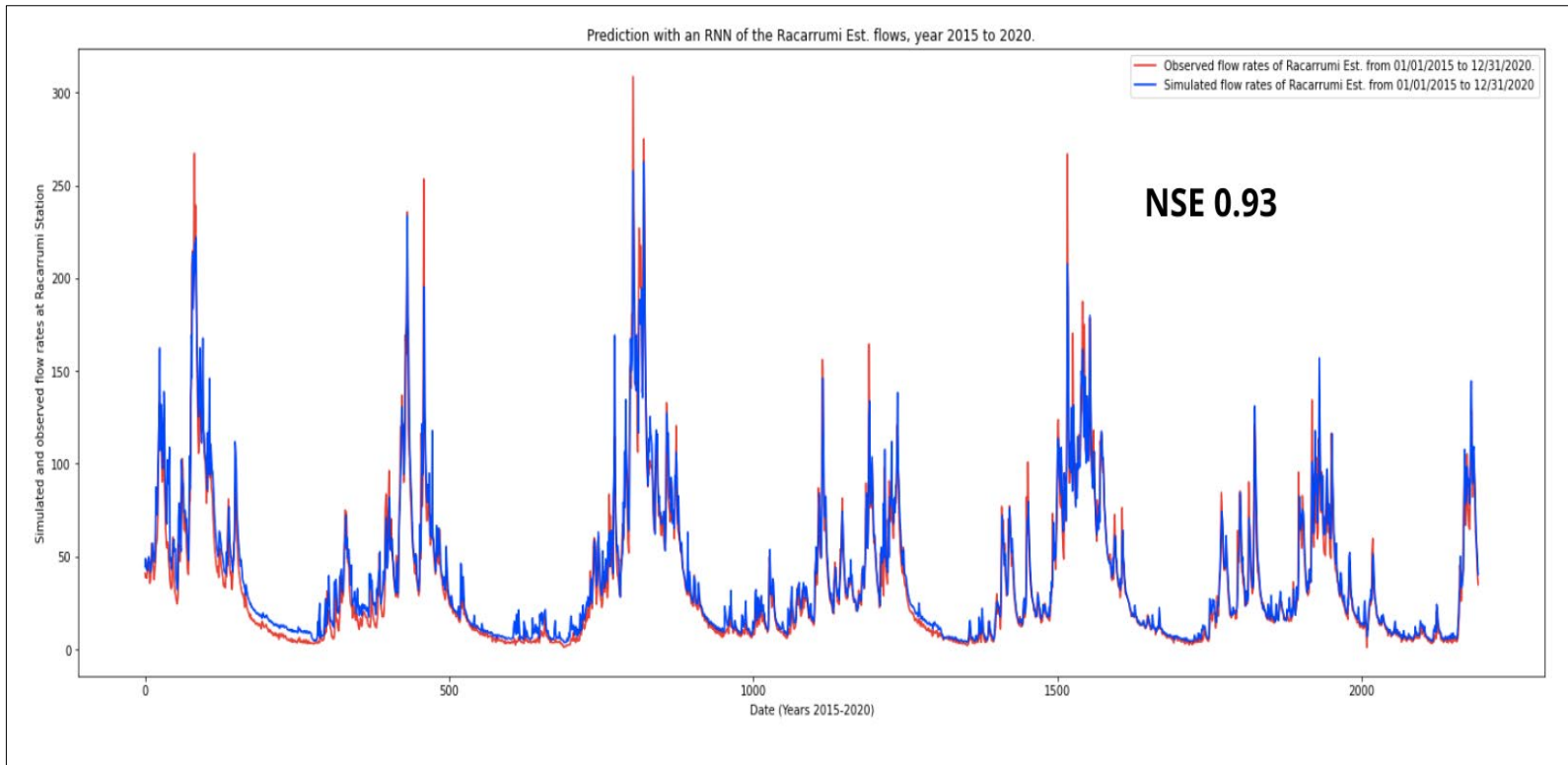


Figure 26. Hydrographs of observed flows (red) and simulated flows (blue), with an NSE index of 0.93.

In this study, the metric to evaluate the performance of hydrological modeling (Asurza, Ramos, & Lavado W, 2018) is the Nash-Sutcliffe efficiency (NSE). The procedure for calculating this metric is as follows:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - y'_i)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}$$

Where:



y_i and y'_i = denote the observed and simulated runoff at time i

y = denote the average observed and simulated runoff at time i

After modeling rainfall runoff in the Chancay Lambayeque river basin, we proceeded to evaluate its performance, obtaining an NSE of 0.93, guaranteeing the reliability of the modeling, as shown Figure 27.

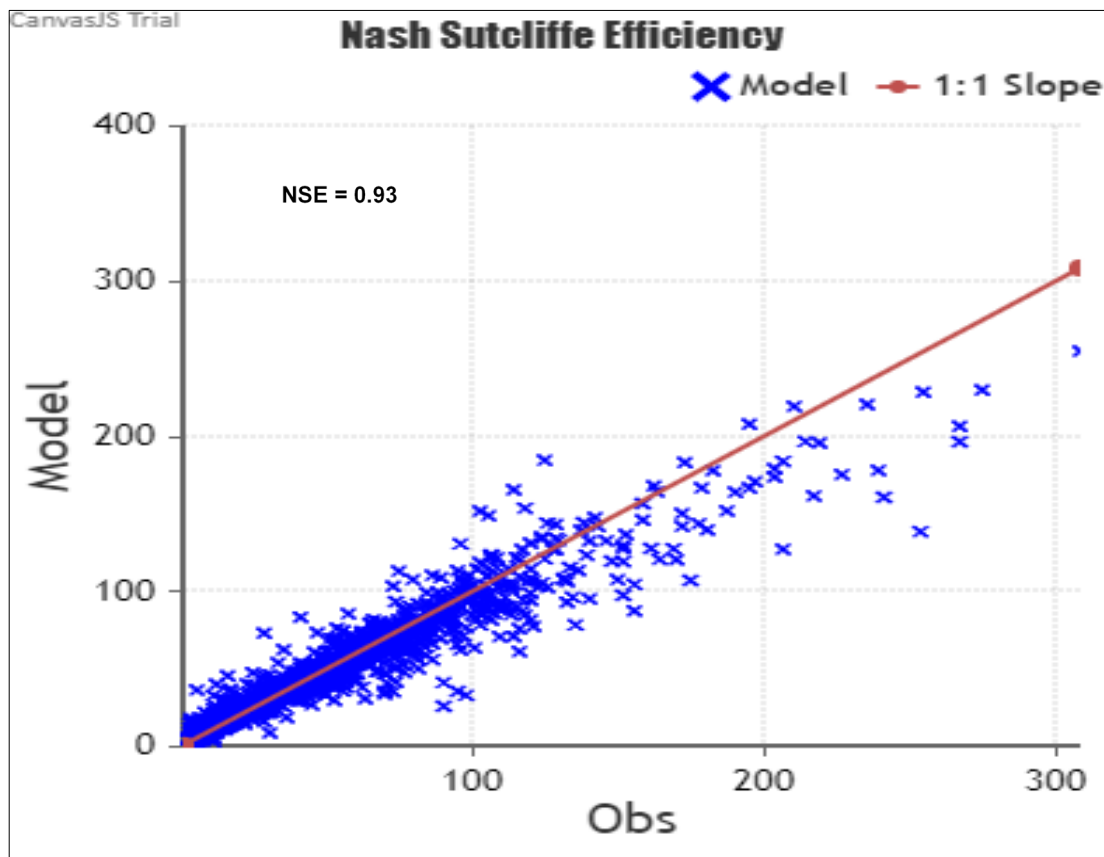


Figure 27. Scatter plot of the Nash Sutcliffe-NSE efficiency index.

Determination of flow rates for different return periods in the hydrological station "Bocatoma Racarrumi" located in the middle part of the Chancay Lambayeque river basin

We proceeded first to determine the goodness of fit using the Kolmogorov-Smirnok (SK) test, obtaining that the flow rates conform to the statistical distributions ($\Delta_{\text{theoretical}} < \Delta_{\text{tabular}}$): Normal Distribution (N), Log. Normal 2 Parameters (LN 2P), Log. Normal 3 Parameters (LN 3P), Gumbel (G) and Gamma 2 Parameters (G 2P), as shown in Table 3.

Table 3. Kolmogorov-Smirnok (SK) goodness-of-fit test for observed annual peak flows.

Models	$\Delta_{\text{theoretical}}$	Δ_{tabular}	Condition
DN	0.1087	0.2483	$\Delta_{\text{teórico}} < \Delta_{\text{tabular}}$
LN 2P	0.0943	0.2483	$\Delta_{\text{teórico}} < \Delta_{\text{tabular}}$
LN 3P	0.0958	0.2483	$\Delta_{\text{teórico}} < \Delta_{\text{tabular}}$
Gumbel	0.0762	0.2483	$\Delta_{\text{teórico}} < \Delta_{\text{tabular}}$
Gamma 2P	0.0999	0.2483	$\Delta_{\text{teórico}} < \Delta_{\text{tabular}}$

Once the goodness-of-fit analysis was performed, the design flows for different return periods were determined, for which the Gumbel methodology was chosen since it presents the lowest $\Delta_{\text{theoretical}}$ Δ with respect to the other statistical differences (Normal, LN2P, LN3P and Gumbel). In this sense, as can be seen in Table 4, there are different

flows for different return periods. It should be noted that only those obtained by the Gumbel method are presented since, if we look at Table 3, it is the one that best adjusts to the real flows, obtaining a smaller statistical difference with respect to the other models.

Table 4. Maximum flows for different return periods, calculated by the Gumbel method and plotted in Figure 28.

Nº	Tr (Years)	Q _{máx} (m ³ /s)
01	5	289.78
02	10	333.64
03	25	391.62
04	50	435.48
05	100	479.34
06	200	523.20
07	1 000	625.03

Discussion

The implementation of artificial intelligence techniques in hydrology is of utmost importance, particularly for rainfall-runoff modeling; in this sense, we share what is referred by Mosavi *et al.* (2018), who indicate that these techniques allow optimizing the results of the simulations, specifically by achieving that the simulated variables resemble the observed ones, this is also corroborated by goodness-of-fit metrics such as the Nash Sutcliffe

Coefficient shown in Figure 28, which in the present research is 0.93, i.e. the modeling is "very good".

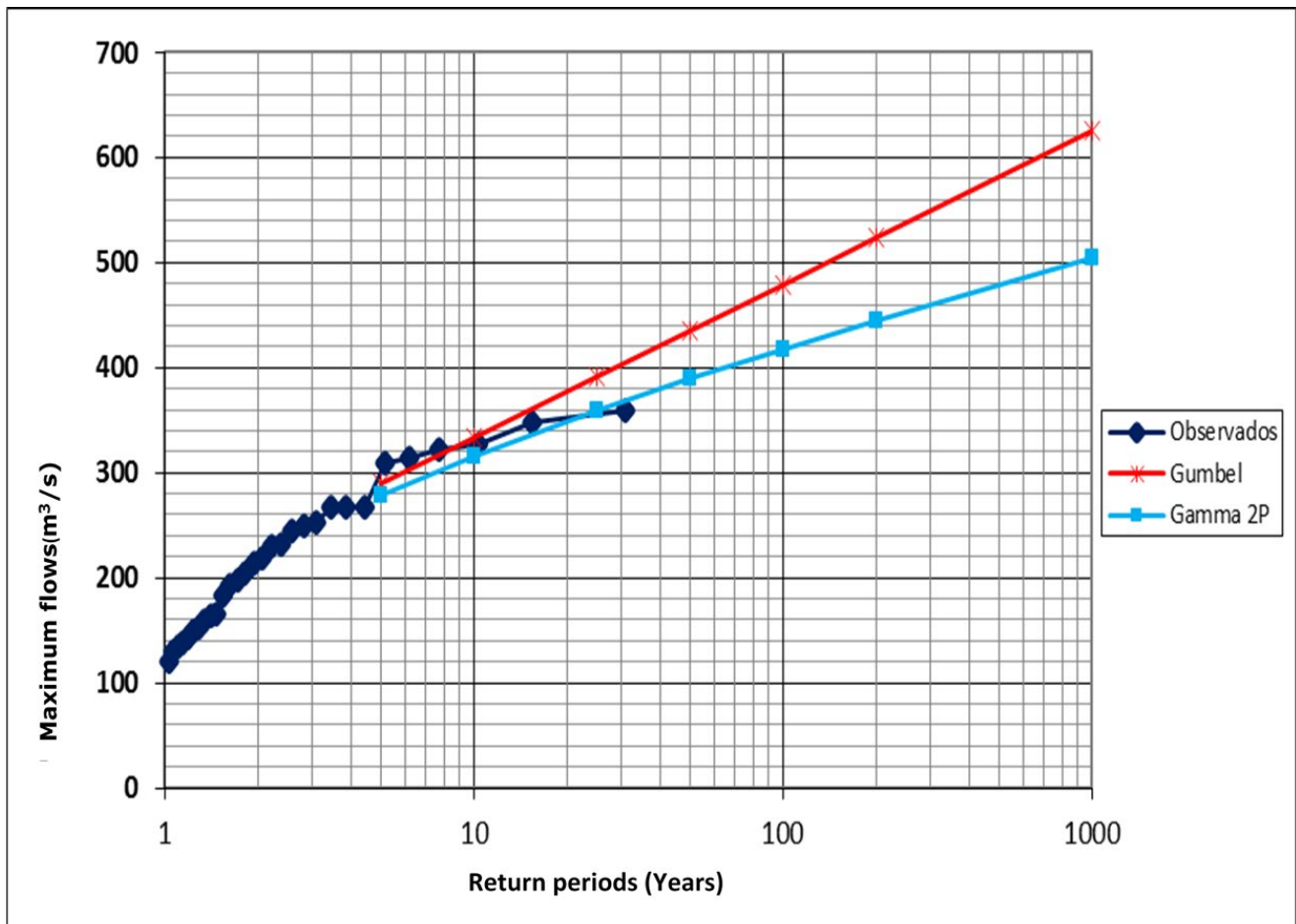


Figure 28. Design flows obtained by the statistical methods of "Gumbel and 2-parameter Gamma" for different return periods.

It should be noted that the most widely used artificial intelligence techniques for rainfall-runoff modeling and simulation of hydrological processes are artificial neural networks, as referred to by Lujano, Lujano,

Pitágoras and Lujano (2014), who indicate that with innovative programming languages they can be coded with much greater versatility, obtaining results with different types of networks and/or models that have been previously defined, namely, with ANN models that one has programmed or downloaded from servers such as Scikit-Learn or GitHub.

On the other hand, Farfán *et al.* (2020), as part of a modeling carried out with WEAP and GR2M models in the Machángara and Chulco rivers, obtained NSE coefficients of 0.64 and 0.88 respectively; these results were later processed with artificial neural networks, obtaining NSE coefficients of 0.99 in both rivers. In this line, we subscribe to what was presented by the authors, indicating that in the present research, after having carried out the modeling of rainfall runoff in the Chancay Lambayeque river basin, a coefficient close to 1.00 (0.93) was obtained.

The type of neural networks used in this research were the LSTM (Long Short-Term Memory) networks, due to their versatility and better accuracy when simulating flows, as described by Hu *et al.* (2018) in their study, who used Long and Short-Term Memory Networks (LSTM); to simulate rain-runoff in the Fen River basin (China), having obtained an NSE of 0.90 in the validation stage. For rainfall-runoff modeling in the Chancay Lambayeque river basin, records from 12 hydrometeorological stations with a total of 30 years (hydrological normal) were used; while Hu *et al.* (2018) used records from 14 stations for a period of 43 years.

Fan *et al.* (2020) indicate that among the most widely used deep learning techniques for the simulation of hydrometeorological variables, Long and Short Term Memory Networks (LSTM) stand out for their

versatility, and are currently being implemented with other techniques to generate hybrid models and thus obtain better results.

Regarding the flows obtained for different return periods, Tineo-Pongo (2018) as part of the application of a distributed hydrological model called TETIS, used 26 years of records from the hydrological station "Racarrumi", thus obtained by the Gumbel method that for a Tr of five years the maximum flow was 286.09 m³/s; for a Tr of 50 years it was 442.77 m³/s; for a Tr of 100 years it was 489.93 m³/s, and for a Tr of 1 000 years it was 646.60 m³/s. Along these lines, in the present investigation, having used 30 years of daily precipitation and flow records, it was obtained that for a 5-year Tr the maximum flow was 289.78 m³/s; for a 50-year Tr it was 435.48 m³/s; for a 100-year Tr it was 479.34 m³/s, and for a 1 000-year Tr it was 625.03 m³/s.

Finally, we agree with Young, Liu and Chung (2015) who indicate that network models allow simulating and predicting hydro-meteorological variables with greater accuracy, for example, runoff simulation with automatic and/or deep learning techniques allow generating information where it does not exist, from small to large basins, so that the data generated could be used for hydraulic modeling and to define flood zones associated with different return periods.

Conclusions

This study analyzed the daily scale hydrometeorological data available in the Chancay Lambayeque river basin, namely 30 years (hydrological normal), from 01/01/1991 to 12/31/2020, where 80 % (24 years) of the

data were used for model training, while the remaining 20 % (six years) were used for validation.

Initially, the calibration and subsequent validation of the neural network model for rainfall-runoff simulation in the Chancay Lambayeque river basin was carried out using Long and Short Term Memory Networks (LSTM), thus obtaining a Nash coefficient of 0.93 in the model validation stage, corresponding to the qualification of "very good".

Table 3 shows the maximum flows determined for different return periods (Tr) at the hydrological station "Bocatoma Racarrumi" located in the middle part of the Chancay Lambayeque river basin, thus calculating flows for Tr of 05, 10, 25, 50, 50, 100, 200 and 1 000 years, as can be seen in the table.

Finally, according to the determination of flow rates for different return periods at the Racarrumi intake hydrological station, for a return period; for example, a flow rate of 435.48 m³/s for 50 years and 479.34 m³/s for 100 years. According to historical data from 1991 to 2021, the Chancay Lambayeque River has had a maximum flow of 358.54 m³/s recorded on March 27, 2009 (Record obtained at the Racarrumi station). The flows obtained from the different return periods, it is considered that the Racarrumí Intake can alleviate these flows, since this work has been designed for flows greater than 500 m³/s.

References

- Abbot, J., & Marohasy, J. (2014). Input selection and optimisation for monthly rainfall forecasting in Queensland, Australia, using artificial neural networks. *Atmospheric Research*, 138, 166-178. DOI: 10.1016/j.atmosres.2013.11.002
- Adamowski, J., Chan, H., Prasher, S., Ozga-Zielinski, B., & Sliusarieva, A. (2012). Comparison of multiple linear and nonlinear regression, autoregressive integrated moving average, artificial neural network, and wavelet artificial neural network methods for urban water demand forecasting in Montreal, Canada. *Water Resources Research*, 48(1), 1528-1541. DOI: 10.1029/2010WR009945
- Afzaal, H., Farooque, A., Abbas, F., Acharya, B., & Esau, T. (2020). Computation of evapotranspiration with artificial intelligence for precision water resource management. *Applied Sciences*, 10(5). DOI: 10.3390/app10051621
- Asurza, F. A., Ramos, C. L., & Lavado W, S. (2018). Evaluación de los productos tropical rainfall measuring missin (TRMM) y global precipitation measurement (GPM) en el modelamiento hidrológico de la cuenca del río Huancané, Perú. *Scientia Agropecuaria*, 9(1), 53-62. DOI: 10.17268/sci.agropecu.2018.01.06
- Basagaoglu, H., Chakraborty, D., & Winterle, J. (2021). Reliable evapotranspiration predictions with a probabilistic machine learning framework. *Water*, 13(4). DOI: 10.3390/w13040557

- Béjar, W., Valeriano, K., Ilachoque, J., & Sulla, J. (2016). Predicción de caudales medios diarios en la cuenca del Amazonas aplicando redes neuronales artificiales y el modelo neurodifuso ANFIS. *Research in Computing Science*, 113(1), 23-35. DOI: 10.13053/rcs-113-1-2
- Choubin, B., Khalighi-Sigaroodi, S., Malekian, A., & Kişi, Ö. (2014). Multiple linear regression, multi-layer perceptron network and adaptive neuro-fuzzy inference system for the prediction of precipitation based on large-scale climate signals. *Hydrological Sciences Journal*, 61(6), 1001-1009. DOI: 10.1080/02626667.2014.966721
- Cromwell, E., Shuai, P., Jiang, P., Coon, E. T., Painter, S. L., Moulton, J. D., Lin, N., & Chen, X. (2021). Estimating watershed subsurface permeability from stream discharge data using deep neural networks. *Frontiers in Earth Science*, 9. DOI: 10.3389/feart.2021.613011
- Fan, H., Jiang, M., Xu, L., Zhu, H., Cheng, J., & Jiang, J. (2020). Comparison of long short term memory networks and the hydrological model in runoff simulation. *Water*, 175-190. DOI: 10.3390/w12010175
- Farfán, J., Palacios, K., Ulloa, J., & Avilés, A. (2020). A hybrid neural network-based technique to improve the flow forecasting of physical and data-driven models: Methodology and case studies in Andean watersheds. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 27. DOI: 10.1016/j.ejrh.2019.100652

- French, M., Krajewski, W., & Cuykendall, R. (1992). Rainfall forecasting in space and time using a neural network. *Journal of Hydrology*, 137(1), 1-31. DOI: 10.1016/0022-1694(92)90046-X
- Fu, M., Fan, T., Ding, Z., Salih, S. Q., Al-Ansari, N., & Yaseen, Z. M. (2020). Deep learning data-intelligence model based on adjusted forecasting window scale: Application in daily streamflow simulation. *IEEE Access*, 8, 32632-32651. DOI: 10.1109/ACCESS.2020.2974406
- Han, H., Choi, C., Jung, J., & Kim, H. S. (2021). Deep learning with long short term memory based sequence-to-sequence model for rainfall-runoff simulation. *Water*, 13(437).
- Hu, C., Wu, Q., Li, H., Jian, S., Li, N., & Lou, Z. (2018). Deep learning with a long short-term memory networks approach for rainfall-runoff simulation. *Water*, 10(11), 1543-1558. DOI: 10.3390/w10111543
- Jimeno, P., Senent, J., Pérez, J., Pulido, D., & Cecilia, J. (2017). Estimation of instantaneous peak flow using machine-learning models and empirical formula in peninsular Spain. *Water*, 9(5), 347-359. DOI: 10.3390/w9050347
- Kim, T., Yang, T., Gao, S., Zhang, L., Ding, Z., Wen, X., Gourley, J. J., & Hong, Y. (2021). Can artificial intelligence and data-driven machine learning models match or even replace process-driven hydrologic models for streamflow simulation?: A case study of four watersheds with different hydro-climatic regions across the CONUS. *Journal of Hydrology*, 598. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2021.126423

- Kratzert, F., Klotz, D., Herrnegger, M., Sampson, A., Hochreiter, S., & Nearing, G. (2019). Toward improved predictions in ungauged basins: Exploiting the power of machine learning. *Water Resources Research*, 55(12), 11344-11354. DOI: 10.1029/2019WR026065
- Laqui-Vilca, W. F. (2010). Aplicación de redes neuronales artificiales a la modelización y previsión de caudales medios mensuales del río Huancané. *Revista Peruana Geo-Atmosférica RPGA*, 2, 30-44. Recovered from https://web2.senamhi.gob.pe/rpga/pdf/2010_vol02/art3.pdf
- Lujano, E., Lujano, A., Pitágoras, J., & Lujano, R. (2014). Pronóstico de caudales medios mensuales del río Ilave usando modelos de redes neuronales artificiales. *Revista de Investigaciones Altoandina*, 16(1), 89-100.
- Mosavi, A., Ozturk, P., & Chau, K.-W. (2018). Flood prediction using machine learning models: Literature review. *Water*, 10(11), 1536-1576. DOI: 10.3390/w10111536
- Nabipour, N., Dehghani, M., Shamshirband, S., & Mosavi, A. (2020). Short-term hydrological drought forecasting based on different nature-inspired optimization algorithms hybridized with artificial neural networks. *IEEE Access*, 8, 15210-15222. DOI: 10.1109/ACCESS.2020.2964584
- Qin, J., Liang, J., Chen, T., Lei, X., & Kang, A. (2019). Simulating and predicting of hydrological time series based on tensorflow deep learning. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28(2), 795-802. DOI: 10.15244/pjoes/81557

- Rezaeianzadeh, M., Tabari, H., & Yazdi, A. (2014). Flood flow forecasting using ANN, ANFIS and regression models. *Neural Computing & Applications*, 25, 25-37. DOI: 10.1007/s00521-013-1443-6
- Rodríguez, C., Díaz, H., Ballesteros, J., Rohrer, M., & Stoffel, M. (2019). The anomalous 2017 coastal El Niño event in Peru. *Climate Dynamics*, 52, 5605-5622. DOI: 10.1007/s00382-018-4466-y
- Sattari, M., Apaydin, H., Band, S., Mosavi, A., & Prasad, R. (2021). Comparative analysis of kernel-based versus ANN and deep learning methods in monthly reference evapotranspiration estimation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 25(1), 603-618. DOI: 10.5194/hess-25-603-2021
- Shi, L., Feng, P., Wang, B., Liu, D., Cleverly, J., & Fang, Q. (2020). Projecting potential evapotranspiration change and quantifying its uncertainty under future climate scenarios: A case study in southeastern Australia. *Journal of Hydrology*, 584. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.124756
- Tineo-Pongo, P. (2018). *Aplicación del modelo hidrológico distribuido TETIS para estimar la variabilidad hidrológica en la cuenca del río Chancay Lambayeque*. Recovered from https://alicia.concytec.gob.pe/vufind/Record/UCVV_2c32a071628a390e3387d909a4a4f14f
- Valderrama-Purizaca, F. J., Chávez-Barturen, D. A., Muñoz-Pérez, S. P., Tuesta-Monteza, V., & Mejía-Cabrera, H. I. (2021). Importancia de las redes neuronales artificiales en la ingeniería civil: Una revisión sistemática de la literatura. *Iteckne*, 18(1), 71-83. DOI: 10.15332/iteckne

- Wang, J., Li, H. P., Lu, H. Y., Zhang, R. Q., Cao, X. S., Tong, C. F., & Zheng, H. X. (2019). Estimation of evapotranspiration for irrigated artificial grasslands in typical steppe areas using the METRIC model. *Applied Ecology and Environmental Research*, 17(6), 13759-13776. DOI: 10.15666/aeer/1706_1375913776
- Yaseen, Z., Naghshara, S., Salih, S., Kim, S., Malik, A., & Ghorbani, M. (2020). Lake water level modeling using newly developed hybrid data intelligence model. *Theoretical and Applied Climatology*, 141, 1285-1300. DOI: 10.1007/s00704-020-03263-8
- Young, C.-C., Liu, W.-C., & Chung, C.-E. (2015). Genetic algorithm and fuzzy neural networks combined with the hydrological modeling system for forecasting watershed runoff discharge. *Neural Computing and Application*, 26, 1631-1643. DOI: 10.1007/s00521-015-1832-0
- Zhang, Y., Zhao, Z., & Zheng, J. (2020). CatBoost: A new approach for estimating daily reference crop evapotranspiration in arid and semi-arid regions of Northern China. *Journal of Hydrology*, 588. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2020.125087

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-06-04

Artículos

Análisis y prevención del peligro por inundaciones en quebradas de alto riesgo en la ciudad de Arequipa, Perú

Analysis and risk prevention of flooding in high-risk gorges in the city of Arequipa, Peru

Joel Ccancapa-Puma¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0005-4439-0711>

Alejandro Víctor Hidalgo-Valdivia², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7598-9074>

Guillermo Yorel Noriega-Aquise³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2354-6391>

Alex Eduardo Aguilar-Chávez⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4982-5671>

Marcelo Marques⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5451-5323>

¹Universidad Católica de Santa María (UCSM), Escuela Profesional de Ingeniería Civil, Arequipa, Perú, joel.ccancapa@ucsm.edu.pe

²Universidad Católica de Santa María (UCSM), Escuela Profesional de Ingeniería Civil, Arequipa, Perú, ahidalgo@ucsm.edu.pe

³Universidad Católica de Santa María (UCSM), Escuela Profesional de Ingeniería Civil, Arequipa, Perú, gnoriega@ucsm.edu.pe

⁴Universidad Católica de Santa María (UCSM), Escuela Profesional de Ingeniería Civil, Arequipa, Perú, aaguilarch@ucsm.edu.pe

⁵Universidad Estadual de Maringá (UEM), Umuarama, Brasil, mmarques@uem.br

Autor para correspondencia: Joel Ccanccapa-Puma, joel.ccanccapa@ucsm.edu.pe

Resumen

La ciudad de Arequipa, la segunda ciudad más importante del Perú, enfrenta eventos extremos, como lluvias de alta intensidad, pero de corta duración, que generan inundaciones y crecidas del río Chili (avenidas de lodo y huaycos). Esta situación agrava la vulnerabilidad de la población asentada en las márgenes de las quebradas, posteriormente torrenteras, debido a la poca o nula planificación territorial por parte de las entidades gubernamentales, que se refleja cada año en pérdidas humanas y de infraestructura. La frecuencia de estos eventos va en aumento con el tiempo y es por esta razón que se generan umbrales de precipitaciones extremas para su correspondiente caracterización, con un registro de 41 años (1981-2021), a fin de informar sobre la peligrosidad de un fenómeno meteorológico adverso, previsto o en desarrollo. Se utilizaron datos de precipitación máxima de 24 horas de las estaciones meteorológicas del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI) para obtener el hidrograma líquido para diferentes periodos de retorno con el modelo hidrológico HEC-HMS. También se realizaron estudios de

mecánica de suelos para determinar los parámetros reológicos del flujo no newtoniano y luego calibrar a través de eventos históricos con el modelo hidráulico HEC-RAS. Finalmente se elaboraron mapas cartográficos en QGIS para evaluar las zonas de peligro por inundaciones en las torrenteras Del Pato, San Lázaro, Venezuela y Los Incas.

Palabras clave: eventos extremos, umbrales de precipitación, flujos hiperconcentrados, inundaciones, peligro, Arequipa.

Abstract

The city of Arequipa, the second most important city in Perú, faces numerous daunting challenges, including high-intensity but short-in-duration rainfalls that leads to floods and the swelling of the Chili River (mud and landslides). This situation aggravates the vulnerability of the population settled on the margins of the gorges and gullies, due to little or no territorial planning from public institutions. The local news evidence negligence every year, both in terms of human lives and infrastructure loss. The frequency of these events has increased with time and that is the reason for prompting the establishment of rainfall thresholds and the compilation of a 41-year record (1981-2021), with the aim of informing about the dangerousness of an adverse meteorological phenomenon, either predicted or in progress. For the hydrological model, the authors used the highest 24-hour precipitation data from the SENAMHI's stations (National Service of Meteorology and Hydrology of Peru) to generate the liquid hydrograph for different return periods with the Hydrologic model of HEC-HMS. Soil mechanics studies were also carried out to determine the rheological parameters of the non-Newtonian flow and then calibrate

through historical events in a hydraulic model of HEC-RAS. Finally, cartographic maps in QGIS were prepared to evaluate the hazard zones flooding in the Del Pato, San Lázaro, Venezuela and Los Incas gullies.

Keywords: Extreme events, rainfall thresholds, hyper-concentrated flows, floods, hazard, Arequipa.

Recibido: 29/03/2023

Aceptado: 07/07/2023

Publicado Online: 21/07/2023

Introducción

El Perú está altamente expuesto frente al cambio climático, que repercute en la severidad y ocurrencia de fenómenos meteorológicos como El Niño (Espinoza-Vigil & Booker, 2023a), una situación que se ve agravada con las condiciones de desigualdad, pobreza y crecimiento demográfico (IPCC, 2022).

Arequipa alberga más de 1 millón 316 mil habitantes, según el Instituto Nacional de Estadística e Informática del Perú (INEI, 2017).

Cada año, la ciudad de Arequipa sufre desbordes e inundaciones en zonas aledañas a los cauces de las torrenteras que hacen su ingreso y que confluyen en el río Chili, colapsando alcantarillas y zonas de área de cultivo asentadas en las zonas bajas del volcán Misti, pues se producen precipitaciones de corta duración, pero de alta intensidad, de tal manera que en los últimos 20 años las tormentas extremas se hacen cada vez

más frecuentes debido al cambio climático, desencadenando en caudales más críticos hacia las torrenteras existentes. Estas lluvias extremas han evidenciado el mal dimensionamiento y destrucción de los puentes sobre las torrenteras y cauces de río (Espinoza-Vigil & Booker, 2023b), como también una planificación urbana inadecuada (El Búho, 2021).

Un indicador básico para una adecuada planificación y programación de actividades económicas, socioeconómicas, socioambientales y de intervención territorial es conocer los diferentes regímenes climáticos presentes. El Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI) elaboró en 2020 el estudio *Climas del Perú: mapa de clasificación climática nacional*, que fue actualizado en 2021 por el método de Thornthwaite, como una herramienta para conocer los diferentes tipos de clima en el Perú, para la toma de decisiones y reducción de riesgos de desastres, predominando en la ciudad de Arequipa un clima árido y templado **E(d)B'**, con deficiencia de humedad en todas las estaciones del año (SENAMHI, 2021).

La Autoridad Nacional del Agua (ANA), como ente rector del sistema nacional de gestión de recursos hídricos, elaboró un estudio denominado *Priorización de cuencas para la gestión de los recursos hídricos* (ANA, 2016), con el objetivo de asegurar la continuidad a través de un desarrollo sostenible y responsable del recurso hídrico con base en criterios e indicadores; uno de estos indicadores establece la cuenca Quilca-Chili como la de mayor vulnerabilidad, considerada de alta prioridad (en el primer nivel) y donde predomina el aspecto hidrológico (estrés hídrico), al igual que la presencia de puntos críticos ante eventos extremos (inundaciones) (ANA, 2015).

Los eventos extremos en la ciudad de Arequipa desencadenan en inundaciones asociadas con procesos de erosión fluvial, donde su fuerza erosiva es originada muchas veces por la carga de sedimentos (flujos de lodo o detritos). Según Vílchez & Sosa (2021), estas condiciones en las torrenteras Del Pato, San Lázaro, Venezuela y Los Incas hacen que esté presente un riesgo alto a inundaciones y erosión fluvial (Figura 1) de acuerdo con el análisis heurístico-cualitativo.

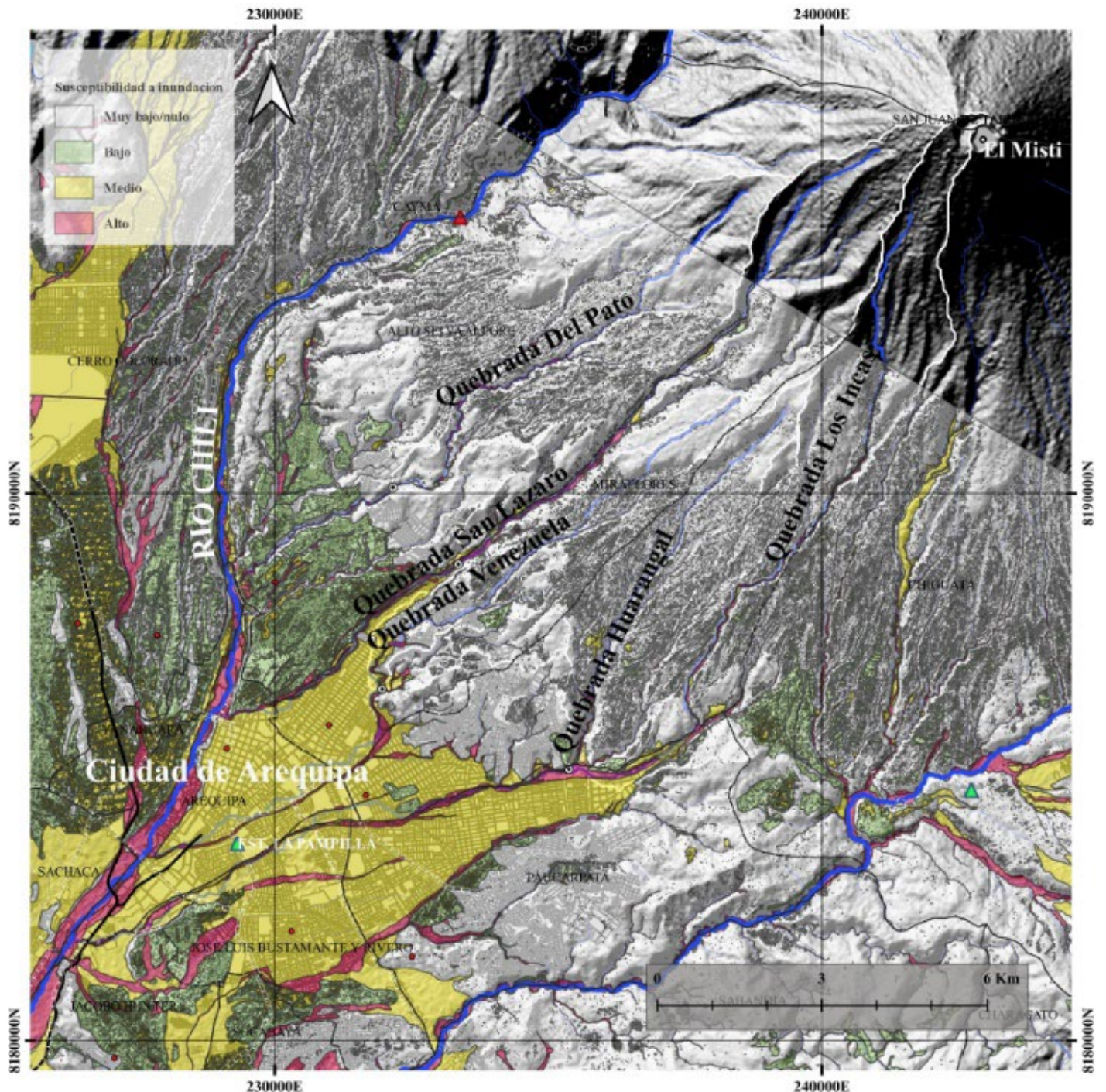


Figura 1. Adaptación propia de la base de datos “Susceptibilidad a Inundación y Erosión Fluvial”. Fuente: Vílchez y Sosa (2021).

Naciones Unidas (2014) define el “peligro” como el grado de amenaza para lugares o asentamientos humanos por los fenómenos desfavorables en un periodo de tiempo dado.

El último informe del World Economic Forum (2023) sobre riesgos globales ha identificado por gravedad a corto y largo plazo que los desastres provocados por los fenómenos meteorológicos extremos son los más críticos, y que cada vez estamos menos preparados por los impactos del cambio climático.

Debido a eventos históricos suscitados en época de lluvia (enero, febrero y marzo) que se presentan cada año en la ciudad de Arequipa, este estudio tiene como objetivo general caracterizar las lluvias extremas registradas por la estación La Pampilla a través de umbrales de precipitación máxima, con el fin de informar sobre la peligrosidad de un fenómeno meteorológico adverso, previsto o en desarrollo, lo cual constituye un índice climático de lluvias extremas a partir de un método práctico y reconocido internacionalmente.

La ocurrencia de inundaciones en magnitud y frecuencia para una gestión de recursos hídricos es de vital importancia; por ello, como objetivos específicos, se realizaron estudios topográficos, geotécnicos, hidrológicos e hidráulicos en las torrenteras de estudio para conocer el comportamiento de las cuencas y mitigar el impacto.

Materiales y métodos

La ciudad de Arequipa (Figura 2) es severamente afectada con inundaciones en una periodicidad irregular por la activación de las torrenceras por la parte derecha e izquierda de la ribera del río Chili. Según el diagnóstico que presenta la ANA (2015), denominado Plan de Gestión de los Recursos Hídricos de la Cuenca Quilca-Chili, la ciudad es el punto de mayor riesgo por huaycos debido principalmente al crecimiento indiscriminado de la ciudad por falta de planificación, deficiente sistema de alcantarillado e invasión de los cauces naturales. La ciudad de Arequipa, con un área de 676.6 km², se encuentra dentro de la cuenca Quilca-Chili de 13 457 km² y está ubicada en la vertiente occidental de la cordillera de Los Andes, por lo que pertenece a la vertiente del océano Pacífico. Abarca prácticamente toda la provincia de Arequipa, al suroeste del territorio peruano, entre la latitud sur 15° 37' 50" y 16° 47' 10" y la longitud oeste 70° 49' 15" y 72° 26' 35".

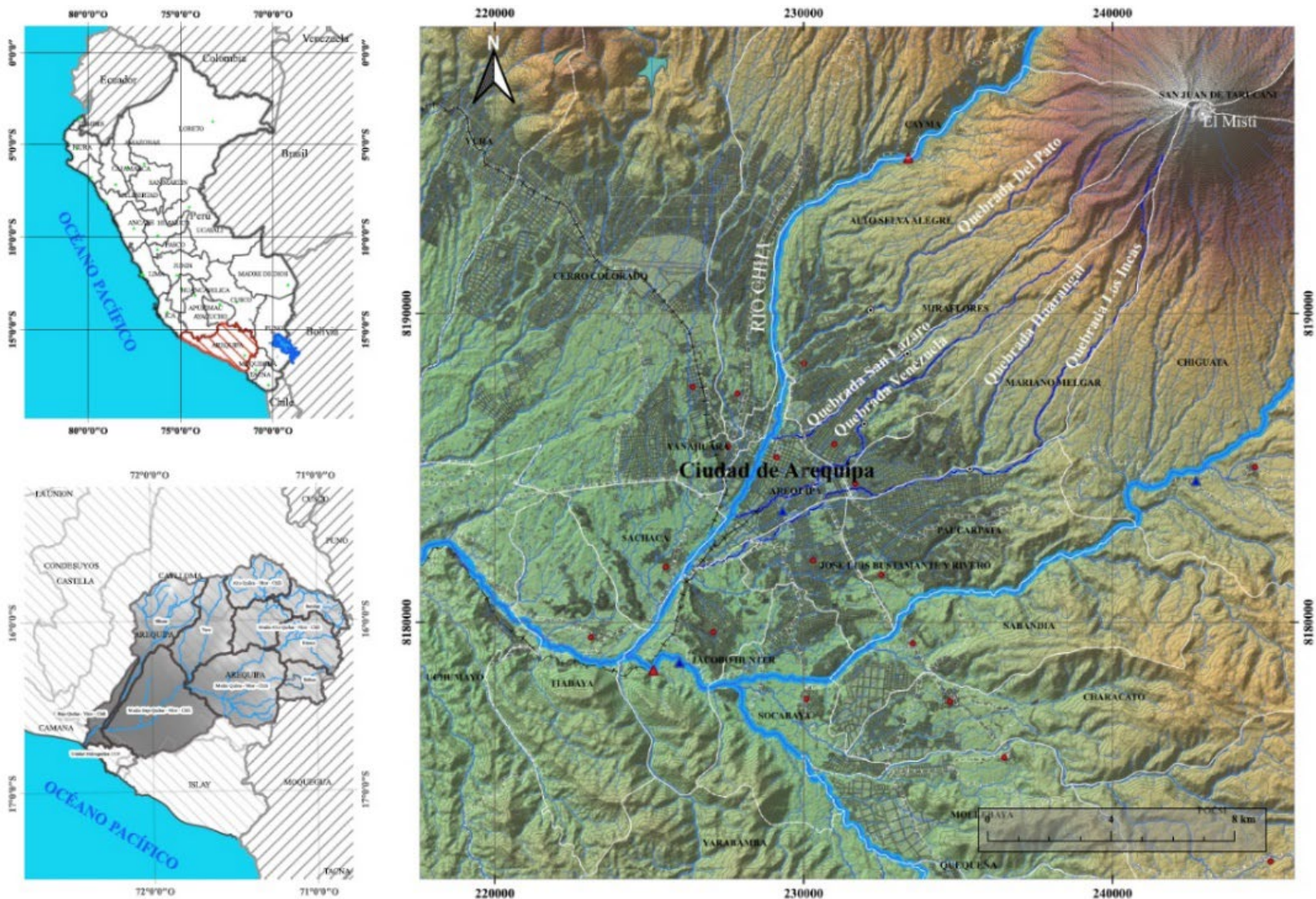


Figura 2. Ubicación de la ciudad de Arequipa y torrenceras bajo el volcán Misti.

A continuación se recopiló información de eventos históricos suscitados en la ciudad de Arequipa (1989-2021) a través de artículos, periódicos e instituciones, como la ANA, SENAMHI e INGEMMET (Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico).

- **1989:** 8 de febrero, lluvia intensa (37.7 mm/h) que ocasionó que todas las torrenteras hicieran su ingreso, causando que el caudal del río Chili se incrementara.
- **1997:** 25 de febrero, debido a las intensas lluvias se produjo el desborde de las torrenteras San Lázaro, Miraflores, Paucarpata y Mariano Melgar, que afectaron Alto Selva Alegre, P.J. Ciudad Blanca-Comité y Cercado de Arequipa. Dejó cinco muertos y muchos daños.
- **2000:** 18 de enero, lluvias intensas causaron inundación de los asentamientos humanos El Mirador, Pueblo Libre, Los Ángeles y Villa María del Triunfo (distrito de Mariano Melgar); 20 de enero, viviendas inundadas por lluvias (distrito de Paucarpata).
- **2001:** 19 de marzo, lluvias intensas causaron inundaciones en Cayma, Paucarpata, Socabaya, Alto Selva Alegre, José Luis Bustamante y Rivero; 20 de marzo, inundaciones en Alto Selva Alegre y Arequipa.
- **2008:** 9 de enero, lluvias intensas en los distritos de Alto Selva Alegre, Cayma, Hunter y Mariano Melgar.
- **2012:** 1 de enero, lluvias fuertes en el distrito Alto Selva Alegre.
- **2013:** 8 de febrero, lluvias intensas (124.5 mm), que se concentraron en las cabeceras de las torrenteras San Lázaro, Venezuela y Los Incas; material arrastrado aguas abajo a manera de flujos de detritos tras cuatro horas intensas de precipitación. Estos flujos afectaron pistas, viviendas, infraestructura pública y privada, y ocasionaron la muerte de personas.

- **2015:** 1 de enero, inundación de Arequipa después de seis horas de lluvia.
- **2016:** 26 de enero, inundaciones en los distritos de Paucarpata, José Luis Bustamante y Rivero, Alto Selva Alegre.
- **2017:** 13 de enero, en Alto Selva Alegre fueron afectados los sectores de Villa Ecológica Independencia y las Gardenias; 150 viviendas dañadas por los huaycos.
- **2020:** 26 de febrero, lluvias intensas afectaron más de 250 viviendas por desborde de inundaciones en seis distritos; flujo de lodo en la terminal terrestre y terrapuerto (Figura 3, Figura 4, Figura 5, Figura 6, Figura 7, Figura 8, Figura 9).

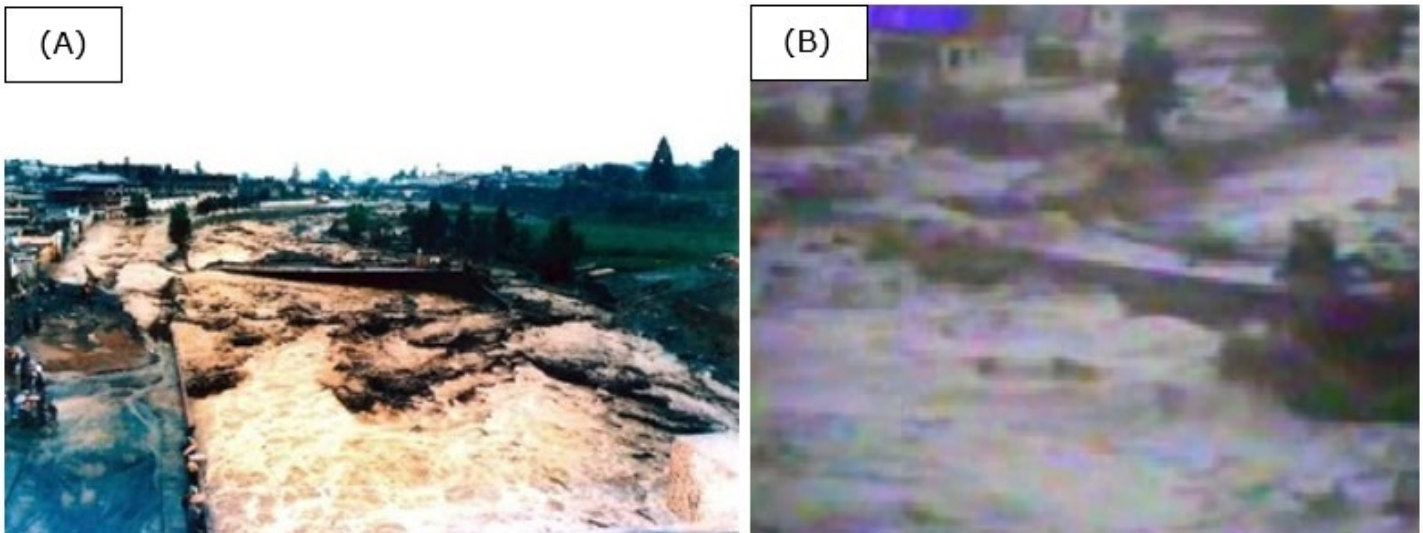


Figura 3. Registro del 8 de febrero de 1989: A) y B) desborde registrado del río Chili por consecuencia de la construcción del puente Bajo Grau que sirvió como dique, desviando el flujo de agua por el barrio obrero. Fuente: Clima y Ecología de Arequipa (2013).



Figura 4. Registro del 8 de febrero del 2012: A) y B) crecida del río Chili evidencia la vulnerabilidad del Puente Bajo Grau; C) y D) lluvias intensas se observan en las principales calles Puente Grau y Bolívar.

Fuente: Villalobos (2012).



Figura 5. Aluvión registrado el 8 de febrero de 2013 en la ciudad de Arequipa: A) y B) calles invadidas de lodo por activación de quebradas posteriormente torrenciales; C) y D) vías destruidas como consecuencias de las inundaciones por acción de la intensa lluvia registrada. Fuente: Diario Correo (2014).



Figura 6. Registro del 2 y 29 de febrero de 2015: A) viviendas dañadas por las lluvias torrenciales; B) inundación del intercambio vial de la variante de Uchumayo; C) lluvias intensas ponen al descubierto la precariedad de obras viales. Fuente: El Búho (2015a; 2015 b, 2015c).



Figura 7. Registros del 23 y 24 de febrero de 2016: A) lluvia de 10 horas afectaron a la ciudad de Arequipa y colapsaron varios transformadores que dejaron sin energía eléctrica varios distritos; B) las intensas lluvias ocurridas dañaron infraestructuras y vías urbanas, y provocaron el ingreso de flujo de lodo a viviendas asentadas en márgenes de quebradas. Fuente: El Búho (2016a; 2016b).



Figura 8. Registro del 8 de marzo y 30 de enero de 2017: A) colapso del Puente Concordia en la torrentera del Chulo debido a las fuertes lluvias que afectaron a la ciudad de Arequipa; B) fuertes lluvias desencadenaron la activación de la quebrada Paucarpata, produciéndose huaycos. Fuente: El Búho (2017a; 2018b).



Figura 9. Registro del 25 y 26 de febrero de 2020: A) y B) precipitaciones de fuerte intensidad provocaron la activación de quebradas y huaycos que arrastraron vehículos e inundaron viviendas; C) y D) daños significativos en seis distritos; más de 350 viviendas han sido afectadas producto de las inundaciones y desborde de las torrenceras e ingreso de lodo a la terminal terrestre y terrapuerto de la ciudad de Arequipa. Fuente: El Búho (2020a; 2020 b; 2020 c; 2020 d).

Estudios básicos

Para conocer la ocurrencia de inundaciones, este estudio propone una metodología con base en investigaciones básicas de topografía, hidrología mecánica de suelos e hidráulica en las quebradas —posteriormente torrenteras Del Pato, San Lázaro, Venezuela y Los Incas— de la ciudad de Arequipa, para caracterizar el comportamiento de las intensas lluvias y que agravan la situación cuando alcanzan valores significativos (percentil 99), llegando a ocasionar pérdidas económicas que superan los S/350 millones y más de 80 mil personas afectadas por lluvias torrenciales (Gestión, 2013).

Geología

El desplazamiento o remoción de masas rocosas (fracturadas y/o meteorizadas), depósitos inconsolidados o ambos por efecto de la gravedad están estrechamente vinculados con las intensas lluvias, sismos y modificaciones antrópicas (factores detonantes), que responden también a causas condicionantes o intrínsecas, como la pendiente, morfología, cobertura vegetal, etcétera (Vílchez & Sosa, 2021). La caracterización litológica realizada identificó unidades y subunidades de depósitos inconsolidados fluviales (**I-2**), aluviales (**I-3**), proluviales (**I-4**), coluviales (**I-6**), lacustrinos (**I-7**), glacial (**I-8**) y volcanoclásticos (**I-9**) como factores condicionantes a movimiento de masas. Ettinger *et al.* (2015) mencionan también que las inundaciones repentinas son comunes en zonas semiáridas, como Arequipa, donde se presentan lluvias fuertes

cada año entre los meses de enero, febrero y marzo, teniendo efectos devastadores en términos geomorfológicos y de vidas humanas.

Según el Ministerio del Ambiente (MINAM, 2018), la ciudad de Arequipa presenta al noreste coladas volcánicas provenientes del Chachani y Misti (**NpQ-ba-s**), cortadas por el cañón del río Chili; la ciudad y alrededores corresponden a depósitos de abanicos aluviales (**Qp-al**); al oeste, por tufos volcánicos; por el este, flujo de lodos; y al sur, por el batolito de la caldera (Figura 10).

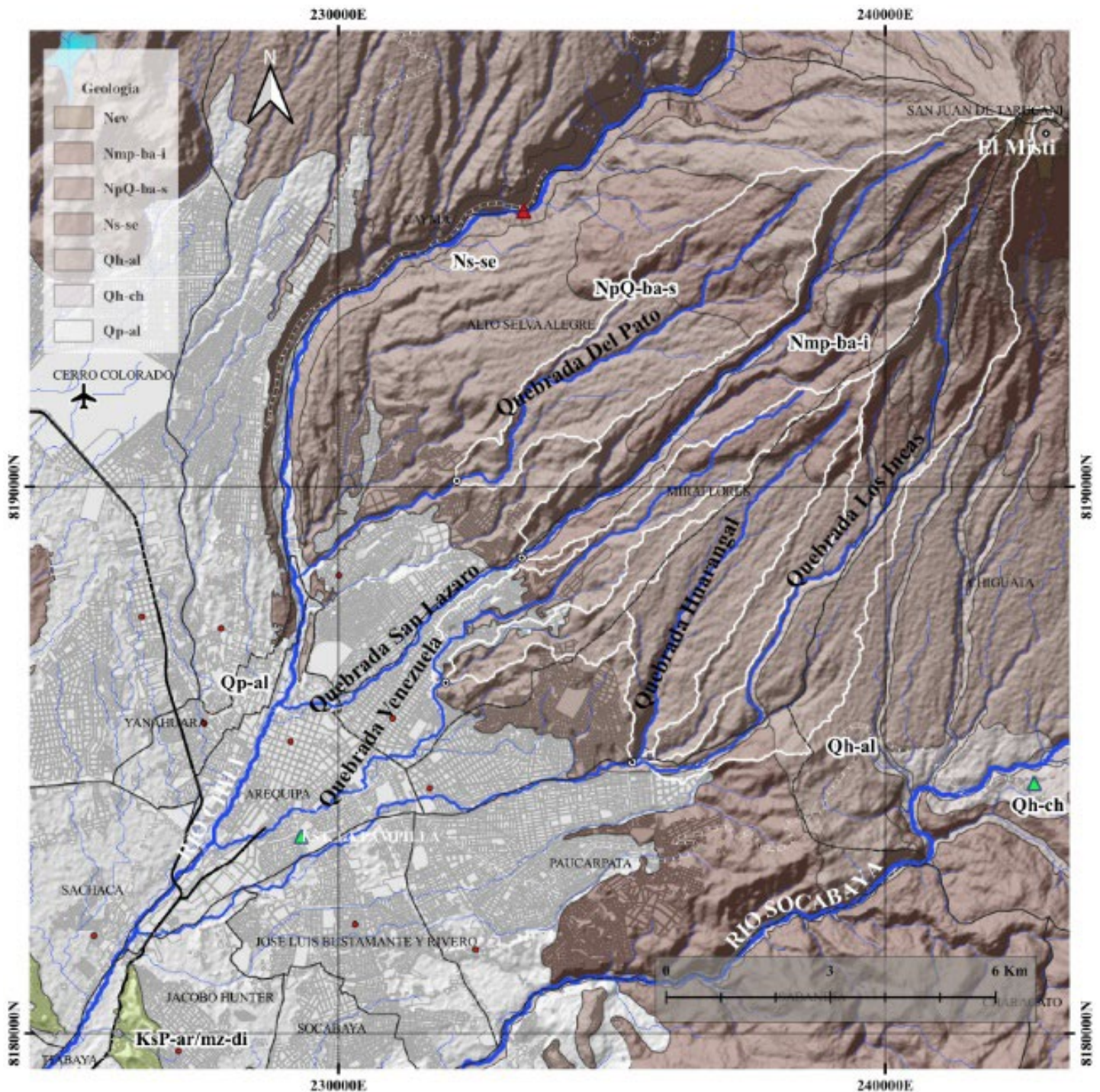


Figura 10. Adaptación propia de la base de datos Geología (MINAM, 2018).

Topografía

El levantamiento topográfico de las principales torrenteras se realizó utilizando un dron DJI Phantom 4 RTK por el método de fotogrametría, debido a la alta precisión que ofrece por la visión estereoscópica y GPS diferencial. Obtiene curvas de nivel cada metro, georreferenciado desde un punto de control proporcionado por el Instituto Geofísico del Perú (IGN) en el Sistema Geodésico Mundial WGS84/UTM Zona 19S.

Hidrología

Umbrales de precipitación máxima

Los umbrales son indicadores que van en relación con la peligrosidad, ya sea de precipitación, nivel del agua o caudal. Para una caracterización de lluvias extremas (Tabla 1), un criterio común es establecer umbrales de precipitación, como índices climáticos. La determinación de umbrales de precipitación máxima para este estudio se siguió de acuerdo con el procedimiento descrito por Alfaro (2014), el cual se utiliza por norma técnica en el SENAMHI. La base de información necesaria para estimar los umbrales son la de precipitación diaria de una estación climatológica de largo registro; para este estudio se empleó la estación La Pampilla; también se menciona que el uso de estos índices se justifica porque hay más información disponible de acumulados de precipitación (lluvia diaria) en 24 horas que intensidades de precipitación.

Tabla 1. Caracterización de extremos de precipitación.

Umbrales de precipitación	Caracterización de lluvias extremas
$RR/día > 99\ p$	Extremadamente lluvioso
$95\ p < RR/día \leq 99\ p$	Muy lluvioso
$90\ p < RR/día \leq 95\ p$	Lluvioso
$75\ p < RR/día \leq 90\ p$	Moderadamente lluvioso

*RR/día es la cantidad acumulada de precipitación en 24 horas.

*99 p, 95 p, 90 p, 75 p son los percentiles expresados en %.

Para el cálculo de los percentiles, el procedimiento que se debe tener en cuenta es lo siguiente: 1) excluir del cálculo el valor más alto de la serie; 2) cuando en la serie histórica se observan “outliers” es necesario verificar su impacto en los parámetros estadísticos de la serie debido a su presencia; 3) excluir del cálculo todos los días con trazas; 4) considerar como día con precipitación cuando $RR > 0.1\ mm$; 5) si se trabaja con Excel, usar la función PERCENTIL.INC; 6) en lo posible, utilizar el periodo de referencia establecido por SENAMHI para la caracterización climática (1981-2010); si no es así, referir explícitamente el periodo analizado; 7) la longitud de la serie es muy importante, ya que ello afecta la determinación de los umbrales, por ello se recomienda tomar como referencia aquellas estaciones donde los datos empiecen en 1981; 8) la longitud de la serie ideal es la establecida para la caracterización climática; si no fuera posible hacer esto, se recomienda que explícitamente se advierta al lector; ser cuidadosos con el uso de estos resultados y no considerarlos como umbrales climáticos sino umbrales

deducidos de la muestra utilizada (se sugiere muestras no menores a 10 años); 9) los resultados obtenidos deben ser cuidadosamente utilizados si se pretende hacer extrapolaciones especiales, dada la alta variabilidad espacial de la lluvia; 10) para el uso de los datos se debe evaluar la calidad de los datos de las estaciones.

Thouret *et al.* (2013) proporcionaron el mapeo y la cartografía como fuente de apoyo para el peligro y riesgo frente a inundaciones repentinas y lahares (flujos de lodo volcánico) de las quebradas San Lázaro y Huarangal con base en la morfología de los cauces; sin embargo, se requiere de un análisis precipitación-escorrentía para determinar los caudales máximos a través de un modelo hidrológico a partir de datos observados (estación La Pampilla). La delimitación de las cuencas (Figura 11) se hizo siguiendo las buenas prácticas desarrolladas en QGIS por Van Der Kwast & Menke (2019), determinando las características fisiográficas y geomorfológicas por cada quebrada de estudio con base en el modelo digital de elevación (DEM) ALOS-PALSAR a resolución de 12.5 m.

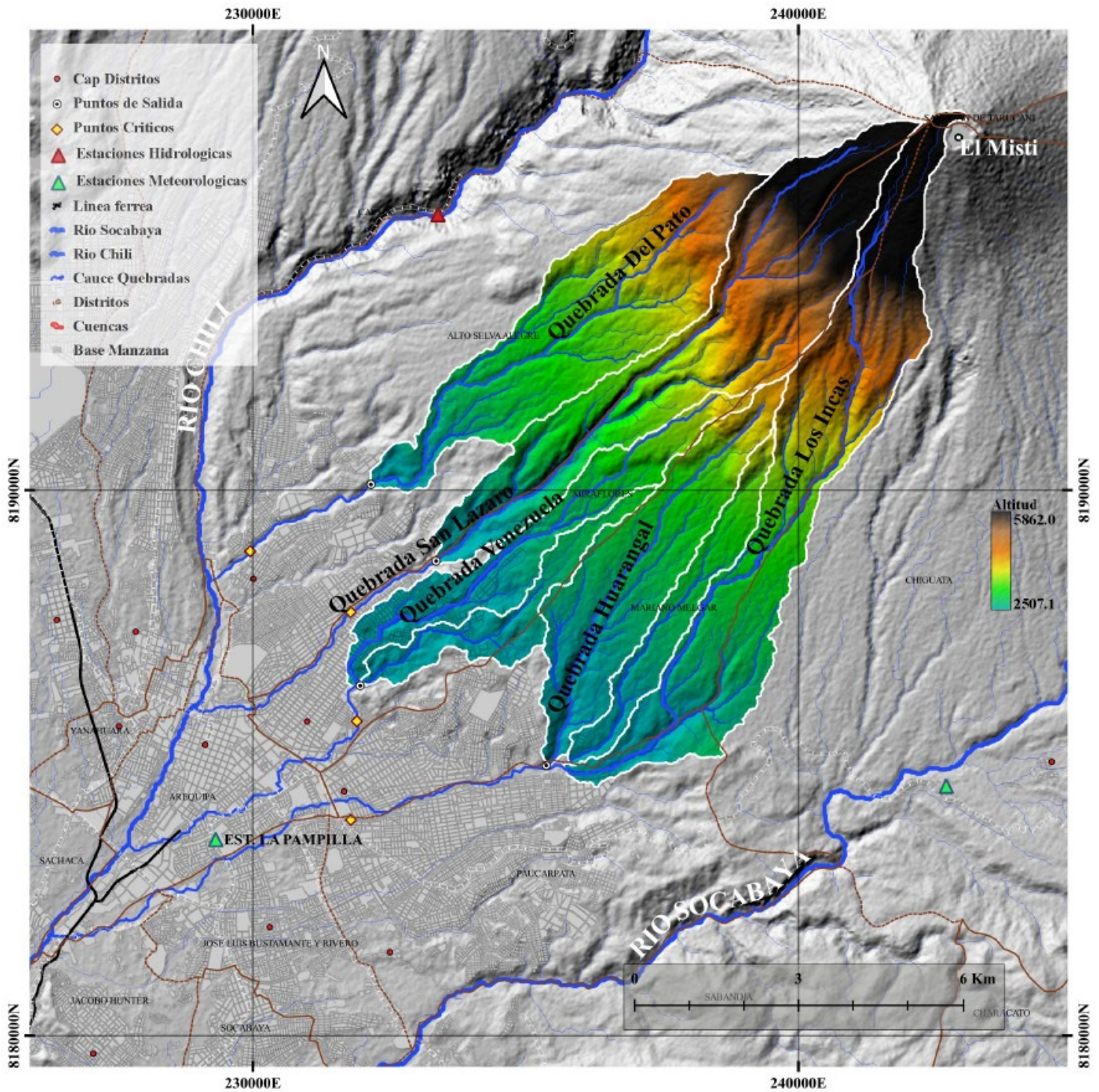


Figura 11. Delimitación de las cuencas en estudio.

El hidrograma líquido se obtuvo a partir de datos de precipitaciones máximas de 24 horas de las estaciones La Pampilla y Chiguata (Tabla 2), con un registro de 41 años (1981-2021), descartando la estación Huasacache por el área de influencia sobre las torrenteras por el método de los polígonos de Thiessen.

Tabla 2. Estaciones meteorológicas.

Estaciones Meteorológicas	Longitud (°)	Latitud (°)	Altitud (msnm)
Estación La Pampilla	-71.534	-16.413	2 326
Estación Chiguata	-71.409	-16.406	2 902

Se llevó a cabo el análisis de frecuencia sobre los datos a través de la prueba no paramétrica de bondad y ajuste Smirnov-Kolmogorov, con un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$ con el *software* Hydrognomon para diferentes funciones de distribución de probabilidad y conocer cuál se ajusta mejor a la serie de datos máximos; se tuvo en cuenta la teoría de valores extremos para caracterizar los eventos de precipitación extrema, como lo menciona Endara (2017), y distribución de valor extremo generalizado (GEV). Luego, para determinar el hidrograma, se utilizó el modelo hidrológico del HEC-HMS con la metodología del Servicio de Conservación de Suelos (SCS, 1986) para conocer la lluvia neta con el número de curva (SCS, 1972) y el método de transformación precipitación-escorrentía por el hidrograma unitario (SCS, 1972). Para el presente

estudio se utilizó la distribución de tormenta SCS-Tipo II, que calcula los hidrogramas de avenida para precipitación de 24 horas y la distribución Tipo II por tratarse de cuencas altoandinas; los parámetros de entrada al modelo HEC-HMS son las que se muestra en la Tabla 3.

Tabla 3. Parámetros de las quebradas de estudio.

Cuenca	Área de la cuenca (km ²)	Pendiente media (%)	Numero de curva (CN)	Tiempo de concentración (Tc)
Del Pato	13.8	24.6	81.8	53.8
San Lázaro	17.0	42.8	84.4	52.0
Venezuela (i)	6.5	18.9	82.2	62.8
Venezuela (ii)	3.6	17.7	81.7	52.6
Los Incas (i)	9.8	18.4	81.7	53.5
Los Incas (ii)	4.0	16.5	81.7	49.2
Los Incas (iii)	17.8	30.1	83.5	67.3

*Tiempo de concentración en minutos.

Las torrenteras que se encuentran a la margen izquierda del río Chili y que confluyen hacia él presentan una pendiente del cauce principal entre 7 y 18 % (Figura 12).

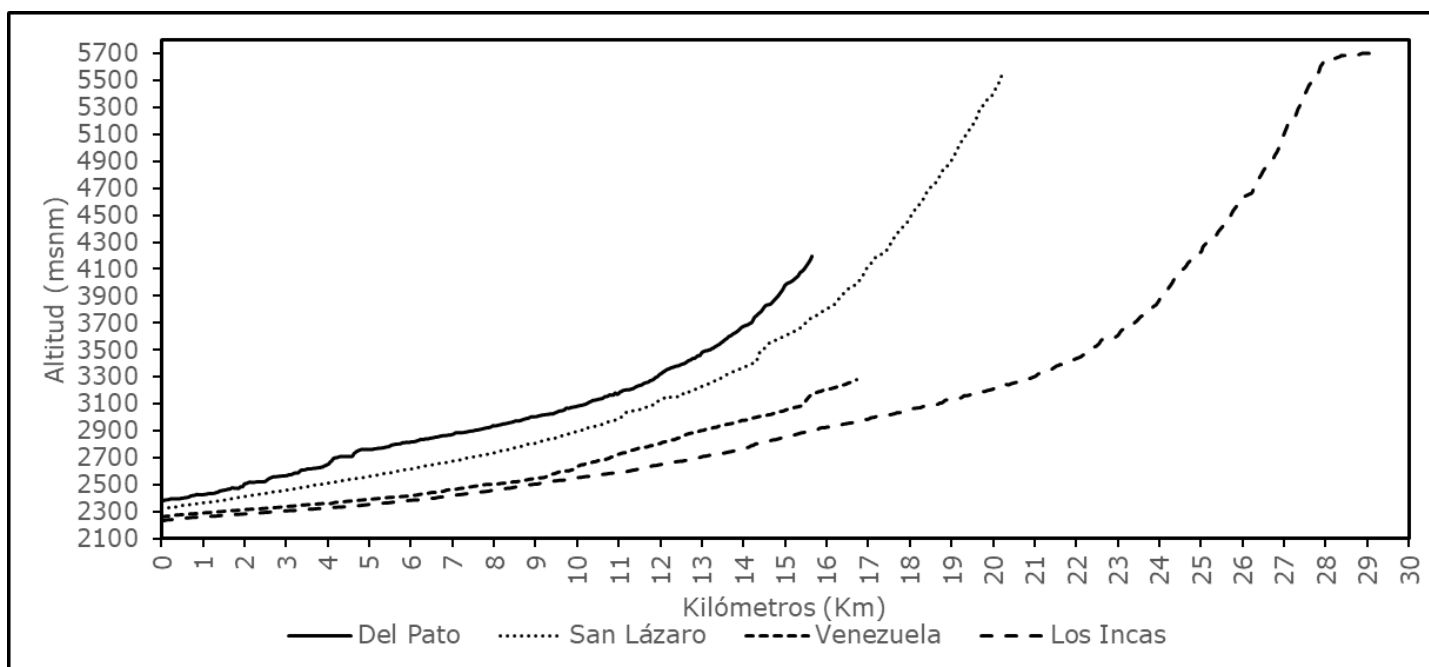


Figura 12. Perfil longitudinal de las quebradas hasta la confluencia del río Chili.

La Tabla 4 muestra los caudales líquidos estimados con el modelo HEC-HMS para cada cuenca de estudio.

Tabla 4. Caudales máximos líquidos estimados.

Cuenca	Caudal (m^3/s) para diferentes periodos de retorno (años)				
	TR = 5	TR = 25	TR = 50	TR = 100	TR = 200
Del Pato	7.0	24.9	34.7	45.3	56.3
San Lázaro	15.9	46.8	61.8	77.4	93.5
Venezuela	10.0	23.9	31.0	38.6	46.5
Los Incas	22.2	69.6	93.1	117.7	143.1

*TR: periodo de retorno.

Mecánica de suelos

Se realizaron muestras a través de calicatas en puntos críticos a la entrada de la ciudad de Arequipa (Figura 11) para las diferentes torrenteras de estudio según la Norma técnica Peruana (NTP), de esta manera se determinaron las características geotécnicas mediante ensayos en laboratorio, como el método de ensayo para análisis granulométrico por tamizado NTP 339.128; ensayo para determinar el peso específico relativo de las partículas sólidas de un suelo NTP 339.131; ensayo para determinar la masa por unidad de volumen o densidad (peso unitario) NTP 400.017, y ensayo normalizado para el corte directo de suelos bajo condiciones consolidadas drenadas NTP 339.171 a una profundidad máxima alcanzada de 1.5 m (Tabla 5). La matriz de sedimentos está constituida principalmente por arenas y gravas sobre los finos (menor al 8 %), lo que sugiere la nula cohesión entre las partículas de depósitos sedimentarios y suelos erosionables ante flujos hiperconcentrados. También se encontró presencia de flancos constituidos por flujos de barro, lahares y residuos sólidos.

Tabla 5. Resumen de ensayos de mecánica de suelos realizados.

Variable	Del Pato	San Lázaro	Venezuela	Los Incas
Profundidad (m)	1.5	1.5	1.5	1.5
Grava (%)	34.6	43.8	33.7	22.0
Arena (%)	58.5	51.5	57.9	74.2
Finos (%)	6.9	4.7	8.4	3.8
D95 (mm)	35.6	60.0	55.2	40.0
D90 (mm)	24.6	52.4	43.4	19.3
D50 (mm)	1.0	3.0	1.6	0.5
SUCS	SM	GP	GP	GP
Humedad (%)	0.4	6.7	0.9	6.7
Peso unitario (g/cm ³)	1.67	1.67	1.92	1.67
Gravedad específica (G)	2.62	2.55	2.53	2.58
Ángulo de fricción interna (°)	33	35	33	33

*SM (arenas limosas); GP (gravas con mala gradación).

Flujos hiperconcentrados

La mezcla de sedimentos y agua que discurren en un cauce son conocidos en el Perú como “huaycos” (Castillo, 2006). El registro de inundaciones y flujos de detritos (huaycos) es común en zonas semiáridas, como es Arequipa, generalmente asociados con lluvias intensas que discurren por las quebradas, posteriormente torrenteras, que nacen en el volcán Misti (Rivera, Vílchez, & Vela, 2018). Suárez (2001) muestra perfiles

longitudinales de canales para diferentes tipos de flujo (flujos de lodo, flujos hiperconcentrados y flujos de detritos); puede verse la relación directa entre la pendiente y la longitud del cauce principal para cada evento dado. De acuerdo con el tipo de flujo y las características de la pendiente de las torrenteras de estudio (Figura 12), se caracterizó el tipo de flujo por la presencia de lodo durante el evento en las diferentes torrenteras: San Lázaro (Fredysimplemente, 2012), Venezuela (El informativo AQP, 2020), Los Incas (El Búho pe, 2020) y de huayco en la quebrada Del Pato (INGEMMET, 2019) a través de reportes audiovisuales e informes técnicos. La obtención del hidrograma (Figura 13) representa la parte líquida (precipitación); la parte sólida es representada por altas concentraciones de piedras, gravas, arenas y finos que transporta el flujo aluvial. Para conocer esta parte sólida, ya sea en volumen o en peso, O'Brien, Julien y Fullerton (1993) procedieron a determinar la concentración volumétrica de los sólidos con parámetros reológicos, estimados con valores empíricos dados por Rickenmann (1999), de 1 600 a 2 000 kg/m³ para flujos de barro o lodos (*mud flow*), y de 1 900 a 2 300 kg/m³ para flujos de huaycos (*debris flow*). Así, para determinar estas concentraciones volumétricas de sólidos, se aplicaron las fórmulas propuestas por Takahashi (1991) (Ecuación (1)), asumiendo un flujo estable en movimiento (Almeida, Quisca, & Castillo, 2019):

$$C_v = \frac{\gamma_b S}{(\gamma_s - \gamma_b)(tg\phi - S)} \quad (1)$$

Donde:

γ_b = peso específico del barro (1.0-1.6 ton/m³)

γ_s = peso específico del material sólido (2.6 ton/m³)

S = pendiente media del cauce de la quebrada

ϕ = ángulo de fricción interna del material sólido (30°-35°)

El caudal máximo de flujo de barro respecto al caudal de agua y material en suspensión es la Ecuación (2):

$$Q_b = \frac{\gamma_s - \gamma}{\gamma_s - \gamma_b} Q_1 \quad (2)$$

Donde:

γ = peso específico del agua (1.0 ton/m³)

Q_1 = caudal máximo del agua (m³/s)

Q_b = caudal máximo de barro (m³/s)

El caudal máximo de flujo de huayco en condición saturada resulta con la Ecuación (3):

$$Q_h = \frac{C^*}{C^* - C_v} Q_1 \quad (3)$$

Donde:

C^* = concentración máxima de material sólido en reposo (0.6)

La Figura 13 muestra el hidrograma de flujo de huayco para la quebrada Del Pato, construida a partir del hidrograma del caudal líquido o agua.

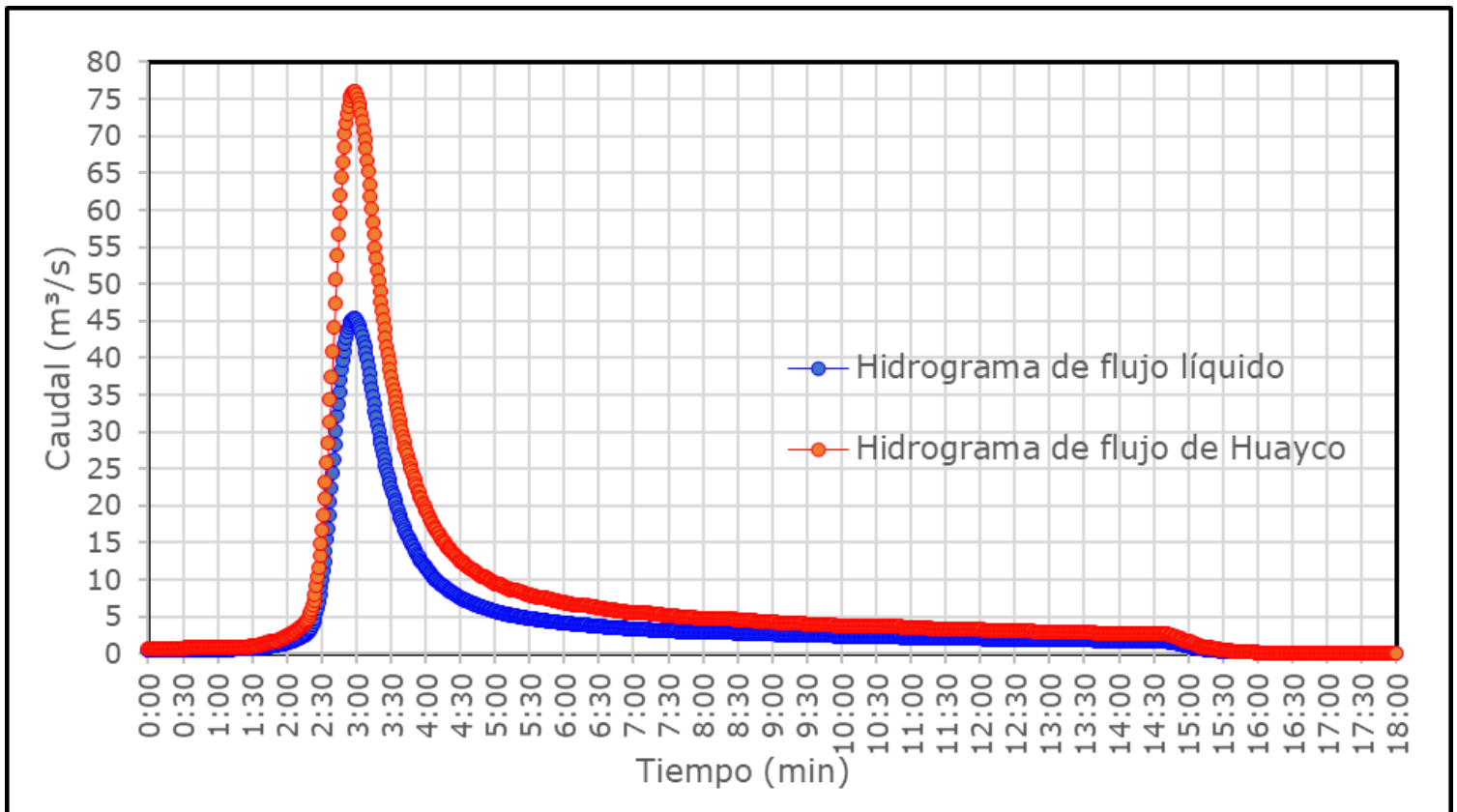


Figura 13. Hidrograma de flujo líquido y lodo de la quebrada Del Pato, TR = 100 años.

Simulación de inundación

Determinar los mapas de peligro frente a inundaciones generalmente toma dos pasos: un análisis hidrológico para determinar la magnitud de

la descarga de tormenta de baja probabilidad (100 años) y un modelo hidráulico para estimar la profundidad del flujo según Mazer *et al.* (2021). En el Perú, el ANA es un organismo público adscrito al Ministerio de Agricultura y Riego, responsable de dictar normas y establecer los procedimientos para la gestión integrada y sostenible de los recursos hídricos, a fin de garantizar la protección, el uso primario del agua, el libre tránsito, la pesca, etcétera, con la finalidad de establecer un límite superior de la ribera, una faja marginal, donde se señalan terrenos aledaños a los cauces naturales o artificiales de las fuentes de agua colindantes a asentamientos poblacionales con un periodo de retorno de 100 años, según el uso y gestión de fajas marginales (ANA, 2020).

El análisis de inundaciones por cada torrentera se realizó con la ayuda del *software* HEC-RAS (Hydrological Engineering Center-River Analysis System), teniendo en cuenta las condiciones contorno o frontera de entrada (Flow Hydrograph), salida (Normal Depth) y la rugosidad de Manning (Figura 14), tomando valores recomendados por libro hidráulica de canales abiertos de Ven Te Chow (1994).



Figura 14. Coeficiente de Manning en las diferentes torrenteras de estudio: A) Del Pato, B) San Lázaro, C) Venezuela y D) Los Incas.

Se realizó la simulación de inundación bajo el análisis de flujo no permanente o no estacionario que resuelve de forma diferencial bidimensional del flujo en lámina libre (Ecuación (4)) para el cálculo del tirante y la velocidad de agua en los ejes “x” y “y”. Esta ecuación representa la expresión del principio físico de conservación de la masa líquida en un fluido, en su forma conservativa (volumen de control fijo) y diferencial (Anderson, 1995):

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial(hu)}{\partial x} + \frac{\partial(hv)}{\partial y} = 0 \quad (4)$$

Donde:

h = tirante de agua

u = velocidad en el eje “x”

v = velocidad en el eje “y”

t = tiempo

De la Ecuación (4), que es la ecuación general de flujo bidimensional de lámina libre, el modelo numérico HEC-RAS adiciona una variable “ q ” (infiltración) (Ecuación (5)), que en este estudio no se tendrá en cuenta por tratarse de máximas avenidas.

Ecuación de continuidad de flujo bidimensional en lámina libre:

$$\frac{\partial H}{\partial t} + h \frac{\partial(u)}{\partial x} + h \frac{\partial(v)}{\partial y} + q = 0 \quad (5)$$

Ecuación de cantidad de movimiento de flujo bidimensional en lámina libre en el eje "x" y "y" (ecuaciones (6) y (7)):

$$\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} = -g \frac{\partial H}{\partial x} + u_t \left(\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} \right) - c_f u + f v \quad (6)$$

$$\frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} = -g \frac{\partial H}{\partial y} + u_t \left(\frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} \right) - c_f v + f u \quad (7)$$

Donde:

H = cota de la superficie de lámina libre de agua

u = velocidad en el eje "x"

v = velocidad en el eje "y"

t = tiempo

c_f = coeficiente de resistencia

f = parámetro de Coriolis

Calibración del modelo

La calibración se realizó teniendo en cuenta las precipitaciones máximas registradas (1981-2021) que desencadenaron en eventos históricos en la ciudad de Arequipa: 1995, 1997, 2001, 2002, 2012, 2015, 2016 y 2020, como un fenómeno meteorológico adverso, entendido en términos

estadísticos como menos probable. Cruz (2009) analizó el evento del 25 de febrero de 1997 de la torrencera Huarangal que generó la inundación, una de las más dramáticas en mucho tiempo. Martelli (2011) resumió nueve eventos que causaron daños a la ciudad de Arequipa en función de escenarios de inundación recurrentes de 5 a 10 años. No obstante, la calibración del modelo hidráulico se realizó para un periodo de retorno de $TR = 5$ años, según el análisis de umbrales de precipitación con el indicador de extremadamente lluvioso a través eventos históricos que se han producido en la ciudad de Arequipa, afectando a las infraestructuras presentes en los cauces desde un punto de vista ingenieril. Las quebradas estudiadas se caracterizan por ser secas durante casi todo el año, ya que solo se activan en periodos de lluvia de alta intensidad u ocurrencia de eventos hidrológicos extremos, como fue el año 2020, denominador común en el nivel de cota de agua bajo las infraestructuras presentes (Figura 15) en los cauces canalizados revestidos.



Figura 15. Infraestructuras presentes en el cauce de las diferentes torrenteras: A) torrentera Del Pato (puente s/n); B) torrentera San Lázaro (Av. Juan de la Torre); C) torrentera Venezuela (El Palomar); D) torrentera Los Incas (terminal terrestre).

Resultados

Para la estación La Pampilla, los datos de precipitación acumulada se ordenaron de menor a mayor 932 días con lluvia ($RR > 0.1$ mm) y se calcularon los percentiles de la serie de 931 días con lluvia, excluyendo el mayor valor registrado (124.5 mm) debido a una lluvia excepcional (Cacya, Meza, Carlotto, & Mamani, 2013), y a la estadística de los valores extremos (Tabla 6 y Tabla 7). Hubo 273 datos faltantes en la serie (Figura 16).

Tabla 6. Registro histórico.

Estaciones meteorológicas	Periodo	Núm. de años	Datos faltantes %
Estación La Pampilla	1981-2021	41	5.4
Estación Chiguata	1981-2021	41	5.7

*Se recabó información de precipitación máxima diaria del SENAMHI.

Tabla 7. Umbrales de precipitación máxima para la estación La Pampilla.

Umbrales de precipitación	Caracterización de lluvias extremas
$RR/día > 99\ p$	$RR > 25.5\ mm$
$95\ p < RR/día \leq 99\ p$	$14.6\ mm < RR \leq 25.5\ mm$
$90\ p < RR/día \leq 95\ p$	$10.2\ mm < RR \leq 14.6\ mm$
$75\ p < RR/día \leq 90\ p$	$4.5\ mm < RR \leq 10.2\ mm$

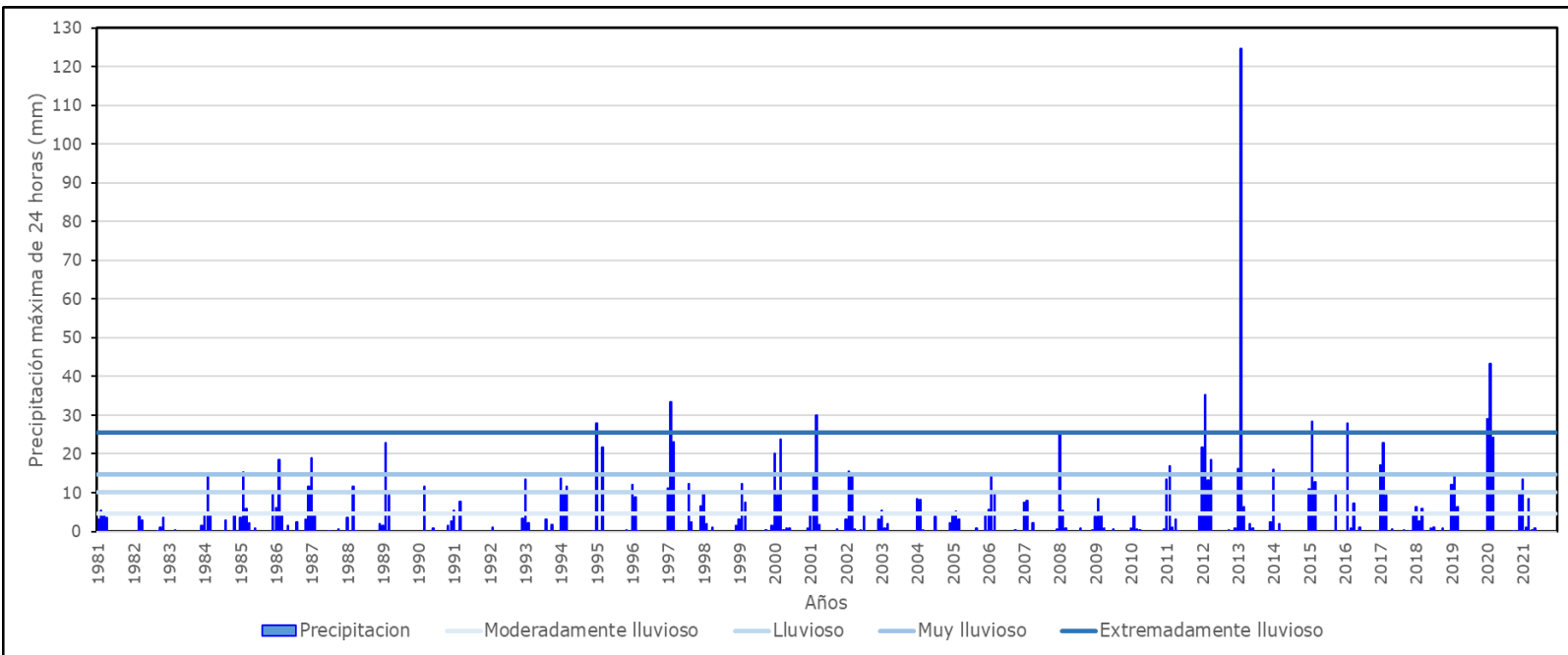


Figura 16. Estación La Pampilla (1981-2021). Datos diarios de precipitación máxima.

El tratamiento de datos de precipitación máxima de 24 horas responde bien al comportamiento esperado de la precipitación de la estación La Pampilla mediante el uso de percentiles (Figura 17).

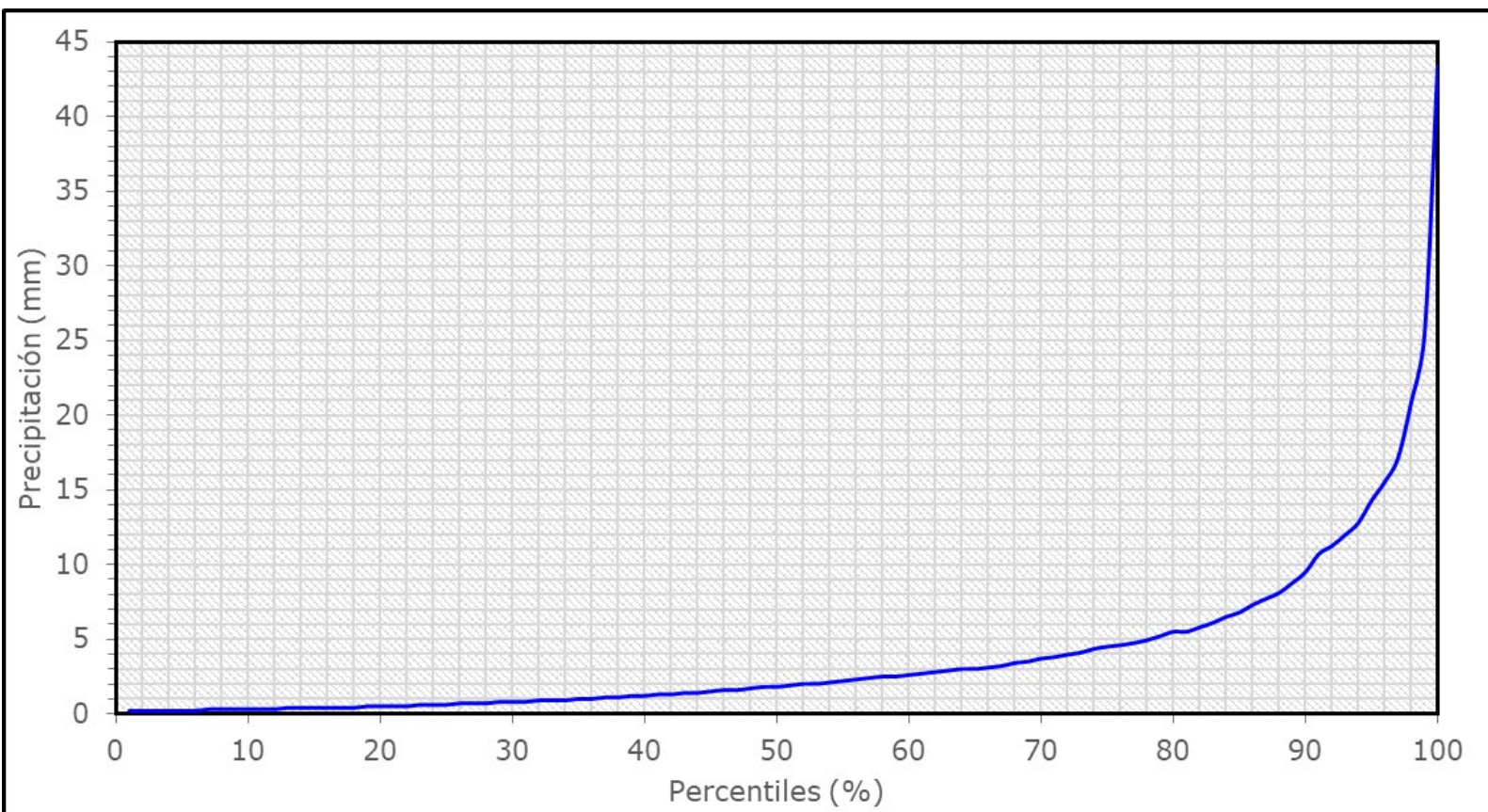


Figura 17. Estación La Pampilla (1981-2021), precipitación en (mm) vs. percentiles (%).

La Tabla 8 muestra los caudales determinados según el tipo de flujo bajo análisis.

Tabla 8. Caudales máximos para diferentes periodos de retorno (TR).

Quebrada	Caudal máximo (m ³ /s)	Cd	Caudal (m ³ /s) para diferentes periodos de retorno (años)				
			TR = 5	TR = 25	TR = 50	TR = 100	TR = 200
Del Pato	Flujo de agua	-	7.0	24.9	34.7	45.3	56.4
	Caudal de lodo	1.23	8.6	30.6	42.7	55.7	69.4
	Flujo de escombros (fórmula de Takahashi)	1.68	11.7	41.8	58.2	76.0	94.6
San Lázaro	Flujo de agua	-	15.9	46.8	61.8	77.4	93.5
	Caudal de lodo	1.14	18.2	53.5	70.6	88.5	106.9
	Flujo de escombros (fórmula de Takahashi)	2.44	38.7	114.0	150.5	188.5	227.8
Venezuela	Flujo de agua	-	10.0	23.9	31.0	38.6	46.5
	Caudal de lodo	1.14	11.4	27.3	35.4	44.1	53.1
	Flujo de escombros (fórmula de Takahashi)	1.21	12.1	28.9	37.5	46.7	56.2
Los Incas	Flujo de agua	-	22.2	69.6	93.1	117.7	143.1
	Caudal de lodo	1.14	25.4	79.6	106.4	134.5	163.6
	Flujo de escombros (fórmula de Takahashi)	1.52	33.8	106.1	141.9	179.4	218.1

*Cd: factor de engrosamiento.

En la Figura 18, Figura 19, Figura 20 y Figura 21 se tienen mapas por peligro de inundación.

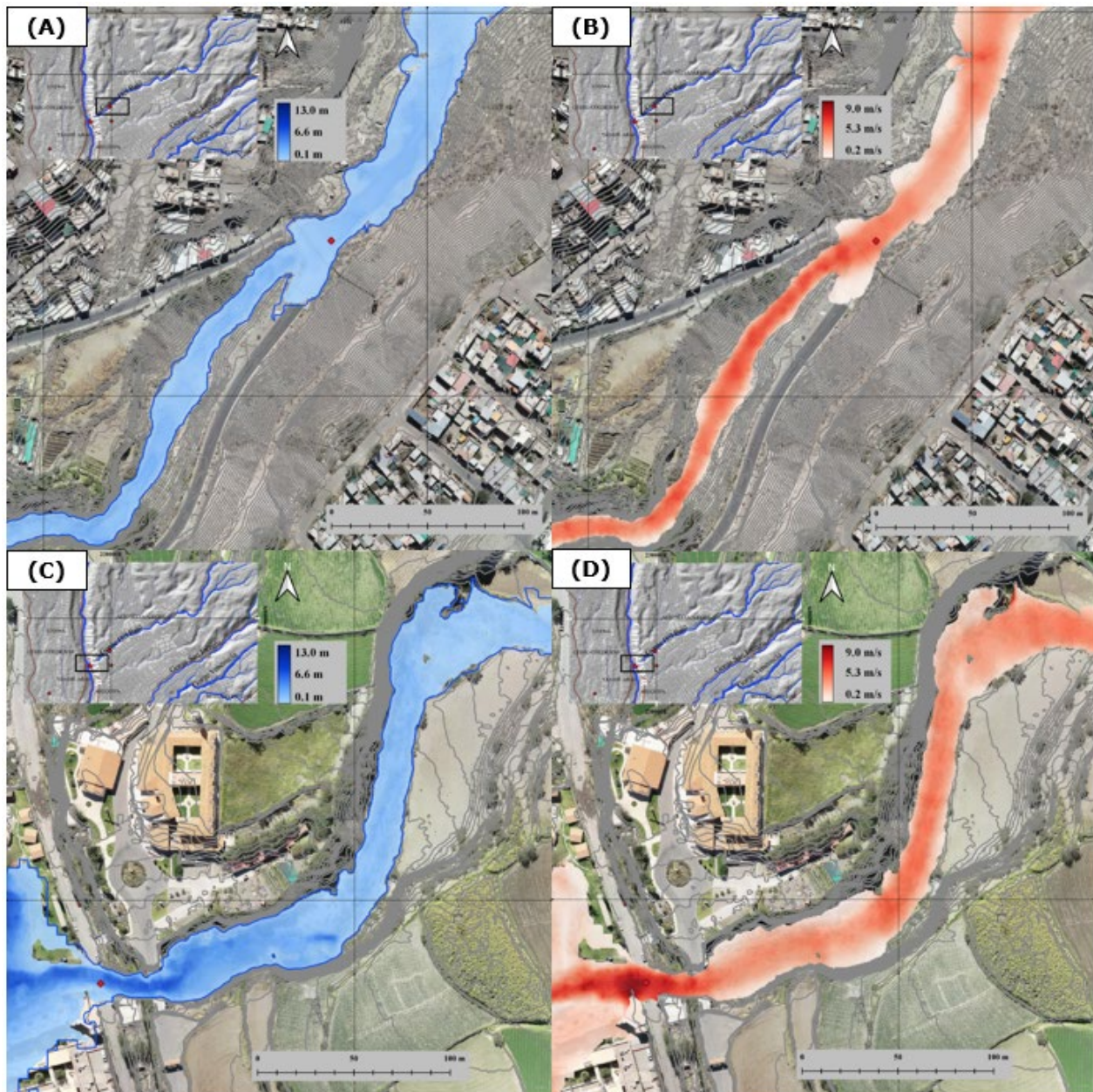


Figura 18. Mapa de peligro por inundación para un periodo de retorno de 100 años: A) y B) profundidad de agua y velocidades en el badén existente; C) y D) profundidad de agua y velocidades en el puente sin nombre de la torrentera Del Pato, utilizando el modelo numérico HEC-RAS.



Figura 19. Mapa de peligro por inundación para un periodo de retorno de 100 años: A) y B) profundidad de agua y velocidades en el puente Cahuide; C) y D) profundidad de agua y velocidades en la Av. Juan de la Torre de la torrentera San Lázaro, utilizando el modelo numérico HEC-RAS.

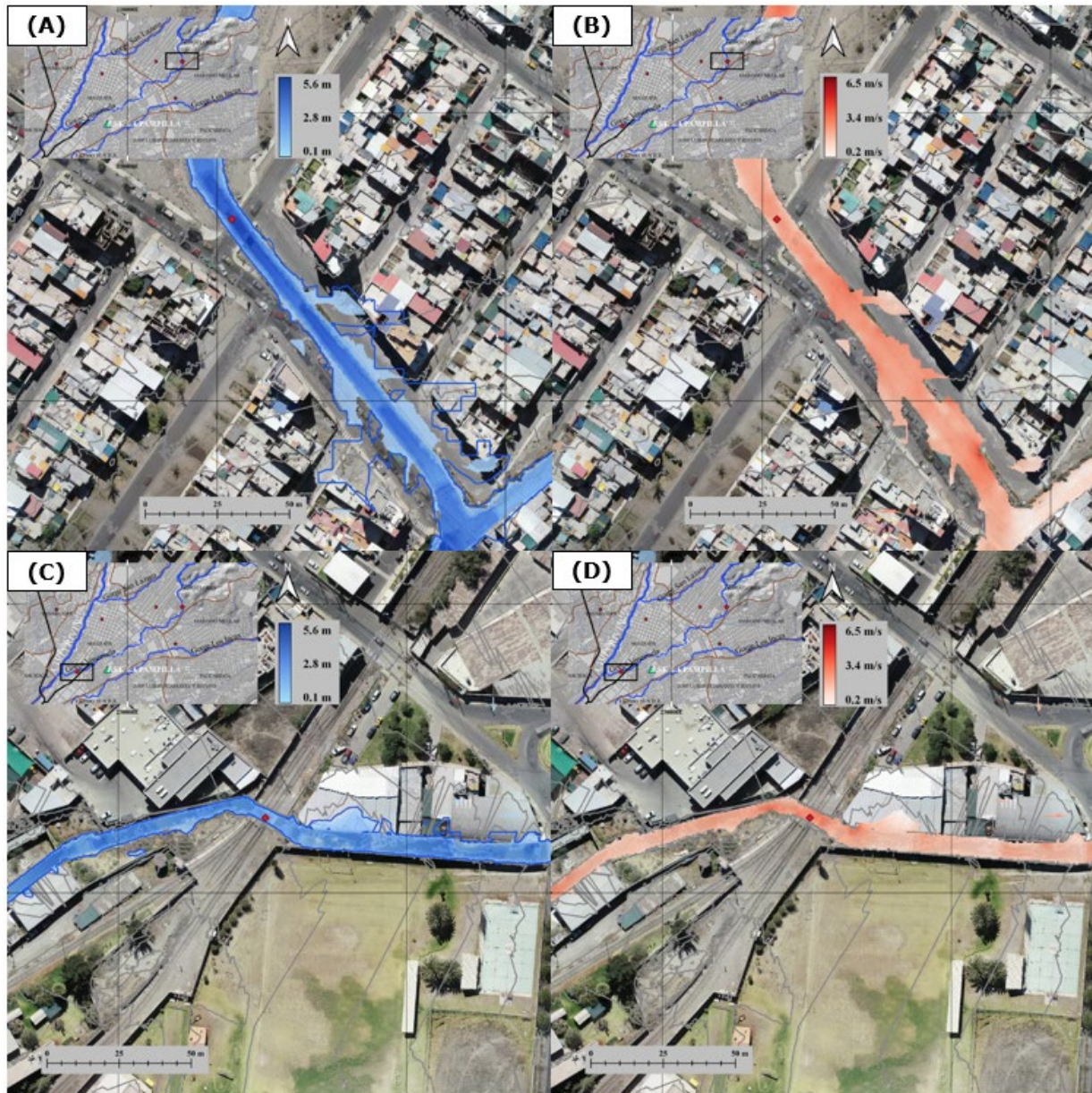


Figura 20. Mapa de peligro por inundación para un periodo de retorno de 100 años: A) y B) profundidad de agua y velocidades en la Av. C18/Puente Santa Rita; C) y D) profundidad de agua y velocidades en el puente ferrocarril de la torrentera Venezuela, utilizando el modelo numérico HEC-RAS.

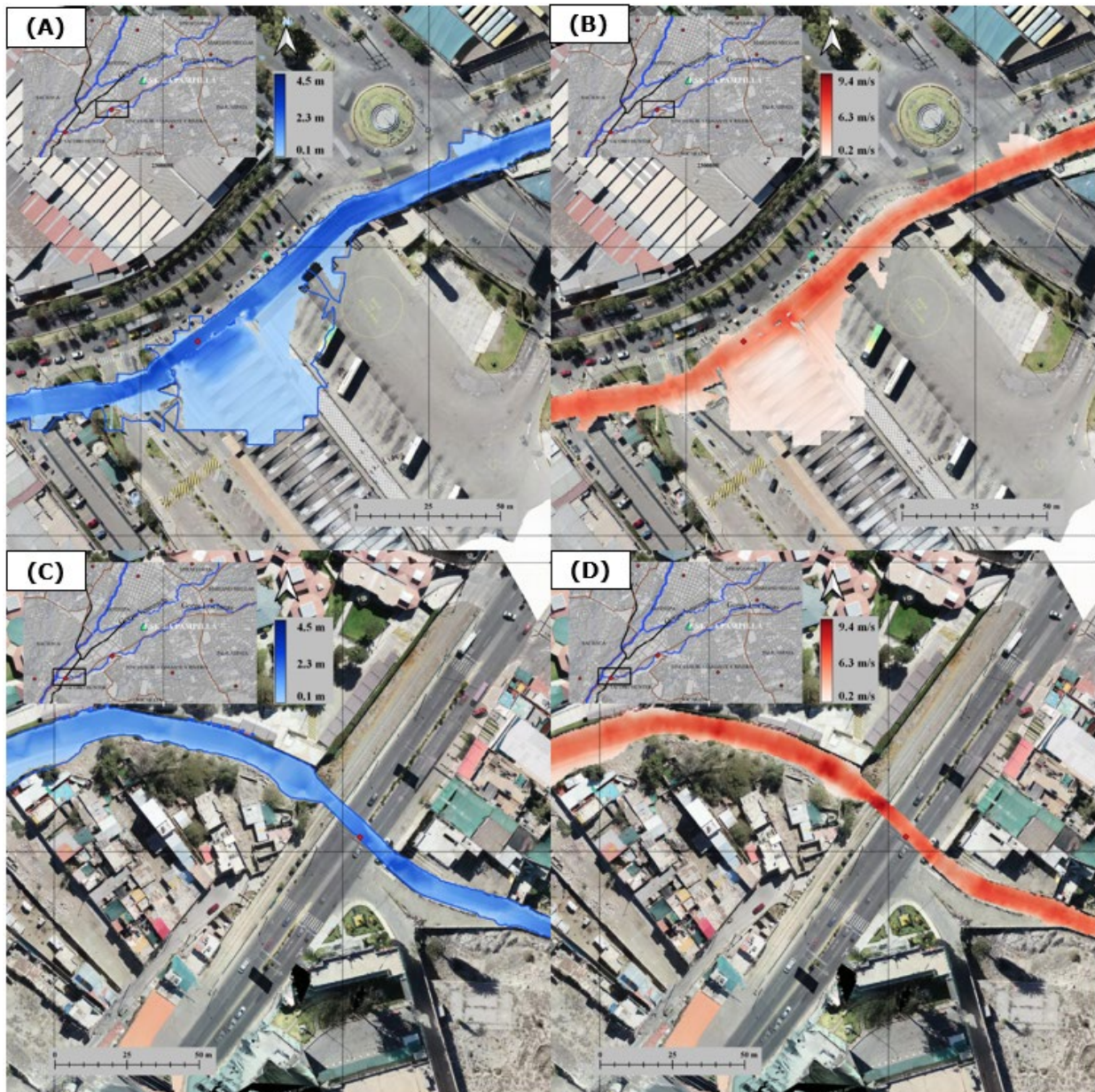


Figura 21. Mapa de peligro por inundación para un periodo de retorno de 100 años: A) y B) profundidad de agua y velocidades de la terminal terrestre y terrapuerto; C) y D) profundidad de agua y velocidades en el puente de la Av. Alfonso Ugarte de la torrentera Los Incas, utilizando el modelo numérico HEC-RAS.

La evaluación en campo y los principales parámetros hidráulicos a través de las simulaciones numéricas (Tabla 9) evidencian eventos históricos, puntos de peligro y zonas de riesgo frente a máximas avenidas.

Tabla 9. Evaluación de resultados para una gestión de riesgos de desastres.

Torrenteras de estudio	Zona de peligro/infraestructura	Frecuencia de eventos (Años)	Periodo de retorno (TR)	Profundidad de agua máxima (m)	Velocidad de flujo máxima (m/s)	Área inundada total (ha)
Torrentera Del Pato (9.3 km)	Badén existente	Alta (cada 3 a 5 años)	100	0.9	5.4	20.3
	Puente sin nombre		100	5.8	5.1	
Torrentera San Lázaro (8.5 km)	Puente Cahuide	Alta (cada 3 a 5 años)	100	4.8	6.3	23.4
	Av. Juan de la Torre		100	5.1	6.2	
Torrentera Venezuela (6.7 km)	Av. C18, Puente Santa Rita	Alta (cada 3 a 5 años)	100	3.6	2.2	7.7
	Puente del Ferrocarril		100	1.7	3.0	
Torrentera Los Incas (6.9 km)	Terminal terrestre y terrapuerto	Alta (cada 3 a 5 años)	100	2.9	4.8	8.6
	Puente de la Av. Alfonso Ugarte		100	2.4	6.0	

Discusión

Este estudio propone como un sistema de alerta temprana los umbrales de precipitación máxima (lluvia extrema) (Figura 16), que en vez de deducir la función de densidad de probabilidad, estima los umbrales de eventos extremos de precipitación mediante una función empírica de probabilidad, caracterizado con “extremadamente lluvioso” precipitaciones mayores a 25.5 mm, que desencadenan en deslizamientos de tierra y desprendimientos de rocas (Figura 22) en los cauces canalizados revestidos y naturales de las diferentes torrenteras de estudio (Del Pato, San Lázaro, Venezuela y Los Incas) de la ciudad de Arequipa.



Figura 22. Fuertes lluvias desencadenan en erosión y socavación en la torrentera San Lázaro.

Las torrenteras son canales rectos y empinados, dominados por un flujo unidimensional (1D) (Bricker *et al.*, 2017). Se configuraron bajo estos criterios las infraestructuras presentes como puentes y pontones dentro de las torrenteras de la ciudad de Arequipa, a través de secciones transversales, teniendo en cuenta los coeficientes de expansión (0.5), contracción (0.3), y las condiciones de contorno o de frontera (Normal Depth) para un modelo 1D; de esta manera, se conoce la altura de tirante/caudal en la cota inferior del tablero de las infraestructuras presentes por huella hídrica (Figura 13), para posteriormente modelar

bajo un enfoque de flujo bidimensional (2D) con HEC-RAS, que resuelven las ecuaciones diferenciales bidimensionales de Saint-Venant con el método de volúmenes finitos, siendo el tamaño de celda de 5 x 5 metros y un intervalo de tiempo computacional de tres segundos.

La ocurrencia de lluvias se da en la parte alta (quebrada), media y baja (torretera) o en simultáneo; el flujo de agua en el punto de salida (Figura 11) llega con alta carga de sedimentos, que reológicamente constituyen flujos hiperconcentrados, flujo de lodo o barro, y flujo de huaycos, presencia de sólidos de granulometría extendida (piedras y/o rocas), como muestra el estudio de mecánica de suelos (Tabla 5), y que según los perfiles longitudinales de las quebradas estudiadas (Figura 12), con un máximo de 18 %, se ve la relación directa entre la pendiente del cauce principal con la taxonomía de flujos no newtonianos a través de un factor de engrosamiento del hidrograma líquido por la formulación descrita por Takahashi (1991).

Los resultados (caudales máximos) valores obtenidos con la formulación empírica de Takahashi son razonables y congruentes por huellas dejadas en eventos históricos suscitados en las torreteras de estudio, como fue el año 2020, desde un punto de vista ingenieril, para la toma de decisiones frente al peligro por inundaciones. No obstante, se recomienda hacer el análisis para flujos de lodo y escombros (huaycos) con la taxonomía propuesta por Gibson, Floyd, Sánchez & Heath (2020) mediante modelos reológicos de Bingham y la O'Brien Equation (Quadratic) para una mejor comprensión respecto a flujos no newtonianos.

Se recomienda realizar la monumentación de los hitos por parte de la ANA en las partes altas de las quebradas a través de fajas marginales, a fin de fomentar una herramienta de educación tanto para la población sobre los peligros de asentarse en zonas límites de ribera de cauces ante eventos extremos como para los diferentes entes gubernamentales (municipios y gobierno regional) en pro de una adecuada planificación territorial.

La presente investigación permitió, de manera inédita, cuantificar las áreas de peligro por inundaciones en la ciudad de Arequipa. La metodología aplicada puede servir de base para solucionar problemas similares en otras urbes a través de la importancia en la gestión de riesgos de desastre frente al cambio climático.

Conclusiones

La caracterización de las precipitaciones máximas de 24 horas (lluvias extremas) de la estación La Pampilla entre 1981 y 2021 (14 975 datos) permitieron determinar un umbral de "extremadamente lluvioso" (percentil 99) que se presenta aproximadamente cada cinco años en la ciudad de Arequipa como eventos desencadenantes a movimientos rápidos de masa, como fueron los años 1995, 1997, 2001, 2008, 2012, 2013, 2015, 2016 y 2020.

Las quebradas de estudio (Del Pato, San Lázaro, Venezuela y Los Incas) están constituidas principalmente por depósitos aluviales, conformadas por arena, grava y finos; presenta también flancos de flujo

de barro y lahares que son altamente erosionables por flujos hiperconcentrados.

Se realizó el análisis de frecuencia de las precipitaciones máximas de 24 horas de la estación La Pampilla; se ha elegido los resultados del modelo probabilístico, valor extremo generalizado (GEV), dado que según la prueba de bondad y ajuste Smirnov-Kolmogorov, con un nivel de significancia de $\alpha = 0.05$, dicha distribución de probabilidad se ajusta satisfactoriamente a los datos de la muestra, con un registro de 41 años (1981-2021).

Se estimaron los hidrogramas de avenidas de las quebradas de estudio con el modelo numérico HEC-HMS, teniendo en cuenta un modelo meteorológico de tormenta hipotética por el método de SCS Tipo II desarrollada por el U.S. Soil Conservation Service (US-SCS) para precipitaciones de 24 horas aplicables a cuencas altoandinas. La calibración del modelo se realizó teniendo en cuenta los registros de eventos históricos suscitados en la ciudad de Arequipa (1981-2021) por medio del análisis de umbrales de precipitación máxima.

Se hizo el tránsito de flujo (simulación de inundación) con el modelo numérico HEC-RAS para un periodo de retorno de 100 años, por tratarse de zonas colindantes a asentamientos poblaciones, según el uso y gestión de fajas marginales dictadas por la Autoridad Nacional del Agua.

Los resultados muestran tirantes y velocidades críticas, que producen socavación y erosión en los cauces bajo análisis, además de zonas de desborde e inundación provocadas por precipitaciones extremas que se hacen cada vez más frecuentes. De esta manera, se tienen respuestas frente al alto riesgo para la ciudad de Arequipa, como caídas

escalonadas (disipación de energía), trabajos de calzadura en estribos de puentes y muros de contención.

Agradecimientos

A la Universidad Católica de Santa María por el financiamiento, en cuyo marco se desarrolló el presente proyecto de investigación aplicada.

Referencias

- Anderson, J. (1995). *Computational fluid dynamics: The basics with applications*. New York, USA: McGraw-Hill.
- Alfaro, L. (2014). *Estimación de umbrales de precipitación extremas para la emisión de avisos meteorológicos* (Nota Técnica 001). Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12542/345>
- Almeida, A., Quisca, S., & Castillo, L. (2019). *Numerical simulation of debris flows of the catastrophic event of February 2019 in Mirave-Peru*. DOI: 10.4136/ambi-agua.2437
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2015). *Plan de gestión de los recursos hídricos de la cuenca Quilca-Chili*. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12543/86>
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2016). *Priorización de cuencas para la gestión de los recursos hídricos*. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12543/205>

- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2020). *Uso y gestión de fajas marginales*. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12543/4636>
- Bricker, J. D., Schwanghart, W., Adhikari, B. R., Moriguchi, S., Roeber, V., & Giri, S. (2017). Performance of models for flash flood warning and hazard assessment: The 2015 Kali Gandaki landslide dam breach in Nepal. *Mountain Research and Development*, 37(1), 5-15. DOI: 10.1659/MRD-JOURNAL-D-16-00043.1
- Cacya, L., Meza, P., Carlotto, V., & Mamani, L. (2013). Aluvión del 8 de febrero del 2013 en la ciudad de Arequipa. En: *Foro Internacional Peligros Geológicos* (pp. 195-200). Arequipa, Perú: Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12544/1132>
- Castillo, L. (2006). *Aplicación de un modelo numérico de flujo de escombros y lodo en una quebrada en el Perú*. Lima, Perú: Universidad Nacional de Ingeniería.
- Chow, V. T. (1994). *Hidráulica de canales abiertos*. Santa Fe de Bogotá, Colombia: McGraw-Hill.
- Clima y Ecología de Arequipa. (22 de febrero, 2013). Los desastres de 1989 y 2013: una sola fecha, 8 de febrero. *Clima y Ecología de Arequipa*. Recuperado de <http://ecoclimaqp.blogspot.com/2013/02/los-desastres-de-1989-y-2013-una-sola.html>

- Cruz, R. (2009). *Gestión del riesgo por inundación en asentamientos populares, distrito de Mariano Melgar, Arequipa*. Arequipa, Perú: Instituto Nacional de Defensa Civil.
- Diario Correo. (8 de febrero, 2014). El aluvión del 8 de febrero. *Diario Correo*. Recuperado de <https://diariocorreo.pe/peru/el-aluvion-del-8-de-febrero-fotos-51126/>
- Endara, S. (diciembre, 2017). *Determinación de extremos de precipitación a partir del PISCO diario*. Lima, Perú: Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú, Dirección de Hidrología. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12542/955>
- El Búho. (29 de febrero, 2015a). Represas al 70% de su capacidad de almacenamiento tras recientes lluvias. *El Búho*. Recuperado de <https://elbuho.pe/2016/02/represas-al-70-de-su-capacidad-de-almacenamiento-tras-recientes-lluvias/>
- El Búho. (2 de febrero, 2015b, c). Lluvias ponen al descubierto precariedad de "obras" viales. *El Búho*. Recuperado de <https://elbuho.pe/archivo/2015/02/02/lluvias-ponen-al-descubierto-precariedad-de-obras-viales/index.html>
- El Búho. (23 de febrero, 2016a). Lluvia de 10 horas y apagón afectaron la ciudad de Arequipa. *El Búho*. Recuperado de <https://elbuho.pe/2016/02/fotos-lluvia-de-10-horas-y-apagon-afectaron-la-ciudad-de-arequipa/>

- El Búho. (24 de febrero, 2016b). Más de 3,500 familias y 10 mil metros de vías afectadas por las lluvias de dos días. *El Búho*. Recuperado de <https://elbuho.pe/2016/02/mariano-melgar-yura-y-alto-selva-alegre-fueron-los-distritos-mas-afectados-por-lluvias/>
- El Búho. (8 de marzo, 2017a). Disminuyen caudal que vierte a torrentera Chullo para reparar puente La Concordia. *El Búho*. Recuperado de <https://elbuho.pe/archivo/2017/03/08/disminuyen-caudal-que-vierte-a-torrentera-chullo-para-reparar-puente-la-concordia/index.html>
- El Búho. (30 de enero, 2017b). Otra víctima mortal cobró el huaico que ingresó por torrentera de Paucarpata. *El Búho*. Recuperado de <https://elbuho.pe/archivo/2017/01/30/otra-victima-mortal-cobro-el-huaico-que-ingreso-por-torrentera-de-paucarpata/index.html>
- El Búho. (26 de febrero, 2020a). Pronóstico: lluvias fuertes continuarán en Arequipa, advierte Senamhi. *El Búho*. Recuperado de <https://elbuho.pe/2020/02/hoy-continuaran-las-lluvias-fuertes-en-arequipa/>
- El Búho. (26 de febrero, 2020b). Lluvias en Arequipa: más de 250 viviendas afectadas por desbordes e inundaciones. *El Búho*. Recuperado de <https://elbuho.pe/2020/02/lluvias-en-arequipa-mas-de-250-viviendas-afectadas-por-desbordes-e-inundaciones/>
- El Búho. (25 de febrero, 2020c). Lluvias en Arequipa: desborde de torrenteras en La Isla, Terminal Terrestre y Paucarpata. *El Búho*. Recuperado de <https://elbuho.pe/2020/02/lluvias-en-arequipa-desborde-de-torrenteras-en-la-isla-terminal-terrestre-y-paucarpata/>

El Búho. (25 de febrero, 2020d). Terminales terrestres de Arequipa vuelven a reabrir después del ingreso de huaico. *El Búho*. Recuperado de <https://elbuho.pe/2020/02/suspenden-salida-de-buses-de-arequipa-por-inundacion-de-terminales-terrestres/>

El Búho pe. (25 de febrero, 2020). *Desborde de torrenteras en Arequipa*. Recuperado de <https://www.youtube.com/watch?v=0XAtMwZnPtM&t=18s>

El Búho. (28 de marzo, 2021). Hace 20 años el problema de las torrenteras y alcantarillado pluvial en Arequipa. *El Búho*. Recuperado de <https://elbuho.pe/2021/03/hace20anos-el-problema-de-las-torrenteras-y-alcantarillado-pluvial-en-arequipa/>

El Informativo AQP. (29 de enero, 2020). *Ingreso de la torrentera de la av. Venezuela en el Cercado de Arequipa*. Recuperado de https://www.youtube.com/shorts/FHsQLvO_HNo

Espinoza-Vigil, A. J., & Booker, J. D. (2023a). Building national disaster resilience: Assessment of ENSO-driven disasters in Peru. *International Journal of Disaster Resilience in the Built Environment*. DOI: 10.1108/IJDRBE-10-2022-0102

Espinoza-Vigil, A. J., & Booker, J. D. (2023b). Hydrological vulnerability assessment of riverine bridges: The Bajo Grau bridge case study. *Water*, 15(5), 846. DOI: 10.3390/w15050846

- Ettinger, S., Mounaudb, L., Magill, C., Lafourcade, A. F., Thouret J. C., Manville, V., Negulescu C., Zuccaro G., De Gregorio, D., Nardone, S., Uchuchoque, J. A., Arguedas, A., Macedo, L., & Manrique, N. (2015). Building vulnerability to hydro-geomorphic hazards: Estimating damage probability from qualitative vulnerability assessment using logistic regression. *Journal of Hydrology*, 541(2016), 563-581. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2015.04.017
- Fredysimplemente. (Marzo, 2012). *Huayco en torrentera San Lázaro Arequipa*. Recuperado de <https://www.youtube.com/watch?v=GAfRMaXJNdA>
- Gestión. (14 de febrero, 2013). *Arequipa: las pérdidas por inundaciones podrían superar los S/.350 millones*. Recuperado de <https://gestion.pe/economia/arequipa-perdidas-inundaciones-superar-s-350-millones-31633-noticia/?ref=gesr>
- Gibson, S., Floyd, I., Sánchez, A., & Heath, R. (2020). Comparing single-pahse, non-Newtonian approaches with experimental results: Validating flume-scale mud and debris flows in HEC-RAS. *Earth Surface Processes and Landforms*, 46, 540-553. DOI: 10.1002/esp.5044
- INGEMMET, Instituto Geológico Minero y Metalúrgico. (2019). *Evaluación de peligros geológicos en la quebrada El Pato, tramo Villa Confraternidad (zonas A, B, C y D). Región Arequipa, provincia Arequipa, distrito Alto Selva Alegre*. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12544/2233>.

- INEI, Instituto Nacional de Estadística e Informática. (2017). *Arequipa alberga a 1 millón 301 mil habitantes a los 476 años de su creación. Nota de prensa.* Recuperado de <https://m.inei.gob.pe/prensa/noticias/arequipa-alberga-a-1-millon-301-mil-habitantes-a-los-476-anos-de-su-creacion-politica-9246/>
- IPCC, The Intergovernmental Panel on Climate Change. (2022). *Working group II contribution to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on Climate Change Impacts, Adaptation and Vulnerability. Fact sheet – Central and South America.* Geneva, Switzerland: The Intergovernmental Panel on Climate Change.
- Martelli, K. (2011). *The physical vulnerability of urban areas facing the threat of inundation from lahars and flash floods: Application to the case study of Arequipa, Peru.* Recuperado de https://catalogobiblioteca.ingemmet.gob.pe/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=46537&query_desc=an%3A1062%20and%20su-geo%3APERU
- Mazer, K., Tomasek, A., Daneshvar, F., Bowling, L., Frankenberger, J., McMillan, S., Novoa, H., & Zaballos, C. (2021). *Integrated hydrologic and hydraulic analysis of torrential flood hazard in Arequipa, Peru.* DOI: 10.1111/j.1936-704X.2020.3347.x
- MINAM, Ministerio del Ambiente. (2018). *Mapa de geología a nivel meso de la zonificación ecológica económica, región Arequipa.* Recuperado de <https://geoservidor.minam.gob.pe/zee-aprobadas/arequipa/>

- Naciones Unidas. (2014). *Manual para la evaluación de desastres*. Recuperado de <https://www.cepal.org/es/publicaciones/35894-manual-la-evaluacion-desastres>
- O'Brien, J., Julien, P., & Fullerton, W. T. (1993). Two-dimensional water flood and mudflow simulation. *Journal of Hydrologic Engineering*, ASCE. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9429(1993)119:2(244).1993
- Rickenmann, D. (1999). Empirical relationships for debris flows. *Natural Hazards*, 19, 47-77. DOI: 10.1023/A:1008064220727
- Rivera, M., Vílchez, M., & Vela, J. (2018). Peligros por huaycos en la ciudad de Arequipa. En: *Taller Internacional Fortalecimiento de Capacidades para Mitigar los Impactos de Huaycos en Perú, Lima y Arequipa, Perú*, 15-19 de octubre 2018. Libro de Resúmenes (pp. 45-49). Arequipa, Perú: Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12544/2589>
- SENAMHI, Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. (2021). *Climas del Perú: mapa de clasificación climática nacional*. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12542/1336>
- SCS, Soil Conservation Service. (1986). *Urban hydrology for small watersheds*. Technical Release No. 55 (TR-55). Washington, DC, USA: Department of Agriculture.
- SCS, Soil Conservation Service. (1972). *National engineering handbook*. Section 4. Hydrology. Washington, DC, USA: U.S. Department of Agriculture.

- Suárez, J. (2001). *Control de erosión en zonas tropicales*. Bucaramanga, Colombia: Instituto de Investigaciones sobre Erosión y Deslizamientos.
- Takahashi, T. (1991). *Debris Flow-IAHR Monograph Series*. Rotterdam, The Netherlands: Balkema Publishers.
- Thouret, J.-C., Enjolras, G., Martelli, K., Santoni, O., Luque, J. A., Nagata, M., Arguedas, A., & Macedo, L. (2013). Combining criteria for delineating lahar- and flash-flood-prone hazard and risk zones for the city of Arequipa, Peru. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 13, 339-360. DOI: 10.5194/nhess-13-339-2013
- Van Der Kwast, H., & Menke, K. (2019). *QGIS for hydrological applications recipes for catchment hydrology and water management*. Recuperado de <https://www.amazon.com.mx/QGIS-Hydrological-Applications-Catchment-Management/dp/0998547786>
- Vílchez, M., & Sosa, N. (2021). *Peligro geológico por movimientos en masa en la ciudad de Arequipa*. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12544/3186>
- Villalobos. (9 de febrero, 2012). Puente Grau. *Villalobos*. Recuperado de <https://www.flickr.com/photos/dannyvf/6849722249/in/photostream/>
- World Economic Forum. (2023). *The global risks report*. Geneva, Switzerland: World Economic Forum.

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-06-05

Artículos

Limitaciones de diseño organizativo y aportes de los usuarios en el DR 061 Zamora

Limitations of organizational design and contributions by the users in the ID 061 Zamora

José Luis Pimentel-Equihua¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8116-1978>

Martha Alicia Velázquez-Machuca², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0054-1013>

Jacinta Palerm-Viqueira³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5499-9791>

Tomás Martínez-Saldaña⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9547-7236>

¹Colegio de Postgraduados-Campus Montecillo, Montecillo, Estado de México, México, jequihua@colpos.mx

²Instituto Politécnico Nacional-Centro Interdisciplinario de Investigación para el Desarrollo Integral Regional Unidad Michoacán, Jiquilpan, Michoacán, México, mvelazquezm@ipn.mx

³Colegio de Postgraduados-Campus Montecillo, Montecillo, Estado de México, México, jpalerma@colpos.mx

⁴Colegio de Postgraduados-Campus Montecillo, Montecillo, Estado de México, México, tomasmtz46@gmail.com

Autor para correspondencia: José Luis Pimentel-Equihua, jequihua@colpos.mx

Resumen

En la perspectiva de la gestión integral del agua, el manejo de recursos de uso común y la sustentabilidad de los sistemas de riego, el presente trabajo analiza el diseño y funcionamiento de los módulos de riego del Distrito de Riego 061 Zamora (DR 061), y muestra aportes no considerados de los usuarios del riego en el mantenimiento de los sistemas. El diseño y funcionamiento organizativo se analizó en sus dimensiones de gobierno, administración y operación. Las aportaciones de los usuarios y ejidos se determinaron con base en una muestra de cuatro canales, donde se identificaron las tareas que realizan los módulos y los usuarios para el acceso al agua y el mantenimiento. Los resultados muestran que existe un manejo centralizado burocrático en las tareas de distribución del agua y mantenimiento de la red principal, reelección permanente de autoridades de los módulos, diseño de cuotas de riego no consensuadas con los usuarios, morosidad en la recuperación de cuotas y falta de transparencia en la rendición de cuentas. Se calculó que las aportaciones de los usuarios superan 13 veces lo invertido por los módulos, pero sus aportes no son considerados para la participación directa en la toma de decisiones, y en el gobierno y la administración de los módulos, lo cual muestra limitaciones y deficiencias en el diseño

organizativo por módulos que debilitan la autogestión y sostenibilidad de estas organizaciones.

Palabras clave: organizaciones autogestivas, sistemas de riego, módulos de riego, bienes comunes.

Abstract

From the perspective of integrated water management, the management of common use resources and the sustainability of irrigation systems, this paper analyzes the design and operation of the irrigation modules of the Irrigation District 061 Zamora (DR 061) and it shows unconsidered contributions from irrigation users in the maintenance of the systems. The organizational design and operation were analyzed in its dimensions of government, administration and operation. The contributions of the users and common lands were determined based on a sample of four channels where the tasks carried out by the modules and users for access to water and maintenance were identified. The results show that there is a bureaucratic centralized management in the tasks of water distribution and maintenance of the main network, permanent re-election of authorities of the modules, design of irrigation quotas not agreed upon with the users, delay in the recovery of quotas and lack of transparency in accountability. It was calculated that the contributions of the users exceed 13 times what was invested by the modules, but their contributions are not considered for direct participation in decision-making and in the government and administration of the modules, which shows limitations and deficiencies in the organizational design by modules

that weaken the self-management and sustainability of these organizations.

Keywords: Self-managed organizations, irrigation systems, irrigation modules, common goods.

Recibido: 20/12/2022

Aceptado: 20/07/2023

Publicado Online: 27/07/2023

Introducción

La gestión integral del agua (GIA) con enfoque de cuencas es el paradigma asumido por la administración federal del agua en México, a través del organismo responsable, la Comisión Nacional del Agua (Conagua), a inicios de este siglo (Conagua, 2004). La GIA busca maximizar el bienestar social y económico equitativamente sin comprometer la sustentabilidad de los ecosistemas vitales (Tortajada, Guerrero, & Sandoval, 2004; Carabias & Landa, 2005); en este marco, la Conagua planteó, entre otros objetivos, la necesidad de organización, participación, y fortalecimiento de usuarios del agua y autoridades locales. La instancia pretende que los usuarios organizados se responsabilicen de los sistemas y que éstos cumplan los principios de sustentabilidad, autosuficiencia financiera y eficiencia en su manejo (Conagua, 2004). Sin embargo, para lograr la gestión integral se requieren acciones y políticas públicas a diversas escalas, entre ellas leyes

y marcos institucionales adecuados (Martínez-Valdés & Villalejo-García, 2018) que regulen las actuaciones de los usuarios del agua, ya sea de forma individual o colectiva, y considerar que en el caso del agua de riego, surgen necesariamente organizaciones sociales para administrar estos sistemas (Palerm & Martínez, 1997; Maass & Anderson, 1976), por lo cual es necesario estudiar tales organizaciones desde distintos ángulos: instituciones, diseños, centralismo, descentralización, burocracia, autogestión, gobierno y participación social, transparencia en la toma de decisiones y rendición de cuentas, entre otros elementos (Martínez, Neto, Hernández, Del Moral, & La Roca, 2020), para proponer mejoras en la gestión integral del agua.

Los estudios acerca de las instituciones para construir y administrar sistemas de riego muestran diseños, arreglos o arquitecturas muy variables, con diferentes grados de burocracia, centralismo y autogestión (Vaidyanathan, 2009; Palerm, Martínez, & Escobedo, 2000). Por ejemplo, se han documentado distintos diseños organizativos y tipos de autogestión de las organizaciones de usuarios: 1) organizaciones que tienen una autogestión no burocrática, donde los usuarios regantes realizan todas las tareas necesarias que demanda el riego, y ocupan ellos mismos los puestos de gobierno y administración; 2) aquellas que tienen gestión completamente burocrática, con personal contratado por el Estado o por empresas, donde los usuarios reciben el agua en bloque y pagan los servicios, pero no gobiernan ni administran los sistemas de riego; y 3) otras que tienen personal contratado para la administración y operación, pero los usuarios integran y controlan el gobierno. Los distintos diseños organizativos tienen impactos específicos e inciden de forma

diferenciada en la gestión del agua, al facilitar o impedir la participación de los usuarios, la rendición de cuentas y la transparencia en la toma de decisiones (Palerm, 2005). La descentralización, entendida como el gobierno en varios niveles, es central en el buen uso y administración del agua (Sánchez-Meza, 2008). La transparencia y rendición de cuentas conforman ejes centrales para la democracia y participación de los colectivos y ciudadanos (Emmerich, 2004).

En el caso de los distritos de riego en México, durante el proceso de transferencia a los usuarios, iniciado a partir de 1992 con la Ley de Aguas Nacionales y con el apoyo financiero de instancias internacionales (Pisanty-Levy, 2003), éstos fueron subdivididos en “módulos de riego”, y para su operación se impusieron diseños organizativos formales, centralizados, burocráticos, sin niveles organizativos, con personal contratado y bajo la figura de asociaciones civiles (Sánchez-Meza, 2008; Palerm, 2021). El diseño busca que estas organizaciones funcionen con eficacia, equidad y transparencia (García-Barrientos, 2000; Torregrosa, 2009) para gobernar la distribución del agua, conservar la infraestructura y recuperar costos mediante las cuotas de autosuficiencia financiera (Vargas-Velázquez, 2007) y apuesta a su sostenibilidad. Sin embargo, bajo el diseño actual y a más de 25 años de la transferencia, estos objetivos no se han alcanzado, al funcionar básicamente como organizaciones burocráticas, con elevado control por parte del Estado (Palerm, 2008). Los modelos organizativos burocráticos, en teoría, son eficientes por sus características de racionalidad, cadenas de mando, jerarquías, control y registros en papeles (Lapassade, 1999), pero en lo local y específico pueden no responder de manera efectiva a las

necesidades o tareas requeridas por los usuarios en su contexto; como lo indica Vaidyanathan (2009), otras variables agroclimáticas, tecnológicas y de tenencia de la tierra pueden determinar lo apropiado o no de las instituciones para el regadío.

Por su parte, Ostrom (2000) señala ocho principios de diseño (límites claramente definidos, coherencia entre las reglas de apropiación y provisión con las condiciones locales, arreglos de elección colectiva, supervisión, sanciones graduadas, mecanismos para la resolución de conflictos, reconocimiento mínimo de derechos de organización y entidades anidadas) de instituciones u organizaciones que manejan recursos de uso común, como el riego, que pueden explicar su persistencia o sostenibilidad, parte de los cuales se pueden operacionalizar, desglosando indicadores de gobierno, administración y operación, como lo plantean Palerm (2005) y Martínez *et al.* (2020). Por otro lado, la práctica social campesina en el manejo de la infraestructura de riego es poco conocida en el país, con escasos datos sobre las actuaciones y aportaciones de las organizaciones campesinas en el funcionamiento de los sistemas de riego; también son limitadas las etnografías de las organizaciones locales de usuarios del riego y su papel en los distritos de riego (Palerm, 2020).

El presente trabajo tiene como objetivo mostrar las limitaciones del diseño organizativo de los módulos de riego del DR 061 y los aportes de los usuarios no considerados en el funcionamiento de los sistemas de riego.

Las interrogantes de interés son: ¿cuál es la participación de los usuarios en el gobierno y administración de estos módulos? ¿Cuáles son

las aportaciones no consideradas de los usuarios y ejidos en el funcionamiento de los sistemas de riego?

Materiales y métodos

La estrategia metodológica (selección propia) consistió en seguir dos rutas de observación y registro del funcionamiento de los módulos y el aporte de los usuarios: “desde arriba”, lo formal, y “desde abajo”, en el campo, observando cómo los usuarios acceden al agua, y realizan la distribución y el mantenimiento de la infraestructura hidráulica.

La primera ruta, “desde arriba”, consistió en un acercamiento a la organización formal mediante documentos, entrevistas y asistencia a asambleas. Se revisaron mapas, estadísticas y documentos oficiales del distrito de riego y de los módulos para identificar organigramas, puestos y funciones de directivos y empleados; se realizaron entrevistas a personal del DR 061 y directivos de los módulos para conocer sus opiniones del funcionamiento de los módulos; y se asistió a asambleas generales de los módulos para observar la toma de decisiones, la rendición de cuentas y la elección de autoridades, y observar la participación de delegados representantes de los usuarios.

Para la segunda ruta, “desde abajo”, se hizo trabajo de campo con observación directa, y entrevistas a usuarios y canaleros. Para esto, se seleccionaron cuatro canales generales (dos aguas arriba y dos aguas abajo del DR 061), en los cuales se registró cómo y quién opera las compuertas principales y distribuye el agua, así como los responsables y las tareas de mantenimiento a la infraestructura de riego. Las entrevistas

a canaleros y usuarios permitieron identificar las tareas para el acceso y la distribución del agua y el mantenimiento a nivel del río Duero, y canales principales y secundarios hasta llegar a las parcelas. Las aportaciones de los usuarios en el mantenimiento de la infraestructura de riego se analizaron calculando el trabajo (jornales) que aplican en esta tarea en los canales secundarios asociados con los cuatro canales principales seleccionados. La longitud tanto de los canales principales como de la red secundaria asociada se determinó con el uso de mapas a escala de la zona de riego, con base en el *software* ArcMap 10.6 de ESRI.

Resultados

El DR 061, ubicado en el noroeste del estado de Michoacán (Figura 1), cuenta con una extensión aproximada de 18 000 ha de riego y conforma una serie de planicies (valles de Zamora, Jacona, Ixtlán) con altitud media de 1 567 a 1 525 msnm; su clima es semicálido subhúmedo con lluvias en verano, con temperatura media anual de 20.3 °C y precipitación anual media de 750 a 830 mm; los suelos son principalmente vertisoles (García, 2004; Méndez-Toribio & Zermeño-Hernández, 2005; INEGI, 2017).

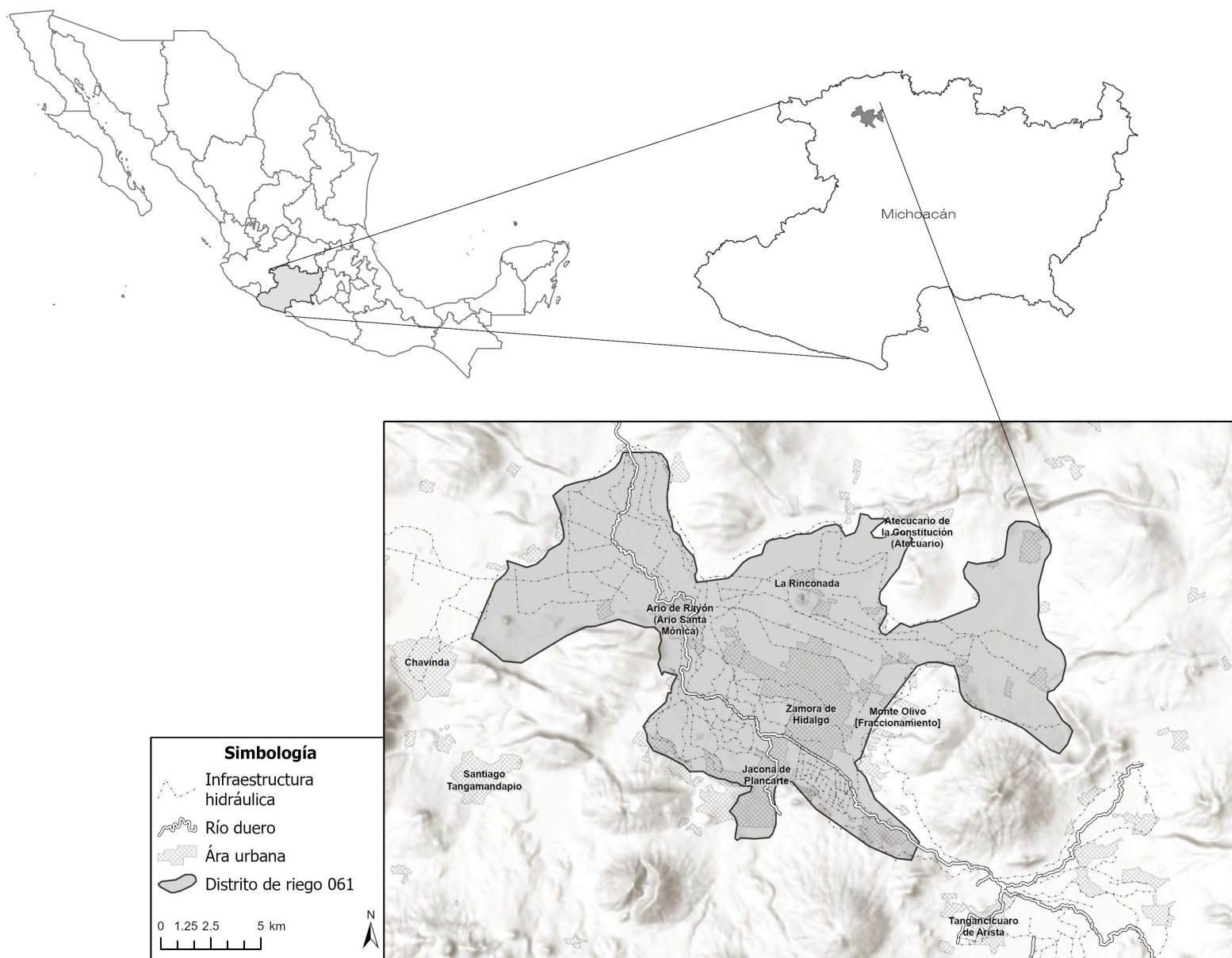


Figura 1. Localización del DR 061 Zamora.

Fuentes de agua e infraestructura para riego

El río Duero es la corriente principal, nace en la zona de manantiales de Carapan y a lo largo de su recorrido se incorporan cuatro afluentes principales (ríos San Pedro, Santuario, Tlazazalca y Celio), además de unos 50 manantiales de los cuales los más conspicuos son Camécuaro y Verduzco, con $\approx 58 \text{ Mm}^3$ anuales cada uno. El DR 061 cuenta, además, con dos presas de almacenamiento (Urepetiro y De Álvarez) y 60 pozos en operación para riego de cultivos de acuerdo con Zavala (comunicación personal, 15/03/2022); en conjunto, estas fuentes suman 409 Mm^3 (398 aguas superficiales, 11 Mm^3 agua subterránea) para abastecer la zona de riego durante todo el año (Yescas-Diego, 2013).

Para la distribución del agua, el DR 061 cuenta con una infraestructura hidráulica conformada por una red de canales principales y secundarios (274.4 km), drenes (238.5 km) y canales parcelarios; una parte importante de esta infraestructura fue construida a mediados del siglo XX, aunque sus inicios se remontan al periodo colonial y siglo XIX (Conagua, 2000; Sánchez-Rodríguez, 2005; Semarnat & Conagua, 2017).

Entre los principales problemas que afronta el DR 061 se encuentra la contaminación del agua de riego por vertidos de drenajes urbanos y agrícolas al río y canales de riego; a esto se suma una sobreexplotación de las fuentes de agua superficiales y subterráneas evidenciada por la marcada disminución en los caudales del río, desecamiento de manantiales y subsidencia del terreno (Velázquez-Machuca, Pimentel-Equihua, & Ortega-Escobar, 2010; Armas-Vargas, Escolero, García,

González, & Kralisch, 2017; Villaseñor-Reyes, Hernández-Madrigal, & Figueroa-Miranda, 2022).

Cultivos y tenencia de la tierra

En este distrito de riego se siembran aproximadamente 29 tipos de cultivos, siendo los principales: maíz, trigo, hortalizas, y frutillas (fresa, zarzamora, frambuesa y arándano) (Conagua, 2019). Las frutillas se manejan en sistemas intensivos, con uso de cubiertas plásticas (acolchados y macrotuneles) y riego presurizado. Predomina la agricultura empresarial, uso intensivo de tecnología y capital, con rendimientos elevados en relación con los promedios nacionales.

Las formas de tenencia de la tierra son la ejidal y *pequeña propiedad*. La mayor extensión y número de usuarios corresponde a la propiedad ejidal (Tabla 1); el 94 % de los ejidatarios posee una superficie no mayor de 5 ha y el resto posee de 5 a 20 ha. El 19 % de los usuarios son pequeños propietarios y controlan el 31 % de la superficie de riego; sin embargo, en los últimos años se ha incrementado el rentismo de tierras ejidales y la superficie de tierra controlada por propietarios que, al contar con el capital suficiente, pueden invertir en cultivos de alto valor comercial como las frutillas. Sin embargo, de acuerdo con estadísticas oficiales (Tabla 1) no se observa un cambio relevante en la estructura de tenencia de la tierra a partir del predominio de la propiedad social (Jiménez, 2011) y la compra-venta-renta de parcelas que se practica no ha alterado sustancialmente la superficie de los ejidos.

Tabla 1. Módulos, distribución de la tenencia de la tierra, número de usuarios, superficie de riego y volúmenes concesionados en el DR 061 Zamora.

Módulo	Propiedad ejidal (ha)	Núm. de ejidatarios	<i>Pequeña propiedad</i> (ha)	Núm. de pequeños propietarios	Superficie total de riego (ha)	Volumen concesionado (Mm ³)
I	2 149.99	744	1 802.76	421	3 952.75	50.03
II	3 459.21	937	1 617.82	206	5 077.03	59.70
III	3 099.60	753	1 001.38	69	4 120.31	50.15
IV	3 633.61	1 110	1 144.07	155	4 777.68	58.05
Total	12 342.41	3 544	5 566.03	851	17 927.77	217.93

Fuente: Conagua (2019).

El DR 061 Zamora

La zona regable del ahora DR 061 fue gestionada por una junta de aguas hasta 1959, fecha en que se entregó a la entonces Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH), y se conformó oficialmente el DR 061 (Verduzco, 1992); el área se dividió entonces en cuatro secciones para su administración y operación, con un diseño centralizado burocrático en la red hidráulica mayor. A partir de 1992 se inicia la transferencia de los distritos de riego y se mantuvo la división en cuatro porciones, cada una de las cuales correspondió a un módulo de riego administrado por una asociación de usuarios. El gobierno formal del riego en el DR 061 se constituyó por tres instancias oficiales: Conagua, Comité

Hidráulico y módulos de riego; sus integrantes y funciones respectivas se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2. Órganos de gobierno, integrantes y funciones en el DR 061 Zamora.

Instancias de gobierno	Integrantes	Funciones de gobierno, administrativas y operativas
Conagua	<ul style="list-style-type: none"> • Ingenieros (jefes del DR 061) • Integrantes de personal administrativo (secretarias, contadores, capturistas) • Preseros 	<ul style="list-style-type: none"> • Control de la presa Urepetiro • Planificación del riego • Concentración de estadísticas • Medición de volúmenes de agua en el río • Entrega de agua en bloque en canales generales • Supervisión de avances de riego de los módulos <ul style="list-style-type: none"> • Supervisión de infraestructura principal • Supervisión de funcionamiento de módulos • Convocar y presidir el Comité Hidráulico • Aplicación de la Ley de Aguas Nacionales
Comité Hidráulico	<ul style="list-style-type: none"> • Jefe del DR 061 (presidente) • Jefe de operación del DR 061 (secretario) <ul style="list-style-type: none"> • Presidentes de módulos • Gerentes de módulos (invitados) • Funcionarios de ayuntamientos (invitados) 	<ul style="list-style-type: none"> • Revisión de estadísticas del agua del distrito • Coordinación y seguimiento para distribución y mantenimiento de la red hidráulica mayor • Coordinación y seguimiento a los planes de riegos

Instancias de gobierno	Integrantes	Funciones de gobierno, administrativas y operativas
Módulos de riego	<ul style="list-style-type: none"> • Consejo Directivo (presidente, secretario y tesorero) • Comités de vigilancia • Personal administrativo (gerentes, contadores, secretarías) • Personal operativo (canaleros) 	<ul style="list-style-type: none"> • Registro y control de padrón de usuarios • Registro de superficie regada y tipos de cultivos <ul style="list-style-type: none"> • Registro y control de cuotas de riego • Distribución de agua superficial en canales generales • Mantenimiento del río Duero y distribución del agua en canales principales • Reporte de informes al distrito de riego y participación en el Comité Hidráulico <ul style="list-style-type: none"> • Pago de derechos de agua a la Conagua • Realización de asambleas informativas con los delegados.

Fuente: elaboración propia con base en entrevistas a autoridades del agua y usuarios.

Las funciones de gobierno administrativas y operativas que tiene adjudicadas la Conagua permiten un control general del sistema (presas de almacenamiento, derivadoras en el río, entrega de agua en bloque, manejo de estadísticas, coordinación del Comité Hidráulico). El Comité Hidráulico es un órgano de información y toma de decisiones para el funcionamiento general del distrito; comparte información estadística (riegos, cultivos, mantenimiento, construcción y/o reparación de obras, cuotas de riego); y toma acuerdos sobre el plan de riegos y entrega de agua en bloque en los puntos de control sobre el río Duero. Las reuniones son presididas por personal de la Conagua; participan los presidentes de

módulo y/o los gerentes, además de funcionarios municipales. Los presidentes del comisariado o delegados de los ejidos no son invitados.

Los módulos de riego

El gobierno de los módulos se constituye por tres instancias: 1) Asamblea General de delegados (máxima autoridad); 2) Consejo Directivo (integrado por presidente, secretario administrativo, secretario técnico, tesorero y sus respectivos suplentes), y 3) Consejo de Vigilancia (integrado por un comisario de la parte ejidal, un comisario de la pequeña propiedad con sus respectivos suplentes, y un vocal representante del gobierno del estado y otro vocal representante de la Conagua).

La Asamblea General (AG) de cada módulo es convocada y coordinada por el presidente del Consejo Directivo (presidente del módulo); en las reuniones se discuten y toman acuerdos sobre los montos de las cuotas de riego, morosidad, costo y estado del mantenimiento de canales, apoyos gubernamentales, elección de autoridades. Aunque la AG es la máxima autoridad del módulo, el presidente del módulo es quien centraliza la toma de decisiones sobre la administración y operación del módulo, con poca presencia del resto de los miembros del Consejo Directivo. En las instalaciones de los módulos solamente el presidente cuenta con una oficina y secretaria, el resto de los integrantes del consejo no tienen espacios en las oficinas.

La vigilancia del cumplimiento de los acuerdos y estatutos, y la aplicación de sanciones recae formalmente en el Consejo de Vigilancia, el cual se compone de un comisario de la parte ejidal y uno de la pequeña

propiedad, con un suplente cada uno, además de dos representantes de la Conagua y un representante del gobierno estatal; pero no se registró información acerca de su papel en los módulos y tampoco actas de sus sesiones de trabajo, donde se evidencien acciones del Consejo de Vigilancia. La administración está a cargo de un gerente, contador y secretarías localizados en las oficinas. La operación corresponde a un cuerpo de canaleros y maquinistas; el gerente coordina a canaleros y operadores de maquinaria, quienes operan en campo.

Distribución del agua, y mantenimiento del río y canales principales

A partir de un croquis del DR 061 se observan a lo largo del río Duero 15 presas derivadoras y una en la presa Urepetiro, utilizadas para distribuir el agua hacia los canales principales. La presa Urepetiro sirve para contener las avenidas en la época de lluvias y como reservorio temporal para riegos de auxilio en el módulo I. El DR 061 controla cinco principales derivadoras llamadas Urepetiro, Las Adjuntas, El Platanal, Los Espinos y San Cristóbal; en estos puntos, los canaleros de los módulos “reciben y mantienen” el agua y la distribuyen hacia los canales secundarios de donde los usuarios “agarran” el agua que quieren para regar sus parcelas. Los usuarios no controlan a los canaleros, éstos reciben instrucciones directamente de los gerentes de los módulos. Además de abrir y cerrar compuertas para mantener y distribuir el agua, los canaleros registran información sobre superficies sembradas, tipo de cultivo y número de riegos que se da a cada parcela; estos datos son concentrados por el gerente del módulo, quien organiza las estadísticas y las envía a la

Conagua. Puede considerarse que los módulos funcionan también como brazo operativo de la Conagua. La distribución del agua en la red principal está centralizada en la Conagua y en los módulos, pues como señala una autoridad ejidal:

“Sobre el río y los canales principales no informan a los ejidos cómo se distribuye el agua; ellos, los del módulo, son los que saben. El canalero hace el reparto sin avisar, la verdad con eso del módulo, solo ellos saben, a nosotros no nos informan de sus manejos. Nosotros regamos por el canal Chaparaco y canal Santiaguillo, libre a demanda, según vaya en el canal. En tiempo de secas agarran el agua primero los que están arriba; conforme la van soltando, entonces riegan los de abajo”.

El Duero es un río perenne, aunque su flujo varía durante el año dependiendo de la precipitación y la recarga del acuífero; de esta manera, se cuenta con agua de riego de forma permanente y los usuarios pueden usarla aun en temporada de estiaje en zonas cercanas al río. Por otro lado, la red de canales está interconectada, y los sobrantes o remanentes de riego aguas arriba caen a otros canales situados aguas abajo y son empleados en otras tierras en un proceso continuo de reutilización del agua. Esta reutilización del agua beneficia a las tierras situadas aguas abajo y permite, en esas zonas, aminorar la escasez en temporada de estiaje, aunque se reconoce que en algunos canales la escasez de agua de riego es la constante (p. ej., el canal Saca de agua).

La limpieza y desazolve del río y canales principales está a cargo de los módulos. En el río Duero, dichas labores se realizan poco antes de las

lluvias, dada la necesidad de que el río y los drenes mayores puedan desalojar rápidamente los excedentes de agua y evitar inundaciones, sobre todo a las zonas urbanas de Zamora y Jacona. Los trabajos de limpieza se coordinan desde el Comité Hidráulico en reuniones previas a la temporada de lluvias.

Es importante señalar que su condición de valle fácilmente inundable obliga a la coordinación entre los ayuntamientos, los módulos y Conagua para los trabajos de drenado; así, los primeros (ayuntamientos de Zamora, Jacona, Ixtlán) aportan cada año combustible para la limpieza de canales con maquinaria, en tanto que los módulos prestan la maquinaria, y pagan al operador y los ingenieros del DR 061; funcionarios de los ayuntamientos vigilan y supervisan que se lleven a cabo los trabajos.

La frecuencia de tales labores de mantenimiento es mayor en la parte baja del río en el módulo IV (Tabla 3) debido a la acumulación de las aguas negras de todo el valle, las cuales propician un crecimiento más rápido y vigoroso de la vegetación en los canales.

Tabla 3. Mantenimiento por módulos de cuatro canales principales en el DR 061.

Canal principal	Responsable del mantenimiento	Frecuencia	Km de limpieza
Canal Chaparaco	Módulo I	1-2 veces/año	15
Canal Tamandaro	Módulo I	1-2 veces/año	5
Zanja madre	Módulos III y IV	1-2 veces/año	12
Canal del cerro	Módulo IV	2-3 veces/año	12
Total			44

Fuente: entrevistas a canaleros y usuarios.

La limpieza y el desazolve en la red secundaria y parcelaria la realizan los usuarios de cada ejido con sus propios recursos.

Elección de autoridades

Los nombramientos de delegados y miembros del Consejo de Administración y Consejo de Vigilancia son de carácter honorífico, con duración de tres años y posibilidad de reelección por un solo periodo adicional de acuerdo con los estatutos de las asociaciones civiles. Para los módulos en estudio se observa un incumplimiento de dichos estatutos, pues los presidentes de módulo tienen en el cargo varios años, de 12 a 25 años (Tabla 4), sin que las autoridades gubernamentales intervengan para corregir la situación y como mencionan los usuarios:

“Se reeligen cuantas veces quieren, eso es entre ellos, compran a los delegados; lo mismo pasa con los gerentes, tienen años en el cargo”.

Tabla 4. Duración en el cargo de presidente del módulo, DR 061 Zamora, 2021.

Módulo	Núm. de reelecciones	Años en el cargo
I	3	12
II	4	15
III	7	25
IV	4	18

Fuente: autoridades del agua y usuarios.

Este fenómeno de duración excesiva en el cargo es un indicador de que los usuarios no tienen influencia en el gobierno de los módulos, y no existe democracia directa y participativa. Autoridades ejidales y algunos delegados han presentado reclamos en la asamblea general y solicitado cambio de directivos, pero no han encontrado respuesta positiva. Los inconformes incluso han dirigido oficios a las autoridades del DR 061 solicitando su intervención para hacer los cambios de directivos; como respuesta, la Conagua les indica que ese es un asunto interno de los módulos, dada su figura jurídica de A.C. Esto muestra la necesidad de contar con órganos efectivos de vigilancia y control sobre los directivos de los módulos.

Las funciones de los delegados

La asamblea general de cada módulo se conforma con dos delegados por ejido. Tales delegados asisten a las asambleas, reciben la información que les proporciona la directiva, emiten su voto de los acuerdos de asamblea e informan a los ejidos sobre los acuerdos tomados. Se observó que la actuación de los delegados al emitir su voto en las asambleas generales es sin consensuar previamente con sus organizaciones ejidales los asuntos propuestos; en las entrevistas, los usuarios comentan de casos donde los delegados solamente van a enterarse de hechos ya decididos por los directivos, sin previa discusión y acuerdo en las asambleas generales. Por ejemplo, relataron un caso en uno de los módulos, donde los directivos realizaron la venta de un vehículo propiedad del módulo y se informó a los delegados después de realizada la operación. Una inconformidad de los directivos de ejidos con mayor superficie de riego es en relación con el número igualitario de delegados: esos directivos consideran que hay inequidad en la representación de los ejidos al incluir dos delegados por cada una de estas organizaciones, independientemente de la superficie de riego y del número de ejidatarios por ejido. Comentan que los ejidos de mayor tamaño y con mayor número de usuarios aportan más recursos financieros a los módulos y por lo tanto deberían contar con mayor número de delegados y más representatividad en los módulos.

Cuotas de riego

Uno de los objetivos de la transferencia de los distritos de riego fue lograr la autosuficiencia financiera de los sistemas de riego; esto, a través de las tarifas o cuotas de riego, y la participación de los usuarios (García-Barrientos, 2000). En este caso, el sistema tarifario es propuesto por la burocracia de los módulos y autorizado por la Conagua, pero los usuarios no participan en su diseño y no se presenta para su discusión en las asambleas generales, solo se informa a los usuarios de los montos autorizados, es decir, son cuotas diseñadas e impuestas desde las oficinas.

La cuota de riego se calcula por hectárea y con base en el tipo de cultivo y número de riegos; por ejemplo, considerando el riego por gravedad, el cultivo de fresa requiere 40 riegos, y el maíz de temporal y trigo 1 y 4 riegos, respectivamente. Cada módulo tiene un monto diferenciado por cultivo (Tabla 5) y no es del conocimiento de los usuarios la base del cálculo de las cuotas.

Tabla 5. Cuotas de riego para tres cultivos en los cuatro módulos del DR 061, 2021.

Módulo	Cultivo	Cuota (\$) /ha/riego	Núm. de riegos	Costo total /ha/riego
I	Maíz	140.00	1	140.00
	Fresa	70.00	40	2 800.00
	Trigo	70.00	4	280.00
II	Maíz	75.00	1	75.00
	Fresa	75.00	40	3 000.00
	Trigo	75.00	4	300.00
III	Maíz	160.00	1	160.00
	Fresa	160.00	40	6 400.00
	Trigo	160.00	4	800.00
IV	Maíz	190.00	1	190.00
	Fresa	140.00	40	5 600.00
	Trigo	150.00	4	600.00

Fuente: elaboración propia con base en entrevistas a gerentes de los módulos, 2021.

En el caso de que el usuario requiera extraer el agua de canal (“bombear”) o use agua de pozo profundo, se aplica un descuento del 50 % de la tarifa, considerando que los productores pagan el combustible o la energía eléctrica.

La falta de participación de los usuarios en el diseño de las cuotas de riego podría explicar los altos porcentajes de morosidad en el pago que

se observa en los cuatro módulos (Tabla 6). Los presidentes de módulo, en algunos casos, han recurrido a los ejidos para solicitar su apoyo para que los usuarios (ejidatarios) cubran sus adeudos de agua de riego. De hecho, la directiva de los módulos maneja las cuotas de agua por ejido y en el discurso responsabilizan a las organizaciones ejidales de los adeudos de los usuarios individuales.

Tabla 6. Porcentajes de morosidad en los módulos, 2021.

Módulo	Porcentaje aproximado de morosidad (%)	Monto acumulado de deuda por ejidos (millones de pesos)
I	40	1
II	90	2
III	50	4
IV	40	2

Fuente: autoridades de módulos. Entrevista, 2021.

Si bien todos los módulos acusan problemas de morosidad y falta de pagos, el servicio de riego no se ha suspendido y el mantenimiento a la red principal continúa de forma regular. Actualmente, dos de los cuatro módulos han cubierto sus adeudos de agua al DR 061, aunque no con el incremento en la recaudación de cuotas o por aumento de éstas sino a través de la venta de algunos de sus activos (maquinaria), lo que deriva en una descapitalización de las organizaciones.

Rendición de cuentas

Los informes sobre ingresos por cuotas, gastos administrativos y de mantenimiento de canales se presentan en la asamblea anual de delegados. Estos informes consisten en una exposición oral y escrita de ingresos y egresos a cargo del gerente del módulo; se muestran sumas y restas *grosso modo*; no se exhiben facturaciones ni desgloses de ingresos y egresos a detalle, y no se llevan a cabo auditorías. Las entrevistas realizadas a delegados indican que la rendición de cuentas que se presenta en la asamblea no es confiable; mencionan que las cuentas son generales y no desglosan los gastos de mantenimiento por canal de riego. De esta manera, en los cuatro módulos se encontró un bajo nivel de confianza de los usuarios en el manejo financiero que hacen los directivos.

Las funciones de los módulos, y los aportes de ejidos y usuarios en la distribución de agua y mantenimiento de la red hidráulica

Los usuarios y los ejidos realizan una serie de tareas sobre la red de canales que, vistas en conjunto, son fundamentales para el funcionamiento de estos sistemas de riego locales. Para hacer evidentes dichas aportaciones, se seleccionaron cuatro canales principales y su red secundaria asociada: Chaparaco, Tamándaro, Zanja Madre y canal del Cerro (Figura 2), sobre los cuales se describieron las actuaciones del DR 061, los módulos y los usuarios en lo referente a mantenimiento y distribución del agua.



Figura 2. Localización de cuatro canales principales en el río Duero: canales Chaparaco, Tamándaro, Zanja Madre y del Cerro.

Las características de estos canales se muestran en la Tabla 7, en tanto que la frecuencia de abasto de agua en estos canales y los

responsables de la distribución se presentan en la Tabla 8. A partir de esta red primaria se identificaron canales secundarios y terciarios de uso común, de los cuales se calculó su longitud y el trabajo necesario (jornales) para el mantenimiento de la infraestructura.

Tabla 7. Características de cuatro canales principales en el DR 061 Zamora.

Canal	Longitud (km)	ha de riego	Ejidos que riega
Chaparaco	15	875	Ocho: Chaparaco, El Espíritu, La Estancia de Amezcua, Romero de Torres, Romero de Guzmán, Aquiles Serdán, La Labor, Zamora
Tamándaro	5	150	Tres: Jacona, San José del Platanal, Tamándaro
Zanja Madre	12	750	Tres: Ario, La Saucedá, Villa Zapata
Cerro	12	630	Cinco: Valenciano, San Simón, La Estanzuela, El Limón, La Plaza del Limón
Total	44	2 405	

Fuente: entrevistas con usuarios y recorridos de campo, 2021.

Tabla 8. Frecuencia de distribución del agua en cuatro canales principales, DR 061 Zamora.

Canal	Módulo	Frecuencia de abasto	Responsables de distribución	¿Quién vigila?
Chaparaco	I	Cada tercer día	Dos canaleros	Canaleros
Tamándaro	I	Cada 3 a 4 días	Dos canaleros	Canaleros
Zanja Madre	III y IV	Variable, depende de escurrimientos	Dos canaleros	Canaleros
Cerro (y canal secundario Morillo)	IV	Todos los días	Tres canaleros	Canaleros

Fuente: entrevistas a canaleros y usuarios.

Canal Chaparaco

Pertenece al módulo I, se deriva de la presa derivadora Chaparaco por la margen derecha del río Duero. Es uno de los canales más importantes del distrito por su longitud y las hectáreas que se riegan (Tabla 7). Para derivar el agua del río a este canal, el “presero”, que es empleado del DR 061, abre y cierra cada tercer día la compuerta de la toma principal ubicada sobre el río Duero, ahí es uno de los puntos de entrega de agua en bloque por la Conagua. A partir de este punto, el agua fluye y es responsabilidad del canalero que el agua se mantenga a lo largo del canal y se derive hacia los canales secundarios. La derivación del agua del canal hacia la red secundaria se realiza a través de bocatomas construidas en ambas márgenes del canal; las compuertas no tienen candados y los mismos usuarios pueden abrirlas o cerrarlas de acuerdo con sus necesidades de riego.

El canalero del módulo revisa que las compuertas estén abiertas cuando “sueltan” el agua en el canal y los usuarios toman el agua; el canalero también registra las parcelas que se están regando, el tipo de cultivo, la superficie, y avisa a los usuarios sobre los adeudos de cuotas de agua. A partir de los canales secundarios, los usuarios toman el agua libremente y a demanda de acuerdo con el tipo de cultivo y sus necesidades de riego. El agua fluye por gravedad hasta las parcelas y son los propios usuarios quienes regulan los volúmenes, vigilan y conducen el agua, sin depender del canalero del módulo; entre ellos se acepta un cierto orden de riego de acuerdo con la posición que ocupan aguas arriba/aguas abajo:

“Agarra el agua el que está primero, pero también se puede regar con las bombas directamente; en su caso, esperamos a que la suelten los que la tienen arriba de acuerdo como la vayan soltando los de arriba y enseguida regamos nosotros, eso ya lo sabemos; el que quiere el agua tiene que estar al pendiente y ponerse vivo; en cuanto haya agua la agarras, de todos modos, alcanza para todos, ya depende de uno, y si está más cerca o más lejos de la toma principal”.

En relación con la frecuencia de abasto de agua, la mayoría de los entrevistados mencionaron que en general están bien abastecidos, a veces con retrasos en la época de mayor calor (marzo-mayo), pero en general el agua llega prácticamente a todos los canales secundarios; además, los que cultivan frutillas (fresa, zarzamora, arándano) u

hortalizas se apoyan en el riego con agua de pozo y no dependen exclusivamente de las aguas del canal.

El mantenimiento (eliminación de malezas, desazolve) del canal principal lo hace el módulo una vez al año, aunque en las entrevistas autoridades ejidales indicaron no estar completamente satisfechos, al expresar opiniones como la siguiente:

“El módulo no siempre realiza la limpieza a tiempo, el ejido anda buscando a los del módulo para que hagan el mantenimiento, pero tardan en hacerlo; algunos vallados tienen mucho tiempo sin hacerse; la gente se protege con bordos, cada quien, para que, si el vallado se sale, no te perjudique. Es que baja mucha agua de los cerros”.

El mantenimiento de los canales secundarios y terciarios corre a cargo de los usuarios, quienes se reparten tramos de los canales para la limpieza y desazolve; a cada tierra de 5 ha le corresponden unos 100 metros de canales para limpiar, aunque esto depende de la cercanía de la parcela al canal (a mayor lejanía, mayor cantidad de metros de limpia).

Canal Tamándaro

Pertenece al módulo I, se deriva de la presa derivadora Chaparaco por la margen izquierda del río Duero. Es uno de los canales principales más pequeños (5 km) en la zona. El “presero” del DR 061 se encarga de abrir la compuerta sobre el río Duero los martes y jueves a partir de las 7 am y por 24 horas. A partir de ahí, el canalero del módulo se encarga de mantener el agua a lo largo del canal. Sobre las márgenes del canal

existen las tomas de agua que los propios usuarios abren o cierran para derivar el agua hacia los canales secundarios y las parcelas; las compuertas no tienen candado y se manejan también de acuerdo con las necesidades de agua de los cultivos. No hay un orden de riego establecido, cada usuario toma el agua que requiere y a cualquier hora, según haya volúmenes disponibles.

Por su parte, el canalero del módulo revisa el tirante de las tomas de agua para mantener el nivel del agua, también recaba datos de superficie regada y tipo de cultivo, y avisa a los usuarios sobre los adeudos de cuotas de agua. Las parcelas ubicadas aguas arriba se riegan primero y las de aguas abajo esperan a que los de arriba “suelten el agua”, aunque:

“Si es alguien influyente, con dinero, le mandan el agua, aunque esté abajo; el canalero se encarga de cerrar compuertas aguas arriba sobre el canal para que le llegue el agua al interesado”.

El mantenimiento de este canal corre a cargo del módulo I, mientras que los canales secundarios los limpian los usuarios.

“El tramo que les corresponde es según tenga de hectáreas; si tiene una tierra de cinco hectáreas, le corresponden unos 90 m de canal más o menos. La limpieza se hace dos veces al año, antes y después de las lluvias”.

Canal Zanja Madre

Pertenece a los módulos III y IV, es otro de los canales más importantes del DR 061 por su longitud y hectáreas irrigadas (Tabla 7); recibe “remanientes” (sobrantes) de riegos del canal Chaparaco aguas arriba y drenajes de algunas colonias de la ciudad de Zamora a través del desagüe general del valle. El canal no deriva directamente del río Duero y es manejado por los módulos III y IV. La compuerta para derivar agua a este canal es compartida con el canal Saucedá; el canalero del módulo IV es el responsable de abrir o cerrar esta compuerta de la toma principal, la cual divide las aguas para el canal Saucedá y para la Zanja Madre y de ahí a los canales secundarios.

El abasto de agua no tiene días ni horarios definidos, pues depende de los escurrimientos aguas arriba, y de la prioridad de los usuarios de uno u otro canal para regar: si hay mayor necesidad de agua en las tierras que riega el canal Saucedá, se envía el flujo en esa dirección; en caso contrario, se abre la compuerta del canal Zanja Madre. Los usuarios derivan el agua de riego hacia canales secundarios o directamente desde el canal principal hasta sus parcelas utilizando, en su mayoría, el “bombeo”, con el consecuente incremento en costos de energía. Los usuarios que poseen bombas más potentes extraerán mayor cantidad de agua, afectando a los usuarios aguas abajo. Sin embargo, aceptan un orden social para el riego cuando expresan:

“Primero riegan los que están primero, ya sabemos que las gallinas de arriba cagan a las de abajo; los que estamos abajo esperamos a que la suelten (el agua) los de arriba; eso siempre es así, ni modo que si yo estoy primero no vaya

a regar primero; por ejemplo, en el caso del trigo, los que están situados aguas arriba siembran más pronto, y así nos vamos; los de la parte final pueden esperarse para que cuando suelten el agua los de arriba entonces dar el riego de nacencia, y luego así va a seguir hasta completar sus 3 a 4 riegos. De todos modos, si usted tiene su bomba, ya sea con tractor o motorcito, pues la mete a la zanja y riega; de cualquier manera, ahí nos vamos todos, según haya más o menos agua en la zanja”.

Este es uno de los canales con mayores problemas de falta de agua, sobre todo en las colas del sistema. En los recorridos de campo registramos casos en los cuales la producción de maíz y trigo fue severamente afectada por la escasez de agua; en tales casos, los usuarios señalaron que debían esperar a que los de arriba soltaran el agua, ya que el canalero no “ponía orden” en la distribución.

El módulo tiene a su cargo la limpieza de un tramo de este canal, aproximadamente 4 km (tramo Peñitas-rebalse nuevo), y el resto (8 km) lo limpian los usuarios. Para las labores de limpieza pueden contratar mano de obra o solicitar la maquinaria del módulo pagando el servicio. En el primer caso, las faenas de limpieza se realizan dos veces al año y en el segundo solamente una vez. Sobre la limpieza del tramo de la Zanja Madre y los canales secundarios comentan los usuarios:

“Aunque algunas veces la hace el módulo, aunque nosotros le pagamos, los canales secundarios los hacemos nosotros siempre, nos tocan más o menos unos 80 metros por tierra, algunos un poco más porque están más lejos. A cada tierra

le corresponde limpiar sus tramos. Para los canales secundarios, cada tierra tiene su tramo, a una tierra (cinco hectáreas) le corresponden 88 pasos dobles” (un paso doble equivale a 80-90 cm, aproximadamente).

Estas faenas de mantenimiento o limpieza de canales secundarios las realizan los usuarios al menos dos veces por año. De acuerdo con los usuarios entrevistados, se requieren unos seis jornales de trabajo para limpiar los 80 metros que les corresponde de limpieza en los canales; considerando un salario de \$300.00 a \$330.00 por jornal, el costo total es de \$3 600.00 a \$3 960.00 por usuario.

Canal del Cerro

Pertenece al módulo IV, este canal desvía el agua directamente del río Duero a través de la presa derivadora de San Simón y son los canaleros del módulo los responsables de su manejo. Del canal principal del Cerro se deriva un canal secundario denominado “del Morillo”, con una longitud aproximada de 3 km. La distribución del agua está a cargo de tres canaleros del módulo IV, uno de los cuales es el encargado de abrir o cerrar la compuerta principal sobre el río Duero; los otros dos canaleros se encargan de manejar el agua a partir de la toma “del Morillo”. Los tres canaleros se coordinan para abrir o cerrar las compuertas, y vigilan que el agua fluya sin obstáculos por los canales de acuerdo con las necesidades de los cultivos existentes y en consonancia con los volúmenes que aporta el río en ese periodo. Posteriormente, el agua se introduce a los canales secundarios y de ahí los usuarios la toman libremente; algunas parcelas tienen su acceso directo por estar cerca de

los canales, en tanto que aquellas que se encuentran más alejadas comparten el agua desde los ramales terciarios.

Al igual que en los anteriores canales, no hay un orden o secuencia de riego establecido por el canalero, y cada usuario va derivando el agua hacia su parcela de acuerdo con su posición o cercanía al canal. Los usuarios situados aguas arriba del canal riegan primero y los de aguas abajo esperan a que “llegue el agua”; si existe suficiente agua pueden regar varios al mismo tiempo.

El mantenimiento de este canal principal está a cargo del módulo, mientras que los usuarios, coordinados con las autoridades ejidales, son los encargados de la limpieza de los canales secundarios y terciarios. En este último caso, cada parcela tiene asignados sus tramos de canal y la frecuencia de limpieza es de 1 a 2 veces por año, dependiendo del crecimiento de la vegetación; la eliminación de la hierba en los bordos de los canales se realiza por “chaponeo” con guadaña o con aplicación de herbicida, y pueden o no contratar mano de obra para estas labores.

Los tramos de limpieza se asignan con base en la superficie de cada tierra; por ejemplo, a 1 ha le corresponde limpiar 10 m de canal, aproximadamente. Para la vigilancia en el cumplimiento de esta tarea existe en los ejidos la figura de “jefe de predio”, un usuario con parcela en el predio respectivo y que es quien informa al presidente del comisariado ejidal si las faenas de limpieza de canales y drenes se han cumplido; si algún ejidatario no ha realizado esta limpia, se le apercibe en la asamblea ejidal y, en caso de incumplimiento, el presidente del comisariado manda jornaleros para limpiar los tramos correspondientes y el costo se le cobra al usuario.

En algunos casos, los usuarios y los ejidos se organizan y solicitan a los módulos la maquinaria para realizar la limpieza de los canales, pagando los costos de combustible, operador y velador. Los usuarios indican que ellos han aportado recursos para la compra de maquinaria en el módulo y manifiestan inconformidad por esta situación:

“Lo mismo para el mantenimiento de los canales secundarios, nosotros lo hacemos y pagamos todo, el ejido está al pendiente de que se hagan los tramos de los canales. Los ejidos no están de acuerdo en esta forma de trabajar de los módulos, el módulo nos renta la maquinaria como una empresa particular, como si la maquinaria no fuera nuestra”.

Costos de mantenimiento de la red secundaria

Las aportaciones de los usuarios al mantenimiento de la red secundaria son básicamente la limpieza y desazolve. La Tabla 9 muestra la longitud de los tramos de la red secundaria bajo la responsabilidad de los usuarios; esto, a partir de los cuatro canales principales bajo estudio. La longitud de canales se calculó con apoyo del *software* ArcMap 10.6 de ESRI. Comparando estos datos con aquellos de la Tabla 3, se observa que los usuarios dan mantenimiento a una infraestructura siete veces mayor (272 km) que aquella realizada por los módulos (36 km, restando los 8 km que limpian los usuarios en el canal Zanja Madre) solo en estos canales. Además de ello, las labores de limpieza por los usuarios se llevan a cabo 2 a 3 veces por año, lo cual incrementa de forma considerable los costos de mantenimiento para estas organizaciones.

Tabla 9. Mantenimiento por usuarios en canales secundarios y terciarios colectivos.

Canal principal	Longitud de canales secundarios y terciarios (km)	Usuarios responsables del mantenimiento	Frecuencia de mantenimiento
Chaparaco	99	175	Dos veces al año
Tamándaro	17	30	Dos veces al año
Zanja Madre	85	150	Tres veces al año
Cerro	71	126	Tres veces al año
Total	272	481	

Fuente: entrevistas a usuarios de canales y cálculo con base en mapas a escala y *software* ArcMap 10.6.

Por otro lado, los usuarios pagan a los módulos el mantenimiento de los canales principales con las cuotas de riego; los módulos llevan el registro y son los que deciden la frecuencia y tiempos de realizar el mantenimiento. Los usuarios no tienen control de dicha tarea y por lo tanto no pueden sancionar al módulo si no lo hace cuando ellos lo requieren. En las entrevistas con usuarios surgieron comentarios en cuanto a que los módulos no siempre realizan el mantenimiento: “Hay que andarlos presionando para que lo hagan”.

Los usuarios de la Zanja Madre y canal del Cerro señalan que tienen que hacer mayor número de limpiezas de canales que en otros canales

porque están situados aguas abajo y “las aguas vienen más contaminadas, pero más ‘nutridas’ y la maleza crece más rápido”.

En relación con costos del mantenimiento de la red secundaria, los usuarios indican que para limpiar 80 metros de canal se ocupan al menos seis jornales (un jornal = un día de trabajo por una persona); con este dato, estimamos que se requieren 20 400 jornales para limpiar una sola vez los 272 km de esta red de canales. Si el pago por un jornal es de \$300.00 a \$330.00, las aportaciones de los usuarios equivalen a 6.12-6.73 millones de pesos (limpieza una vez al año) y de 12.24 a 13.46 millones de pesos (limpieza dos veces por año). Es un aporte significativo de los usuarios para el mantenimiento de esta red secundaria, el cual permite que los sistemas de riego operen adecuadamente para la distribución del agua.

Discusión

El espacio o territorio del Distrito de Riego 061 tiene una amplia diversidad de fuentes de agua derivadas en lo que podemos considerar un clima benigno, con buena precipitación y reservas de agua superficial y subterránea importantes, elementos que indudablemente influyen en las respuestas y diseños de las instituciones encargadas de la gestión del agua de riego (Vaidyanathan, 2009). En el caso que nos ocupa, estas fuentes de agua han permitido la construcción de una compleja red hidráulica donde se interconectan múltiples sistemas de riego, que sustentan una agricultura intensiva con altos rendimientos de granos y frutillas, y manejados por miles de usuarios, principalmente ejidatarios.

El agua circula aquí en general por gravedad, en múltiples direcciones y prácticamente durante todo el año, lo que facilita el acceso al agua de riego a los usuarios, y limita su control técnico y burocrático por parte de las instancias formales del riego.

La Conagua es una estructura burocrática de gobierno del Estado, que supervisa, vigila y controla la infraestructura hidráulica mayor y la información estratégica del agua; elabora diagnósticos; planifica la distribución del agua en papeles; entrega el agua en bloque en ciertos puntos; supervisa el plan de riegos y el plan de cultivos; vigila a los módulos, y encabeza el Comité Hidráulico mediante sus empleados especializados. El control que ejerce sobre la infraestructura de control del agua de riego evidencia el centralismo en la gestión del agua (Sánchez-Meza, 2008). Si bien el Comité Hidráulico puede considerarse un foro de consenso para acciones colectivas, de comunicación burocrática y de cogestión entre órganos de gobierno, incluidos los ayuntamientos, y es además un espacio de interacción entre las burocracias de la Conagua y los módulos, su funcionamiento sigue centralizado por quien convoca y dirige el foro; la frecuencia mensual de reuniones y la comunicación entre la burocracia de las tres instancias (Conagua-Comité Hidráulico-módulos) favorece procesos de gobierno, administrativos y de operación centralizados en el Estado.

En consonancia con lo mencionado por Palerm *et al.* (2000), los diseños organizativos formales de los módulos estudiados aquí tienen una estructura burocrática basada en órganos de dirección, y la toma de decisiones para el manejo de recursos estratégicos (financieros y maquinaria) recae principalmente en los presidentes de módulos y los

gerentes. Es una cadena de mando vertical que llega hasta los canaleros, y concentra información y autoridad en la estructura burocrática de los módulos. La reelección frecuente de los presidentes de los módulos muestra la falta de democracia, como lo señalan algunos autores (Calatayud & Garrido, 2021), y la ausencia de información oportuna y confiable sobre los estados financieros hacia los usuarios y ejidos indican la falta de transparencia y participación de los usuarios y ejidos en el gobierno de los módulos.

Como lo han observado otros autores (Palerm, 2020), el denominado autogobierno de los módulos no significa presencia permanente de los usuarios en el gobierno y en la toma de decisiones, y este rasgo muestra las deficiencias en su diseño organizativo. El diseño organizativo de los módulos que observamos no favorece la democracia, participación y representatividad de los usuarios. Elementos como la descentralización, democracia, representación social, elección libre de autoridades y rendición de cuentas en un marco de derechos y obligaciones ciudadanas (Aguilar-Villanueva, 2006; Rivas-Leone, 2015) pueden influir en el éxito o fracaso de las organizaciones sociales para el riego (Ostrom, 2000; Rivas-Leone, 2015).

Observamos que los ejidos no están incluidos en el diseño organizativo de los módulos; sin embargo, en el ámbito de su territorio vigilan y supervisan el mantenimiento de gran parte de la red hidráulica, mientras que los usuarios locales resuelven la distribución y el mantenimiento de la red secundaria hasta sus parcelas. Estas acciones indican que existe capacidad autogestiva de los usuarios para manejar sus aguas a nivel de canales secundarios basados en reglas

tradicionalizadas, y organizaciones informales funcionales y de participación local (Maass & Anderson, 1976; Ostrom, 2000; Palerm, 2020). La incorporación de los ejidos en el gobierno de los módulos podría contribuir a reforzar estas instancias representando el papel de organizaciones anidadas o niveles organizativos con funciones de enlace y control de la burocracia de los módulos (Romero-López & Palerm, 2018).

De acuerdo con Freeman, Bhandarkar, Shinn, Wilkins-Wells y Wilkins-Wells (1989), y Palerm *et al.* (2000), diferentes niveles organizativos deberían corresponder a los niveles de manejo de partes del sistema de riego o red. Desde esta perspectiva, se identifican al menos cuatro niveles organizativos para el manejo del sistema bajo estudio: el primer nivel corresponde a la burocracia de la Conagua, que maneja la presa Urepetiro y controla la distribución del agua del río hacia los canales principales; el segundo nivel es la burocracia del módulo, incluido el cuerpo de canaleros, responsable de la distribución y mantenimiento de canales principales y derivaciones hacia canales secundarios; el tercer nivel es el ejido que realiza labores de vigilancia y monitoreo para el mantenimiento de la red secundaria (incluso algunas porciones de canales principales, como el caso de la Zanja Madre) dentro de su territorio; finalmente, el cuarto nivel está constituido por los usuarios de un mismo canal, quienes llevan a cabo la distribución y el mantenimiento en los canales secundarios, terciarios y parcelarios.

En principio, para fines de un diseño funcional de los módulos, debería existir isomorfismo entre los niveles de infraestructura y los niveles organizativos (Palerm *et al.*, 2000), lo cual no es el caso, considerando que el nivel de las organizaciones ejidales no está

incorporado en el control del gobierno de los módulos y tampoco existen delegados por canal principal.

Para el control de la red secundaria, los usuarios no requieren de permisos o algún otro trámite burocrático para acceder al riego: las tomas de agua hacia los canales secundarios y parcelarios son controladas por los usuarios; dichos espacios son autogestivos. Por otro lado, el flujo permanente de agua y los canales abiertos posibilita la libre oferta de riego prácticamente todo el año, sin medida de volúmenes. En general, los usuarios pueden regar las parcelas propias o rentadas, y decidir el tipo de cultivo sin que requieran solicitar permisos de siembra o de riego; los que tienen más superficie de riego y cultivos más demandantes de agua utilizan más, porque el volumen de agua lo determina el cultivo. Así, la distribución del agua tiene un reparto no proporcional por volumen por usuario, y si alguien no utiliza el agua, simplemente otros la toman o se va aguas abajo. Sin embargo, esta condición (canales de riego de libre acceso) propicia también lo que Ostrom (2000) denomina *free riders*; para intentar controlar esta situación, las organizaciones ejidales aportan vigilancia y presión social para que los usuarios cumplan con sus responsabilidades en el mantenimiento de la red situada dentro de cada ejido.

Conclusiones

Para los cuatro módulos de riego estudiados, las limitaciones de diseño organizativo que se observan para un funcionamiento sostenible son las siguientes: 1) falta de democracia en la elección de autoridades y reelección de cargos; 2) centralización en la toma de decisiones por parte de las autoridades del módulo, en particular los presidentes de módulos, con participación acotada o ausente de los delegados y ejidos en el manejo financiero del módulo, y en el diseño de cuotas de riego; 3) falta de transparencia en el manejo financiero o rendición de cuentas no confiable hacia la asamblea general de delegados y usuarios. Este manejo centralizado de los módulos erosiona la confianza de los usuarios y propicia una baja recuperación de cuotas de riego, con la consecuente elevada morosidad y endeudamiento de la organización. Estos rasgos son contrarios a las características deseables para organizaciones sociales sostenibles.

Los aportes no considerados de los usuarios y ejidos son fundamentales para el sostenimiento de los sistemas de riego en los cuatro módulos. Las cuotas de riego que aportan los usuarios cubren una parte de los gastos de distribución de agua, mantenimiento de la red hidráulica y el pago de salarios de la burocracia contratada por los módulos. Sus aportaciones no consideradas incluyen dar mantenimiento a una red que es de 7 a 22 veces mayor que aquella bajo responsabilidad de los módulos en los canales estudiados, dependiendo de la frecuencia de mantenimiento. Otras colaboraciones que realizan las organizaciones ejidales con los módulos es la recuperación de cuotas de riego de los usuarios morosos.

Ante lo que observamos como deficiencias en el diseño organizativo de los módulos de riego, se propone que este diseño incorpore en su gobierno a las organizaciones intermedias locales, como ejidos y usuarios por canal (p. ej., incorporar en los comités de vigilancia de los módulos a los ejidos y nombrar delegados por canal principal). Consideramos que tales modificaciones pueden fortalecer estas organizaciones que manejan recursos de uso común y mejorar con ello la sostenibilidad de los sistemas de riego.

Agradecimientos

Los autores agradecen las aportaciones financieras del Colegio de Postgraduados a través del proyecto Conacyt 236867 “Distritos de riego: impacto de los cambios en la legislación sobre las capacidades autogestivas de los regantes” y del Instituto Politécnico Nacional para la realización de esta investigación.

Referencias

- Aguilar-Villanueva, L. F. (2006). *Gobernanza y gestión pública*. México, DF, México: Fondo de Cultura Económica.
- Armas-Vargas, F., Escolero, O., García, L., González, M. D., & Kralisch, S. (2017). Proposing environmental flows based on physical habitat simulation for five fish species in the Lower Duero River Basin, Mexico. *Hidrobiológica*, 27(2), 185-200.

- Calatayud, S., & Garrido, S. (2021). Desigualdad social y toma de decisiones en los comunales: el gobierno del mayor canal de riego de España (la Acequia Real del Júcar, Valencia) en el siglo XIX. *Historia Agraria*, 83, 97-128. DOI: 10.26882/histagrar.083e03c
- Carabias, J., & Landa, R. (2005). Hacia una gestión integral de los recursos hídricos. En: Carabias, J., & Landa, R. (eds.). *Agua, medio ambiente y sociedad* (pp. 118-214). México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México, El Colegio de México, Fundación Gonzalo Río Arronte, I. A. P.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2000). *Reglamento para la operación, conservación, mantenimiento y administración de la infraestructura y de los bienes concesionados del Distrito de Riego 061 Zamora-La Magdalena, Michoacán*: México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2004). *La gestión integrada de los recursos hídricos en México: nuevo paradigma en el manejo del agua*. Recuperado de <http://docplayer.es/13560217-La-gestion-integrada-de-los-recursos-hidricos-en-mexico.html>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2019). *Estadísticas agrícolas de los distritos de riego, año agrícola 2017-2018*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua.
- Emmerich, G. E. (2004). Transparencia, rendición de cuentas, responsabilidad gubernamental y participación ciudadana. *Polis: Investigación y Análisis Sociopolítico y Psicosocial*, 2(4), 67-90.

- Freeman, D. M., Bhandarkar, V., Shinn, E., Wilkins-Wells, J., & Wilkins-Wells, P. (1989). *Local organizations for social development. Concepts and cases of irrigation organization*. Colorado, USA: Westview Press. Recuperado de http://pdf.usaid.gov/pdf_docs/PNABD173.pdf
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Koppen* (5ª. ed.). México, DF, México: Instituto de Geografía, Universidad Nacional Autónoma de México.
- García-Barrientos, L. L. (2000). La transferencia de los distritos de riego a los usuarios como política para eficientar su aprovechamiento. *Tribuna, Gaceta Mexicana de la Administración Pública Estatal y Municipal*. Recuperado de <http://www.juridicas.unam.mx/publica/librev/rev/gac/cont/33/trb/trb4.pdf>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2017). *Anuario estadístico del estado de Michoacán*. México, DF, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía. Recuperado de https://www.inegi.org.mx/contenidos/productos/prod_serv/contenidos/espanol/bvinegi/productos/nueva_estruc/anuarios_2017/702825092092.pdf
- Jiménez, S. (2011). La gestión social del agua: el programa K030 en el distrito de riego 061 Zamora, Michoacán, México. *Agricultura, Sociedad y Desarrollo*, 8(3), 229-344.
- Lapassade, G. (1999). *Grupos, organizaciones e instituciones: la transformación de la burocracia*. Madrid, España: Gedisa.

- Maass, A., & Anderson, R. (1976) ... *and the Desert Shall Rejoice: Conflict, Growth and Justice in Arid Environments*. Cambridge, USA: The MIT Press.
- Martínez, J., Neto, S., Hernández, N., Del Moral, L., & La Roca, F. (2020). The role of the water framework directive in controversial transition of water policy paradigms in Spain and Portugal. *Water Alternatives*, 13(3), 556-581.
- Martínez-Valdés, Y., & Villalejo-García, V. M. (2018). La gestión integrada de los recursos hídricos: una necesidad de estos tiempos. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 39(1), 58-72. Recuperado de http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1680-03382018000100005
- Méndez-Toribio, M., & Zermeño-Hernández, I. E. (2005). Caracterización ecológica de la cuenca del río Duero. En: Velázquez, M. (coord.). *Diagnóstico para el saneamiento de la cuenca del río Duero* (pp. 2-49). Zamora, México: Consejo Estatal de la Fresa de Michoacán, A.C., Secretaría de Agricultura Ganadería Desarrollo Rural Pesca y Alimentación.
- Ostrom, E. (2000). *El gobierno de los bienes comunes. La evolución de las instituciones de acción colectiva*. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Fondo de Cultura Económica.
- Palerm, J., & Martínez, T. (1997). *Antología sobre pequeño riego* (vol. 1). México, DF, México: Colegio de Postgraduados.

- Palerm, J., Martínez, T., & Escobedo, J. F. (2000). Modelo de investigación: organización social de sistemas de riego en México. En: Palerm, J., & Martínez, T. (eds.). *Antología sobre pequeño riego. Organizaciones autogestivas* (vol. 2.) (pp. 31-62). México, DF, México: Colegio de Postgraduados y Plaza y Valdés.
- Palerm, J. (2005). Gobierno y administración de sistemas de riego: tipologías. *Región y Sociedad*, 17(34), 3-33. DOI: 10.22198/rys.2005.34.a61
- Palerm, J. (2008). Distritos de riego en México, algunos mitos. *Boletín del Archivo Histórico del Agua*, 13(38), 49-69.
- Palerm, J. (2020). Caracterización de los módulos de los distritos de riego y presencia de organizaciones locales. *Región y Sociedad*, 32(e1335). DOI: 10.22198/rys2020/32/1335
- Palerm, J. (2021). Caracterización de los módulos de los distritos de riego y presencia de organizaciones locales. En: Palerm-Viqueira, J. (ed.). *Los módulos de los distritos de riego. Observaciones desde el regante* (pp. 31-57). México, DF, México: Juan Pablos Editor.
- Pisanty-Levy, J. (2003). *Evaluación ambiental sectorial del Proyecto de Modernización Integral del Riego (PMIR)*. México, DF, México: Banco Mundial/Comisión Nacional del Agua.
- Rivas-Leone, J. A. (2015). *Calidad de la democracia y desarrollo democrático* (Working Paper 335). Barcelona, España: Institut de Ciències Polítiques i Socials, Universitat Autònoma de Barcelona.

- Romero-López, A. R., & Palerm, J. (septiembre, 2018). *El rol de las organizaciones intermedias en la gestión del agua en México*. V Congreso de la Red de Investigadores Sociales sobre el Agua (Red-ISSA), El Colegio de San Luis, San Luis Potosí, México.
- Sánchez-Rodríguez, M. (2005). Los recursos hídricos de la cuenca del río Duero. En: Velázquez, M. (coord.). *Diagnóstico para el saneamiento de la cuenca del río Duero* (Informe técnico). (pp. 50-69). Zamora, México: Consejo Estatal de la Fresa de Michoacán, A. C., Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.
- Sánchez-Meza, J. J. (2008). *El mito de la gestión descentralizada del agua en México*. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Investigaciones Jurídicas.
- Semarnat & Conagua, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales & Comisión Nacional del Agua. (2017). *Estadísticas del agua en México*. México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, y Comisión Nacional del Agua.
- Torregrosa, M. L. (2009). *Agua y riego: desregulación de la agricultura en México*. México, DF, México: Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales.
- Tortajada, C., Guerrero, V., & Sandoval, R. (2004). *Hacia una gestión integral del agua en México: retos y alternativas*. México, DF, México: Centro del Tercer Mundo para el Manejo del Agua, A. C., Editorial Porrúa.

- Vaidyanathan, A. (2009). Instituciones de control del agua y agricultura: una perspectiva comparativa. En: Palerm-Viqueira, J. & Martínez-Saldaña, T. (eds.). *Aventuras con el agua. La administración del agua de riego: historia y teoría* (pp. 73-115). Montecillo, México: Colegio de Postgraduados, Sede Montecillo en Texcoco.
- Vargas-Velázquez, S. (2007). Agua y sociedad en el alto Lerma: el módulo Tepetitlán. *Agricultura Sociedad y Desarrollo*, 4(1), 1-17.
- Velázquez-Machuca, M. A., Pimentel-Equihua, J. L., & Ortega-Escobar, M. (2010). Variaciones longitudinales y temporales en la hidroquímica del río Duero. *Agrociencia*, 44(5), 599-609.
- Verduzco, G. (1992). *Una ciudad agrícola, Zamora: del porfiriato a la agricultura de exportación*. Zamora de Hidalgo, México: El Colegio de Michoacán.
- Villaseñor-Reyes, C. I., Hernández-Madrigal, V. M., & Figueroa-Miranda, S. (2022). Identification and assessment of land subsidence development in rural areas using PS interferometry: A case study in Western Michoacán, Mexico. *Environmental Earth Science*, 81(417). DOI: 10.1007/s12665-022-10545-z
- Yescas-Diego, S. (2013). *Diseño de un sistema de riego a través del programa WCADI y comparación de resultados con el diseño manual del mismo* (tesis de maestría). Colegio de Postgraduados, Montecillo, México.

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-06-06

Artículos

Evaluación del potencial hídrico superficial de la cuenca Guantánamo-Guaso, Cuba

Evaluation of the superficial hydric potential of the Guantanamo-Guaso basin, Cuba

Yinet Marzo-Manuel¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6605-5838>

Liliana María Gomez-Luna², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1282-3392>

¹Empresa de Aprovechamiento Hidráulico, Guantánamo, Cuba,
yinet.marzo@gmail.com

²Centro Nacional de Electromagnetismo Aplicado de la Universidad de
Oriente, Santiago de Cuba, Cuba, lilimagl@gmail.com

Autora para correspondencia: Yinet Marzo-Manuel,
yinet.marzo@gmail.com

Resumen

En la cuenca Guantánamo-Guaso, ubicada en la región oriental de Cuba, los recursos hídricos están sometidos a fuertes presiones debido al desarrollo poblacional, agropecuario e industrial, constatándose el

deterioro del ecosistema con la consiguiente afectación de sus bienes y servicios, e implicaciones en el abasto de agua. El objetivo de esta investigación fue determinar el potencial hídrico superficial de la cuenca Guantánamo-Guaso a partir de la evaluación de la cantidad y calidad de sus recursos hídricos superficiales. Se utilizaron los datos de precipitaciones de 60 equipos pluviométricos localizados en el área, obteniéndose el mapa isoyético para determinar el escurrimiento medio hiperanual, considerando que la cuenca no posee estaciones hidrométricas. El potencial hídrico superficial total (232.521 hm^3) resultó ser reducido en un 28 % por requerimientos ambientales y en un 19 % por la calidad del agua. Los problemas asociados con la calidad de agua se relacionan con la existencia de fuentes contaminantes; mientras que la disponibilidad está influenciada, en el último decenio, por intensas sequías, cuyos efectos se han agravado en la última década como consecuencia de los efectos del cambio climático. Esta investigación constituye un punto de partida para la toma de decisiones en la gestión hídrica de la cuenca Guantánamo-Guaso, a fin de garantizar el abasto de agua para diferentes propósitos.

Palabras clave: cuenca Guantánamo-Guaso, gestión hídrica, potencial hídrico, sequía.

Abstract

In the Guantnamo-Guaso basin, located in the eastern region of Cuba, the water resources are subjected to strong pressures due to population, agricultural and industrial development, confirming the deterioration of the ecosystem with the consequent effect on goods and services, and

implications in the water supply. The objective of this research was to determine the surface water potential of the Guantánamo-Guaso basin from the evaluation of its surface water resources in quantity and quality. Rainfall data from 60 pluviometric equipment located in the area were used, obtaining the isoyetic map to determine the mean hyperannual runoff, considering that the basin does not have hydrometric stations. The total surface water potential (232.521 hm^3), which turned out to be reduced by 28 % due to environmental requirements and 19 % due to water quality. The problems associated with water quality are related to the existence of polluting sources and eutrophication; while the availability is influenced by intense droughts, intensified in the last decade by climate change effect. This research constitutes a starting point for decision-making in the water management of the Guantánamo-Guaso basin in order to guarantee the water supply for different purposes.

Keywords: Guantánamo-Guaso basin, water management, water potential, drought.

Recibido: 02/03/2023

Recibido: 04/08/2023

Publicado Online: 21/08/2023

Introducción

En el último decenio se ha producido un incremento en la demanda de los recursos hídricos debido a diferentes causas, entre las que se puede mencionar el estilo de vida moderna, que implica un alto consumo del recurso y la producción excesiva de residuos, lo que ha acentuado los problemas asociados con el deterioro de la calidad del agua, a lo que se unen los impactos del calentamiento global (Flores, 2014; Rojas *et al.*, 2013). Ante la degradación de ecosistemas acuáticos, las fuertes presiones antrópicas, y el crecimiento de núcleos poblacionales, ciudades y megaciudades, la escasez de agua ha devenido en uno de los principales problemas del siglo XXI.

En este contexto, proteger, conservar y distribuir equitativamente los recursos hídricos, en función de una cobertura responsable, constituye un gran desafío para los prestadores del servicio de aprovisionamiento de agua y saneamiento, siendo un asunto clave para el manejo evaluar la cantidad, calidad y disponibilidad de agua, considerando las necesidades humanas, a fin de lograr la gestión sostenible del recurso, en consonancia con el Objetivo de Desarrollo Sostenible 6, cuya finalidad es asegurar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua, y el saneamiento para todos (ONU, 2018).

Respecto a la solución de conflictos derivados del agua, en el Programa de Acción de la Conferencia Internacional sobre el Agua y el Medio Ambiente (CIAMA), celebrada en Dublín, Irlanda (1992), se señala que “la entidad geográfica más apropiada para la planificación y gestión de los recursos hídricos es la cuenca fluvial” (Aguirre, 2011; OMM, 1992).

Por lo tanto, el concepto de cuenca surge como estrategia teórica orientada a resolver la crisis del agua, relativa a problemas y conflictos asociados con su uso y disponibilidad (González, Arzate, & Guerrero, 2016).

En el contexto cubano, la cuenca, según la Ley N° 124 de las aguas terrestres de Cuba, en su artículo 8.1, se define como: “el área delimitada por la divisoria de las aguas superficiales y subterráneas que conforman un sistema hídrico, que las conduce a un río principal, lago, zona de infiltración o costa. Los límites de la división de las aguas superficiales y subterráneas no siempre coinciden, por lo que se extienden hasta incluir los acuíferos o tramos subterráneos, cuyas aguas confluyen hacia la cuenca en cuestión, a los efectos de la gestión integrada de las aguas terrestres” (Asamblea Nacional del Poder Popular, 2017).

El enfoque de gestión por cuencas se inició con la necesidad de administrar el agua, en particular por el uso múltiple de este recurso, y la necesidad de controlar, o al menos tener respuestas ante el efecto de los fenómenos hidrológicos extremos. Las cuencas inicialmente se tomaron como áreas de grandes inversiones hidráulicas dirigidas a aumentar la oferta de agua, energía y navegabilidad, entre otros (Flores, 2014). Su importancia y pertinencia como unidad territorial para la gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH) ha sido enfatizada por varios autores (Forero & Mosquera, 2014; González *et al.*, 2016; Jouravlev, 2009; Martínez & Villalejo, 2018; Terán, 2018).

La cuenca es un marco apropiado para la gestión ambiental y la planificación de medidas destinadas a corregir impactos ambientales como consecuencia del uso y manejo inadecuado de los recursos naturales. Este

tema ha sido debatido en las más importantes conferencias internacionales sobre el agua, como la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Agua, Mar del Plata, Argentina (marzo de 1977); la Conferencia Internacional sobre el Agua y el Medio Ambiente, CIAMA, Dublín, Irlanda (enero de 1992); Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, CNUMAD, Río de Janeiro, Brasil (junio de 1992), y en el Plan de Aplicación de la Decisiones de la Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible, Johannesburgo, Sudáfrica (septiembre de 2002) (Jouravlev, 2009).

Particularmente, en Cuba, a partir de la década de 1980, se comienza a aplicar en las investigaciones un enfoque integrado que considera la cuenca hidrográfica como unidad básica de estudio, utilizándose, a partir de entonces, como ámbito de aplicación de los programas y planes de manejo integral de los recursos naturales, en su vínculo con el desarrollo económico y social (González, 2017). En el país existen 632 cuencas hidrográficas (Batista, 2016), identificándose como la principal fuente de formación de los recursos hídricos las precipitaciones, por lo que la intensificación y recurrencia de los periodos de sequía coloca a algunas regiones del país en una situación crítica (CITMA, 2016), lo que se ha acentuado por la distribución irregular del recurso, su uso ineficiente y el grado de deterioro relacionado con las presiones antrópicas, y los problemas de contaminación.

Entre las cuencas priorizadas a nivel nacional se encuentra la cuenca Guantánamo-Guaso, en la provincia Guantánamo (Gutiérrez & García, 2015). Esta provincia, ubicada en la región oriental de Cuba, se considera uno de los territorios del país con mayor potencial hídrico, pero con escasos

recursos hídricos disponibles a partir de la deficiente infraestructura hidráulica existente, y la limitada captación de las aguas superficiales y explotables de aguas subterráneas (Savón & Marzo, 2014).

En la cuenca Guantánamo-Guaso, el recurso hídrico se encuentra sometido en la actualidad a fuertes presiones debido al incremento de la demanda de agua para consumo humano, agrícola e industrial tanto en zonas urbanas como en rurales. La incidencia directa de focos contaminantes y los incrementos de los niveles de sales solubles en las aguas de los acuíferos cársticos por intrusión salina, originadas por causa natural o sobreexplotación, han provocado que los principales acuíferos hayan experimentado un descenso en sus niveles hasta llegar a un estado crítico (Savón & Marzo, 2014).

Ante esta situación, la evaluación y planificación de los recursos hídricos disponibles constituye un reto, pues a medida que las demandas de agua crecen, se incluyen nuevas preocupaciones ambientales, y la gestión hídrica se hace más compleja debido a una tendencia al deterioro de bienes y servicios a nivel de la cuenca. Esta situación crea conflictos al usar los métodos analíticos tradicionales en los enfoques para la administración y gobernanza del agua, con implicaciones en el entendimiento de los roles y funciones de los sistemas hídricos en la sociedad (Heinz, Pulido, Lund, & Andreu, 2007; Segura, 2017), al considerarse que el principal ecosistema fluvial de la cuenca es el río Guaso, un río urbano altamente degradado.

El objetivo de esta investigación fue determinar el potencial hídrico superficial de la cuenca Guantánamo-Guaso a partir de la evaluación de los

recursos hídricos de las cuencas que la integran y los factores reductores del mismo.

Materiales y métodos

Área de estudio

El área de estudio corresponde a la cuenca Guantánamo-Guaso, localizada en la región suroriental de Cuba. Limita al norte con las estribaciones meridionales de las montañas de Nipe-Sagua-Baracoa; al este, con la Sierra Maquey; al noroeste, con la llanura del Cauto; al sur, con el mar Caribe, y al suroeste con las estribaciones meridionales de la Sierra Maestra Oriental (GEOCUBA, 2008).

Con una extensión superficial de 2 347.2 km², esta cuenca comprende sectores del municipio Songo La Maya, de la provincia Santiago de Cuba, y la depresión del Valle de Guantánamo en su totalidad, donde se incluyen cinco municipios de la provincia homónima: El Salvador, Manuel Tames, Guantánamo, Caimanera y Niceto Pérez (Figura 1).

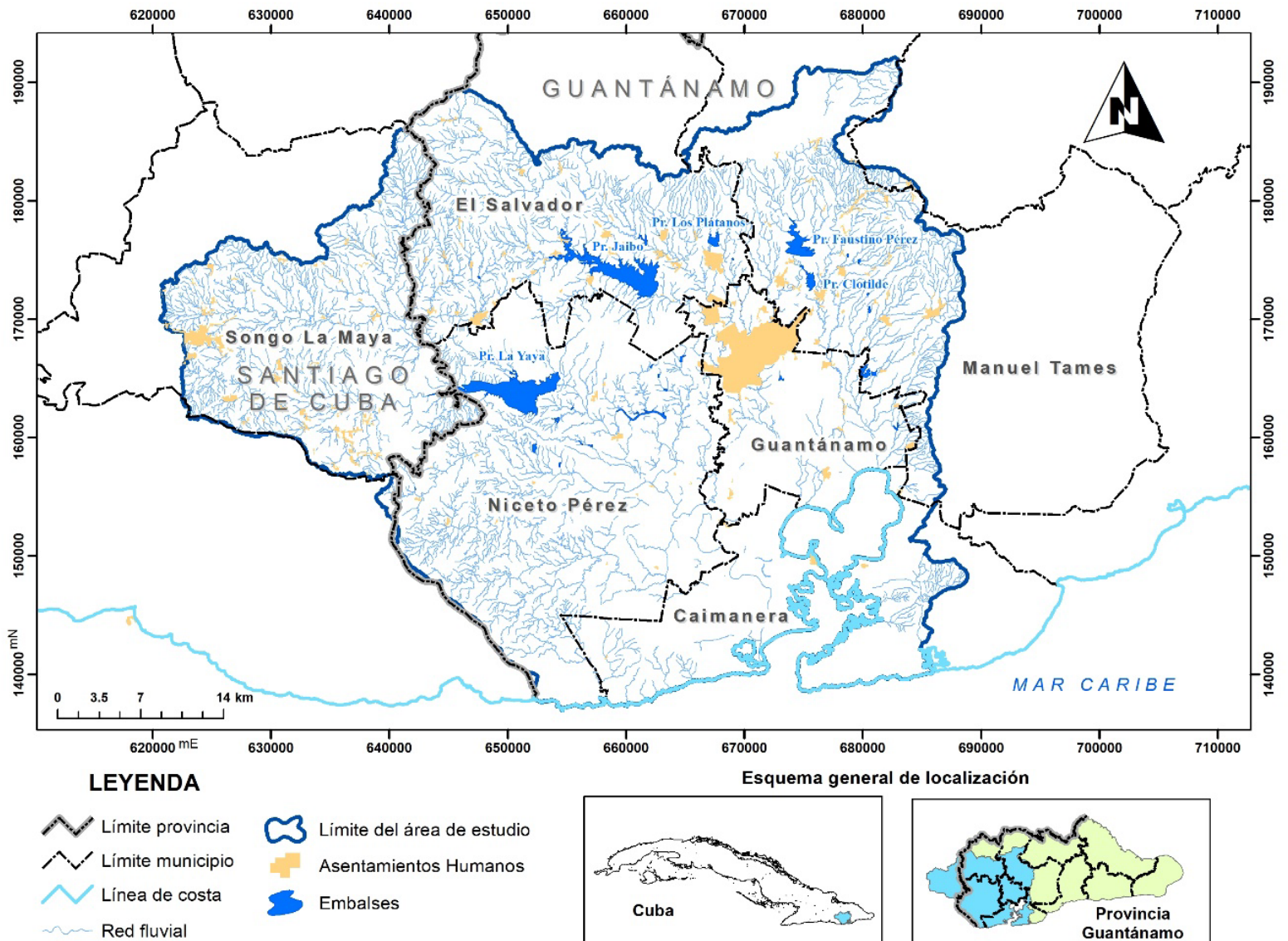


Figura 1. Esquema de localización del área de estudio. Fuente: elaborado por los autores a partir mapa cartográfico digital de Cuba 1:25 000 (GEOCUBA, 2008).

El Consejo Nacional de Cuencas Hidrográfica de Cuba reconoce la cuenca Guantánamo-Guaso entre las cuencas de interés nacional, considerando su complejidad económica, social y ambiental; el grado de afectación de sus recursos naturales; sus características generales, y el conjunto de problemas ambientales que la afectan, al concentrar más del 70 % de la población de la provincia de Guantánamo (Gutiérrez & García, 2015).

Uno de los fenómenos atmosféricos más notables en el área de estudio son las precipitaciones, las cuales presentan una distribución espacial irregular debido a la gran variabilidad climática espacio-temporal de la región, en la que se identifican tres tipos de clima según la clasificación de Köppen: clima tropical lluvioso o de selva tropical (AF); clima tropical de sabana (AW), y clima desértico o de estepa (BS) (Fernández, Baza, & Rojas, 2006).

La red fluvial es amplia y está conformada por 54 corrientes fluviales principales con 1 299 tramos de ríos, arroyos y cañadas. El carácter del relieve determina la dirección del escurrimiento superficial, constituyendo las cadenas montañosas las líneas divisorias de los ríos, que corren a través del valle de Guantánamo, para desembocar en la bahía. Se localizan en el área cinco embalses, los cuales fueron construidos con la finalidad de regular las avenidas de los ríos durante el periodo lluvioso, al tiempo que garantizan el abasto de agua a gran parte de la población que habita en la cuenca, entre otros usos.

Metodología para la delimitación, caracterización morfológica, morfométrica y de la red de drenaje de la cuenca

Para la delimitación y caracterización del área de estudio se partió de la determinación de sus límites geográficos, para lo que se emplean sistemas de información geográfica (SIG) según procedimiento descrito por Zhicay (2020) (Tabla 1). El punto de partida para el análisis y procesamiento de datos lo constituye el modelo digital de elevación (MDE), específicamente de la región oriental de Cuba.

Tabla 1. Procedimiento para delimitar una cuenca de forma automática mediante ARCGIS.

Herramienta	Descripción	Entrada necesaria	Archivo de salida
MDE	Ráster de partida	MDE	MDE
Fill	Corrige el MDE	MDE	MDE corregido rellenando los pixeles vacíos
Flow Direction	Calcula el ráster de dirección del flujo	MDE corregido	Dirección del flujo
Flow Accumulation	Calcula el flujo acumulado en una celda	Dirección del flujo	Acumulación del flujo
Single Output Map Algebra	Calcula el ráster de corrientes a partir de la acumulación del flujo y la especificación de un número de celdas que se quiere que conformen la corriente	Acumulación del flujo	Red de drenaje
Stream Link	Divide los drenajes creados en segmentos continuos a partir del ráster de corrientes y la dirección del flujo	Red de drenaje Dirección del flujo	Drenaje segmentado
Stream Order	Crea un ráster del orden de las corrientes	Red de drenaje Dirección del flujo	Orden de los drenajes
Stream Feature	Crea una forma de drenajes a partir de la dirección del flujo	Red de drenaje Dirección del flujo	Forma de la red de drenaje
Feature vertice to point	Permite determinar los puntos a partir del ráster de corrientes	Forma de la red de drenaje	Vértices de los drenajes
Watershed	Permite la delineación de cuencas	Dirección del flujo de los vértices de los drenajes	

Fuente: Zhicay (2020).

Los resultados obtenidos se rectificaron a partir de la superposición, con información topográfica e hidrológica digitalizada a una escala de 1:25 000, corrigiendo los detalles hidrológicos y topográficos, y determinando los parámetros que explican los efectos dinámicos del comportamiento hidrológico.

Se analizaron los diferentes parámetros de las cuencas para su caracterización hidrológica, utilizando de forma combinada SIG y hojas de cálculo (Excel), en las que se determinaron de forma semiautomática los parámetros a partir de la información hipsométrica, y de los ríos y arroyos obtenidos del procesamiento del MDE.

Se definieron parámetros generales, morfológicos, morfométricos y de la red de drenaje de la cuenca, para lo que se utilizaron los procedimientos y ecuaciones descritos por Cerignoni y Rodríguez (2015), Gutiérrez y González (1986), y Ricce y Robles (2014).

Los parámetros generales determinados fueron los siguientes: área (A_c), perímetro (P) y longitud del cauce principal (L_r). El cálculo se realiza de forma automática mediante medición directa en el SIG.

El coeficiente de compacidad o Gravelius (K_c) es el único parámetro morfológico que se utilizó en esta investigación, el cual define la forma y superficie que abarca la cuenca; tiene influencia sobre la escurrimiento directa y, por tanto, en la marcha y geometría del hidrograma resultante de una precipitación (Flores, 2011; Ortiz-Vera, 2016), mediante la siguiente ecuación:

$$Kc = \frac{P}{2\sqrt{\pi A_c}} \quad (1)$$

Donde:

P = perímetro de la cuenca (km)

A_c = área de la cuenca (km²)

Para cuantificar el efecto de relieve se determinan los siguientes parámetros morfométricos: altura media de la cuenca (H_m), pendiente media de la cuenca (Y_c) y pendiente media del cauce (Y_r).

El cálculo de la altura media de la cuenca hidrográfica se realizó a partir del procesamiento de los datos de cotas y áreas entre curvas, utilizando hojas de cálculo Excel. Estas áreas se obtienen a partir del procesamiento del MDE de la cuenca en el SIG. Se trabajó con los siguientes rangos, que fueron validados sobre el mapa topográfico: 0-25, 25-50, 50-100, 100-200, 200-300, 300-400, 400-500, 500-600, 600-700, 700-800, 900-1 000, 1 000-1 100, 1 100-1 200. Las ecuaciones utilizadas para el cálculo fueron:

$$Hm = \frac{\sum_{i=1}^n h_i + a_i}{A_c} \quad (2)$$

$$h_i = \frac{c_i + c_s}{2} \quad (3)$$

Donde:

h_i = altura media de la faja "i" (m), equivalente a la semisuma de su cota inferior (c_i) y superior (c_s)

a_i = área parcial de la faja "i" (km^2)

A_c = área de la cuenca (km^2)

La pendiente media de una cuenca se define teóricamente como la pendiente promedio de todas sus laderas fluviales y se considera uno de sus principales indicadores geométricos (Gutiérrez & González, 1986). Su determinación se realiza considerando la definición de fajas altitudinales según el método de Alvord, utilizando un procedimiento basado en el área entre curvas de nivel, y el procesamiento de los datos de cotas y longitud en una hoja de cálculo Excel. Para ello es necesario conocer la longitud total de las curvas de nivel. A través del SIG se generan curvas de nivel a una equidistancia de 25 m. Los cálculos se realizaron mediante la siguiente ecuación:

$$Y_c = \frac{\sum_{i=1}^n l_i d_i}{A_c} \quad (4)$$

Donde:

l_i = ancho medio de cada faja "i" y equivale a la semisuma de la longitud de nivel (km) que le sirven de límite (km)

d_i = desnivel de la faja "i" dada por la diferencia de alturas (m) entre su cota superior e inferior

A_c = área de la cuenca (km^2)

La pendiente media del cauce se obtiene a partir del desnivel topográfico que se presenta sobre el cauce principal y la longitud del mismo. Se expresa en porcentaje. Al aumentar la pendiente aumenta la velocidad del agua por la red hidrográfica, lo que hace que la cuenca sea más susceptible a procesos erosivos y al arrastre de materiales (Gaspari, Rodríguez, Senisterra, Denegri, Delgado, & Besteiro, 2012; Ramírez, 2015); se definió a partir del procesamiento de los datos de cota y longitudes parciales y acumuladas, y las ecuaciones correspondientes mediante una hoja de cálculo Excel. Se determinó a través de la relación:

$$Y_r = \frac{\Delta h}{L_r} \quad (5)$$

Donde:

Δh = diferencia de altura entre puntos extremos de la corriente fluvial (m)

L_r = longitud de la corriente fluvial (m)

La densidad de drenaje (D_d) como parámetro de la red de drenaje empleado permite tener un mejor conocimiento de la complejidad y desarrollo del sistema hidrográfico (Ricce & Robles, 2014). Para su cálculo se parte de la determinación de la longitud (km), de la corriente principal y sus respectivos afluentes empleando herramientas del SIG. Su cálculo se hizo a través de la siguiente ecuación:

$$D_d = \frac{L}{A_c} \quad (6)$$

Donde:

L = sumatoria de las longitudes de todas las corrientes efímeras, intermitentes y perennes de la cuenca (km)

A_c = área de la cuenca (km²)

Método para la determinación del potencial hídrico superficial

Para determinar el potencial hídrico superficial de la cuenca Guantánamo-Guaso se aplicó el método de regionalización de caudales. La aplicación de este método es útil para las cuencas que no poseen estaciones hidrométricas, como es el caso estudio. Se basa en la determinación de los parámetros del escurrimiento medio a partir de la dependencia de la esorrentía anual y la precipitación promedio anual de la cuenca tributaria, considerando implícitamente la cantidad, intensidad y distribución de las lluvias en la cuenca, así como otros factores, como las condiciones de humedad precedente, la alimentación subterránea y las extracciones de agua que contribuyen a indefiniciones no explicables (Batista, 1991).

Se determinó primero la lluvia media hiperanual, partiendo del procesamiento de datos de lluvias en el periodo comprendido entre 1991 y 2020 para 60 equipos de la red pluviométrica de la provincia Guantánamo. Se selecciona este periodo en correspondencia con la recomendación de la Organización Meteorológica Mundial (OMM), de que los periodos de referencia estándar de 30 años deben actualizarse cada década para reflejar mejor el clima cambiante, y en virtud de lo cual en

reunión de la Comisión de Servicios de la OMM lo recomendó como la nueva base de referencia de 30 años.

Luego se determinó el escurrimiento medio anual de las corrientes fluviales presentes en el área (Batista, 1991), donde la variable módulo del escurrimiento (M_0) está ajustada para periodos de estiaje y de corrientes permanentes, y están definidas sus expresiones para la región oriental de Cuba.

Para los ríos de la región oriental con $P_0 < 1\ 500$ mm y $H_m < 250$ m:

$$M_0 = 0.258P_0^{3.65} * 10^{-10} \quad r = 0.95 \quad (7)$$

Para los ríos de la región oriental con $P_0 > 1\ 500$ mm y $H_m > 250$ m (se cumplan ambas condiciones o una de ellas):

$$M_0 = 2.53P_0^{2.72} * 10^{-8} \quad r = 0.92 \quad (8)$$

Para los ríos que se secan durante cinco meses (diciembre a abril), teniendo en cuenta las mismas condiciones planteadas sobre lluvia y altura media, se aplican las ecuaciones siguientes:

Para los ríos de la región Oriental con $P_0 < 1\ 500$ mm y $H_m < 250$ m:

$$M_0 = 0.178P_0^{3.65} * 10^{-10} \quad r = 0.95 \quad (9)$$

Para los ríos de la región Oriental con $P_0 > 1\,500$ mm y $H_m > 250$ m (se cumplan ambas condiciones o una de ellas):

$$M_0 = 1.75P_0^{2.72} * 10^{-8} \quad r = 0.92 \quad (10)$$

Donde:

M_0 = módulo del escurrimiento ($\text{l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$)

P_0 = lluvia media hiperanual determinada sobre el mapa isoyético (mm)

H_m = altura media de la cuenca (m)

Después se determinó el volumen de escurrimiento medio superficial hiperanual (W_0) expresado en hm^3 según la ecuación:

$$W_0 = Q_0 * t \quad (11)$$

Donde:

$t = 31.54 * 10^6$ segundos en el año

Q_0 = gasto medio expresado en $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$, el cual se determina a partir de la siguiente ecuación:

$$Q_0 = M_0 * A_c \quad (12)$$

El volumen de escurrimiento superficial hiperanual obtenido se corresponde con la oferta hídrica total o el potencial hídrico total. Posteriormente se determinaron los factores reductores del mismo, para ello se consideraron dos factores fundamentales según Otaya, Vázquez y Bustamante (2008) los requerimientos ambientales y la calidad de agua.

Finalmente, el potencial hídrico superficial reducido se determinó con base en la ecuación diseñada basada en la alternativa metodológica propuesta por el IDEAM, según la Corporación Autónoma Regional de Nariño (2011):

$$PH_R = PH_T - (PH_T * (R_{RA} + R_{CA})) \quad (13)$$

Donde:

PH_R = potencial hídrico superficial reducido

PH_N = potencial hídrico superficial total ambos expresados en $\text{hm}^3/\text{año}$

R_{RA} = factor de reducción por requerimiento ambiental

R_{CA} = factor de reducción por calidad de agua, ambos expresados en %

Los requerimientos ambientales considerados por el Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos de Cuba (INRH) en los ecosistemas hídricos lo constituye el caudal sanitario, definido en la Ley 124 de las aguas terrestres de Cuba, en su artículo 45.1, como "el gasto mínimo de estiaje del río en condiciones naturales" (Asamblea Nacional del Poder Popular, 2017). El caudal sanitario (Q_0) lo establece el INRH y actualiza sobre la base del resultado del estudio del comportamiento de la lluvia, así se

plantea en el artículo 45.2 (Asamblea Nacional del Poder Popular, 2017). Sobre esta base se determinó el volumen de escurrimiento medio superficial hiperanual a reducir por el factor requerimientos ambientales, para lo cual se consideró el 28 % del escurrimiento medio anual según propone la Dirección de Hidrología e Hidrogeología del INRH, diferenciándolo de esta forma del caudal ecológico (Q_e) definido en la Ley 124 de las aguas terrestres de Cuba, en su artículo 45.3, como "el gasto aguas abajo de las presas y derivadoras, necesario para mantener las funciones ecosistémicas de la corriente y las condiciones de la biodiversidad" (Asamblea Nacional del Poder Popular, 2017). El caudal sanitario se calculó como:

$$Q_s = Q_0 * 0.28 \quad (14)$$

La evaluación de la calidad del agua se realizó a partir del análisis del comportamiento en los últimos cinco años de diferentes parámetros físicos, químicos y biológicos de calidad de agua establecidos por la Norma Cubana 1021:2014 sobre Higiene comunal-Fuentes de abastecimiento de agua-Calidad y protección sanitaria. Los datos se obtuvieron de la Red de Calidad de Agua (REDCAL), reconocida por el Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos; para ello se seleccionaron los parámetros para la determinación del índice de calidad de agua superficial (ICA_{sp}), cuyo resultado expresado en por ciento permitió definir el volumen de escurrimiento medio superficial hiperanual a reducir por el factor calidad de agua.

El ICA_{sp} caracteriza la variación espacial y temporal de la calidad del agua. Se aplicó la metodología propuesta por García y Gutiérrez (2015) para el cálculo del ICA_{sp} . Este índice está constituido por cinco variables agrupadas en tres categorías.

1. Cantidad de materia orgánica: determinadas por el porcentaje de saturación del oxígeno disuelto (OD) y la demanda química de oxígeno (DQO₅).
2. Materia bacteriológica: coliformes fecales (CF).
3. Características químicas: concentración de iones hidrógeno (pH) y conductividad eléctrica (CE).

Debido a que algunas pruebas son más representativas de la calidad de agua que otras, cada variable tiene asignado un peso relativo, representados por W_i ; tales pesos específicos están asignados de acuerdo con las características de los cuerpos de agua localizados en el área de estudio. La siguiente ecuación expresa el cálculo del índice de calidad del agua (García & Gutiérrez, 2015):

$$ICA_{sp} = \sum_{i=1}^n W_i * q_i \quad (15)$$

Donde:

ICA_{sp} = índice de calidad del agua $0 \leq ICA_{sp} \leq 100$

W_i = peso relativo de cada indicador, i $0 \leq W_i \leq 0.3$

q_i = porcentaje de correlación

n = número de variables

La calidad de agua se clasifica como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2. Clasificación de la calidad de las aguas superficiales de acuerdo con ICA_{sp} .

Clase	Rango de valores del ICA	Clasificación	Colores
1	90.00-100.00	Excelente calidad	Azul intenso
2	89.99-80.00	Aceptable calidad	Verde
3	79.99-70.00	Medianamente contaminada	Amarillo
4	69.99-60.00	Contaminada	Naranja
5	Menor de 59.99	Altamente contaminada	Rojo

Fuente: García y Gutiérrez (2015).

Una vez determinado el potencial hídrico superficial reducido se procedió a establecer su relación con la demanda de agua total a través del índice de escasez, calculado como:

$$I_E = \frac{D}{PH_R} \quad (16)$$

Donde:

I_E = índice de escasez en %

D = demanda de agua en hm^3

PH_R = potencial hídrico superficial reducido en hm^3

En la Figura 2 se resume la metodología de trabajo utilizada.



Figura 2. Esquema metodológico de la investigación. Fuente: elaborado por los autores a partir de Zhicay (2020), Batista (1991), Otaia, Vázquez y Bustamante (2008).

Resultados y discusión

Características de la cuenca Guantánamo-Guaso

La cuenca Guantánamo-Guaso no es una cuenca hidrográfica sino una cuenca tectónica que a su vez está constituida por 21 cuencas hidrográficas, cada una de ellas con vertimiento directo al mar. Las cuencas delimitadas descargan en la costa sur de la provincia Guantánamo, hacia el mar Caribe; de ellas, siete vierten directamente a la bahía Guantánamo, siendo éstas las correspondientes a los ríos Guantánamo, Guaso, Platanal, Arroyo Hondo, Río Seco, Maquey, y dos arroyos sin nombre (S/N. 3 y S/N. 4) (Figura 3).

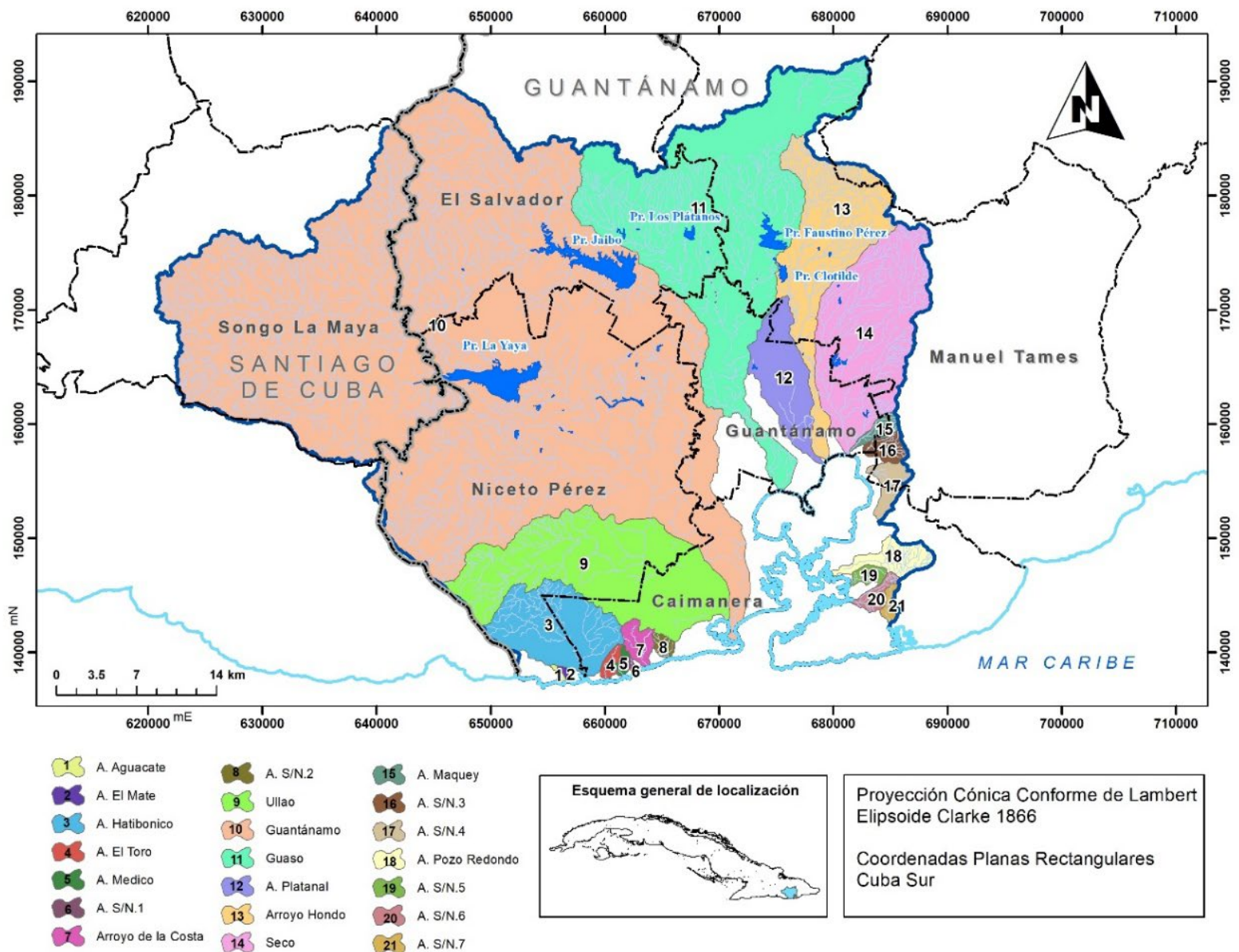


Figura 3. Localización de las cuencas que integran la cuenca de interés nacional Guantánamo-Guaso. Fuente: elaborado por los autores a partir de MDE y su procesamiento en SIG.

Las mayores áreas corresponden a la cuenca Guantánamo con 1 259.00 km², lo que representa el 53.6 % del área total, seguida de la cuenca Guaso, con 328 km², equivalente al 14 %; de ahí la denominación del área de estudio.

La determinación de las características físicas de una cuenca tiene una relación estrecha con el comportamiento hidrológico de la misma (Lux, 2016), por lo que la caracterización de la cuenca está dirigida fundamentalmente a cuantificar diferentes variables que la tipifican, con el fin de establecer la vocación, posibilidades y limitaciones de sus recursos naturales y el ambiente, así como las condiciones socioeconómicas de las comunidades que la habitan (Villatoro, 2019; Zambrana, 2008).

En la Tabla 3 se presentan las principales características de las cuencas delimitadas con cierres sobre la línea de costa.

Tabla 3. Características fisiográficas de los cierres en la cuenca
Guantánamo-Guaso.

Núm	Nombre de la cuenca	A_c (km ²)	P (km)	K_c	H_m (m)	Y_c (‰)	L_r (km)	ΣA_f (km)	D_d (km/km ²)
1	Arroyo Aguacate	0.85	5.02	1.54	171	257.26	2.30	0.90	3.90
2	Arroyo El Mate	0.80	4.57	1.44	72	166.53	1.85	2.00	4.75
3	Arroyo Hatibonico	65.3	38.52	1.35	139	139.76	18.2	98.0	1.78
4	Arroyo El Toro	3.30	8.97	1.39	36	48.45	4.30	3.85	2.47
5	Arroyo Médico	2.10	7.48	1.46	57	66.85	3.45	2.70	2.93
6	Arroyo S/N.1	0.60	3.36	1.22	45	93.31	1.35	1.20	4.25
7	Arroyo de la Costa	7.90	13.59	1.36	72	119.51	4.65	10.6	1.92
8	Arroyo S/N.2	3.10	7.38	1.18	56	82.05	3.05	7.30	3.32
9	Ullao	164.0	78.07	1.72	83	64.56	38.8	155	1.18
10	Guantánamo	1259	217.4	1.73	170	118.26	110	2690	2.22
11	Guaso	328	140.0	2.18	341	93.67	46.0	512	1.70
12	Arroyo Platanal	44.9	37.89	1.60	29	9.22	18.6	40.0	1.30
13	Arroyo Hondo	108.0	78.81	2.14	238	105.56	56.0	224	2.59
14	Seco	133.0	55.12	1.35	145	78.84	27.1	248	2.07
15	Arroyo Maquey	5.45	12.23	1.48	50	75.15	6.00	11.4	3.19
16	Arroyo S/N.3	7.20	12.09	1.27	52	92.57	5.10	13.5	2.58
17	Arroyo S/N.4	10.3	17.01	1.50	60	102.40	5.90	27.0	3.19
18	Arroyo Pozo Redondo	15.4	24.29	1.75	96	123.95	10.5	36.0	3.02
19	Arroyo S/N.5	4.15	9.56	1.32	33	54.69	4.25	8.00	2.99
20	Arroyo S/N.6	5.80	12.87	1.51	49	83.46	5.65	15.1	3.58
21	Arroyo S/N.7	3.45	10.92	1.66	51	83.15	4.70	7.30	3.48

A_c : área de la cuenca; P : perímetro; K_c : coeficiente de compacidad; H_m : altitud media de la cuenca; Y_c : pendiente media de la cuenca; L_r : longitud de la corriente principal; ΣA_f : sumatoria de los afluentes de la corriente principal; D_d : densidad de drenaje.

La evaluación del comportamiento de los diferentes parámetros de las cuencas a partir de sus clasificaciones constituye un aspecto importante para la determinación de los parámetros hidrológicos, pues existe una relación directa entre sus magnitudes y la magnitud de los caudales generados a partir de las precipitaciones registradas. Esta relación ha sido confirmada en estudios realizados por Flores (2012) en cuenca de La Paz en Baja California Sur, México, y por Ortiz-Vera (2015) en sistemas hidrológicos altoandinos en Perú.

Según sus dimensiones, de las 21 cuencas delimitadas (Campos, 1992) 14 fueron muy pequeñas; 5 pequeñas, 1 cuenca intermedia-pequeña y 1 cuenca intermedia-grande. Destacan por su área las cuencas Guantánamo —catalogada como intermedia-grande con más de 500 km² de extensión superficial— y Guaso —que clasifica como intermedia-pequeña, con un área entre 250 km² y 500 km³—, siendo las principales cuencas hidrográficas del área investigada.

En correspondencia con el área de la cuenca (A_c), el perímetro (P) brinda información sobre la forma de la misma. La determinación del coeficiente de compacidad o gravelius (K_c) permite establecer una relación directa con la escorrentía resultante de las precipitaciones, incidiendo en el tiempo de concentración de la cuenca (Lux, 2016). La clasificación e interpretación de estos parámetros según varios autores (Villela & Matos, 1975; Cerignoni & Rodríguez, 2015) permitió identificar dos cuencas casi redondas u ovals-redondas, con alta tendencia a inundaciones; nueve cuencas ovals-redondas a ovals-alargadas, con mediana tendencia a inundaciones; cinco cuencas ovals-redondas a

ovales-alargadas, con baja tendencia a inundaciones; y cinco cuencas alargadas propensas a la conservación.

Esta última clasificación agrupa las cuencas con mayores áreas: Guantánamo, Guaso, Ullao y Arroyo Hondo. Los resultados obtenidos coinciden con Lux (2016), quien planteó que cuanto más se acerca el coeficiente de compacidad a la unidad existe una tendencia a concentrar fuertes volúmenes de aguas de escurrimiento.

La altura media de la cuenca (H_m) resultó ser un parámetro que incide directamente sobre el clima e influye en el escurrimiento. Sobre ello, Llamas (1993) explica que constituye un dato esencial para el estudio de la temperatura y las precipitaciones. En este caso, se observó una relación entre A_c y H_m , correspondiendo por lo general los mayores valores de altura a las superficies de cuencas más grandes, siendo éstas: Arroyo Hondo, Río Seco, Guaso y Guantánamo.

El análisis de la pendiente media de las cuencas (Y_c), utilizando la clasificación de tipo de relieve aplicada por Consorcio Río Garagoa (2016), distingue un predominio en el área de estudio de un relieve moderadamente inclinado, representado en 12 de las 21 cuencas delimitadas, correspondientes también con las de mayor área. Estos resultados permiten establecer una relación con la infiltración, el escurrimiento superficial, la humedad del suelo y la contribución del agua subterránea al flujo en los cauces (Guerra & González, 2002; Tipán, 2018).

La longitud de la corriente principal (L_r) también tiene efectos en la relación precipitación-escurrimiento y por tanto en el comportamiento del recurso hídrico (Aparicio, 1989). En el área destacan por su longitud las

corrientes fluviales principales de las cuencas Guantánamo, Guaso, Arrollo Hondo y Ullao, que se caracterizan también por sus altos valores en el resto de los parámetros evaluados. Estas mismas cuencas destacan entre las de menor pendiente media de la corriente principal (Y_c), según la clasificación utilizada (Consorcio Río Garagoa, 2016).

Por otra parte, el análisis de la red de drenaje permitió confirmar la existencia de una alta densidad (D_d), lo que incide directamente en el comportamiento del escurrimiento a partir de una mayor estructuración de la red fluvial, y determina un mayor potencial de erosión (Ricce & Robles, 2014). Las cuencas más pequeñas resaltan por sus altos valores de densidad dentro del área.

Potencial hídrico de la cuenca Guantánamo-Guaso

Lluvia media hiperanual

En el área de la cuenca tectónica Guantánamo-Guaso, el régimen de precipitaciones disminuye de norte a sur, variando desde 950 mm hasta menos de 500 mm en las partes más bajas, correspondientes al valle de Guantánamo; alcanzan alrededor de los 1 900 mm en las partes más altas, según análisis realizado sobre el mapa isoyético a partir de los datos de lluvias en el periodo 1991-2020, considerando 60 equipos de la red pluviométrica de la provincia Guantánamo (Figura 4).

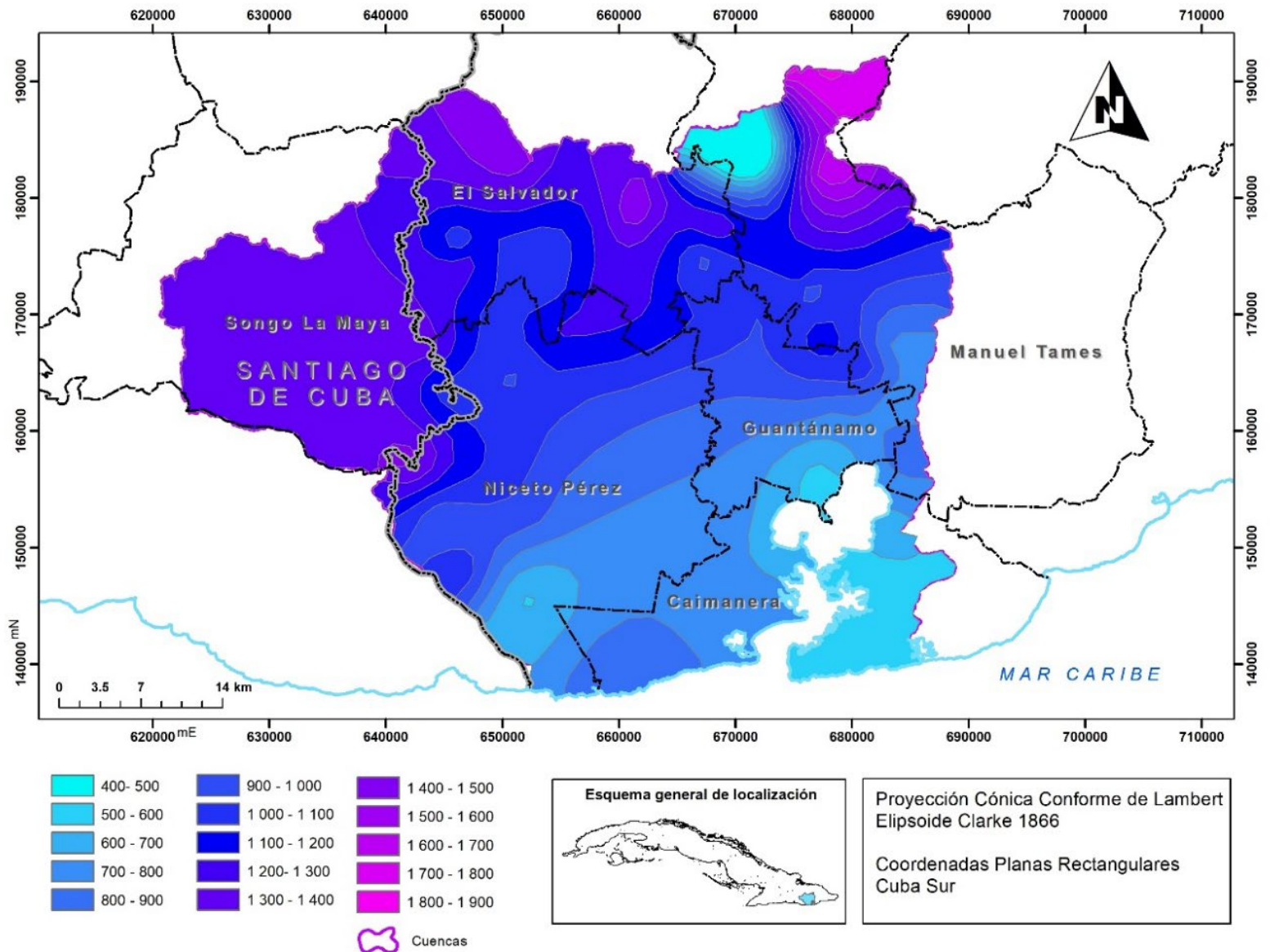


Figura 4. Lluvia media hiperanual de la cuenca Guantánamo-Guaso (1991-2020).

Como se observa en la Figura 5, las variaciones en la distribución de las lluvias se corresponden con el patrón general de circulación

atmosférica que interviene en la provincia Guantánamo, y con los factores locales propios de cada zona. Se registró un incremento progresivo de los valores de precipitación desde la línea de costa hacia el interior, registrándose los mayores valores promedios en las cuencas hidrográficas: Arroyo Hondo con 1 216.0 mm, Guantánamo con 1 153.2 y Guaso con 1 095.1 mm.

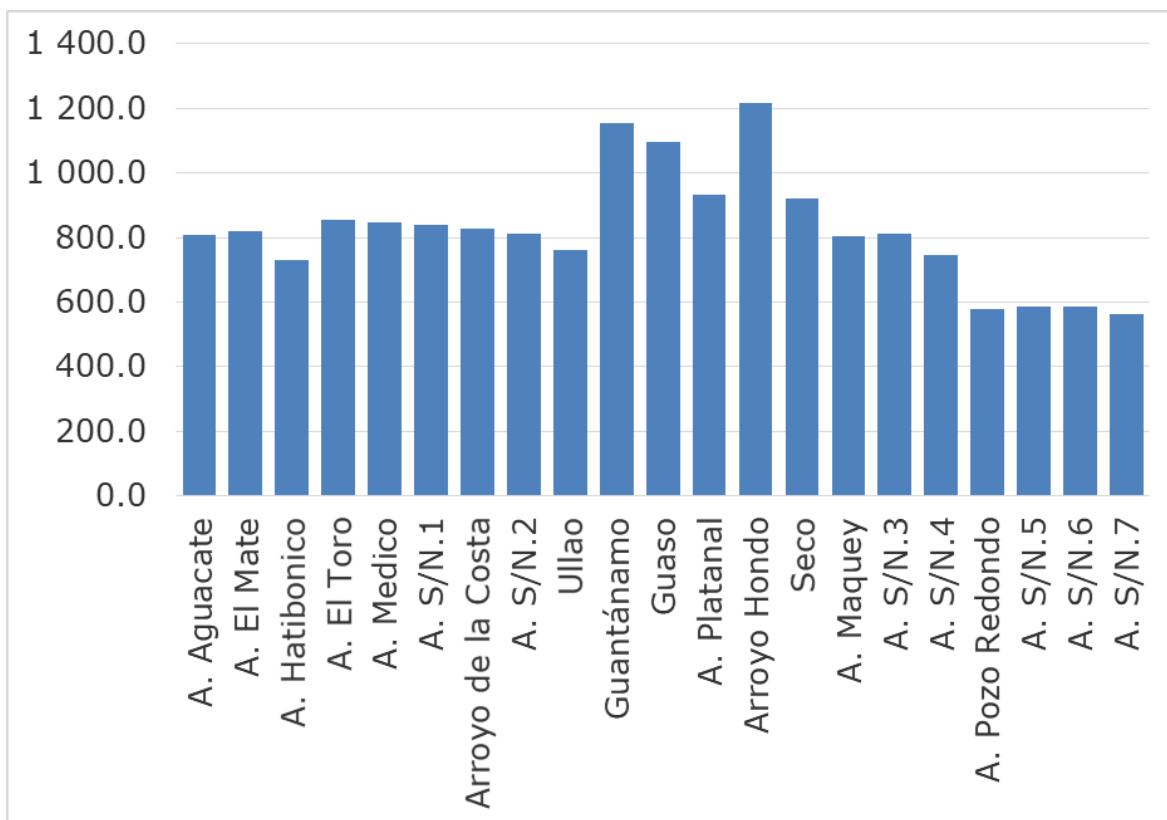


Figura 5. Lluvia media hiperanual por cuencas hidrográficas (en mm).

Escurrimiento medio superficial hiperanual

El análisis conjunto de la incidencia de los diferentes parámetros de la cuenca en la respuesta hidrológica permite evaluar la oferta hídrica de la cuenca a partir del comportamiento del escurrimiento medio. Esta variable hidrológica tiene gran importancia en los estudios del recurso hídrico, pues permite establecer las reservas de las aguas superficiales; la regulación del escurrimiento en distintas cuencas y regiones en general; el número de área de riego, y el mejoramiento del abasto tanto a la población como a la industria. Esta variable se define como el flujo de agua que se mueve por gravedad en la superficie del suelo, según la pendiente del terreno, y ha escapado de la filtración, la evaporación y el almacenaje superficial.

La oferta o potencial hídrico de una cuenca, corresponde al volumen disponible de agua para satisfacer la demanda generada por las actividades sociales y económicas del hombre. Al cuantificar la esorrentía superficial se está estimando la oferta de agua superficial de la cuenca; y si existe información histórica confiable de los caudales con series extensas, el caudal medio anual del río es la oferta hídrica de esa cuenca (Corporación Autónoma Regional de Nariño, 2011).

Entre las dificultades que encuentran los investigadores para la evaluar de la oferta hídrica está la disponibilidad de información hidrológica, ya que la misma en ocasiones no está disponible debido al número limitado de estaciones hidrométricas y el periodo de registro (Lujano, Lujano, & Tapia, 2017). Ante tal situación, la regionalización de caudales constituye uno de los modelos o técnicas utilizadas para suplir

la falta de información hidrológica en lugares con poca disponibilidad de datos (Lujano, Lujano, & Tapia, 2017; Rao & Srinivas, 2006), para ello se realiza la transferencia de información a cuencas sin registro, pero que pertenecen a una misma región hidrológica (Franchini & Suppo, 1996; Nathan & McMahon, 1990).

Los resultados del escurrimiento medio hiperanual para condiciones naturales y sus parámetros se muestran en la Tabla 4. Los mayores volúmenes del escurrimiento medio se concentran en las cuencas hidrográficas Guantánamo, Guaso y Arroyo Hondo, las que concentran en conjunto el 93 % del escurrimiento del área.

Tabla 4. Parámetros del escurrimiento medio hiperanual.

Núm	Nombre de la cuenca	M_o $\text{l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$	Q_o l s^{-1}	W_o hm^3
1	Arroyo Aguacate	0.731	0.597	0.019
2	Arroyo El Mate	0.775	0.628	0.020
3	Arroyo Hatibonico	0.728	47.520	1.499
4	Arroyo El Toro	0.888	2.948	0.093
5	Arroyo Médico	0.866	1.829	0.058
6	Arroyo S/N.1	0.830	0.493	0.016
7	Arroyo de la Costa	1.156	9.154	0.289
8	Arroyo S/N.2	0.743	2.318	0.073
9	Ullao	0.849	138.855	4.379
10	Guantánamo	3.869	4 870.491	153.615
11	Guaso	4.682	1 537.115	48.481
12	Arroyo Platanal	1.779	79.819	2.517
13	Arroyo Hondo	4.698	505.758	15.952
14	Seco	1.166	153.689	4.847
15	Arroyo Maquey	0.710	3.859	0.122
16	Arroyo S/N.3	0.740	5.297	0.167
17	Arroyo S/N.4	0.547	5.621	0.177
18	Arroyo Pozo Redondo	0.214	3.287	0.104
19	Arroyo S/N.5	0.228	0.942	0.030
20	Arroyo S/N.6	0.228	1.324	0.042
21	Arroyo S/N.7	0.196	0.673	0.021

M_o : módulo del escurrimiento; Q_o : gasto medio hiperanual; W_o : volumen de escurrimiento medio superficial hiperanual.

El régimen del escurrimiento de los ríos de la cuenca Guantánamo-Guaso mantiene los principales rasgos del régimen hídrico de los ríos de Cuba, donde la variación experimentada por el caudal de las corrientes fluviales está en función de los cambios climáticos estacionales. Para el caso de estudio, la alimentación pluvial constituye un promedio de 75 a 90 % del escurrimiento anual.

Potencial hídrico superficial total y reducido

En la literatura existen varios manuales sobre procedimientos y métodos para determinar la disponibilidad de agua en una cuenca, que se refieren fundamentalmente a la disponibilidad natural del recurso o escurrimientos naturales que se generen en ella (OMM-UNESCO, 1998; UNESCO & PHI, 2006; AG-NWC, 2005), coincidiendo en que una evaluación de la cantidad y calidad del agua disponible constituye prioridad para el desarrollo y administración del recurso hídrico en el marco del desarrollo sustentable (OMM-UNESCO, 1998; UNESCO & PHI, 2006).

Considerando los resultados de la metodología aplicada, el potencial hídrico superficial representado a través del volumen de escurrimiento medio superficial hiperanual en la cuenca Guantánamo-Guaso es de 232.521 hm³ y se corresponde con la suma de los volúmenes de escurrimientos medios anuales determinados en las 21 cuencas que la integran. Este potencial hídrico superficial es reducido tanto por los requerimientos ambientales y como por la calidad de agua.

En cuanto a los requerimientos ambientales evaluados para el área de estudio, se consideró el caudal sanitario, cuyo valor, en correspondencia

con el volumen de escurrimiento medio superficial hiperanual para el caso de la cuenca Guantánamo-Guaso (Tabla 4) asciende a 65.105 hm^3 , reduciéndose el potencial hídrico superficial por este factor a 167.416 hm^3 .

Por su parte, la calidad de agua en la cuenca está influenciada por la alta urbanización presente en el área de estudio, así como por la confluencia de diferentes actividades socioeconómicas generadoras de residuales líquidos que afectan a los cuerpos de agua terrestres. Este factor reductor se relaciona con la alteración de la calidad del agua fundamentalmente por presencia de materia orgánica y químicos. En el área se identificaron 328 fuentes contaminantes de las aguas terrestres asociadas con la localización de despulpadoras de café, industrias, cochiqueras y asentamientos poblacionales, como se muestra en la Figura 6.

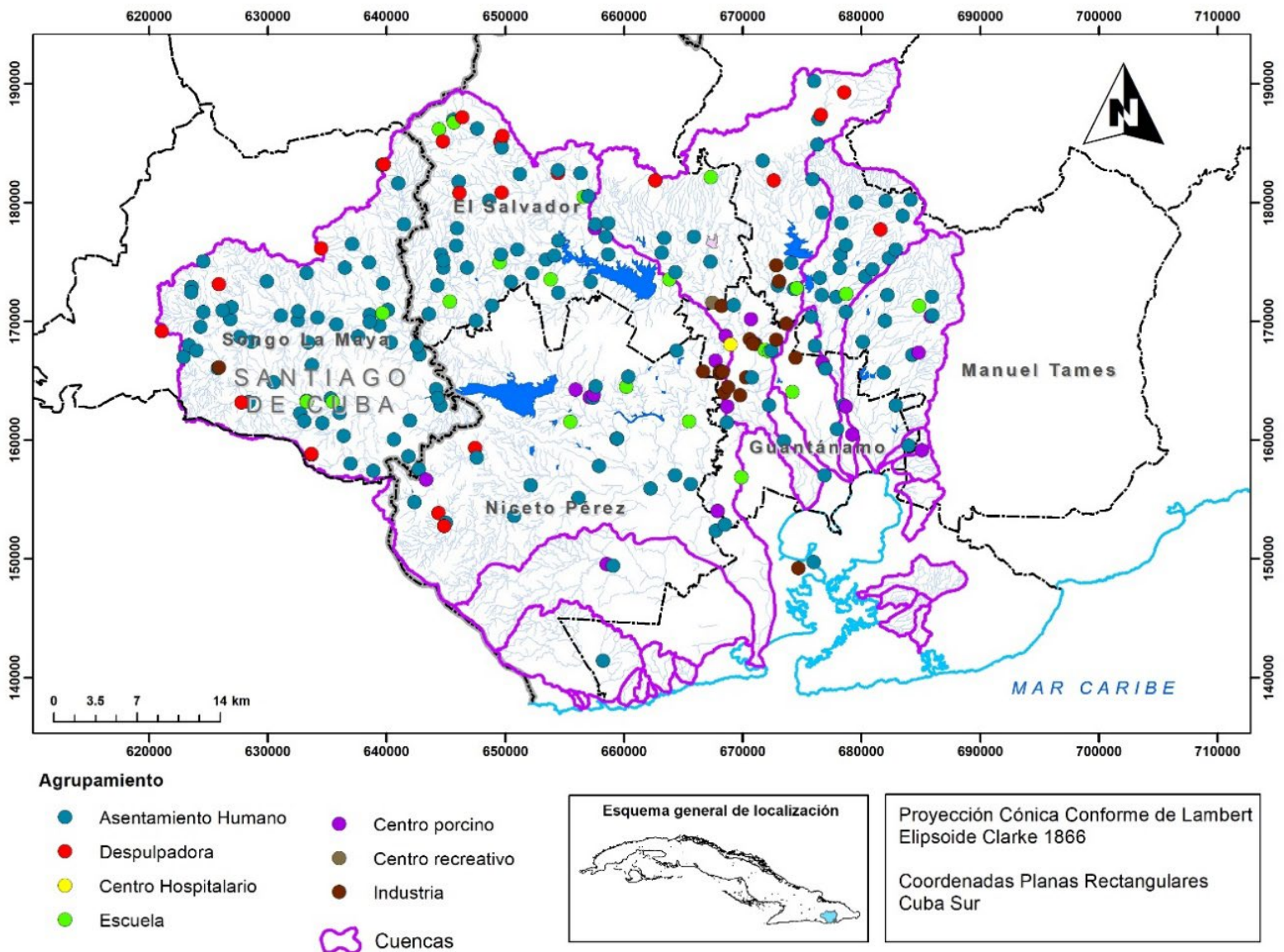


Figura 6. Fuentes contaminantes de la cuenca Guantánamo-Guaso.

La evaluación anual de la calidad del agua del área de estudio (Tabla 5) se realizó considerando los resultados obtenidos para 45 las estaciones

de la REDCAL en el último quinquenio (Figura 7), cuya determinación del ICA_{sp} arrojó los resultados presentados en la Tabla 5, donde se observa que a pesar de existir variaciones anuales en los valores los ICA_{sp} por estaciones, por lo general las diferencias de los promedios para el área de estudio no son significativas ($p \leq 0.05$), con oscilaciones de ± 4 y solo 6 de las 21 cuencas hidrográficas delimitadas cuentan con monitoreo de la calidad del agua.

Tabla 5. Índice de calidad de las aguas superficiales de la cuenca Guantánamo-Guaso 2018-2022.

Núm.	Estación	Cuenca	ICA_{sp} (%)					
			2018	2019	2020	2021	2022	Promedio
1	Ojo de Agua	Ullao	89.49	69.70	67.52	68.15	88.56	76.68
2	Presa Jaibo	Guantánamo	83.78	87.34	86.60	88.09	88.38	86.84
3	Tiguabos	Guantánamo	85.25	70.10	89.58	85.74	67.32	79.60
4	El Güiral	Guantánamo	64.89	83.35	85.98	88.73	66.24	77.84
5	Palizada	Guantánamo	97.00	88.50	85.42	88.59	88.59	89.62
6	San Fernando	Guantánamo	93.13	69.56	70.72	71.74	75.18	76.06
7	Caró 12	Guantánamo	83.85	76.98	90.40	84.55	88.43	84.84
8	Canal Caimanera	Guantánamo	88.62	87.04	87.94	87.28	70.99	84.37
9	El Pozón	Guantánamo	88.65	89.63	86.36	87.97	78.95	86.31
10	Derivadora Guanta	Guantánamo	89.33	89.30	88.01	87.61	86.91	88.23
11	Presa La Yaya	Guantánamo	79.51	88.53	85.88	87.22	88.30	85.89
12	Malabé	Guantánamo	84.25	89.07	87.77	86.36	89.09	87.31

Núm.	Estación	Cuenca	ICA _{sp} (%)					
			2018	2019	2020	2021	2022	Promedio
13	14 Vivienda	Guantánamo	84.54	84.46	66.97	88.19	88.41	82.51
14	La Tontina	Guantánamo	74.35	69.34	66.74	68.40	87.96	73.36
15	Iguanábana	Guantánamo	78.54	92.29	85.51	67.47	84.92	81.74
16	Guantánamo	Guantánamo	82.63	80.71	83.51	77.94	80.26	81.01
17	Guantánamo 1	Guantánamo	83.73	57.52	79.68	78.79	78.74	75.69
18	Guantánamo 2	Guantánamo	82.82	72.58	81.12	59.46	79.71	75.14
19	Guantánamo 3	Guantánamo	64.33	80.44	80.37	59.35	78.54	72.61
20	Ponupo	Guantánamo	78.83	74.39	62.39	78.99	81.05	75.13
21	Presa La Majagua	Guantánamo	80.33	83.18	85.13	64.56	80.82	78.80
22	Majagua	Guantánamo	74.29	81.43	64.32	80.70	82.27	76.60
23	Majagua 1	Guantánamo	81.52	79.75	82.43	77.53	82.44	80.73
24	Ponupo 1	Guantánamo	84.62	79.46	83.52	81.26	59.42	77.65
25	Media Luna	Guaso	87.04	87.70	89.18	88.48	87.35	87.95
26	Tanque el Salvador	Guaso	83.64	88.50	87.33	87.81	77.25	84.91
27	Sempré	Guaso	93.06	89.04	88.45	88.07	87.30	89.18
28	Carrera Larga	Guaso	76.96	88.39	87.90	89.75	88.59	86.32
29	Canal Camarones	Guaso	71.43	80.25	85.01	87.98	87.14	82.36
30	Casa Central	Guaso	70.31	66.43	72.03	67.34	87.15	72.65
31	La Tagua	Guaso	92.64	69.94	74.66	75.94	77.72	78.18
32	Bano	Guaso	60.45	62.96	65.32	71.35	88.29	69.67
33	Presa Los Plátanos	Guaso	80.65	86.38	68.32	87.38	88.41	82.23
34	Confluencia Bano	Guaso	59.49	61.01	65.51	88.26	67.06	68.27

Núm.	Estación	Cuenca	ICA_{sp} (%)					
			2018	2019	2020	2021	2022	Promedio
35	Paraguay	Arroyo Platanal	87.59	86.60	76.06	78.08	83.98	82.46
36	Montgomery	Arroyo Platanal	80.27	85.45	85.95	85.02	88.26	84.99
37	Presa Faustino Pérez	Arroyo Hondo	83.32	88.60	87.12	87.03	87.03	86.62
38	Presa Clotilde	Arroyo Hondo	86.23	88.47	81.45	87.89	88.30	86.47
39	Honduras	Arroyo Hondo	71.12	91.19	77.30	88.03	88.38	83.20
40	La Güira	Arroyo Hondo	98.22	67.15	81.65	88.05	88.66	84.75
41	El Signal	Arroyo Hondo	76.05	86.50	85.80	82.13	88.50	83.80
42	Arroyo Hondo	Arroyo Hondo	58.78	78.65	84.83	83.37	88.65	78.86
43	La Sombrilla	Arroyo Hondo	83.91	67.44	78.01	81.13	88.19	79.74
44	El Yarey	Seco	91.65	74.60	65.30	67.20	90.10	77.77
45	La Dorada	Seco	87.17	64.85	67.73	87.37	88.81	79.18
Promedio			81.29	79.66	79.75	80.94	83.26	80.98

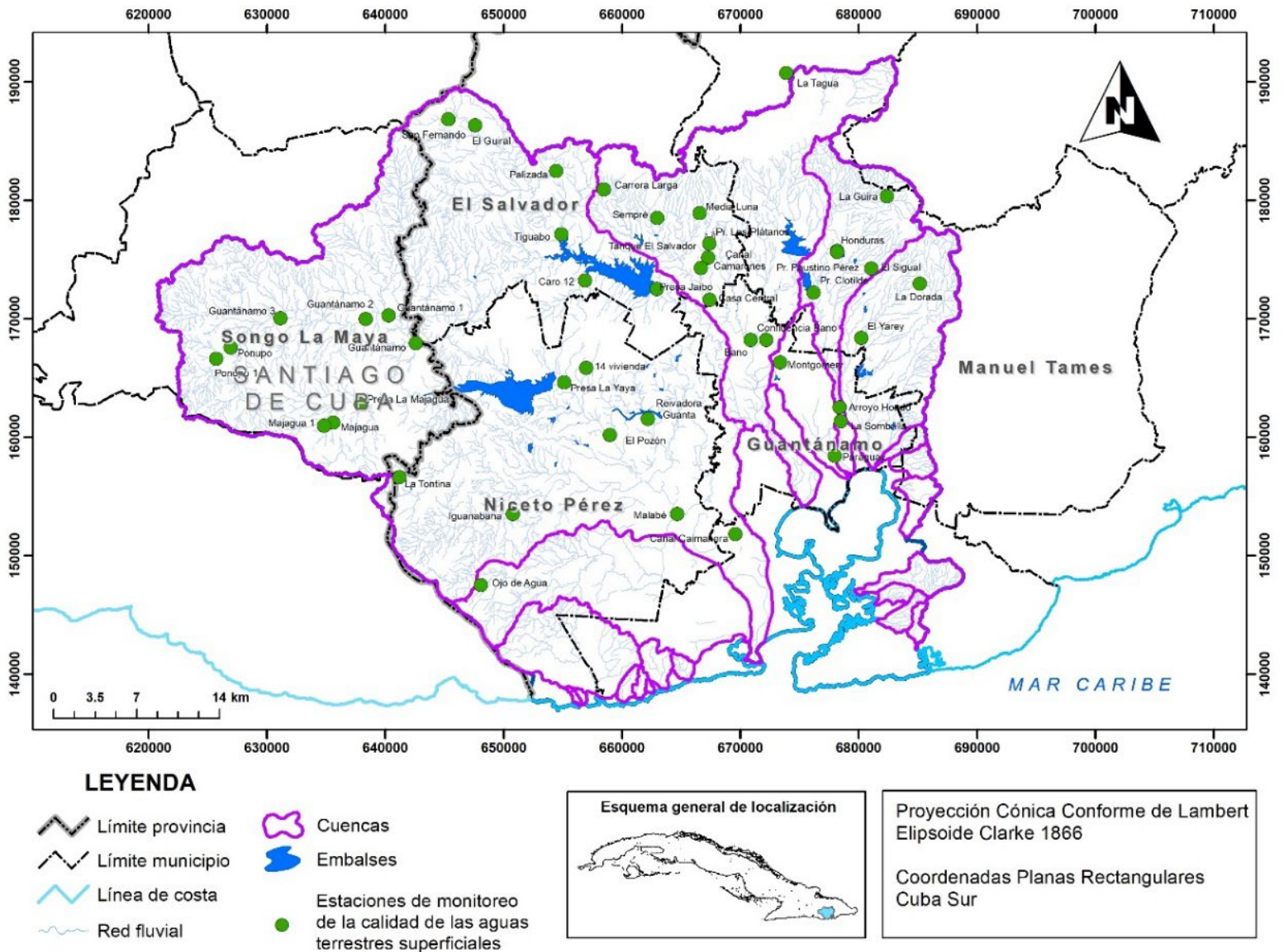


Figura 7. Estaciones de la REDCAL de la cuenca Guantánamo-Guaso.

El ICA_{sp} promedio para el área de estudio es de 80.98 %, siendo la reducción del potencial hídrico por este factor de un 19.02 %. El análisis

diferenciado de las reducciones de potencial para las cuencas que integran el área y están monitoreadas es el siguiente: Ullao (23.32 %), Guantánamo (19.22 %), Guaso (19.83 %), Arroyo Platanal (16.28 %), Arroyo Hondo (16.65 %) y Seco (21.52 %). Para el resto de las cuencas no monitoreadas se asumió el valor promedio general de 19.02 %. Con esto se reducen 44.787 hm³.

Finalmente, el potencial hídrico de la cuenca luego de aplicar estas reducciones sería de 122.629 hm³, lo que representaría el 52.7 % del potencial hídrico total, al reducirse un 47.3 % por los factores antes descritos. En la Tabla 6 se muestran los resultados para cada una de las cuencas delimitadas.

Tabla 6. Oferta hídrica de la cuenca de interés nacional Guantánamo-Guaso.

Núm.	Nombre de la cuenca	Potencial hídrico superficial total (hm ³)	Reducción por caudal ecológico (hm ³)	Reducción por calidad de agua (hm ³)	Potencial hídrico superficial reducido (hm ³)
1	Arroyo Aguacate	0.019	0.005	0.003	0.011
2	Arroyo El Mate	0.020	0.006	0.004	0.01
3	Arroyo Hatibonico	1.499	0.420	0.285	0.794
4	Arroyo El Toro	0.093	0.026	0.018	0.049
5	Arroyo Médico	0.058	0.016	0.011	0.031
6	Arroyo S/N.1	0.016	0.004	0.003	0.009
7	Arroyo de la Costa	0.289	0.081	0.054	0.154
8	Arroyo S/N.2	0.073	0.020	0.015	0.038
9	Ullao	4.379	1.226	1.021	2.132
10	Guantánamo	153.615	43.012	29.525	81.078
11	Guaso	48.481	13.575	9.614	25.292
12	Arroyo Platanal	2.517	0.705	0.409	1.403
13	Arroyo Hondo	15.952	4.466	2.656	8.83
14	Seco	4.847	1.357	1.043	2.447
15	Arroyo Maquey	0.122	0.034	0.023	0.065
16	Arroyo S/N.3	0.167	0.047	0.032	0.088
17	Arroyo S/N.4	0.177	0.050	0.034	0.093
18	Arroyo Pozo Redondo	0.104	0.029	0.02	0.055
19	Arroyo S/N.5	0.030	0.008	0.005	0.017
20	Arroyo S/N.6	0.042	0.012	0.008	0.022
21	Arroyo S/N.7	0.021	0.006	0.004	0.011
Total		232.521	65.105	44.787	122.629

La demanda de agua promedio de los últimos diez años asciende a 144.000 hm³ siendo el principal usuario de la cuenca Guantánamo-Guaso la población cuya demanda representa el 37.2 % debido al alto grado de urbanización de la cuenca, seguido del uso agrícola, que representa un 31.6 %, ya que el área presenta una gran cobertura de suelos destinada para la siembra de cultivos varios y caña fundamentalmente (Figura 8).

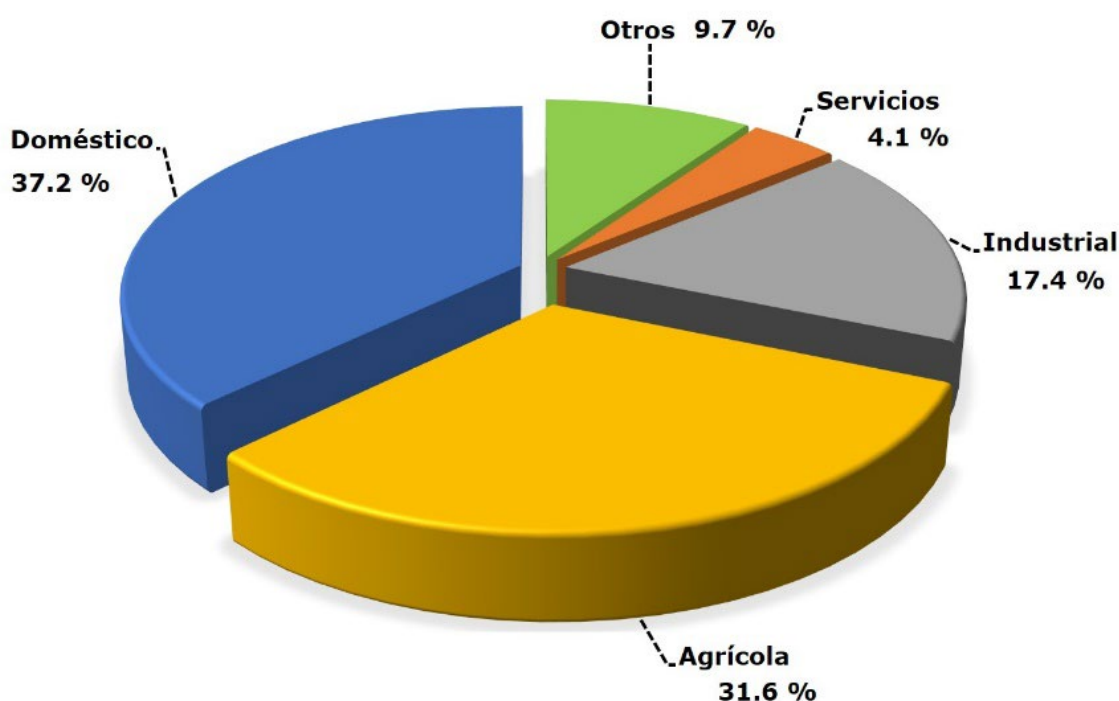


Figura 8. Clasificación de la demanda de agua según usos de la cuenca Guantánamo-Guaso.

De acuerdo con evaluaciones realizadas se determinó que el agua proveniente de ríos y arroyos como fuentes hídricas superficiales se

utilizan principalmente para uso agrícola, pues el agua para consumo doméstico, industrial y de servicios corresponde en su mayoría a volúmenes almacenados en embalses.

Teniendo en cuenta el actual nivel de intervención antrópica existente y su distribución dentro del área de estudio, las condiciones más favorables tanto en calidad como en cantidad de agua del recurso hídrico superficial para su aprovechamiento se encuentra en las partes altas de las cuencas hidrográficas delimitadas, pero principalmente en las de mayor área, coincidiendo con las cuencas Guantánamo, Guaso y Arroyo Hondo.

La correlación entre el potencial hídrico superficial y la demanda de agua total permite evaluar el índice de escasez. Según el IDEAM (2004), la escasez se registra cuando la cantidad de agua tomada de las fuentes existentes es tan grande que se suscitan conflictos entre el abastecimiento de agua para las necesidades humanas, las ecosistémicas, las de los sistemas de producción y las de las demandas potenciales.

Estableciendo esta relación entre la demanda de agua total y el potencial hídrico superficial total se obtienen un índice de escasez de 62 %, lo cual clasifica como alto, según la metodología de índice de escasez de IDEAM (2004), mientras que la relación entre la demanda de agua total y el potencial hídrico reducido arroja un índice de 117 %, también alto. Los resultados obtenidos permiten afirmar que existe fuerte presión sobre el recurso hídrico siendo necesario reordenar la demanda requiriéndose mejorar la eficiencia y productividad, así como el uso racional del agua y el desarrollo de inversiones que favorezcan el uso eficiente de la infraestructura hidráulica.

Conclusiones

Se hizo un análisis del escurrimiento medio hiperanual de las cuencas hidrográficas que integran la cuenca tectónica Guantánamo-Guaso sobreconsiderando el caudal medio anual del río como el potencial hídrico superficial. La información de características físicas del área obtenidas a partir del procesamiento del modelo digital de elevación de la región oriental de Cuba y su corte para la cuenca de estudio, así como los datos de precipitación extraídos del mapa isoyético de precipitaciones medias anuales de Cuba conformaron la base para determinar el potencial hídrico total, que resulta considerablemente reducido (47.3 %), por los requerimientos ambientales y la calidad del agua.

Los resultados indican que en la cuenca Guantánamo-Guaso, la relación oferta hídrica-disponibilidad está limitada no solo por factores que pudieran afectar el recurso hídrico en cantidad sino también en cuanto a su calidad, reconociéndose la necesidad de contar con estudios más detallados en la zona para cuantificar las reducciones de los recursos hídricos disponibles por esta causa, así como el necesario reordenamiento de la demanda de agua a partir del uso racional y productivo del recurso hídrico.

Referencias

- AG-NWC, Australian Water Resources. (2005). A baseline assessment of water resources for national water initiative key findings of the level 2 assessment, water availability theme-national perspective. Australian Government-National Water Commission. Recuperado de http://www.bom.gov.au/water/awra/AWR2005_Level_2_Report_May07-Summary-results.pdf
- Aguirre, M. (2011). La cuenca hidrográfica en la gestión integrada de los recursos hídricos. *Revista Virtual RESDEMA*, 5(1), 1-20.
- Aparicio, F. J. (1989). *Fundamentos de Hidrología de Superficie*. Balderas, México: Ed. Limusa.
- Asamblea Nacional del Poder Popular. (2017). Ley 124 de las Aguas Terrestres. *Gaceta Oficial de la República de Cuba*, 51, 985-1014.
- Batista, J. L. (1991). Cálculo del escurrimiento medio anual sin observaciones hidrométricas. *Revista Voluntad Hidráulica*, 85, 2-7.
- Batista, J. L. (2016). Evaluación de los recursos hídricos de Cuba. *Revista Voluntad Hidráulica*, 157, 73-83.
- Campos, D. F. (1992). *Procesos del Ciclo Hidrológico*. San Luis de Potosí: Editorial Universitaria Potosina (México). Recuperado de <https://repositorioinstitucional.uaslp.mx/xmlui/handle/i/3331>
- Cerignoni, F. J., & Rodríguez, V. A. (2015). Análisis morfométrico de la microcuenca "C" núcleo Cuhna, Sao Paolo, Brasil. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 41, 355-366.

- CITMA, Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente de Cuba. (2016). Estrategia ambiental nacional 2016-2020. Recuperado de <https://www.citma.gob.cu/estrategia-ambiental-nacional/>
- Consorcio Río Garagoa. (2016). Plan de ordenación y manejo de la cuenca hidrográfica. Fase de Diagnóstico. Pendientes (pp. 5-10). Recuperado de <https://www.car.gov.co/uploads/files/5c1a9ff24fef0.pdf>
- Corporación Autónoma Regional de Nariño. (2011). Plan de ordenamiento del recurso hídrico Quebrada Miraflores. Recuperado de <https://www.corponarino.gov.co/expedientes/descontaminacion/porhmirafloresp3.pdf>
- Fernández, A., Baza, R., & Rojas, L. G. (2006). Evaluación climática de la cuenca Guantánamo-Guaso para el monitoreo y la alerta temprana de los incendios forestales. *Revista Forestal Baracoa*, 25(2), 101-107.
- Flores, M. (2012). Análisis y comparación de metodologías de ordenación de cuencas hidrográficas. Aplicación a la cuenca de La Paz en Baja California Sur, México (tesis de maestría), Universidad Politécnica de Valencia. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10251/19233>
- Flores, M. A. (2014). Gestión integrada de los recursos hídricos de la cuenca hidrológica del río Papagayo, estado de Guerrero (tesis de doctorado), Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.

- Flores, M. Z. (2011). Análisis y comparación de metodologías de ordenación de cuencas hidrográficas. Aplicación a la cuenca de La Paz en Baja California Sur, México. Recuperado de <https://m.riunet.upv.es/handle/10251/19233?show=full>
- Forero, K. P., & Mosquera, J. (2014). La cuenca como unidad de planificación sostenible. *Revista Ambiental Aire, Agua y Suelo*, 5(2), 1-13.
- Franchini, M., & Suppo, M. (1996). Regional analysis of flow duration curves for a limestone region. *Water Resource Management*, 10, 199-218.
- García, J. M., & Gutiérrez, J. B. (2015). Un índice para evaluar la calidad de los recursos hídricos superficiales en cuencas hidrográficas. *Revista Voluntad Hidráulica*, 113, 7-15.
- Gaspari, F. J., Rodríguez, A., Senisterra, G. E., Denegri, G., Delgado, M. & Besteiro, S. (2012). Caracterización morfométrica de la cuenca alta del río Saucve Grande. *AUGM DOMUS*, 4, 143-158. Recuperado de <https://revistas.unlp.edu.ar/domus/article/view/476>
- GEOCUBA. (2008). Diagnóstico ambiental de la cuenca Guantánamo-Guaso. La Habana, Cuba: Instituto Nacional de Recursos Hidráulicos.
- González, J. I. (2017). Estudios ambientales en cuencas. El manejo de cuencas en Cuba: actualidades y retos. México, DF, México: Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. Recuperado de <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/452/gonzalez.html>

- González, M., Arzate, M., & Guerrero, A. A. (2016). Gestión integral de cuencas hidrográficas: una alternativa a la sustentabilidad de los recursos hídricos en México. *Lacandonia*, 10(1), 91-98.
- Guerra, F., & González, J. (2002). Caracterización morfométrica de la cuenca de la quebrada La Bermeja, San Cristóbal, Estado Táchira, Venezuela. *Geoenseñanza*, 7(1-2), 88-108.
- Gutiérrez, J. B., & García, J. M. (2015). La gestión de cuencas hidrográficas en Cuba. Consejo Nacional de Cuencas Hidrográficas. La Habana, Cuba.
- Gutiérrez, J. E., & González, J. I. (1986). Manual de clases prácticas de hidrología general. Editorial Pueblo y Educación. La Habana, Cuba.
- Heinz, I., Pulido, M., Lund, J., & Andreu, J. (2007). Hydro-economic modeling in river basin management: Implications and applications for the European water framework directive. *Water Resources Management*, 21(7), 1103-1125. DOI: 10.1007/s11269-006-9101-8
- IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2004). Metodología para el cálculo del índice de escasez de agua superficial. Recuperado de <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/021143/metodologia-calculo.pdf>
- Jouravlev, A. (2009). Acuerdos internacionales para la gestión integrada de cuencas: oportunidades y limitaciones para su implementación. Concepción Chile. Santiago de Chile: Publicación de las Naciones Unidas.

- Llamas, J. M. (1993). Hidrología general. Principios y aplicaciones. Bilbao. España: Servicio Editorial de la Universidad del País Vasco.
- Lujano, A., Lujano, E., & Tapia, B. (2017). Regionalización de caudales mensuales en la región hidrográfica del Titicaca, Perú. *Revista Investigaciones Altoandinas*, 19(2), 219-230.
- Lux, B. (2016). Conceptos básicos de morfometría de cuencas hidrográficas. Guatemala, Guatemala: Facultad de Ingeniería, Universidad de San Carlos de Guatemala. Recuperado de <https://core.ac.uk/download/pdf/35294551.pdf>
- Martínez, Y., & Villalejo, V. M. (2018). La gestión integrada de los recursos hídricos: una necesidad de estos tiempos. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 39(1), 58-72.
- Nathan, R. J., & McMahon, T. A. (1990). Identification of homogeneous regions for the purpose of regionalization. *Journal of Hydrology*, 121, 217-238.
- OMM & UNESCO, Organización Meteorológica Mundial & Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (1998). Evaluación de los recursos hídricos. Manual para la estimación de capacidades nacionales. Recuperado de https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=4855
- OMM, Organización Meteorológica Mundial. (1992). Declaración de Dublín e informe de la conferencia. Recuperado de <https://gestion sostenibledelagua.files.wordpress.com/2014/07/1992-declaracion-de-dublin-sobre-el-agua-y-el-ds.pdf>

- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2018). Informe de Síntesis de 2018 sobre el Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 relacionado con el agua y el saneamiento. Resumen ejecutivo. Recuperado de https://www.unwater.org/app/uploads/2018/05/UN-Water_SDG6_Synthesis_Report_2018_Executive_Summary_SPA.pdf
- Ortiz-Vera, O. (2015). Similitud hidráulica de sistemas hidrológicos altoandinos y transferencia de información hidrometeorológica. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(4), 25-44.
- Otaya, L. A; Vásquez, G. L; Bustamante, G. (2008). Estimación de la oferta hídrica con información escasa en ecosistemas estratégicos. *Revista Facultad Nacional de Agronomía - Medellín*, 61 (1), 4366-4380. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=179914077013>
- Ramírez, J. L. (2015). Alternativas de manejo sustentable de la subcuenca del río Piurra. Provincia de Imbadura, Ecuador. La Plata, Argentina: Universidad Nacional de La Plata.
- Rao, A. R., & Srinivas, V. V. (2006). Regionalization of watersheds by hybrid cluster analysis. *Journal of Hydrology*, 318, 37-56.
- Ricce, M. G., & Robles, K. B. (2014). Evaluación de la disponibilidad de recursos hídricos superficiales y estrategias de gestión sostenible en la microcuenca Río Negro-Stipo (tesis de grado), Universidad Nacional del Centro de Perú, Perú. Recuperado de <http://hdl.handle.net/20.500.12894/3985>

- Rojas, J. H., Pérez, M. A., Fabrício, T. F., Madera, C. A. C. A., Guimarães, M., & Dos Santos, R. (2013). Análisis comparativo de modelos e instrumentos de gestión integrada del recurso hídrico en Suramérica: los casos de Brasil y Colombia. *Ambiente & Água. An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 8(1), 73-97. DOI: 10.4136/ambi-agua.971
- Savón, N. J., & Marzo, Y. (2014). Actualización del Potencial hídrico de la provincia Guantánamo (inédito). Santiago de Cuba, Cuba: Delegación Provincial de Recursos Hidráulicos.
- Segura, F. J. (2017). Análisis comparativo de modelos agregados de balance hídrico en la España peninsular y su sensibilidad a la incertidumbre climática. Guadalupe de Maciascoque, España: Universidad Católica de Murcia.
- Terán, J. F. (2018). La cuenca como unidad de gestión y planificación. Quito, Ecuador: Central Ecuatoriana de Servicios Agrícolas (CESA), Consorcio CAMAREN. Recuperado de http://cesa.org.ec/wp-content/uploads/2018/07/la_cuenca_como_unidad_de_gestion.pdf
- Tipán, D. N. (2018). Estudio hidráulico del río Guano para la determinación de la conductancia entre río-acuífero y zonas de inundación. Riobamba, Ecuador: Universidad Nacional de Chimborazo. Recuperado de <http://dspace.unach.edu.ec/handle/51000/4983>

UNESCO & PHI, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura & Programa Hidrológico Internacional. (2006). Evaluación de los recursos hídricos. Elaboración del balance hídrico integrado por cuencas hidrográficas (Documento Técnico del PHI-LAC, No. 4). Recuperado de <http://www.unesco.org/>

Villatoro, J. R. (2019). Caracterización morfométrica de la subcuenca del río Chitá. Guatemala, Guatemala: Universidad de San Carlos de Guatemala. Recuperado de <http://www.repositorio.usac.edu.gt/12336/1/TRABAJO%20DE%20GRADUACION%20--%20JAIRO%20RAFAEL%20VILLATORO%20COX.pdf>

Villela, S. M., & Matos, A. (1975). Hidrología aplicada. São Paulo, Brasil: McGraw-Hill do Brasil. Recuperado de <https://ecivilufes.files.wordpress.com/2011/04/villela-s-m-matos-a-hidrologia-aplicada-caps-1-2-e-3.pdf>

Zambrana, Y. Y. (2008). Plan de manejo y gestión de la subcuenca del río San Francisco (tesis de grado), Universidad Nacional Agraria Matagalpa. Recuperado de <https://repositorio.una.edu.ni/id/eprint/1121>

Zhicay, J. (2020). Caracterización morfométrica y estudio hidrológico de la microcuenca del río San Francisco, Cantón Gualaceo. Cuenca, Ecuador: Universidad Politécnica Salesiana-Cuenca. Recuperado de <https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/18364>

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-06-07

Articles

Filter packed with Al-sludge waste for phosphorus removal as a polishing system in a wastewater treatment plant

Filtro empacado con residuos de lodos de Al para la eliminación de fósforo como sistema de pulimento en una planta de tratamiento de aguas residuales

Marco A. Garzón-Zúñiga¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0124-0447>

Javier Alejandro Navarro-Franco², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6067-7246>

Iván Moreno Andrade³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1400-7241>

¹Instituto Politécnico Nacional (IPN) CIIDIR-Durango, Durango, Mexico, mgarzon@ipn.mx, marco.cuerna@gmail.com

²Instituto Politécnico Nacional (IPN) CIIDIR-Durango, Durango, Mexico, javinavarrofranco@gmail.com

³Laboratory for Research on Advanced Processes for Water Treatment, Juriquilla Academic Unit, Institute of Engineering, National Autonomous University of Mexico, Queretaro, Mexico, IMorenoA@iingen.unam.mx

Corresponding author: Marco A. Garzón-Zúñiga, mgarzon@ipn.mx; marco.cuerna@gmail.com

Abstract

Recently, using residual aluminum sludge (Al-sludge) from drinking water treatment plants for phosphorus removal has been assessed and it has shown to be highly efficient. However, most of the studies have been conducted using synthetic water. Only a few works have applied this method to real wastewater (WW), and none of them have been tested in continuous mode, as a polishing step, in a pilot-scale, decentralized wastewater treatment plant (WWTP).

This paper aimed to evaluate the performance of an immersed filter packed with a bed of residual Al-sludge as a polishing system for Phosphorous removal, in a pilot-scale, decentralized WWTP.

The study determined at laboratory-scale the capacity for phosphorus removal through batch and continuous tests using both synthetic and real wastewater and evaluated the effect of retention time. Based on the results, an Al-sludge immersed filter (Al-sludge Filter) at pilot-scale was constructed, implemented, and evaluated as a polishing step for the effluent of a decentralized-WWTP.

The results showed that during continuous testing with real WW, the phosphorus removal capacity was $2.55 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{g}^{-1}$ per gram of Al sludge using a retention time of 120 min. The Al-sludge filter as a polishing system presented an average removal efficiency of $94 \pm 8 \%$ and an effluent concentration of under $0.50 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$ during the first

20 operational days. For the next 17 days, the system removed 85 ± 9 % on average, showing an effluent concentration of under $1.0 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$. From operational day 32 onwards, the removal efficiency was 63.6 ± 10.7 %, with an average effluent concentration of $2.20 \pm 0.39 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$.

Keywords: Wastewater polishing treatment, phosphorus removal, decentralized WWTP, Al-sludge filtration, biofiltration system, wastes reuse, filtration over wood chips, residual Al-sludge reuse.

Resumen

Recientemente se ha evaluado el uso de lodos residuales de aluminio (lodos-Al) de plantas de tratamiento de agua potable para la eliminación de fósforo y ha demostrado ser altamente eficiente. Sin embargo, la mayoría de los estudios se han realizado utilizando agua sintética. Solo unos pocos trabajos han aplicado este método a aguas residuales (AR) reales y ninguno de ellos ha sido probado en modo continuo, como paso de pulido, en una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) descentralizada a escala piloto.

Este trabajo tuvo como objetivo evaluar el desempeño de un filtro sumergido empacado con un lecho de lodos residuales de Al como sistema de pulido para la eliminación de fósforo en una PTAR descentralizada a escala piloto.

El estudio determinó a escala de laboratorio la capacidad de eliminación de fósforo mediante pruebas discontinuas y continuas, utilizando aguas residuales tanto sintéticas como reales, y se evaluó el

efecto del tiempo de retención. Con base en los resultados, se construyó, implementó y evaluó un filtro sumergido de lodos de Al (filtro lodos-Al) a escala piloto como paso de pulido para el efluente de una PTAR descentralizada.

Los resultados mostraron que durante las pruebas continuas con AR real, la capacidad de eliminación de fósforo fue de $2.55 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{g}^{-1}$ por gramo de lodo-Al utilizando un tiempo de retención de 120 min. El filtro de lodos Al como sistema de pulido presentó una eficiencia de remoción promedio de $94 \pm 8 \%$ y una concentración de efluente inferior a $0.50 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$ durante los primeros 20 días operativos. Durante los siguientes 17 días, el sistema eliminó $85 \pm 9 \%$ en promedio, mostrando una concentración de efluente inferior a $1.0 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$. A partir del día operativo 32, la eficiencia de remoción fue de $63.6 \pm 10.7 \%$, con una concentración promedio de efluente de $2.20 \pm 0.39 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$.

Palabras clave: tratamiento de pulimento de agua residual, remoción de fósforo, PTAR descentralizada, filtración en lodos de Al, sistema de biofiltración, reúso de residuos, filtración sobre astillas de madera, reutilización de lodos residuales de Al.

Received: 07/09/2021

Accepted: 14/08/2023

Published Online: 31/08/2023

Introduction

Phosphorus contained in wastewater is one of the main causes of primary producers' growth (phytoplankton, benthic algae, macrophytes), which leads to eutrophication of surface water bodies such as rivers, lakes, and dams (De-Bashan & Bashan, 2004). Currently, conventional treatment methods for phosphorus removal include biological treatments such as enhanced biological phosphorus removal and physicochemical precipitation treatments with metal salts like iron, aluminum, and calcium (De-Bashan & Bashan, 2004). Although these technologies are efficient in removing Phosphorus, their application can be limited in many countries because they require complex and expensive operations, which is especially acute in rural areas where there is a demand for inexpensive and easy-to-operate decentralized systems. In this regard, alternatives such as constructed wetlands (CW) and biofilters over organic beds (BFOB) are viable options for decentralized wastewater systems (DWWTS) in rural areas. DWWTS are wastewater treatment plants (WWTP) that treat small volumes of WW in the same place where they are generated, making it unnecessary to send them from a city pipe system to a WWTP. However, it is well known that traditionally these systems have low phosphorus removal efficiencies (Vohla, Kõiv, Bavor, Chazarenc, & Mander, 2011; Garzón-Zuñiga, González-Zurita, & García-Barrios, 2016). For a couple of decades, several materials have been tested which physicochemical properties provide high phosphorus sorption capacity ($\text{mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1} \text{ g material}$) and their use has been recommended as a substrate in CW to prolong and improve phosphorus removal treatment capacity in those systems (Herrmann, Jourak,

Hedström, Lundström, & Viklander, 2013; Doherty, Zhao, Zhao, & Wang, 2015). Examples of these materials include: a) natural materials such as sands (Arias & Brix, 2005), wollastonite (Hedström, 2006), and shell sand (Ádám, Krogstad, Vråle, Søvik, & Jenssen, 2007); b) commercial products to remove Phosphorus, e.g. Filtralite P™ (Herrmann *et al.*, 2013); and c) industrial wastes as furnace slag (Gustafsson, Renman, Renman, & Poll, 2008). To solve this problem, another option could be to install a polishing system focusing on phosphorus removal after decentralized wastewater treatment systems, which is the focus of this work.

On the other hand, the possibility of reusing waste materials as adsorbent materials is very interesting and has gained popularity in recent years. In particular, the case of aluminum sludge (Al-sludge), which is a waste from the process of coagulation with aluminum sulfate in drinking water treatment plants. This waste has been studied at laboratory scale using synthetic phosphorus solutions at different concentrations, prepared with tap and distilled water. Then, its capacity for removing phosphorus has been well documented (Muisa, Nhapi, Ruziwa, & Manyuchi, 2020) using synthetic wastewater (Babatunde, Zhao, Burke, Morris, & Hanrahan, 2009; Babatunde & Zhao, 2009a) and real municipal wastewater effluents (Maher, Neethling, Murthy, & Pagilla, 2015; Maqbool, Khan, & Asghar, 2016), showing different capacities for phosphorus removal, ranging from 1 to 30 mg P-PO₄³⁻·l⁻¹. These capacities are influenced by the characteristics of the Al-sludge and the operational conditions applied during the treatment. However, it has been reported that by applying optimized doses of Al-sludge, a maximum phosphorus removal efficiency of 83 and 88 % from real wastewater was achieved for

two kinds of sludge studied in batch mode and operated at laboratory scale (Maqbool *et al.*, 2016). However, this promising technological option to remove phosphorus with Al-sludge waste has not been studied as a polishing system in a pilot-scale treatment process under real operating conditions. Therefore, the objective of this research was to assess the efficiency of phosphorus removal of an immersed filter, packed with residual Al-sludge as a polishing system in a pilot-scale decentralized WWTP.

The study includes: 1) Determining the residual sludge's ability to remove $P-PO_4^{3-}$ from synthetic wastewater at laboratory scale in a batch test; 2) Validating the $P-PO_4^{3-}$ removal capacity of the Al-sludge using real wastewater and in a continuous system; 3) Assessing the effect of the empty bed contact time (EBCT) on the removal efficiency in a continuous system, and finally, 4) Implementing and assessing a submerged filter packed with Al-sludge for phosphorus removal as polishing of a decentralized-WWTP at the pilot scale.

Materials and methods

Al-sludge filter material (Al-SFM)

Al-sludge waste from the drinking water treatment plant (DWTP) "Los Berros" of the Cutzamala purification system in the State of Mexico, Mexico, was used to produce the Al-sludge filter material (Al-SFM) used for packing the polishing system. In this facility, there is a huge amount of accumulated old sludge that can be reused. Even though it is known that sludge age diminishes waste's phosphorus adsorption capacity (Yang,

Zhao, & Kearney, 2008), this waste was selected for this research to assess the possibility of reuse.

Once the Al-sludge was obtained, it was air-dried for seven days. The dry sludge was then sieved on a 6.35 mm open mesh and then in a 2 mm one (standard ASTM number ¼ sieves and 10, respectively) to avoid dust and particles that are either too large or too small. The sludge particles obtained had a diameter between 2.1 and 6.2 mm and were used as packing material.

Al-SFM characterization

The elemental composition of the adsorbent Al-SFM was determined using inductively coupled plasma optical emission spectrometry (ICP-OES).

The size distribution was determined using sieving techniques to calculate the effective size or d10 (the diameter of the particle corresponding to a percentage finer than 10 % of the sample), and the uniformity coefficient or UC (the ratio of the particle which is finer than 60 % of the sample or d60 and the d10), according to method D 2862 (ASTM, 1997). Porosity was determined by the amount of water required to saturate a known volume of the material, and bulk density was determined by measuring the volume of water displaced by a known mass of the material (APHA, 2005). The specific surface area was determined using the methylene blue dye method by adsorption isotherms (Därr & Ludwig, 1973).

Al-sludge phosphorus removal capacity in batch test

The phosphorus adsorption capacity of the Al-SFM was first determined in laboratory batch experiments under controlled conditions (synthetic water). Adsorption isotherms were carried out using three initial phosphorus concentrations (5, 10, and 20 mg P- PO_4^{3-} -l solutions), which correspond to a range of values commonly found in domestic and municipal rural wastewater. Six defined masses of dry Al-SFM (1, 2, 3, 4, 5, and 6 g) were added to a 500-ml solution of a known initial phosphorus concentration. Then, the solutions with the Al-SFM were stirred at 100 rpm (to improve the contact between phosphorus and the Al-SFM) for 60 to 72 hours in a jar test device. The solutions were prepared using distilled water and KH_2PO_4 . In each jar, the Al-SFM was placed on a plastic net to avoid fragmentation by the collision with the stirring blades. Each jar was stirred to equilibrium (a point at which both the speed of adsorption and desorption are equal). The pH was adjusted to 7 using NaOH and H_2SO_4 solutions because the effluent of the pilot scale-WWTP that would be treated (polished) in the Al-sludge filter at the last part of this research was neutral. The experiment was conducted at room temperature (24-25°C), and the phosphorus in the solution was measured as P- PO_4^{3-} according to the Hach method 8048 (equivalent to US EPA Method 365.2 and Standard Method 4500-P E for wastewater). Three repetitions were performed, and subsequently, the average data were analyzed according to the models of Freundlich (Equation (1)) and Langmuir (Equation (2)) to determine the adsorption behavior:

$$\log q = 1/n \log C_e + \log K_F \quad (1)$$

$$C_e/q = C_e/q_m + 1/bq_m \quad (2)$$

Where:

q = (adsorption capacity) is the equilibrium capacity (mg g^{-1} media)

$1/n$ = adsorption density

C_e = equilibrium concentration (mg l^{-1})

K_F = Freundlich constant (mg g^{-1} media)

q_m = maximum adsorption capacity (mg g^{-1} media)

b = affinity constant (l mg^{-1})

Al-sludge phosphorus removal capacity in continuous test: Effect of contact time

A system of three immersed filters packed with the Al-SFM (described in sections 2.1 and 2.2) was designed. The effluent flow rate of the pilot-scale WWTP (described below) used to assess the filter as a polishing system was used as a starting point to design a column with an empty bed contact time (EBCT) of 40 min. This is, the time it takes for a fluid to pass through the column, if it were empty. Each filter consisted of a column of acrylic with an internal diameter of 10 cm and a height of 40 cm, with a working volume of 3.14 l. The three filters were connected in series to test the effect of three different EBCTs (40, 80, and 120 min)

(Figure 1). The filters were operated with a hydraulic surface load (HSL) of $10.8 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$, corresponding to a flow rate of $83.5 \text{ l} \cdot \text{d}^{-1}$. To carry out these experiments, a series of batches of real treated water from the pilot decentralized-WWTP were used. The decision to use such a high HSL and short retention times (EBCT) was to evaluate Al-sludge filters under conditions that represent a normal operation of the pilot decentralized-WWTP. The phosphorus concentration of this water during this experimental period was $11.0 \pm 0.8 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \text{ l}^{-1}$. The pH of the influent was not adjusted. It remained at 7.3 ± 0.2 during this experimental period. The phosphorus removal was measured until the brake point concentration was attained in the 3 EBCTs studied. The brake points concentration or target concentrations were 2 and 5 mg/l because 2 mg/l is the maximal P concentration permissible to discharge treated urban wastewater in natural water bodies in United States (USEPA, 2012) and 5 mg/l of P is the maximal discharge concentration permitted by Mexican regulations to discharge in water bodies to preserve aquatic life (Semarnat, 1996).

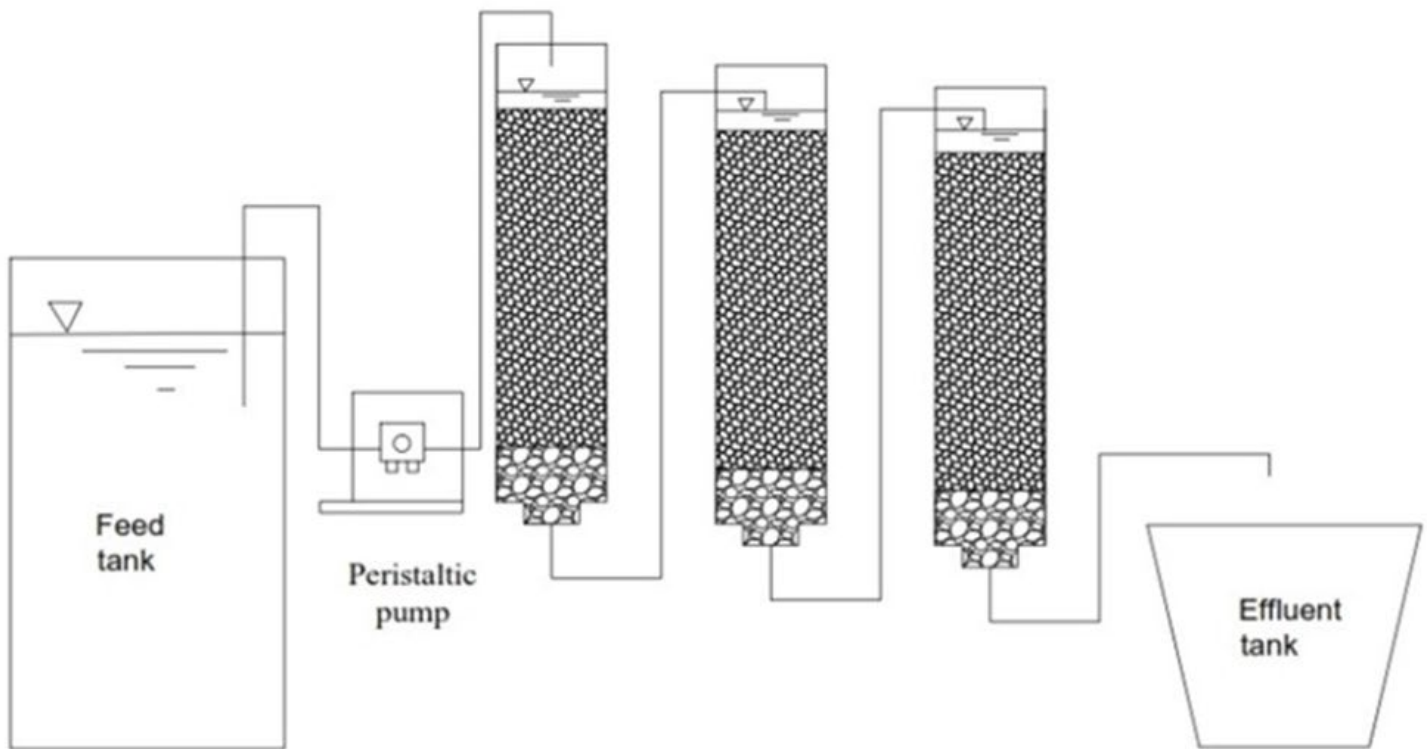


Figure 1. Schematic of columns connected in series.

The phosphorus concentration of the influent and effluent of each column was used to determine the removal efficiency evolution obtained for the Al-sludge filter under three different EBCTs. These results were used then to determine the P-removal capacity of the Al-sludge in a filter operated continuously, according to Equation (3):

$$q = \sum_{i=1}^n (C_{in} - C_{ef}) / m \quad (3)$$

Where:

q = adsorption capacity (mg g^{-1} media)

C_{in} = initial concentration at the column (mg l^{-1})

C_{ef} = concentration at the effluent of the column (mg l^{-1})

m = mass of material (g)

n = number of samples

Al-sludge filter performance as polishing system under real conditions

In this part of the study, an Al-sludge filter was implemented as the last process in a decentralized WWTP (pilot scale) in operation for 2 years, to improve phosphate removal efficiency.

Description of the pilot scale decentralized WWTP

The decentralized WWTP is a biological pilot-scale facility constituted by a septic tank (ST), a biofilter over an organic bed (BFOB) packed with wood chips, and a horizontal sub-superficial constructed wetland (CW) packed with gravel and ornamental plants, that treats $1.28 \text{ m}^3\text{d}^{-1}$ of domestic WW. This system was described (each treatment process) and its performance discussed, evaluated, and presented in a previous publication (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2016). The pilot decentralized-WWTP was fed with a typical influent WW (Table 1) and presented excellent removal efficiencies of COD (83 %), N-NH_4^+ (82 %), and FC (99.999 %), but with low phosphorus removal efficiency (19.5 % P-PO_4^{3-}).

Table 1. Wastewater characterization.

Parameter	
COD (mg/l)	401 ± 129
BOD (mg/l)	143 ± 26
CF (NMP 100 ml)	7.57 E+06 ± 8.35E+06
NH ₄ ⁺ -N (mg/l)	29.5 ± 6.1
PO ₄ -P (mg/l)	6.7 ± 1.9
pH	7.2 ± 0.4
Oil and grasse (mg/l)	36.2 ± 25.8
SST (mg/l)	139 ± 62

After two years of continuous operation of this decentralized-WWTP, an immersed filter packed with the filtering material elaborated with Al-sludge as mentioned before was implemented and its performance in terms of phosphorus removal was evaluated for more than 60 days.

Description of the Al-sludge immersed filtering module (Al-sludge filter)

The Al-sludge filter was designed to work with an EBCT of 120 min. Taking into account that the effluent flow of the decentralized-WWTP is 1.28 m³d⁻¹, the diameter of the filter was 0.40 m and height of the filter bed was 0.85 m, which is equivalent to a volume of 0.1068 m³ filter bed. Therefore, the Al-sludge filter was constructed in an acrylic column with

an internal diameter of 0.40 m, a height of 1.35 m, and was packed with 72 kg of Al-sludge FM as mentioned in section 2.1 (equivalent to a filter bed height of 0.85 m). The Al-sludge Filter was placed after the CW process (Figure 2). All information about the description and performance of the decentralized WWTP (from the influent to the septic tank until the CW effluent) was previously described in Garzón-Zúñiga *et al.* (2016).

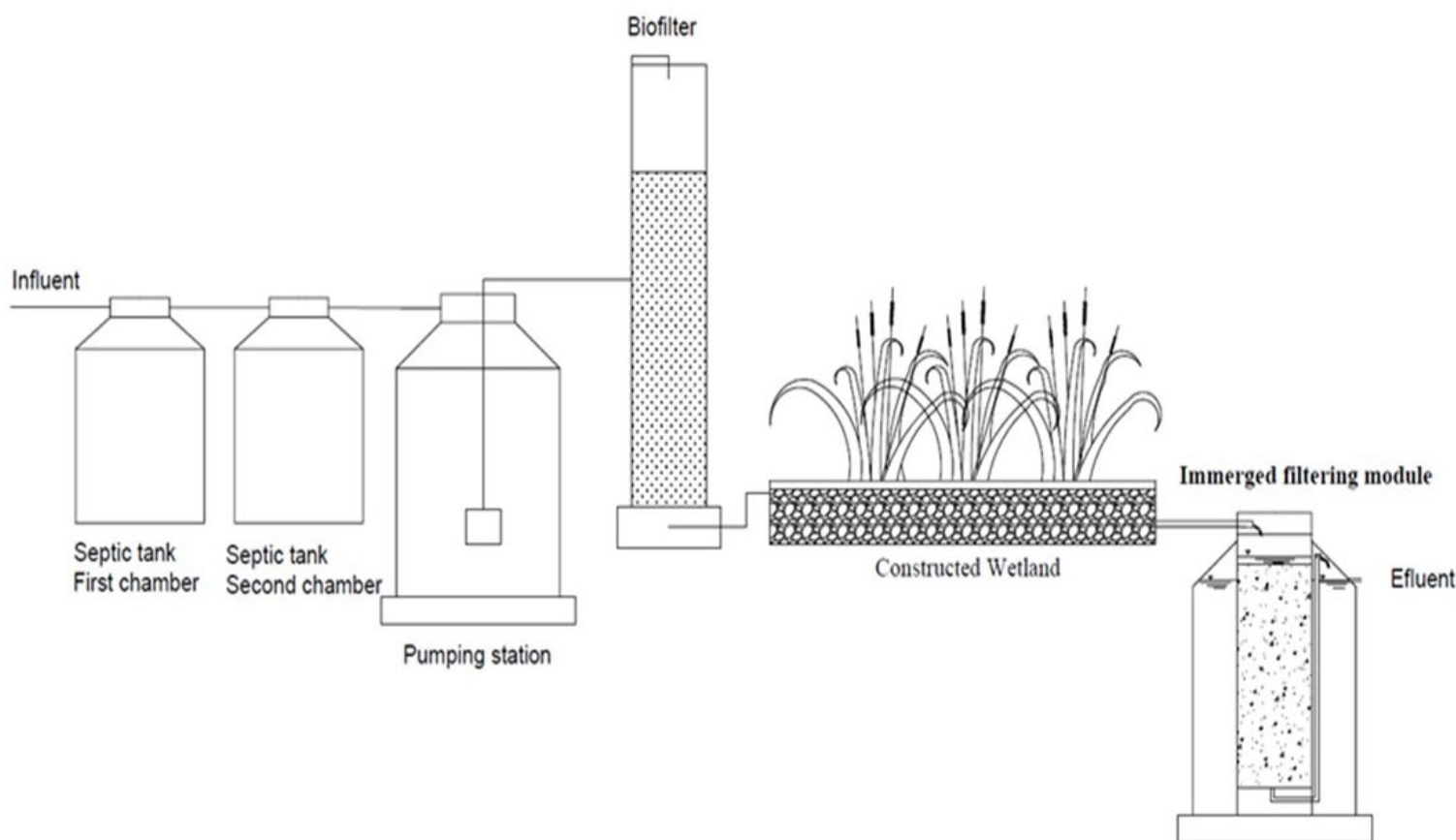


Figure 2. Schematic representation of the decentralized-wastewater treatment plant (decentralized-WWTP) and the immersed filtering module for polishing the effluent (Al-sludge filter).

Immerged filtering module (Al-sludge Filter) assessment as polishing system at pilot scale

The pilot scale Al-sludge Filter packed with Al-SFM was fed by means of gravity with the effluent from the CW stage at an average HSL of $10.8 \text{ m}^3 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$ and an EBCT of 120 min. The coupled system was operated for 60 days. A daily monitoring of the P-PO_4^{3-} concentration in the influent and effluent of the Al-sludge Filter was followed during 60 operational days. Additionally, a weekly sampling of the exit of each treatment process, composing all treatment systems: ST, BFOB, CW, and Al-sludge Filter was taken. These samples were analyzed for N-NH_4^+ concentrations according to the Nessler Method, using a HACH DR2900 spectrophotometer and to the Hach Method 8048 for P-PO_4^{3-} concentrations; to evaluate the nutrient removal behavior of the coupled treatment system.

Results and discussion

Al-sludge filter material (Al-SFM) characterization

The results showed that the Al-sludge filter material (Al-sludge FM) obtained could be considered a good filter media with low clogging risk. A proper material to be used, for example in a CW, shall have an effective size (d_{10}) between 0.20 and 1.2 mm, a d_{60} between 0.5 and 8 mm, and a uniformity coefficient ($\text{UC} = d_{60}/d_{10}$) lower than 4 (UN-HABITAT, 2008). According to the Grain-Size analysis, the Al-sludge FM elaborated has a $d_{10} = 2.1 \text{ mm}$, a $d_{60} = 3.2 \text{ mm}$, and a $\text{UC} = 1.5$. Therefore, it is considered a good filtering material.

Regarding the specific surface area (SSA), a value of $7.04 \text{ m}^2\cdot\text{g}^{-1}$ was obtained which does not necessarily indicate whether the material will perform well or not. Table 2 shows the adsorption capacities and the SSA for different adsorbent materials. There is no evident correlation between these two properties. For example, Al-Sludge assessed by Babatunde and Zhao (2009a) has an SSA very similar to the Al-Sludge assessed by Maqbool *et al.* (2016). Nevertheless, the latter has a 20 times lower P-binding capacity. This is because the adsorption capacity is also related to the initial phosphorus concentration, the pH used in each test, the grain size, and other variables. However, it is recommendable to check these values to be able to compare them with those from other materials.

Table 2. Comparison of the adsorption capacity and the specific surface area with other filtering-adsorbent materials.

Material	$q \text{ (mg P-PO}_4^{3-}\cdot\text{g}^{-1})$	SSA ($\text{m}^2\cdot\text{g}^{-1}$)	Grain size (mm)	Reference
Al-modified Bentonite Clay	12.2	NR	0.063- 0.425	El-Sergany and Shanableh (2012)
Al-sludge	4.86	39.41	Nd	Maqbool <i>et al.</i> (2016)
Al-sludge	1.58	42.76	Nd	Maqbool <i>et al.</i> (2016)
Al-sludge	31.9	41.4	0.5-1.80	Babatunde and Zhao (2009a)
Wollanstonite	0.85	NR	<0.355	Hedström (2006)
Zeolita	0.46	31.4	4.2-12.2	Drizo, Frost, Grace and Smith (1999)
Al-sludge	2.55	7.04	3.2	Present study

Nd: Non-determined.

It also should be noted that the elemental composition of the Al-sludge will vary depending on several factors such as the source of the water to be treated, the coagulant dose, and the operating parameters of the Drinking-WTP. As expected, the old sludge used in the current study has a lower aluminum concentration than those from other Al-sludges of different drinking-WTP (Table 3). aluminum is the main component that plays a very important role in the P-removal through the ligand exchange to form an intra-sphere complex (Babatunde *et al.*, 2009). Therefore, it is expected that the rich aluminum materials will effectively remove phosphorus (Babatunde *et al.*, 2009). However, there is not a direct correlation between the amount of aluminum and the adsorption capacity. Table 3 shows the composition and the adsorption capacities of different Al-sludges determined in batch experiments. The Al-sludge FM of the current study has an adsorption capacity lower than other Al-sludge studied. However, taking into account the ratio between the aluminum content of each material and the amount of phosphorus adsorbed ($\mu\text{mol P/mol Al}^{3+}$); the sludge of this study appears more competitive (Table 3). That is an example of why the aluminum content does not directly determine the adsorption capacity.

Table 3. Elemental composition of different Al-sludge.

Parameter	Units	This study	References				
			Dong, Ju, Hong and Jong (2005)	Babatunde <i>et al.</i> (2009)	Zhao, Babatunde, Zhao, and Li (2009)	Maqbool <i>et al.</i> (2016)	Maqbool <i>et al.</i> (2016)
Aluminum content (as Al ₂ O ₃)	mg·g ⁻¹	18.652	458-463	80.603	555.36	108	174.6
Iron content (as Fe ₂ O ₃)	mg·g ⁻¹	2.534	11.9-12.3	4.770	90.01	17.31	14.70
Calcium content (as CaO)	mg·g ⁻¹	0.414	11.6-11.7	Nd	Nd	214.0	240.0
Adsorption capacity (q)	mg P-PO ₄ ³⁻ ·g ⁻¹	2.55	3.5	23	25	1.58	4.86
Aluminum performance	μmol P/mol Al ³⁺	224.92	12.50	469.45	74.06	24.07	45.79

Nd: Non-determined.

Determination of adsorption capacity in batch test

The average adsorption values were analyzed according to the linear forms of Langmuir and Freundlich equations. As can be seen in Figure 3a and Figure 3b, the data fit well in both models. Nevertheless, the Langmuir model shows a better linear relationship (all correlation coefficients are above 0.9) indicating monolayer adsorption on the surfaces when the initial concentration of phosphorus is between 5 and 20 mg P-PO₄³⁻ l⁻¹, which is in accordance with most studies using sludge

containing aluminum (Babatunde & Zhao, 2009b; Maqbool *et al.*, 2016; Takashima, Nakamura, Takano, & Ikemoto, 2015; Yang *et al.*, 2008). As an example, Figure 3c shows how the experimental data fits better the Langmuir model.

a)

b)

c)

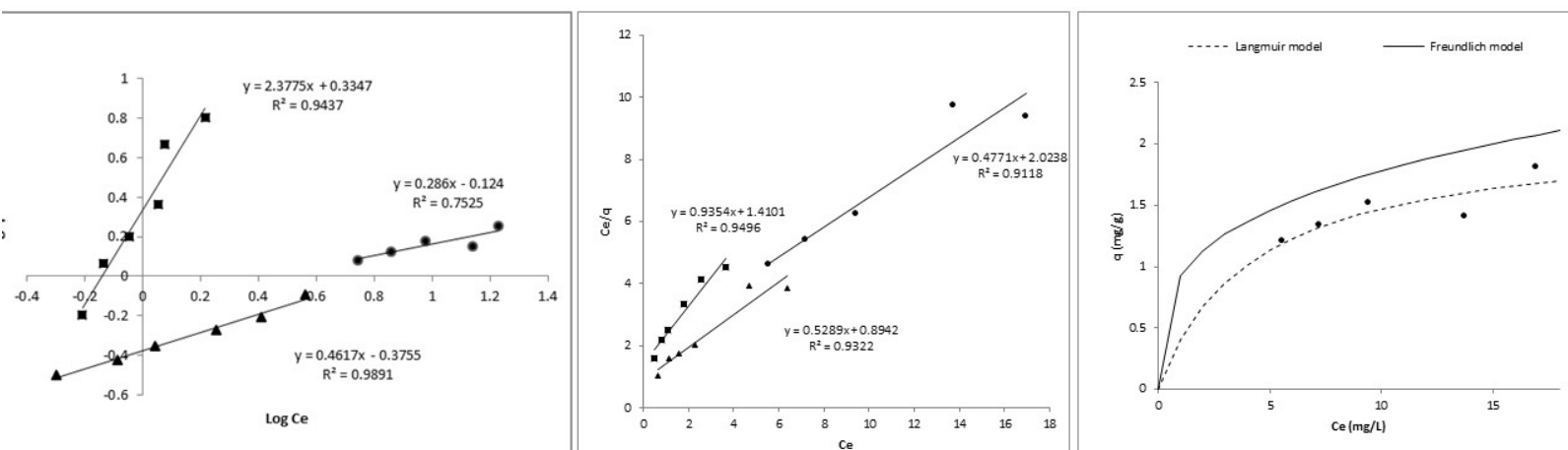


Figure 3. Adsorption behavior in batch experiments at different initial concentrations (\blacktriangle) $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, (\blacksquare) $10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, (\bullet) $20 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$): **a)** Freundlich linearization plot; **b)** Langmuir linearization plot; **c)** experimental data adjustment to Langmuir and Freundlich models.

Adsorption model parameters were calculated and are shown in Table 4. As it was expected, the adsorption behavior of Al-sludge FM depends strongly on the initial concentration of phosphorus in water. This means that the higher the initial concentration, the higher the adsorption capacity of the material, which can lead to an overestimation of the

adsorption capacity of the material, as it has been demonstrated by Babatunde and Zhao (2009b), when they used an initial concentration of 360 mg/l and obtained an adsorption capacity of 31.9 mg P-PO₄³⁻·g⁻¹ (Table 2). On the other hand, when they used an initial concentration of 5 mg/l, the adsorption capacity was between 0.5 and 0.99 mg P-PO₄³⁻·g⁻¹. In this study, a maximum adsorption capacity (q_m) of 1.069, 1.891, and 2.0951 mg P-PO₄³⁻·g⁻¹ was found for initial concentrations of 5, 10, and 20 mg P-PO₄³⁻·l⁻¹, respectively, in batch test.

Table 4. Constant parameters of the Adsorption model onto Al-SFM.

C_0 (mg l ⁻¹)	Langmuir			Freundlich	K_F (mg g ⁻¹)	R^2
	q_m (mg g ⁻¹)	b (l mg ⁻¹)	R^2	$1/n$		
5	1.069	0.663	0.949	0.462	0.421	0.989
10	1.891	0.592	0.932	2.378	2.161	0.944
20	2.095	0.236	0.912	0.286	0.752	0.753

Effect of the EBCT on the P-PO4-3 removal in continuous test at laboratory scale

Phosphorus removal efficiency

The effluent phosphorus concentration data of the three columns connected in series to evaluate three different EBCTs (40, 80, and 120 min) were plotted as a function of time (Figure 4a). The performance of the three columns in terms of phosphorus removal efficiency was as follows: In all cases, the initial phosphorus removal efficiency was 100 %,

which progressively decreased until reaching an equilibrium that was achieved at different times (8, 18, and 28 days, respectively). These results are in agreement with Muisa *et al.* (2020), who reported that phosphorus adsorption by aluminum sludge is biphasic, consisting of a rapid initial phase followed by a slow phase. The rapid initial phase is related to phosphorus adsorption onto the exterior, easily accessing sites such as macropores, as well as on-surface functional groups in a ligand exchange mechanism. Whereas the slow phase is related to the intra-particle diffusion mechanism into meso and micropores, precipitation, and chemical reactions. The removal efficiencies achieved at equilibrium were: 18.2 ± 4.5 % for the EBCT column of 40 min; 34.5 ± 2.7 % for the EBCT column of 80 min, and 49.1 ± 1.8 % for the EBCT column of 120 min. The behavior observed regarding the increase in removal efficiency by increasing the EBCT agrees with that reported by Maher *et al.* (2015), who found out that the effect of retention time is more significant than the age of the sludge. However, the maximum efficiency achieved (49.1 ± 1.8 %) is lower than that reported by the same authors, close to 90 %, but is higher than the removal efficiency reported by traditional technologies such as a *Cyperus alternifolius* planted CW that removed 48.1 % of PO_4^{3-} (Alayu & Leta, 2021).

a)

b)

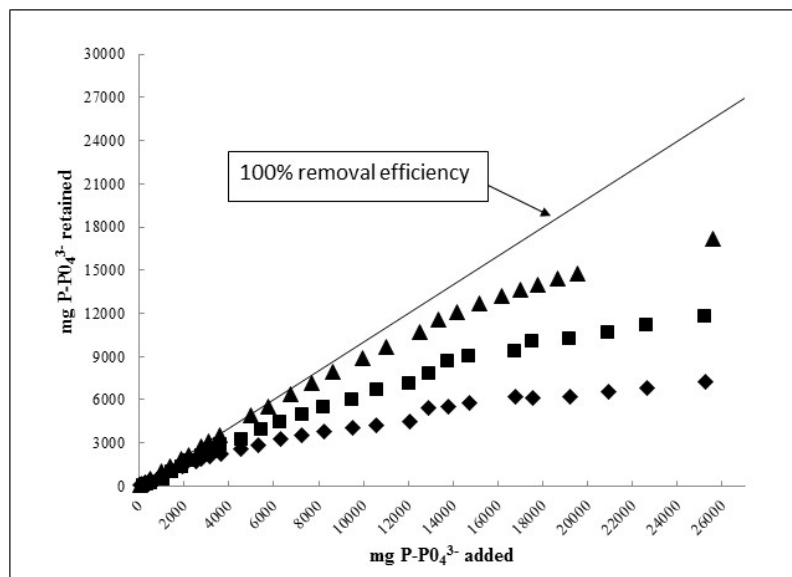
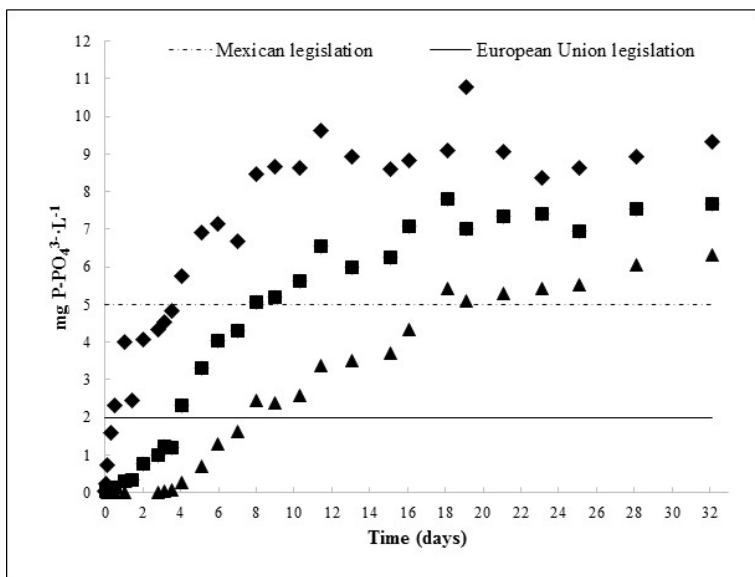


Figure 4. a) P effluent concentration in columns. Solid and dashed lines represent the maximal phosphorus concentrations for different regulations; b) P removed as a function of P added to the column. EBCTs of (♦) 40 min, (■) 80 min, (▲) 120 min.

Phosphorus removal capacity

In order to estimate the phosphorus removal capacity of the Al-sludge in continuous tests, the data of the phosphorus mass added to the columns vs. the phosphorus mass retained in the columns (Figure 4b) was also plotted. The P-removal capacity of the three columns connected in series (EBCT = 120 min) was calculated in $1.298 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{g}^{-1}$ when the breakpoint was $2 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$; and $2.509 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{g}^{-1}$ when the breakpoint was $5 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$. This P-removal capacity was obtained

using the phosphorus concentration in the real effluent of the decentralized-WWTP ($11.03 \pm 0.86 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$). It should be noted that our study was performed with an HSL significantly higher and EBCT shorter, compared to those found in other studies (Table 5). It means that the results obtained in this study, despite being good, can still be better if a lower HSL and a higher EBCT are used to operate the filter. About the braking points, 2.0 mg P l^{-1} is the European regulation to discharge urban treated wastewater (EU, 2014), and 5.0 mg P l^{-1} is the stricter limit concentration for the Mexican regulation (NOM-001-SEMARNAT-1996 type C for protection of aquatic life, which applies to rivers and natural or artificial water reservoirs for public urban use). In 2022 a new regulation was published, in which the concentration limit to discharge in rivers changed and can be between 15 and 21 mg P l^{-1} , depending on if it is an average value or a punctual one. However, this new regulation is not applicable yet.

Table 5. Experimental conditions and removal efficiencies of phosphorus reported for different adsorbent materials in columns systems.

Adsorbent material filter	Grain size (mm)	Initial phosphorus concentration (mg P-PO ₄ ³⁻ l ⁻¹)	Hydraulic surface load (HSL) (m ³ ·m ⁻² ·d ⁻¹)	Phosphorus loading rate (g P·m ⁻² ·d ⁻¹)	Empty bed contact time (EBCT) (h)	Removal efficiency (%)	Reference
Al-sludge	0.60-2.36	0.048-0.159	0.45-0.91	0.022-0.145	3-6	88-92	Takashima <i>et al.</i> (2015)
Al-sludge	< 2.0	18.1-346.1	12.24	31-592	3	92	Zhao <i>et al.</i> (2009)
Al-sludge	0.5-1.8	32.9-220	1.70	56-373	No data	-	Babatunde <i>et al.</i> (2009)
Al-sludge	2.1-3.2	11.0	10.80	127	2	94	This study
Apatite mineral	2.5-10	30.0	0.09	2.7	36	-	De-Bashan and Bashan (2004)
Electric arc furnace	0.6-3.2	20.0	0.17	3.3	12-24	100	Drizo, Forget, Chapuis and Comeau (2006)
Al-sludge and shellsand	0.6-1.3	10.0-27.0	0.13	1.3-3.5	24	99.4	Park (2009)
Wollastonite	No data	0.1-9.8	0.66	0.1-6.5	40	80-96	Brooks, Rozenwald, Goehring, Lion and Steenhuis (2000)
Filtralite P®	0.5-4	10.0	0.29	2.9	84	91	Ádám <i>et al.</i> (2007)
Shellsand	3-7	10.0	0.32	3.2	91	92	Ádám <i>et al.</i> (2007)

The P-removal capacity of the Al-sludge FM is higher than the one obtained in batch tests, if the entire experimental period (32 operational days) is considered. In that case, the P-removal capacity was 4.25, 3.75, and 3.31 mg P-PO₄³⁻·g⁻¹ for columns with an EBCT of 40, 80, and 120 min, respectively and it should be noted that the saturation was not achieved in any of the columns. However, these removal capacities were obtained after the breaking point of 1.0 mg when the concentration of phosphorus in the effluent was equal to 5.6 ± 0.5 mg P-PO₄³⁻·l⁻¹, so they were not appropriate to define the dimensions of the filter for the next experimental period. According to Drizo, Comeau, Forget and Chapuis (2002), this kind of results can be used to estimate the time in which a full-scale treatment system will deliver an effluent with quality to comply with the regulations. To this respect, Dong, Ju, Hong and Jong (2005) used columns with different amounts of adsorbed material (oyster shells) to extrapolate the saturation time of bigger columns, which could be applied in this case.

Therefore, by applying this technique, the time of work of a column with a certain amount of Al-sludge FM required for the polishing prototype in a field test can be estimated. The filter proposed had an EBCT of 2 h (120 min) and worked with an HSL established by the biological-WWTS, 10.8 m³·m⁻²·d⁻¹.

Al-sludge filter test as a polishing system for a decentralized-WWTP

Phosphorus removal in the Al-sludge immersed filtering module (Al-sludge IFM)

Figure 5a shows the phosphorus removal performance of the Al-sludge immersed filter module installed at the end of the decentralized-WWTP. During the first 34 days, the average P concentrations in the effluent of the decentralized WWTP was 3.08 ± 0.89 mg P- $\text{PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$. This concentration is lower than the one expected for a typical effluent of domestic and municipal WWTP in developing countries (like Mexico), but similar to the effluent P concentration of treated WW in countries like Canada (Garzón-Zúñiga, Buelna & Moeller-Chávez, 2012). Working the Al-sludge Filter module under these conditions, the P concentration in the effluent remained under 1.0 mg P- $\text{PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$ during 37 days with an average effluent of 0.52 ± 0.35 mg P- $\text{PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$. During the first 20 days, the removal efficiency was in average 94 ± 8 % and the effluent average concentration value was equal to 0.29 ± 0.2 mg P- $\text{PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$ complying with strict regulations of discharge for example, European Union regulations (EU, 2014). Then, for the next 17 days the system removed in average 85 ± 9 %, showing an effluent concentration under 1.0 mg P- $\text{PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$, equal to 0.78 ± 0.3 mg P- $\text{PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$ complying with less strict regulations for example, American regulation (USEPA, 2012). Then from operational day 32 onwards, the effluent of the decentralized-WWTP presented higher phosphorus concentrations equal to 5.6 ± 0.6 mg P- $\text{PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$, which are typical P concentrations in treated wastewaters in developing countries.

Under these conditions, the Al-sludge Filter module reduced the concentration at an average value of 2.20 ± 0.39 mg P- $\text{PO}_4^{3-}\text{I}^{-1}$ (Figure 5), which represents a phosphate removal efficiency of 63.6 ± 10.7 %, being this removal efficiency enough to comply with less strict removal regulations, for example the Mexican regulation (Semarnat, 1996; Semarnat, 2022). At the end of the experimental period (day 62), the Al-sludge Filter module continued removing phosphorus with an efficiency equal to 45.5 ± 5.5 %. These results proved that it is possible to implement a filter packed with Al-sludge waste for phosphorus removal as polishing system for a decentralized WWTP, and that the filter must be dimensioning according with the concentration limit set by the regulations of each country. The highest phosphorus removal efficiencies reached in this study (85 ± 9 %) are comparable to those reported by Maqbool *et al.* (2016) (83 and 88 %) who evaluated two kinds of Al-sludge to treat real MWW in batch tests at laboratory scale. They are quite like the removal efficiency reported by Doherty *et al.* (2015), who reports a phosphorus removal efficiency between 85-86 % in a CW packed with Al-sludge treating pig slurry.

a)

b)

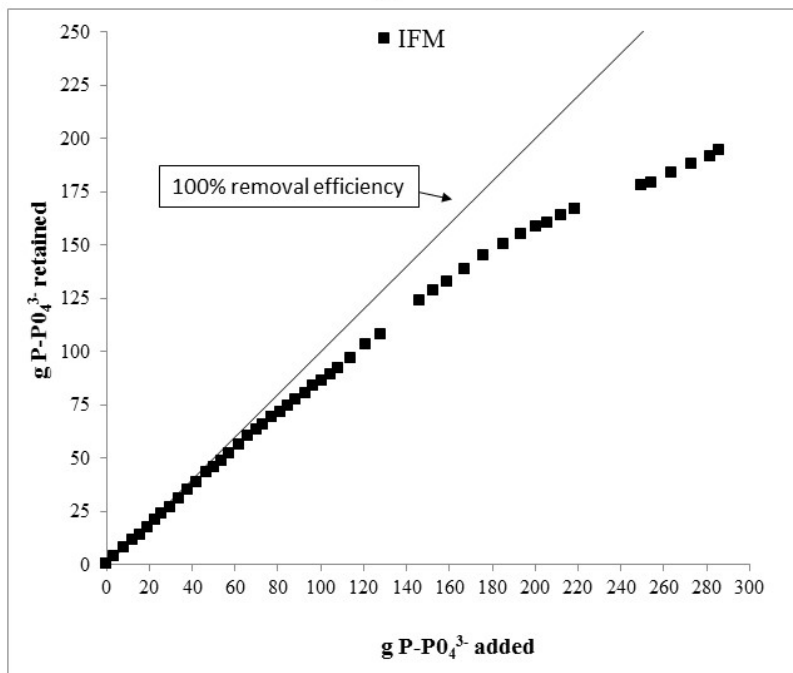
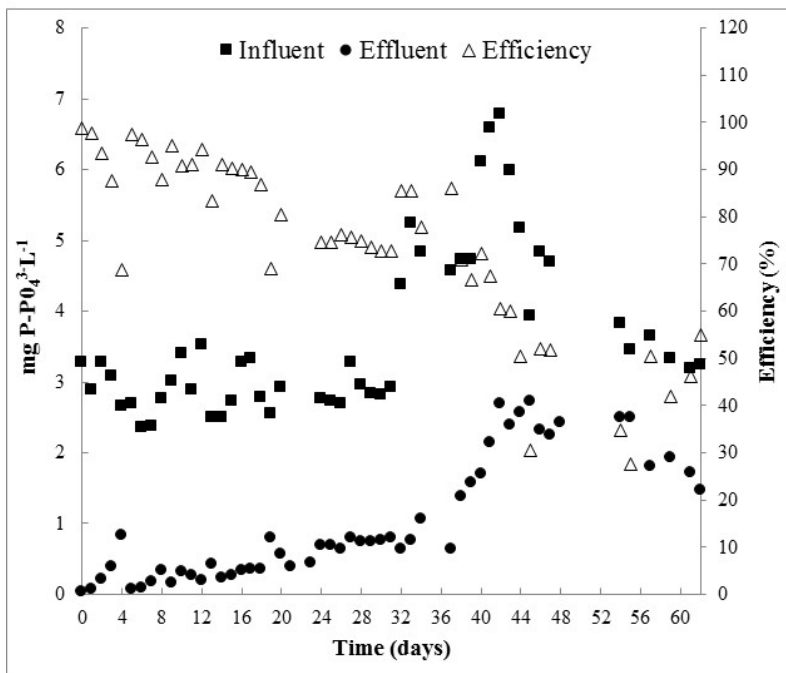


Figure 5. a) Concentration of phosphorus entering and leaving the IMF;
b) P removed as a function of P added to the Al-sludge Filter module.

The P-removal capacity of the Al-sludge Filter module was calculated in the same way as the laboratory scale columns. The P-removal capacity found until day 32 was $1.50 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{g}^{-1}$, with an influent concentration of $3.08 \pm 0.89 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$, and at the end of the test (day 62), the removal capacity was calculated at $2.69 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{g}^{-1}$, with an influent concentration of over $5 \text{ mg PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$, which means that a mass of $194.12 \text{ g P-PO}_4^{3-}$ was retained in the Al-sludge Filter module, from the total P-PO_4^{3-} mass introduced (286.13 g) into the Filter. The Al-sludge Filter module was operated with phosphorus loadings between 20 and $70 \text{ g P-PO}_4^{3-} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ and an average value between day 1 and 32 of

36.53 g P-PO₄³⁻·m⁻²·d⁻¹. From day 34 to 62, the average value was 47.26 g P-PO₄³⁻·m⁻²·d⁻¹. The phosphorus load applied and the HSLs were similar to those reported in other studies at laboratory scale with aluminum sludge but much higher than what has been reported for other adsorbent materials (Table 4). Therefore, the phosphorus removal capacity can be improved by decreasing the HSL applied. However, the decision to use such a high HSL and short retention times (EBCT) was to evaluate the Al-sludge Filter module under conditions that represent a normal operation of the decentralized-WWTP. This condition has not been reported in similar studies. At the end of the experimental period (62 days), a biological film grew on the top part of the Al-sludge Filter module generating operational problems due to clogging.

Phosphorus removal efficiency in the decentralized pilot-WWTP coupled to the Al-sludge immersed Filter module (IFM)

Figure 6 shows the average phosphorus concentration for each process of the decentralized-WWTP (ST, BFOB, and CW) plus the polishing filter (Al-sludge filter module). The values presented are the average obtained during the first 32 days of operation. The influent wastewater concentration was 5.0 ± 1.6 mg l⁻¹. From which 4 % was removed in the ST, while an additional 16 % and 22.4 % were removed in the BFOB and the CW, respectively. In both cases, it can be explained mostly by assimilation mechanisms of bacterial and plant for their growth, since as it is discussed and proved in a document previously published (Garzón-Zúñiga *et al.*, 2016) after few months of continuous operation of the BFOB

and CW, the adsorption mechanism do not play anymore a major role in phosphorus removal due to saturation of the packing filter material.

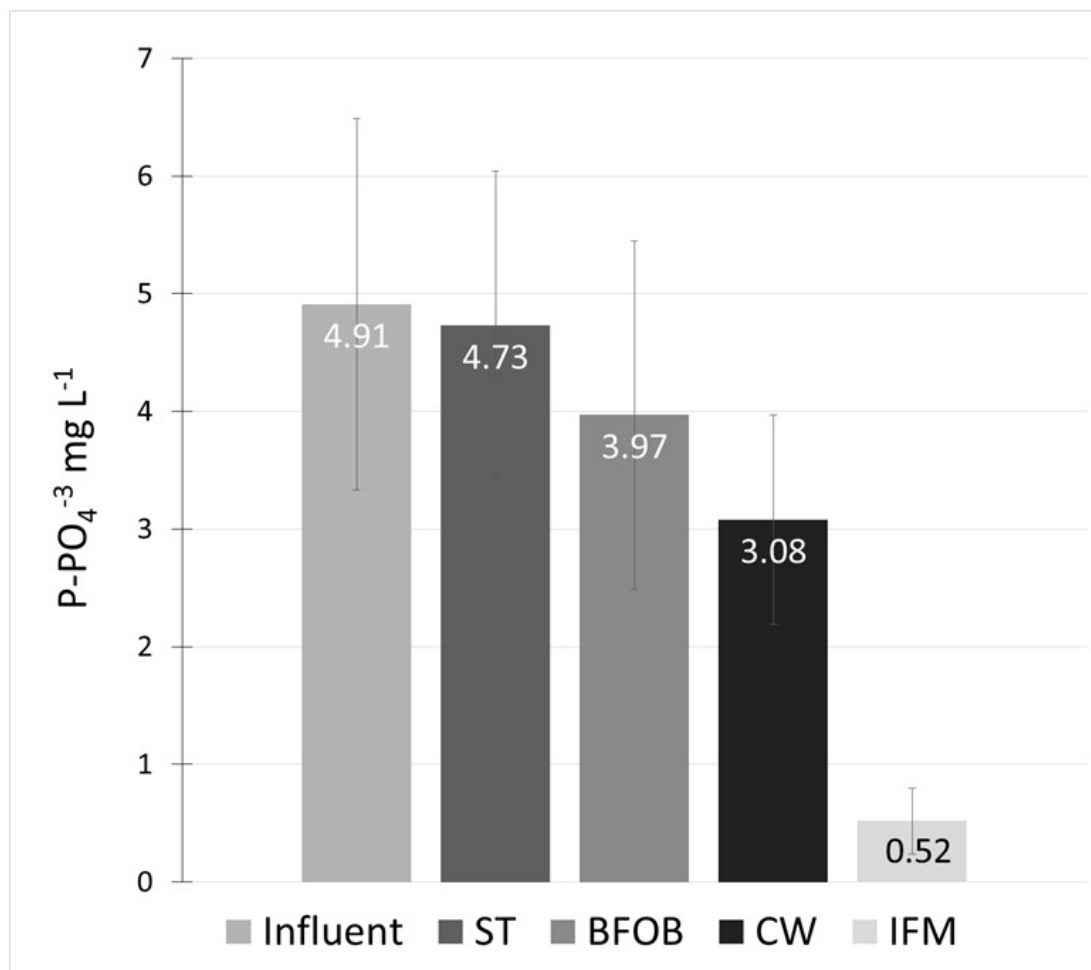


Figure 6. Phosphorus concentrations in the influent and effluent of each treatment process of the decentralized WWTP plus the polishing immersed filter module.

Under these conditions, the CW effluent presented an average concentration of $3.08 \pm 0.8 \text{ mg P-PO}_4^{-3} \text{ l}^{-1}$. Feeding this effluent in the Al-sludge Filter module, it performed an additional removal efficiency of 83.1 %. Therefore, the global removal efficiency (pilot-WWTP plus AL-sludge filter) was equal to 89.4 % and the final effluent concentration was equal to $0.52 \pm 0.28 \text{ mg P-PO}_4^{-3} \text{ l}^{-1}$. There is no report about an Al-sludge polishing system for phosphorus removal operating in continuous mode, so the removal efficiency reached cannot be compared. However, the removal efficiency agrees with that reported in batch tests at laboratory scale by Doherty *et al.* (2015) (85-86 %) and Maqbool *et al.* (2016) (83-88 %).

If an IFM is installed to remove Phosphorus, an estimation of its lifetime is desired. This calculation was made by the management of wastewater for a four-person household in rural zone. Considering that: a) the removal capacity of the IFM ($2.69 \text{ mg P-PO}_4^{-3} \cdot \text{g}^{-1}$); b) considering a P contribution per person of $2.3 \text{ g P-PO}_4^{-3} \text{ d}^{-1}$ ($839.5 \text{ g P-PO}_4^{-3} \text{ year}^{-1}$) (Drizo *et al.*, 1999); c) the removal efficiency of the biological-WWTS presented in Figure 6b. For this phosphorus mass, the theoretical lifetime of the filter was calculated as follows: For an IFM with a sectional area of 1.2 m^2 and a depth of 1.0 m, packed with Al-SFM (1 394 kg) like the one used in this study, it is estimated that such a system would provide an effluent with a concentration under $2.0 \text{ mg P-PO}_4^{-3} \cdot \text{l}^{-1}$ for 490 days (1.3 years), and by this time the system would had adsorbed $3.750 \text{ kg P-PO}_4^{-3}$.

Once the filter material becomes saturated, it would be replaced by a new Al-sludge to continue operating and the saturated material could

be used as a soil improver, having carried out a previous study to ensure that aluminum is not released into the environment. Another option would be that the saturated Al-sludge could be processed to extract the captured Phosphorus.

Al-sludge Filter effluent characterization

Table 6 shows the characterization of the influent and effluent of the Al-sludge filter. It can be observed that, except for $\text{NH}_4^+\text{-N}$, the concentrations of all the parameters remain almost unchanged, as is the case of COD, BOD, or their concentration decreased, as is the case of fecal coliforms (FC), alkalinity, turbidity, color, and Phosphorus. The latter being the one that presented the greatest removal of 83 %.

Table 6. Influent and effluent IFM wastewater characterization.

Parameter	IFM influent	IFM effluent	Removal efficiency (%)
COD (mg l ⁻¹)	51.0 ± 14.1	49.5 ± 7.2	3
BOD (mg l ⁻¹)	16.0	15.8	7
FC (NMP 100 ml)	7.9 E 03	5.2 E 02	1 U log
NH ₄ ⁺ -N (mg l ⁻¹)	4.0 ± 1.9	4.8 ± 1.7	-
PO ₄ -P (mg l ⁻¹)	3.1 ± 1.0	0.52 ± 0.1	83
Color	160 ± 86.8	142.5 ± 89.9	11
Turbidity	11.9 ± 10.1	4.5 ± 3.1	62
pH	6.6 ± 0.3	7.0 ± 0.2	-
Alkalinity (mg l ⁻¹)	170.9 ± 67.8	135.3 ± 17.4	21
Aluminum (mg l ⁻¹)		0.0144 ± 0.0100	N.d.

Nd: Non-determined.

On the other hand, it is well known that aluminum causes toxicity in aquatic environments and affects a wide diversity of fish, algae, and invertebrate species (George *et al.*, 1995; Mortula, Bard, Walsh, & Gagnon, 2008). It should be noted that the toxic effects of aluminum are associated with soluble aluminum (Al₃⁺), which is biologically available in soils and acidic waters (pH < 5.5) but is biologically inactive under conditions of a pH between 5.5 and 8.4 (Zhao, Babatunde, Hu, Kumar, & Zhao, 2011).

Figure 7 shows the monitoring that was done to the IFM effluent with respect to pH and aluminum concentration. The pH always presented

values greater than 6.0 and the Al_3^+ concentration was always less than 0.04 with an average value of $0.014 \pm 0.010 \text{ mg/l}$.

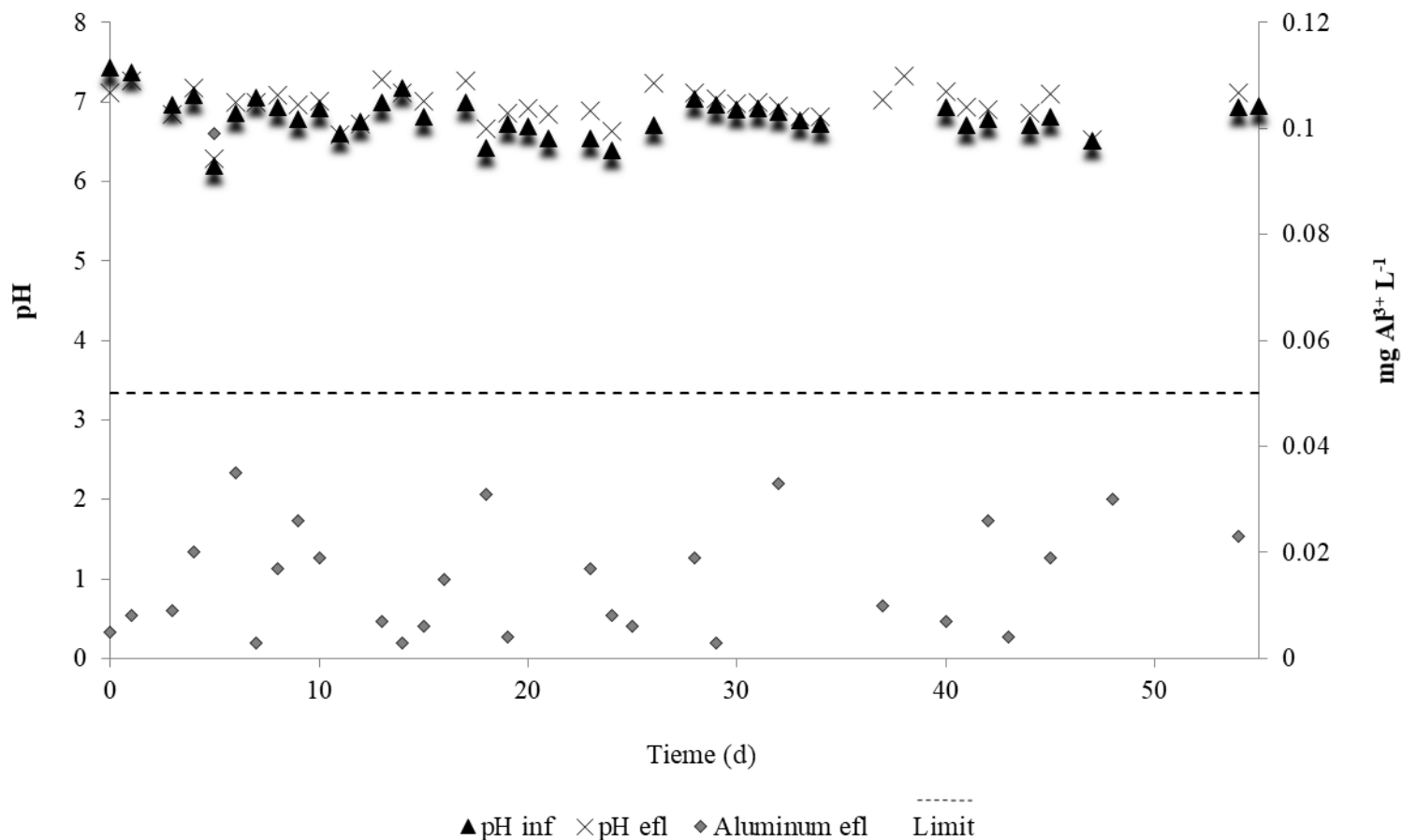


Figure 7. Values of pH and aluminum in the IFM evaluated as polishing for phosphorus in a pilot scale decentralized WWTP.

Although there was a release of aluminum in the IFM effluent, the levels found were very low since, according to the Ecological Criteria for Water Quality (CECA, 1989) CE-CCA-001/89, a body of water for the

protection of aquatic life should not exceed $0.2 \text{ mg Al}_3^{+} \cdot \text{l}^{-1}$ in marine or coastal waters, and $0.05 \text{ mg Al}_3^{+} \cdot \text{l}^{-1}$ for fresh water and the IFM effluent always remained below $0.04 \text{ mg Al}_3^{+} \cdot \text{l}^{-1}$. Therefore, the aluminum released does not represent an imminent risk to the environment or human health.

Conclusions

Al-sludge waste from the drinking water treatment plant "Los Berros" of the Cutzamala system in the State of Mexico, Mexico was successfully used as packing material for a filter treating the effluent of a pilot decentralized-WWTP to enhance the phosphorus removal.

The evaluation of the Al-SFM at laboratory scale in a continuous system using real wastewater showed an adsorption capacity of $2.509 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{g}^{-1}$. This by applying an initial concentration of $11.03 \pm 0.86 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$, an EBCT of 120 min, and a breaking point of $5 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$.

However, when the Al-SFM was evaluated in a phosphorus removal polishing filter (Al-sludge Filter) for a pilot-scale decentralized WWTP, the adsorption capacity was $2.69 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{g}^{-1}$ or $1.86 \text{ kg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{m}^{-3}$, with an EBCT of 120 min, but after the breaking point of $5 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$, without reaching saturation of the material after 62 days of continuous operation.

Operating a pilot scale Al-sludge filtration module as a polishing system of a pilot-WWTP presented a phosphorus removal efficiency of $83 \pm 3 \%$. The entire system (pilot WWTP plus Al-sludge Filter) showed a removal efficiency $89.4 \pm 5.7 \%$ of P-PO_4^{3-} , and the effluent concentration

was $0.54 \pm 0.24 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \cdot \text{l}^{-1}$, proving that the Al-sludge Filter could achieve high phosphorus removal efficiency in a continuous system as a polishing system for a pilot scale WWTP.

The filter packed with Al-sludge can be designed to comply with different maximum allowable discharge values for Phosphorus, according to recent stricter regulations of different countries such as the European Union (0.5 mg/l), USA (1.0 mg/l), or Mexico. (5.0 mg/l).

These results demonstrated that this process could be a real option to remove phosphorus from WW.

Acknowledgments

The authors thank Conacyt of Mexico for financial support.

References

- Ádám, K., Krogstad, T., Vråle, L., Søvik, A. K., & Jenssen, P. D. (2007). Phosphorus retention in the filter materials shellsand and filtralite P®-Batch and column experiment with synthetic P solution and secondary wastewater. *Journal of Ecological Engineering*, 29, 200-208. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2006.09.021
- APHA, American Public Health Association. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23rd ed.). Washington, DC, USA: American Public Health Association.
- Arias, C., & Brix, H. (2005). Phosphorus removal in constructed wetlands: Can use suitable alternative media be identified? *Water Science and Technology*, 51, 267-273.

- ASTM. (1997). *Standard test method for particle size distribution of granular activated carbon*. DOI: 10.1520/D2862-10.2
- Alayu, E., & Leta, S. (2021). Post treatment of anaerobically treated brewery effluent using pilot scale horizontal subsurface flow constructed wetland system. *Bioresources and Bioprocessing*, 8(8), 2-19. DOI: 10.1186/s40643-020-00356-0
- Babatunde, A. O., & Zhao, Y. Q. (2009a). Forms, patterns and extractability of phosphorus retained in alum sludge used as substrate in laboratory-scale constructed wetland systems. *Chemical Engineering Journal*, 152, 8-13. DOI: 10.1016/j.cej.2009.03.020
- Babatunde, A. O., & Zhao, Y. Q. (2009b). Phosphorus removal in laboratory-scale unvegetated vertical subsurface flow constructed wetland systems using alum sludge as main substrate. *Water Science and Technology*, 60, 483-489. DOI: 10.2166/wst.2009.384
- Babatunde, A. O., Zhao, Y. Q., Burke, A. M., Morris, M. A., & Hanrahan, J. P. (2009). Characterization of aluminium-based water treatment residual for potential phosphorus removal in engineered wetlands. *Environmental Pollution*, 157, 2830-2836. DOI: 10.1016/j.envpol.2009.04.016
- Brooks, A. S., Rozenwald, M. N., Goehring, L. D., Lion, L. W., & Steenhuis, T. S. (2000). Phosphorus removal by wollastonite: A constructed wetland substrate. *Journal of Ecological Engineering*, 15, 121-132.

- CECA. (1989). CE-CCA-001/89. Acuerdo que establece los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua. *Diario Oficial de la Federación*. Recuperado de https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4837548&fecha=13/12/1989#gsc.tab=0
- Därr, G. M., & Ludwig, U. (1973). Determination of the specific surface by adsorption from solution. *Matériaux et Construction*, 6, 233-237.
- De-Bashan, L. E., & Bashan, Y. (2004). Recent advances in removing Phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997-2003). *Water Research*, 38, 4222-4246. DOI: 10.1016/j.watres.2004.07.014
- Doherty, L., Zhao, Y., Zhao, X., & Wang, W. (2015). Nutrient and organics removal from swine slurry with simultaneous electricity generation in an alum sludge-based constructed wetland incorporating microbial fuel cell technology. *Chemical Engineering Journal*, 266, 74-81. DOI: 10.1016/j.cej.2014.12.063
- Dong, C. S., Ju, S. C., Hong, J. L., & Jong, S. H. (2005). Phosphorus retention capacity of filter media for estimating the longevity of constructed wetland. *Water Research*, 39, 2445-2457. DOI: 10.1016/j.watres.2005.04.032
- Drizo, A., Comeau, Y., Forget, C., & Chapuis, R. P. (2002). Phosphorus saturation potential: A parameter for estimating the longevity of constructed wetland systems. *Environmental Science & Technology*, 36, 4642-4648. DOI: 10.1021/es011502v

- Drizo, A., Forget, C., Chapuis, R.P., & Comeau, Y. (2006). Phosphorus removal by electric arc furnace steel slag and serpentinite. *Water Research*, 40, 1547-1554. DOI: 10.1016/j.watres.2006.02.001
- Drizo, A., Frost, C. A., Grace, J., & Smith, K. A. (1999). Physico-chemical screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetland systems. *Water Research*, 33, 3595-3602. DOI: 10.1016/S0043-1354(99)00082-2
- EU. (2014). *EEC Council (1991). 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste-water treatment*. EEC Council Dir. 10. Recovered from <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/ALL/?uri=CELEX:31991L0271>
- El-Sergany, M., & Shanableh, A. (2012). Phosphorus removal using Al-modified bentonite clay. Effect of particle size. *Advanced Biomedical Engineering*, 6, 323-329.
- Garzón-Zúñiga, M. A., Buelna, G., & Moeller-Chávez, G. E. (2012). La biofiltración sobre materiales orgánicos, nueva tecnología sustentable para tratar agua residual en pequeñas comunidades e industrias. *Tecnología y ciencias del agua*, 3(3), 153-162. Recovered from <https://revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/255>
- Garzón-Zúñiga, M. A., González Zurita, J., & García-Barrios, R. (2016). Evaluación de un sistema de tratamiento doméstico para reúso de agua residual. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32, 199-211. DOI: 10.20937/RICA.2016.32.02.06

- George, D. B., Berk, S. G., Adams, V. D., Ting, R. S., Roberts, R. O., Parks, L. H., & Lott, R. C. (1995). Toxicity of alum sludge extracts to a freshwater alga, protozoan, fish, and marine bacterium. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 29, 149-158. DOI: 10.1007/BF00212964
- Gustafsson, J. P., Renman, A., Renman, G., & Poll, K. (2008). Phosphate removal by mineral-based sorbents used in filters for small-scale wastewater treatment. *Water Research*, 42, 189-197. DOI: 10.1016/j.watres.2007.06.058
- Hedström, A. (2006). Reactive filter systems for small scale wastewater treatment a literature review. *Vatten*, 62, 253-263.
- Herrmann, I., Jourak, A., Hedström, A., Lundström, T. S., & Viklander, M. (2013). The effect of hydraulic loading rate and influent source on the binding capacity of phosphorus filters. *PLoS One*, 8(8). DOI: 10.1371/journal.pone.0069017
- Maher, C., Neethling, J. B., Murthy, S., & Pagilla, K. (2015). Kinetics and capacities of phosphorus sorption to tertiary stage wastewater alum solids, and process implications for achieving low-level Phosphorus effluents, *Water Research*, 85, 226-234. DOI: 10.1016/j.watres.2015.08.025
- Maqbool, N., Khan, Z., & Asghar, A. (2016). Reuse of alum sludge for Phosphorus removal from municipal wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 57, 13246-13254 DOI: 10.1080/19443994.2015.1055806

- Mortula, M., Bard, S. M., Walsh, M. E., & Gagnon, G. A. (2008). Aluminum toxicity and ecological risk assessment of dried alum residual into surface water disposal. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 36(1), 127-136. DOI: 10.1139/S08-042
- Muisa, N., Nhapi, I., Ruziwa, W., & Manyuchi, M. M. (2020). Utilization of alum sludge as adsorbent for Phosphorus removal in municipal wastewater: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 35. DOI: 10.1016/j.jwpe.2020.101187
- Park, W. H. (2009). Integrated constructed wetland systems employing alum sludge and oyster shells as filter media for P removal. *Ecological Engineering*, 35, 1275-1282. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2009.05.015
- Semarnat, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (1996). NOM-001-SEMARNAT-1996 Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*, 35, México.
- Semarnat, Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (11 de marzo, 2022). NORMA Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. *Diario Oficial de la Federación*, 35, México.
- Takashima, M., Nakamura, S., Takano, M., & Ikemoto, R. (2015). Treatment of eutrophic lake water and Phosphorus recovery by reusing alum sludge and/or wood. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 5, 446-453. DOI: 10.2166/wrd.2015.130

- UN-HABITAT. (2008). *Constructed wetlands manual*. Recovered from https://sswm.info/sites/default/files/reference_attachments/UN%20HABITAT%202008%20Constructed%20Wetlands%20Manual.pdf
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. (September, 2012). *EPA/600/R-12/61. Guidelines for water reuse*. Washington, DC, USA: United States Environmental Protection Agency, Office of Wastewater Management, Office of Water.
- Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H. J., Chazarenc, F., & Mander, Ü. (2011). Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands. A review. *Ecological Engineering*, 37, 70-89. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2009.08.003
- Yang, Y., Zhao, Y. Q., & Kearney, P. (2008). Influence of ageing on the structure and phosphate adsorption capacity of dewatered alum sludge. *Chemical Engineering Journal*, 145, 276-284. DOI: 10.1016/j.cej.2008.04.026
- Zhao, Y. Q., Babatunde, A. O., Zhao, X. H., & Li, W. C. (2009) Development of alum sludge-based constructed wetland: An innovative and cost-effective system for wastewater treatment, *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 44(8), 827-832, DOI: 10.1080/10934520902928685
- Zhao, Y. Q., Babatunde, A. O., Hu, Y. S., Kumar, J. L. G., & Zhao, X. H. (2011). Pilot field-scale demonstration of a novel alum sludge-based constructed wetland system for enhanced wastewater treatment. *Process Biochemistry*, 46, 278-283. DOI: 10.1016/j.procbio.2010.08.023

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-06-08

Articles

Bottled water consumption in Mexico in view of a circular economy

Consumo de agua embotellada en México ante una economía circular

Jorge Silva¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0961-4696>

Dulce Monroy², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0787-5577>

Esteban Martínez³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9088-0114>

¹Instituto Politécnico Nacional, ESCA-ST, Mexico City, Mexico,
j.a.silva@outlook.com

²Instituto Politécnico Nacional, ESCA-ST, Mexico City, Mexico,
dmonroyb@ipn.mx

³Instituto Politécnico Nacional, ESCA-ST, Mexico City, Mexico,
emartinezd@ipn.mx

Corresponding author: Jorge Silva, j.a.silva@outlook.com

Abstract

The objective *is* to analyse bottled water consumption in Mexico in view of a circular economy. The paper evaluates the rates of bottled water consumption and the key causal factors. Furthermore, it compares the role played by the private and public sectors in exacerbating demand for bottled water. The paper implemented a systematic review that identified articles mainly from the Web of Science and Scopus databases from November 01 to December 31, 2022. There were utilised three strategies for the search process, including keying in free-text words, implementing Boolean operators, and citation searching. The systematic review was conducted in line with the PRISMA statement/methodology. Forty-eight articles were identified after the complete search. The summations direct that bottled water consumption is high in Mexico due to the below-par conventional drinking water supply. Most customers cited organoleptic and health reasons as key factors influencing their preference for bottled drinking water. Conversely, the demand for bottled water contributes to high Polyethylene Terephthalate bottles, which contribute to environmental degradation. The implementation of the circular economy can reduce the associated negative effects through decreasing and optimization strategies. There were conglomerates findings from various articles while defining the key gaps and areas for improvement. The paper is seminal in bridging the dearth of knowledge on the circular economy and its application in the water industry while providing recommendations for policymakers.

Keywords: Bottled water consumption, circular economy, demand, health, mega corporations, supply.

Resumen

El objetivo es analizar el consumo de agua embotellada en México con miras a una economía circular. El documento evalúa las tasas de consumo de agua embotellada y los factores causales clave. Además, compara el rol que juegan los sectores público y privado en la exacerbación de la demanda de agua embotellada. El documento implementó una revisión sistemática que identificó artículos principalmente de las bases de datos Web of Science y Scopus del 1 de noviembre al 31 de diciembre de 2022. Se utilizaron tres estrategias para el proceso de búsqueda, incluida la introducción de palabras de texto libre, la implementación de operadores booleanos y búsqueda de citas. La revisión sistemática se realizó de acuerdo con la declaración/metodología PRISMA. Cuarenta y ocho artículos fueron identificados después de la búsqueda completa. Los resúmenes indican que el consumo de agua embotellada es alto en México debido al suministro de agua potable convencional por debajo de la media. La mayoría de los clientes mencionaron razones organolépticas y de salud como factores clave que influyeron en su preferencia por el agua potable embotellada. Por el contrario, la demanda de agua embotellada contribuye a las botellas con alto contenido de tereftalato de polietileno, lo que contribuye a la degradación ambiental. La implementación de la economía circular puede reducir los efectos negativos asociados a través de estrategias de reducción y optimización. Se agruparon los hallazgos de varios artículos mientras se definieron las brechas clave y las áreas de mejora. El documento es fundamental para salvar la escasez de conocimiento sobre la economía circular y su aplicación en la industria del

agua, al tiempo que proporciona recomendaciones para los responsables de la formulación de políticas.

Palabras clave: consumo de agua envasada, economía circular, demanda, salud, megacorporaciones, oferta.

Received: 15/02/2023

Accepted: 16/08/2023

Published Online: 05/09/2023

Introduction

Ever since the turn of the century, the international community has placed primal emphasis on the need to guarantee equivalent access to clean drinking water for every person. According to the UN Women (2022), achieving universal access to affordable drinking water is seminal in driving society in the right direction. Even though some governments have initiated the requisite framework to attain the sustainable development goal, there seem to be some nations that lag (UN Women, 2022). Mexico is a prime cautionary tale and example of a nation that has thus far failed in its ameliorative mandate to provide its people with collective and impartial access to drinking water (Biswas & Uitto, 1999). Statistical data derived from Macrotrends (2022) reports that the percentage of people with access to drinking water in 2019 was 43.03 %. This was an increase from the previous 42.94 % reported in 2018, which leaves over 50 % of the population facing water shortage (Macrotrends, 2022). A prescriptive review of the water situation and infrastructure in

the country reveals that it has insufficient water sources, which cannot cater to the needs of the population. Considering this, a staggering sixty-five million people are faced with water scarcity which predisposes them to the consumption of bottled water (The Borgen Project, 2022).

Bottled water consumption in Mexico has become a subject of numerous works of erudition, with scholars and practitioners connecting the demand to the lack of effective water infrastructure. Greene (2014) defines bottled water as the commodification of water which renders water the requisite mobility and profitability. A comparative analysis of Mexico's bottled water and municipal water systems reveals that the former is consumed at high levels. Estrada (2016) adumbrates that Mexico consumes at least 12 % of the global volume of bottled water. Statistical data by the authors shows that Mexicans consumed close to 253 litres of bottled water per person in 2014. This rate is high compared to the 94.3 litres reported by people in Europe and the 37 litres per person consumed by the international community (Estrada, 2016).

We package most of the bottled water in Mexico using Polyethylene Terephthalate, which is lauded by some as environmentally friendly but also a risk to the environment (Packaging Europe, 2022; WtERT, 2022). The Canadian Beverage Association (2022) highlights that PET bottles are valuable and crucial in creating a circular recycling economy. On the contrary, their value is yet to be realised in Mexico due to the lax water laws and lack of emphasis on environmental protection (Canadian Beverage Association, 2022; Greene, 2014). The high level of bottled water consumption has, however, been associated with a spike in

pollution, especially from the production of bottles. Furthermore, the bottles are disposed of in the environment, contributing to degradation.

The burgeoning pollution problem amid high consumption necessitates a shift towards embracing a circular economy in Mexico. The circular economy is a systems solution that targets production and consumption to handle global challenges like pollution, waste, and climate change (Haigh, 2022; Heshmati, 2015; Klein, Ramos, & Deutz, 2020; Korhonen, Nuur, Feldmann, & Birkie, 2018). In the Mexican context, the circular economy draws attention to water as an indispensable element for life sustenance (The World Bank, 2021). Currently, there is a dearth of knowledge about how the circular economy ideologies can be applied in Mexico in response to the existent rectilinear framework of "take, make, consume and waste" (Vickers, 2019; Ekins *et al.*, 2019; Geissdoerfer, Savaget, Bocken, & Hultink, 2017). Moreover, the Mexican water sector has been excluded from vital consultations regarding the circular economy due to the risk the concept poses on the conventional companies in the bottling industry like Coca-Cola and the like.

The overarching objective of this study is to conduct a systematic review of bottled water consumption in Mexico in view of a circular economy. The research explores divergent works of erudition that focus on the circular economy, with connections drawn with the rising level of bottled water consumption (Sartal, Ozcelik, & Rodríguez, 2020). The research utilises the PRISMA methodology to narrow down the requisite papers that can be used to inform the topic. Subsequently, the paper is divided into the methodology, results, discussion, and conclusions. The research also provides recommendations to the bottled water industry

and the Mexican society at large on how they can reduce pollution, increase conservation, and ensure equal access to clean water as per sustainable development goal 6.

Methodology

The novel stature of the research topic required an in-depth evaluation of the seminal gaps in research regarding bottled water consumption in Mexico in view of a circular economy. It was chosen a systematic review due to its seminal focus on a clearly formulated research question (Gopalakrishnan & Ganeshkumar, 2013). The systematic review involves using systematic and explicit methods to identify, define and assess research (Levett, 2022; Mallett, Hagen-Zanker, Slater, & Duvendack, 2012; Martinic, Pieper, Glatt, & Puljak, 2019). The research utilised the PRISMA statement, which helped break down the literature identification process into a series of steps (Figure 1). Systematizing the findings of an investigation using the PRISMA methodology is crucial to ensure a thorough and transparent presentation of systematic reviews and meta-analyses. The PRISMA statement provides a standardized set of elements that researchers must adhere to when reporting their results (Pollock & Berge, 2018; Tawfik *et al.*, 2019).

Identification of studies via databases and registers

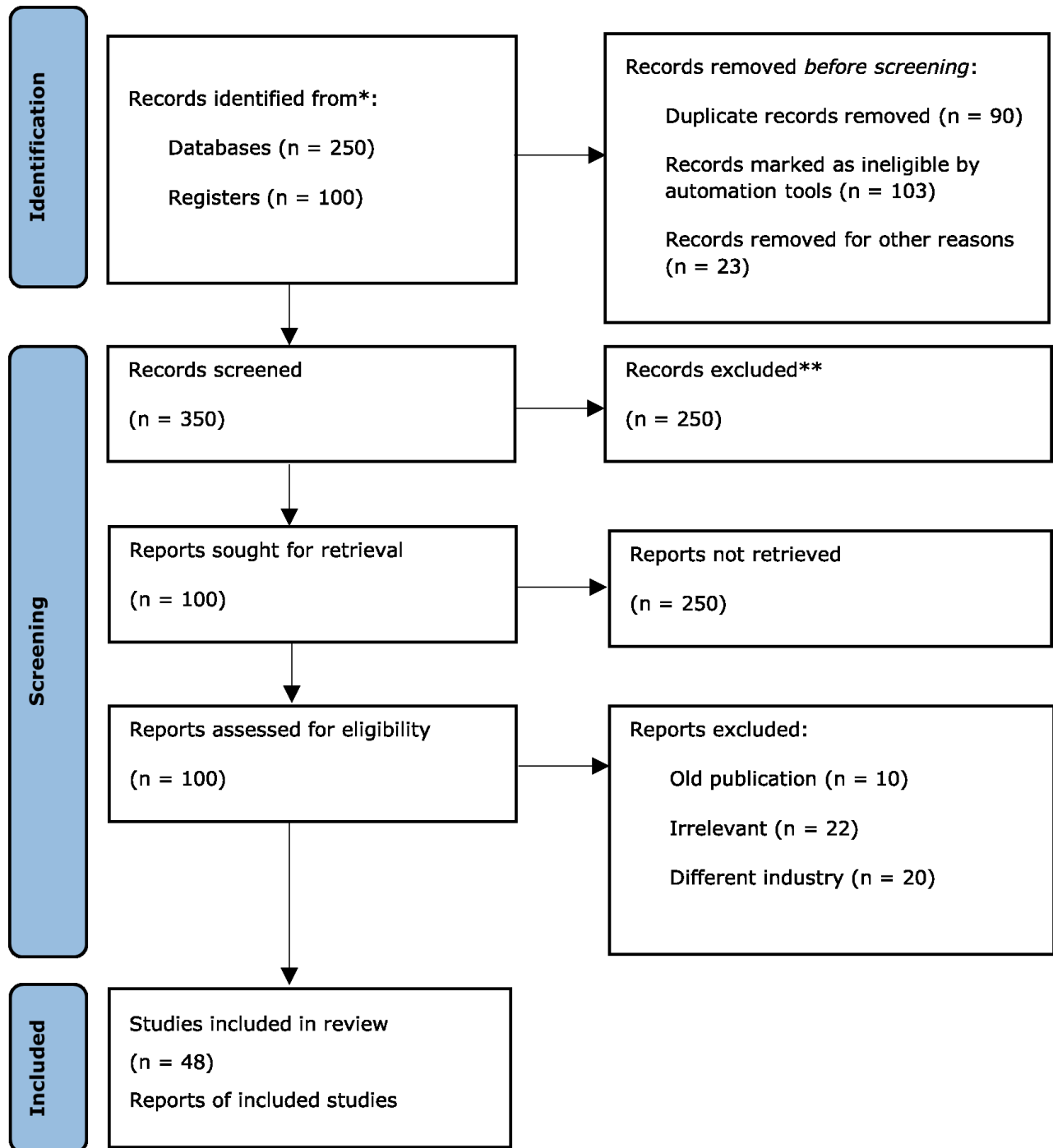


Figure 1. PRISMA flowchart.

According to the PRISMA guidelines, researchers need to follow a 27-item checklist and a 4-phase flow diagram to present their systematic reviews and meta-analyses accurately. This checklist and flow diagram are designed to enhance the quality and credibility of the research, allowing readers to assess the strengths and weaknesses of the review, and enabling the replication of review methods if needed (Pollock & Berge, 2018; Tawfik *et al.*, 2019).

The first step involved identifying and defining the research question. There were noted gaps in research regarding the circular economy and its application in the bottled water industry. Considering this, it was developed a research question that focused on answering "what is the state of bottled water consumption in Mexico in view of the circular economy?" The research question played a major role in narrowing the scope of the review and guiding in identifying and critically appraising the necessary data sources.

The second step in the PRISMA statement involved defining the search strategy. We searched mainly the necessary articles through the Web of Science and Scopus databases from November 01 to December 31, 2022. The search process involved keying in free-text words, including "Mexico bottled water consumption", "service quality", "circular economy", "pollution", and "Polyethylene Terephthalate". The subject terms and keywords were mixed, thereby expanding the final number of articles identified (Pollock & Berge, 2018; Tawfik *et al.*, 2019).

The search strategy involved using Boolean operators to combine the search terms. The two databases provided Boolean operators in their

drop-down menus, which improved the search process (The University of Tasmania, 2022). The key search terms that were involved in this strategy involved "Mexico and bottled water consumption," "bottled water consumption and pollution," as well as "bottled water or municipal water". The Boolean operators' search strategy was complemented with citation searching, whereby there were identified articles that other authors had cited. The citation searching was substantial in finding more recent papers on the circular economy, considering its novelty.

The citation searching guided the research in understanding how the concept has been confirmed, improved, applied, extended, or corrected in divergent economies (Wright, Golder, & Rodriguez-Lopez, 2014). Throughout the search process, there were applied limits intending to narrow results for article retrieval. The research limited the search by focusing on the article/publication type, publication dates, and subject.

The third step in the PRISMA statement was correlated with the search limit strategy mentioned prior. In this step, the research set up eligibility criteria which helped in the selection process. The eligibility criteria contain both an inclusion and exclusion criterion. The inclusion criterion required that every article is published between 2000 and 2022. The main reason it sets the publication date or year range is that the circular economy came into conception in the 21st century. The concept was formulated in line with the sustainable development goals; ergo, it was substantial to find recent articles to understand how it is applied.

The articles used in the final study were supposed to be written in English. Additionally, the research included articles that explored the pollution levels associated with the production of bottles. On the other

hand, the exclusion criterion removed any articles that did not focus on water consumption in Mexico.

The fourth step in the PRISMA statement/methodology involved the selection of the articles. The step initially involved reviewing the title and abstract for every research to determine its applicability based on the eligibility criteria. Before commencing the title screening, there were removed the duplicate records (Martinic *et al.*, 2019). After that, three reviewers were included in the screening process who checked the titles to determine their acceptability.

The selection process also involved analysing the introduction and full text. The main reason for focusing on the introduction was to determine if the authors could provide information about the topic. Furthermore, the full-text analysis involved checking if the provided information is viable and applicable to answer the research question. The research avoided previous meta-analyses and focused on journal articles, websites, and policy papers since they provided information that could be used to bridge the existent dearth of knowledge.

The final step involved data extraction, with the research utilizing critical dimensions to categorise each article. The articles were classified according to the title, document type, authors, and main findings, as shown in Table 1. The critical dimensions also helped define the validity, quality, and ingenuity of the articles while reducing the risk of bias. Qualitative data synthesis that helped the research identify the theme and content also complemented the extraction (Mallett *et al.*, 2012). The themes from each paper were conglomerated and written down to be discussed in the next section.

Table 1. Selected Literature.

Title	Type of document	Authors	Comments on main findings
Impulsa cólera agua embotellada	Article	Zapata (2000)	The article explores the increased demand for bottled water due to the health risk related to municipal drinking water. The demand is correlated with a surge in the consumption of PET bottles.
Fluoride concentration of bottled water, tap water, and fluoridated salt from two communities in Mexico	Journal article	Martínez-Mier Martínez-Mier, Soto-Rojas, Buckley, and Zero (2005)	The authors adumbrate that bottled water consumption has been accentuated in the nation due to the increase of fluoride compounds in tap water.
Plastic water bottles should no longer be a wasted resource	Article	Franklin (2006)	The article shows that plastic water bottles can be recycled and reused, thereby minimizing increased environmental pollution.
A battle against the bottles: Building, claiming, and regaining tap-water trustworthiness	Journal article	Parag and Roberts (2007)	Parag and Roberts highlight that bottled water consumption is correlated with an increase in pollution, especially in the production, transportation, and storage phases.
Minerals in drinking water: Impacts on taste and importance to consumer health	Journal article	Whelton, Dietrich, Burlingame, Schechs, and Duncan (2007)	The article shows that increased consumption of specific minerals and compounds in bottled water can contribute to long-term health issues.
Danone Bonafont	Article	Danone Group (2009)	The article explores the advent of renowned companies like Danone into the Mexican market after the gap in service caused by the conventional water supply system.

Title	Type of document	Authors	Comments on main findings
Hydrocarbons derived from petroleum in bottled drinking water from Mexico City	Journal article	Vega <i>et al.</i> (2011)	The authors highlight that bottled water production is linked with a surge in the risk of health issues. In most cases, people who consume bottled water are at risk of exposing themselves to aliphatic hydrocarbons and polycyclic aromatic hydrocarbons.
Mexico's water war	Article	Castano (2012)	The article explores the role played by the government in shifting demand towards bottled water due to the issues and complexities in the conventional water supply system.
Bottled-water habit keeps tight grip on Mexicans	Article	Malkin (2012)	The article expatiates that the high demand for bottled water is correlated with increased health concerns.
exploring beliefs about bottled water and intentions to reduce consumption: The dual-Effect of social norm activation and persuasive information	Journal article	Linden (2013)	Linden indicates that the rise in demand for bottled water has caused a spike in PET-associated environmental pollution and degradation.
Life cycle assessment of PET bottle recycling: A case study for Mexico	Article	Noguera (2013)	The article explores the negative impact of PET bottle production and how it can be negated through recycling processes.
Mexico's bottled water addiction	Article	Webber (2013)	The article shows that most Mexicans are paying more to gain access to bottled water.
The Bottled Water Industry in Mexico	Article	Greene (2014)	The article explores the growth of the industry amid shifts in demand and supply.

Title	Type of document	Authors	Comments on main findings
Water at the heart of the circular economy	Policy paper	Veolia (2014)	The results indicate that the circular economy hinges on the water for efficiency.
Bottled water consumption up in Mexico	Article	Bnamericas (2015)	The article highlights that the rise in consumption is because of inefficient water supply systems.
Drinking water quality in a Mexico City university community: Perception and preferences	Journal article	Espinosa-García <i>et al.</i> (2015)	The author denotes that the surge in demand for bottled water is associated with health and organoleptic reasons.
A Shared vision for the Cutzamala System: A model basin in water management	Article	National Water Commission, Engineering Institute of the National Autonomous University of Mexico, Mexican Institute for Water Technology, and The World Bank (2015)	The article explores the existent water supply system in Mexico.
Circular economy and the opportunity cost of not 'closing the loop' of the water industry: The case of Jordan	Journal article	Abu-Ghunmi, Abu-Ghumni, Kayal, and Bino (2016)	The journal article denotes that the circular economy is seminal in reducing the inefficiencies caused by the existing system.
Water in Mexico: A human right, bottled	Article	Estrada (2016)	The article evaluates how bottled water has become a norm in Mexico, with the government not providing the people with the necessary access to safe drinking water.

Title	Type of document	Authors	Comments on main findings
Water utility pathways in a circular economy	Policy paper	IWA (2016)	The article explores the application of circular economy principles for water utilities.
PetStar PET bottle-to-bottle recycling system, a zero-waste circular economy business model	Article	Cámara-Creixell and Scheel-Mayenberger (2019)	The article analyses the strides made by PetStar in implementing a circular economy that reduces the deleterious effects of bottled water on the environment.
Tap <i>versus</i> bottled water consumption: The influence of social norms, affect and image on consumer choice	Journal article	Etale, Jobin, and Siegrist (2018)	The authors highlight that most people prefer bottled water because it provides safety and convenience compared to tap water.
Bottled water in Mexico: The rise of new access to water paradigm	Journal article	Greene (2018)	The article shows that the rise in demand for bottled water in Mexico is correlated with the declining efficiency of the traditional water system.
Energy recovery from the water cycle: Thermal energy from drinking water	Journal article	Van Der Hoek <i>et al.</i> (2018)	The article argues that there is a need for water utilities to implement the necessary infrastructure that can reduce energy consumption during the production of bottled water.
Barriers and drivers in a circular economy: The case of the built environment	Journal article	Hart, Adams, Jannik, Tingley, and Pomponi (2019)	The findings cite that the circular economy's efficiency is marred by regulations.
Mexico leads the world in per-capita consumption of bottled water	Article	Mexico News Daily (2019)	The article highlights that Mexican customers are leading the world when it comes to the demand and supply of bottled water.
Market opportunities on circular economy in Mexico	Policy paper	Netherlands Enterprise Agency (2019)	The article shows that the Mexican economy is ripe for the circular economy as long as the

Title	Type of document	Authors	Comments on main findings
			necessary regulations and infrastructure are put in place.
(Re) theorizing the politics of bottled water: Water insecurity in the context of weak regulatory regimes	Journal article	Pacheco-Vega (2019)	The article shows that the demand for bottled water in Mexico is correlated with a surge in water insecurity.
PET-bottled water consumption in view of a circular economy: The case study of Salento (South Italy)	Journal article	Gambino <i>et al.</i> (2020)	The authors highlight that there is a need for water utilities to reduce bottled water consumption and signify a shift towards tap water so as to implement a circular economy.
Microbiological quality of bottled water obtained from Mexican small water purification plants: a pilot study, carried out in Morelia (Central Mexico)	Journal article	Soria-Herrera <i>et al.</i> (2020)	The article shows that bottled water contains compounds that can negatively harm the health of consumers.
Plastic pollution in Mexico	Policy paper	UNEP (2022)	The article explores the increase in pollution caused by plastic water bottles.
The bottled water industry & environmental sustainability	Article	Culora (2021)	The author denotes that it is imperative for the water industry to apply sustainable processes which will reduce pollution associated with bottled water consumption.
The potential risk of BPA and phthalates in commercial water bottles: A minireview	Journal article	Da Silva-Costa <i>et al.</i> (2021)	The authors contend that the production and consumption of bottled water are connected with an increase in the risk of exposure to bisphenol and phthalates.

Title	Type of document	Authors	Comments on main findings
Water in circular economy and resilience	Policy paper	Delgado, Rodriguez, Amadei, and Makino (2021)	The article highlights that implementing a circular economy will increase resilience and reduce the problems associated with water shortages.
Enhancing a transition to a circular economy in the water sector: The EU project WIDER UPTAKE	Journal article	Mannina <i>et al.</i> (2021)	The author opines that the circular economy is influenced by regulatory conditions imposed by domestic and international agencies.
A systemic view on circular economy in the water industry: Learnings from a Belgian and Dutch case	Journal article	Mbavarira and Grimm (2021)	The article recommends the adoption of the 6Rs in the circular economy to improve efficiency.
Circular economy in Mexico	Article	Munoz-Melendez, Delgado-Ramos, and Diaz-Chavez (2021)	The article shows that the circular economy in Mexico is relatively new, with the current policies being ineffective.
Bottled water sales rose globally as the pandemic took hold	Article	Broom (2022)	The article shows that the occurrence of the coronavirus pandemic caused a surge in demand for bottled water in Mexico, thereby undermining the tap water supply.
Polyethylene terephthalate (PET) bottle-to-bottle recycling for the beverage industry: A review	Journal article	Benyathiar, Kumar, Carpenter, Brace, and Mishra (2022)	The authors argue that the recycling processes of PET bottles can help decrease the associated pollution rates and concerns.
Bottled water - sustainable solutions for a circular economy	Article	Canadian Beverage Association (2022)	The author argues that the introduction of sustainable solutions, such as recycling processes, can help support the circular economy.

Title	Type of document	Authors	Comments on main findings
Advances in polyethylene terephthalate beverage bottle optimization: A mini review	Journal article	Ge-Zhang <i>et al.</i> (2022)	The authors argue that there is a need to optimise plastic bottle production processes in order to reduce pollution.
Circular economy of water: definition, strategies, and challenges	Journal article	Morseletto, Mooren, and Munaretto (2022)	The article defines the circular economy as it relates to the water industry.
How will the PET industry deliver its sustainability targets?	Article	Packaging Europe (2022)	The article shows that the PET industry will attain sustainability through the introduction of recycling and reuse strategies in its processes.
The horrific scam that water billionaires are running on poor countries	Article	Pearson (2022)	The article shows that major companies exploit the poor in Mexico by selling them bottled water derived from their water sources.
Water-smart circular economy – Conceptualisation, transitional policy instruments, and stakeholder perception	Journal article	Salminen <i>et al.</i> (2022)	The authors argue that the circular economy can be enhanced through effective policies and stakeholder involvement.
Coca-Cola in Mexico breaks the ban on the use of PET in bottles	Article	Sanlucar-Chirinos (2022)	The article highlights that the major beverage companies in Mexico flout the environmental protection rules and contribute to increased pollution rates in the nation.

Title	Type of document	Authors	Comments on main findings
Implementing a circular economy in Mexico through PET recycling	Article	WtERT (2022)	The article explores the use of recycling solutions to implement a circular economy. The author shows that recycling helps reduce the levels of pollution in the environment.
Utilization of plastic waste as an eco-friendly construction material	Journal article	Zainuri, Yanti, and Megasari (2022)	The article highlights that reusing plastic bottles can help minimise environmental pollution.

Results

The PRISMA statement and methodology helped the research identify 350 articles during the search process. The selection process narrowed down the list to 48 articles, as shown in Figure 1 and Table 1. The articles were evaluated conclusively, with the identification of the gaps to be filled concerning water consumption in Mexico.

Discussion

Bottled Water Consumption in Mexico

According to Bnamericas (2015), Mexico is the number one nation renowned for its heavy consumption of bottled water, with each person consuming at least 67gl on an annual basis. The findings are backed by Soria-Herrera *et al.* (2020), who alludes that the nation accounts for 9 % of the global volume, which translates to 9.5 billion. The average intake in Mexico went from “64.5 gals in 2013 to 72.4 gal in 2020” (Soria-Herrera

et al., 2020). The increase in consumption was correlated to a surge in demand due to the coronavirus pandemic in the latter year (Soria-Herrera *et al.*, 2020). Broom (2022) reports that bottled water sales increased by 140 %, which is higher than in previous years. Furthermore, it was showed that the percentage of income spent by low-income households on bottled water rose from 15 to 36 %, which in turn contributed to the success of the water bottling industry (Broom, 2022). Furthermore, the success was correlated with a large influx in water purification plants, with most being small businesses that sterilise, bottle, and distribute water to the locals in 20 l jugs (Water.org, 2022). Soria-Herrera *et al.* (2020) argue that the 20 l jug size is purchased by 98 % of Mexican households. Broom (2022) reports that the rise in the consumption of water in 2020 contributed to the shift in the sizes of the bottles purchased. The locals resorted to purchasing the 20 l and 10 l containers since convenience markets, street vendors, and bars had closed operations during the pandemic.

In most cases, Mexican people purchase bottled water due to the perception that it is devoid of bacteria and impurities (Espinosa-García *et al.*, 2015). The perception is also correlated with the fact that people surmise that bottled water is handled better compared to public water. Broom (2022) collected qualitative data from locals, with most of them arguing that bottled water was handled as private property; thus, the quality was better compared to tap water. Vega *et al.* (2011) dispute this assumption by noting that bottled water in Mexico poses a similar or higher risk than tap water. Bottled water contains hydrocarbons and fluoride, which exposes consumers to a wide range of health issues. Da Silva Costa *et al.* (2021) concur with this notion by highlighting that the

bottles have phthalates and bisphenol, which are associated with negative estrogenic effects. In most cases, a spike in the consumption of oestrogens can lead to digestive system issues and increased healthcare costs (Whelton *et al.*, 2007).

The surge in the consumption of bottled water has thus far created a new problem in Mexico in the form of pollution (Greene 2014; Greene 2018). Noguera (2013) opines that plastics account for 10.9 % of municipal solid waste in the nation, with the rate increasing over the years. Out of the 10.9 %, at least 10 % is made up of Polyethylene terephthalate (PET) products which are produced locally. There were 90 PET bottle companies in Mexico as of 2013, which produced between 700 and 800 tons of bottles per year (Noguera, 2013). Noguera (2013) highlights that the amount of PET is likely to grow due to increased consumption at an annual rate of 13 %.

The growing consumption is also attributed to the fact that water coming from municipal pipes and the national water system is not possible. The lack of mobility and convenience inadvertently predisposes people to consume bottled water. Another major variable is that Mexico is the biggest soft drink consumer per capita in the world (Noguera, 2013). Comparative analyses reveal that each Mexican consumes a total of 163 litres annually and discards up to 8.7 kilograms of Polyethylene terephthalate (Noguera, 2013; WtERT, 2022). The enormous consumption combined with the lack of recycling awareness has, in turn, turned polyethylene terephthalate bottles into a national environmental problem (UNEP, 2022; IWA, 2016). There are millions of bottles that are disposed of on roads and public places, which endanger wildlife and

degrade the environment. The PET bottles have also been associated with the clogging of sewage systems which causes floods and the seeping of sewage into the conventional drinking water supply system.

Noguera (2013) reports that the national PET recycling rate is set at 6.7 %, which is quite low considering the high consumption of bottled water. The low recycling is correlated with lax laws and regulations, which allow for companies like Danone and the Coca-Cola group to produce and sell bottled water with no hassles. Danone made its way into the Mexican market in 1992, with the company setting up a production plant that derived water from the springs (Danone Group, 2009). The company has thus far grown to become the main beverage sector machine manufacturer for packaging solutions and bottled water. It is imperative to note that Danone's entry into the market came when the nation was reeling from the deleterious effects of the cholera outbreak (Castano, 2012; Zapata, 2000). The surge in cholera cases forced people to shift from traditional water sources to bottled water. Additionally, Coca-Cola had already set up operations in the nation with a favourable regime allowing it to break the ban on the use of PET in bottles. Sanlucar-Chirinos (2022) denotes that at least 200 bottles are produced by Coca-Cola for every citizen annually. Out of the 200, 52.8 % are for soft drinks and 17 % for water (Sanlucar-Chirinos, 2022). The 17 % for bottled water is a huge number because Mexico produces 300 million tons of plastic annually, with only 3 % being recycled (Sanlucar-Chirinos, 2022).

Pearson (2022) goes further to argue that mega-corporations like Danone and Coca-Cola have thus far used the market gaps and demand to their advantage. The companies make 494 times more than they spend

by bottling water in Mexico (Pearson, 2022). The bottled water is then sold back to the locals, who have no other choice but to purchase it (Salminen *et al.*, 2022; Netherlands Enterprise Agency, 2019). The cycle creates a milieu whereby the mega corporations produce bottles that are consumed and dumped into the water sources and the environment (Salminen *et al.*, 2022; WtERT, 2022; Packaging Europe, 2022). The Mexicans give the major bottling corporations at least 66 billion dollars a year, with the companies extracting over 133 billion litres of water (Pearson, 2022).

Gambino *et al.* (2020), and Parag and Roberts (2009) show that the choice of drinking water is correlated with increased environmental pollution. The two journal articles show PET bottles have chemical stability, making them highly resistant to biodegradation. The bottles take up to 500 years before they can degrade, with their slow degradation contributing to waste accumulation (Gambino *et al.*, 2020). To make matters worse, PET bottle production requires intensive energy levels, with one bottle using up to 100 MJ of energy. The subsequent phases, sealing, bottling, or transport, use energy levels ranging from 5.6 to 10.2 MJ l⁻¹ (Gambino *et al.*, 2020).

Bottled water consumption and the circular economy

The circular economy is a novel concept in Mexico, with the government and regulators seemingly unaware of what it entails. A prescriptive review of the regulatory infrastructure in Mexico reveals that the Congress of the State of Oaxaca launched a reform in 2019 aimed at promoting the circular economy (Sanlucar-Chirinos, 2022). The reform targeted the use

of PET bottles for bottled water while banning their production and subsequent marketing. Furthermore, the government set up a one-year transitional period for the organizations in the water industry to comply, which they did not do primarily due to the high demand and profits associated with bottled water (Sanlucar-Chirinos, 2022).

A comparative analysis of the circular economy reform launched by Mexico and the universally accepted version reveals stark differences. According to Delgado *et al.* (2021), the circular economy is based on the UN 2030 agenda, which indicates that nations must meet the objectives of economic, social, and environmental sustainability together. On the other hand, Mexico's reform focused on attaining the objectives separately, with the lack of commitment between the public and private sector leaders creating a gap for the mega-corporations to exploit (Delgado *et al.*, 2021).

Considering the surge in demand, there is a need for the Mexican government to use the circular economy to transform consumption patterns and decouple economic growth associated with water exploitation by mega-corporations (Malkin, 2012; Linden, 2013; Zainuri *et al.*, 2022). The circular economy is a viable alternative to most nations' business-as-usual or linear model. In this approach, bottled water consumption will be explored in three pathways: water, energy, and materials (Sehnem, Vazquez-Brust, Pereira, & Campos, 2019; Valavanidis, 2018; Wautelet, 2018). The water pathway focuses on improving bottled water quality, thereby reducing the risk of hydrocarbons, fluoride phthalates, and bisphenol (Martínez-Mier *et al.*, 2005). On the other hand, the energy pathway involves reducing the

amount of energy used in production, sealing, bottling, or even transport. Culora (2021) indicates that the circular economy can also allow bottled water production companies to shift towards supply-based changes. The changes are implemented with conservation in mind, whereby cutting-edge technologies help plants reduce their environmental impact (Abu-Ghunmi *et al.*, 2016). The plants can shift towards LED or automated lighting, decreasing the energy used for lighting purposes. The materials pathway is focused on reducing the harmful and non-biodegradable materials used in the production of PETs. Culora (2021) and the United Nations Environmental Program (UNEP, 2022) denote that bottled water companies should use plastic containers that are 100 % recyclable, including the cap. Using recyclable materials will ensure a decline in the amount of waste in the environment.

Delgado *et al.* (2021) expatiate that the circular economy adopts a systems perspective and mimics the natural water cycle. The economy avoids water utilization and closes loops by minimizing waste and emphasizing the 6 Rs of reduce, reuse, recycle, replenish, recover, and retain (Van Der Hoek *et al.*, 2018; Netherlands Enterprise Agency, 2019; Hart *et al.*, 2019). The Mexican system has been designed in a linear manner which introduces negative externalities and causes immense impacts on the natural resources. By adopting the circular economy, the government will preserve and enhance the natural capital (water) by introducing regenerative practices (Franklin, 2006). Furthermore, it will ensure that the mega-corporations mitigate emissions of greenhouse gases through improved and energy conducive operations.

Morseletto *et al.* (2022), however, dispute the use of the traditional circular economy strategy coined by Van Der Hoek *et al.* (2018) as well as Delgado *et al.* (2021). The authors highlight that the traditional conception of the circular economy refers to general resources and types of industrial production that do not entirely fit the water context. Morseletto *et al.* (2022) allude that focusing on the circular economy's repair, refurbishing, and remanufacturing prongs targets manufactured products while repurposing focuses on discarded products. Considering this, there is a need for the bottled water industry to recalibrate some of the strategies and ensure that they are specific to the consumption rates. The proposed model focuses on rethinking bottled water consumption in Mexico (Morseletto *et al.*, 2022).

Morseletto *et al.* (2022) allude that the circular economy needs to reconfigure and reconceptualize how water is consumed. In Mexico, rethinking means restructuring the operative aspects of water production and consumption while emphasizing policies and processes. The circular economy is lauded for its role in causing transformational changes that influence consumption from the individual to the national level.

The rethink component is an overarching strategy that provides guidance and content to governments and private companies while creating synergistic links between them. The rethink component is divided into three aspects, namely "decrease," "optimize," and "retain" (Pacheco-Vega, 2019; Morseletto *et al.*, 2022).

The first aspect, "decrease," explores key strategies like avoiding, reducing, or replacing. Morseletto *et al.* (2022) highlight that the avoidance strategy is seminal in preventing water use. This strategy can

be applied in the Mexican context to prevent increased reliance on bottled water and decreased confidence in the traditional water supply system. The strategy is commingled with reducing consumption which means using less bottled water. The reduction strategy will allow the locals to balance between tap and bottled water (Etale *et al.*, 2018). Furthermore, it will play a major role in reducing the amount of income spent by people on bottled water. As it stands, the average Mexican spends about \$1.07 or 14.28 dollars on bottled water which is higher than the global average line (National Water Commission *et al.*, 2015; Webber, 2013; Mexico News Daily, 2019).

Moreover, the minimum wage in the nation is set at 3.65 dollars; thus, not every denizen can buy bottled water line (Webber, 2013; Mexico News Daily, 2019). The next strategy is replacement, whereby the government can replace the demand for bottled water with tap water. The only way to attain this is by improving the service quality and efficiency of the conventional drinking water supply system. Furthermore, this can be attained by increasing confidence among the people regarding the system, thereby reducing the organoleptic and health reasons associated with tap water (Estrada, 2016; IWA, 2016; Veolia, 2014).

Morseletto *et al.* (2022) introduce the second aspect of optimization, which involves devising strategies to use plastic bottles more efficiently and intensively. This aspect contains two strategies, namely, reuse and recycle. The reuse strategy is substantial in the management of PET bottles especially considering the slow adoption of the reforms mentioned above. Instead of disposing of them in the environment, people can be trained and informed on how to reuse the bottles (Benyathiar *et al.*, 2022;

Ge-Zhang *et al.*, 2022). Culora (2021) recommends using 100 % recycled PET plastic (Rpet) to reduce pollution and biodegradation cycles. The reuse strategy is linked with recycling, whereby the bottles can be returned to the factories where they will be remanufactured (Mannina *et al.*, 2021; Mbavarira & Grimm, 2021). Some of the water used in the production of PET bottles can be treated and recycled through the removal of chemical/biological contaminants. According to Pearson (2022), the mega-corporations in Mexico extract 133 billion litres of water and dump at least 110 billion litres of contaminated water back into the water basins and aquifers. The wastewater can be treated to enhance quality and reduce pollution, thereby ensuring that the high demand does not equal increased environmental degradation (Benyathiar *et al.*, 2022; Munoz-Melendez *et al.*, 2021; Zainuri *et al.*, 2022; Ge-Zhang *et al.*, 2022; Van Der Hoek *et al.*, 2018).

Cámara-Creixell and Scheel-Mayenberger (2019) highlight that the only way to manage bottled water consumption and its associated effects is by thinking of the phenomenon from the lens of PET materials. The authors argue that PET in water bottles has the highest recycling rate in Mexico, but only 7 % are recycled in a closed loop (Cámara-Creixell & Scheel-Mayenberger, 2019). The low rates present an opportunity for the government to capitalize on, especially by revising the Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente and the Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Los Residuos. Revising the two laws will increase the recycling of solid waste consisting of PET (Whelton *et al.*, 2007; Webber, 2013). On the contrary, the adoption of the circular economy in Mexico is compounded by myriad issues, with the topmost being normative challenges. These challenges include new legislation or

revising current regulations (Zainuri *et al.*, 2022). Suffice it to say that the Mexican regulatory environment is quite lax, with water legislation being complex, wide-ranging, and fragmented (Munoz-Melendez *et al.*, 2021). Considering this, passing regulations to enhance the circular economy will prove arduous. Subsequently, the circular economy is undermined by governance challenges brought about by the decentralized nature of Mexico's drinking water supply system. The decentralization has contributed to confusion regarding who can implement the circular economy strategies (Culora, 2021; Franklin, 2006). There is a lack of clarity on the government and private sector's role in developing the most effective water governance mechanisms and arrangements.

The preceding systematic review explores the levels of bottled water consumption in Mexico in view of the circular economy. Most of the papers presented results and findings which helped the research draw a correlation between the circular economy and bottled water consumption. On the contrary, there is an apparent gap in knowledge into which specific circular economy aspects and strategies can be used. Each researcher gives different recommendations on production and consumption, thus necessitating further research into the topic.

Conclusion

The increased consumption of bottled water in Mexico presents a dilemma for society, the private sector, and the government. On one end, bottled water is preferred by society due to the low risk it offers compared to tap water. Most people find bottled water more effective and accessible; thus,

they are willing to pay more for convenience. Contrarily, the increased demand for bottled water generates profits for private stakeholders like Coca-Cola and Danone, who benefit at the expense of society. The increased consumption contributes to environmental pollution since PET bottles are non-biodegradable. Furthermore, the government faces a dilemma in terms of stopping bottled water production and causing a shift to the conventional supply system. However, the conventional drinking water supply system is marred by concerns about its quality and the risk of waterborne diseases.

The findings from this research show that implementing the circular economy will help quell the dilemma faced by society, the government, and the private sector. The circular economy will guide the government in developing regulations controlling PET production and marketing. Furthermore, the research is seminal in delineating and disputing the assumption that bottled water is safer than tap water. The research also offers insight to the private sector on how it can initiate recycling and reusing strategies to curb increased environmental pollution. Further research is, however, required into how the circular economy can be defined to fit the context of the water industry.

Acknowledgments

This work was funded by Secretaría de Investigación y Posgrado-Instituto Politécnico Nacional. SIP Project 20230705: Consumo social responsable de agua embotellada en México ante una economía circular.

References

- Abu-Ghunmi, D., Abu-Ghumni, L., Kayal, B., & Bino, A. (2016). Circular economy and the opportunity cost of not 'closing the loop' of water industry: The case of Jordan. *Journal of Cleaner Production*, 131, 228-236. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.05.043
- Benyathiar, P., Kumar, P., Carpenter, G., Brace, J., & Mishra, D. K. (2022). Polyethylene terephthalate (PET) bottle-to-bottle recycling for the beverage industry: A review. *Polymers*, 14(12), 2366. DOI: 10.3390/polym14122366
- Biswas, A. K., & Uitto, J. I. (1999). *Water for urban areas: Challenges and perspectives*. Tokyo, Japan: United Nations University Press.
- Bnamericas. (2015). *Bottled water consumption up in Mexico*. Recovered from <https://www.bnamericas.com/en/news/bottled-water-consumption-up-in-mexico>
- Broom, F. (2022). *Bottled water sales rose globally as pandemic took hold*. Recovered from <https://phys.org/news/2022-05-bottled-sales-rose-globally-pandemic.html>
- Cámara-Creixell, J., & Scheel-Mayenberger, C. (2019). PetStar PET bottle-to-bottle recycling system, a zero-waste circular economy business model. In: Franco-García, M. L., Carpio-Aguilar, J., & Bressers, B. H. (eds.). *Towards zero waste: Circular economy boost, waste to resources* (pp. 191-213). Cham, Switzerland: Springer International Publishing.

- Canadian Beverage Association. (2022). *Bottled water-sustainable solutions for a circular economy*. Recovered from <https://www.municipalworld.com/feature-story/bottled-water-sustainable-solutions-for-a-circular-economy/>
- Castano, I. (April 18, 2012). Mexico's Water War. *Forbes*. Recovered from <https://www.direccion.de/recuperacion-para-el-lector/>
- Culora, J. (2021). *The bottled water industry & environmental sustainability*. Recovered from <https://www.wqpmag.com/bottled-water/article/10955876/the-bottled-water-industry-environmental-sustainability>
- Da Silva-Costa, R., Maia-Fernandes, T. S., De Sousa-Almeida, E., Tomé-Oliveira, J., Carvalho-Guedes, J. A., Julião-Zocolo, G., Wagner de Sousa, F., & Do Nascimento, R. F. (2021). Potential risk of BPA and phthalates in commercial water bottles: A minireview. *Journal of Water and Health*, 19(3), 411-435. DOI: 10.2166/wh.2021.202
- Danone Group. (2009). *Danone Bonafont*. Recovered from https://www.smigroup.it/repository-new/doc/BONAFONT_UK.pdf
- Delgado, A., Rodriguez, D. J., Amadei, C. A., & Makino, M. (2021). *Water in circular economy and resilience (report)*. Washington, DC: World Bank.
- Ekins, P., Domenech, T., Drummond, P., Bleischwitz, R., Hughes, N., & Lotti, L. (2019). *The circular economy: What, why, how and where*. Recovered from <https://www.oecd.org/cfe/regionaldevelopment/Ekins-2019-Circular-Economy-What-Why-How-Where.pdf>

- Espinosa-García, A. C., Díaz-Ávalos, C., González-Villarreal, F. J., Val-Segura, R., Malvaez-Orozco, V., & Mazari-Hiriart, M. (2015). Drinking water quality in a Mexico city university community: perception and preferences. *EcoHealth*, 12(1), 88-97. DOI: 10.1007/s10393-014-0978-z
- Estrada, L. (2016). *Water in Mexico: A human right, bottled*. Recovered from <https://aida-americas.org/en/blog/water-mexico-human-right-bottled>
- Etale, A., Jobin, M., & Siegrist, M. (2018). Tap *versus* bottled water consumption: The influence of social norms, affect and image on consumer choice. *Appetite*, 121, 138-146. DOI: 10.1016/j.appet.2017.11.090
- Franklin, P. (2006). *Down the drain*. Recovered from <https://www.container-recycling.org/assets/pdfs/media/2006-5-WMW-DownDrain.pdf>
- Gambino, I., Bagordo, F., Coluccia, B., Grassi, T., Filippis, G. D., Piscitelli, P., Galante, B., & De Leo, F. (2020). PET-bottled water consumption in view of a circular economy: The case study of Salento (South Italy). *Sustainability*, 12(19), 7988. DOI: 10.3390/su12197988
- Geissdoerfer, M., Savaget, P., Bocken, N., & Hultink, E. J. (2017). The circular economy – A new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*, 143(6), 757-768. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.12.048

- Ge-Zhang, S., Liu, H., Song, M., Wang, Y., Yang, H., Fan, H., Ding, Y., & Mu, L. (2022). Advances in polyethylene terephthalate beverage bottle optimization: A mini review. *Polymers*, 14(16), 3364. DOI: 10.3390/polym14163364
- Gopalakrishnan, S., & Ganeshkumar, P. (2013). Systematic reviews and meta-analysis: Understanding the best evidence in primary healthcare. *Journal of Family Medicine and Primary Care*, 2(1), 9-14. DOI: 10.4103/2249-4863.109934
- Greene, J. C. (2014). *The bottled water industry in Mexico*. Recovered from <https://repositories.lib.utexas.edu/bitstream/handle/2152/26456/GREENE-MASTERSREPORT-2014.pdf?sequence=1&isAllowed=y>:
- Greene, J. (2018). Bottled water in Mexico: The rise of a new access to water paradigm. *Wires Water*, 5(4), e1286. DOI: 10.1002/wat2.1286
- Haigh, L. (2022). *21 circular economy solutions: Changing how we eat, live, and travel for a more sustainable world*. Recovered from <https://www.weforum.org/agenda/2022/03/21-circular-economy-solutions/>
- Hart, J., Adams, K., Jannik, G., Tingley, D., & Pomponi, F. (2019). Barriers and drivers in a circular economy: the case of the built environment. *Procedia CIRP*, 80, 619-624. DOI: 10.1016/j.procir.2018.12.015
- Heshmati, A. (2015). *A review of the circular economy and its implementation* (discussion paper no. 9611). Recovered from <https://docs.iza.org/dp9611.pdf>

- IWA, International Water Association. (2016). *Water utility pathways in a circular economy*. Recovered from https://www.iwa-network.org/wp-content/uploads/2016/07/IWA_Circular_Economy_screen-1.pdf
- Klein, N., Ramos, T. B., & Deutz, P. (2020). Circular economy practices and strategies in public sector organizations: An integrative review. *Sustainability*, 12(10), 4181. DOI: 10.3390/su12104181
- Korhonen, J., Nuur, C., Feldmann, A., & Birkie, S. E. (2018). Circular economy as an essentially contested concept. *Journal of Cleaner Production*, 175, 544-552. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.12.111
- Levett, P. (2022). *Systematic reviews: Study selection and appraisal*. Recovered from https://guides.himmelfarb.gwu.edu/systematic_review/study-selection-and-appraisal
- Linden, S. (2013). Exploring beliefs about bottled water and intentions to reduce consumption: The dual-effect of social norm activation and persuasive information. *Environment and Behavior*, 47(5), 1-25. DOI: 10.1177/0013916513515239
- Macrotrends. (2022). *Mexico clean water access 2000-2022*. Recovered from <https://www.macrotrends.net/countries/MEX/mexico/clean-water-access-statistics>
- Malkin, E. (2012). *Bottled-water habit keeps tight grip on Mexicans*. Recovered from <https://www.nytimes.com/2012/07/17/world/americas/mexicans-struggle-to-kick-bottled-water-habit.html>

- Mallett, R., Hagen-Zanker, J., Slater, R., & Duvendack, M. (2012). The benefits and challenges of using systematic reviews in international development research. *Journal of Development Effectiveness*, 4(3), 445-455. DOI: 10.1080/19439342.2012.711342
- Mannina, G., Badalucco, L., Barbara, L., Cosenza, A., Di Trapani, D., Gallo, G., Laudicina, V., Marino, G., Muscarella, S., Presti, D., & Helness, H. (2021). Enhancing a transition to a circular economy in the water sector: The EU project Wider Uptake. *Water*, 13(7), 946. DOI: 10.3390/w13070946
- Martínez-Mier, E. A., Soto-Rojas, A. E., Buckley, C. M., Zero, D. T., & Margineda, J. (2005). Fluoride concentration of bottled water, tap water, and fluoridated salt from two communities in Mexico. *International Dental Journal*, 55(2), 93-99. DOI: 10.1111/j.1875-595X.2005.tb00040.x
- Martinic, M. K., Pieper, D., Glatt, A., & Puljak, L. (2019). Definition of a systematic review used in overviews of systematic reviews, meta-epidemiological studies, and textbooks. *BMC Medical Research Methodology*, 19(203), 1-12. DOI: 10.1186/s12874-019-0855-0
- Mbavarira, T. M., & Grimm, C. (2021). A systemic view on circular economy in the water industry: Learnings from a Belgian and Dutch Case. *Sustainability*, 13(6), 3313. DOI: 10.3390/su13063313
- Mexico News Daily. (2019). *Mexico leads the world in per-capita consumption of bottled water*. Recovered from <https://mexiconewsdaily.com/news/mexico-leads-world-in-per-capita-consumption-of-bottled-water/>

- Morseletto, P., Mooren, C. E., & Munaretto, S. (2022). Circular economy of water: Definition, strategies and challenges. *Circular Economy and Sustainability*, 2, 1463-1477. DOI: 10.1007/s43615-022-00165-x
- Munoz-Melendez, G., Delgado-Ramos, G. C., & Diaz-Chavez, R. (2021). Circular economy in Mexico. In: Ghosh, S. K., & Ghosh, S. K. (eds.). *Circular economy: Recent trends in global perspective* (pp. 497-523). Singapore, Singapore: Springer.
- National Water Commission, Engineering Institute of the National Autonomous University of Mexico, Mexican Institute for Water Technology, & The World Bank. (2015). *A shared vision for the Cutzamala System: A model basin in water management*. Recovered From <https://documents1.worldbank.org/curated/en/751831468182346389/pdf/96496-WP-PUBLIC-Box391453B-WB-zamalaA4-CMYK-may11-PUBLIC.pdf>
- Netherlands Enterprise Agency. (2019). *Market opportunities on circular economy in Mexico*. Recovered from https://www.rvo.nl/sites/default/files/2021/04/Market-opportunities-Circular-Economy-Mexico_1.pdf
- Noguera, D. I. (2013). *Life cycle assessment of PET bottle recycling: A case study for Mexico*. Recovered from <https://repositum.tuwien.at/bitstream/20.500.12708/13211/2/Noguera%20Daniela%20Izabal%20-%202013%20-%20Life%20cycle%20assessment%20of%20PET%20bottle%20recycling%20a...pdf>

- Pacheco-Vega, R. (2019). (Re)theorizing the politics of bottled water: Water insecurity in the context of weak regulatory regimes. *Water*, 11(4), 658. DOI: 10.3390/w11040658
- Packaging Europe. (2022). *How will the PET industry deliver its sustainability targets?* Recovered from <https://packagingeurope.com/news/how-will-the-pet-industry-deliver-its-sustainability-targets/7803.article>
- Parag, Y., & Roberts, T. (2009). A battle against the bottles: Building, claiming, and regaining tap-water trustworthiness. *Society and Natural Resources*, 7, 625-636. DOI: 10.1080/08941920802017248
- Pearson, T. (2022). *The horrific scam that water billionaires are running on poor countries.* Recovered from <https://mronline.org/2022/04/13/the-horrific-scam-that-water-billionaires-are-running-on-poor-countries/>
- Pollock, A., & Berge, E. (2018). How to do a systematic review. *International Journal of Stroke*, 13(2), 138-156. DOI: 10.1177/1747493017743796
- Salminen, J., Määtä, K., Haimi, H., Maidell, M., Karjalainen, A., Noro, K., Koskiahio, J., Tikkanen, S., & Pohjola, J. (2022). Water-smart circular economy. Conceptualisation, transitional policy instruments and stakeholder perception. *Journal of Cleaner Production*, 334, 130065. DOI: 10.1016/j.jclepro.2021.130065

- Sanlucar-Chirinos, I. C. (2022). *Coca-Cola in Mexico breaks the ban on using PET in bottles*. Recovered from <https://www.greatitalianfoodtrade.it/en/mercati/coca-cola-in-messico-fa-saltare-il-divieto-di-usare-il-pet-nelle-bottiglie/>
- Sartal, A., Ozcelik, N., & Rodríguez, M. (2020). Bringing the circular economy closer to small and medium enterprises: Improving water circularity without damaging plant productivity. *Journal of Cleaner Production*, 256, 120363. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.120363
- Sehnem, S., Vazquez-Brust, D., Pereira, S. C. F., & Campos, L. M. S. (2019). Circular economy: Benefits, impacts, and overlapping. *Supply Chain Management: An International Journal*, 24(6), 784-804. DOI: 10.1108/SCM-06-2018-0213
- Soria-Herrera, R. J., Dominguez-Gonzalez, K. G., Rumbo-Pino, R., Piña-Lazaro, A., Rivera-Gutierrez, S., Salas-Rangel, L. P., Ortiz-Alvarado, R., Gonzalez-y-Merchand, J. A., Yahuaca-Juarez, B., & Cerna-Cortes, J. F. (2020). Microbiological quality of bottled water obtained from Mexican small water purification plants: A pilot study, carried out in Morelia (Central Mexico). *Food Protection Trends*, 40(5), 314-319. Recovered from <https://www.foodprotection.org/files/food-protection-trends/sep-oct-20-soria-herrera.pdf>
- Tawfik, G. M., Dila, K. A. S., Mohamed, M. Y. F., Tam, D. N. H., Kien, N. D., Ahmed, A. M., & Huy, N. T. (2019). A step-by-step guide for conducting a systematic review and meta-analysis with simulation data. *Tropical Medicine and Health*, 47(46), 1-9. DOI: 10.1186/s41182-019-0165-6

- The Borgen Project. (2022). *7 facts about access to clean water in Mexico*. Recovered from <https://borgenproject.org/7-facts-clean-water-in-mexico/>
- The University of Tasmania. (2022). *Systematic reviews for health: 7. Boolean operators*. Recovered from <https://utas.libguides.com/SystematicReviews/Boolean>
- The World Bank. (2021). *Water in circular economy and resilience (WICER)*. Recovered from <https://www.worldbank.org/en/topic/water/publication/wicer>
- UN Women. (2022). *SDG 6: Ensure availability and sustainable management of water and sanitation for all*. Recovered from <https://www.unwomen.org/en/news/in-focus/women-and-the-sdgs/sdg-6-clean-water-sanitation#:~:text=By%202030%2C%20achieve%20universal%20and,and%20those%20in%20vulnerable%20situations>
- UNEP, United Nations Environmental Program. (2022). *Plastic pollution in Mexico*. Recovered from <https://leap.unep.org/countries/mx/case-studies/mexico>
- Valavanidis, A. (2018). *Concept and practice of the circular economy*. Recovered from <http://chem-tox-ecotox.org/wp-content/uploads/2018/07/CIRCULAR-ECONOMY-REVIEW-JULY2018.pdf>

- Van Der Hoek, J. P., Mol, S., Giorgi, S., Ahmad, J. I., Liu, G., & Medema, G. (2018). Energy recovery from the water cycle: Thermal energy from drinking water. *Energy*, 162, 977-987. DOI: 10.1016/j.energy.2018.08.097
- Vega, S., Gutiérrez, R., Ortiz, R., Schettino, B., Ramírez, M., & Pérez, J. J. (2011). Hydrocarbons derived from petroleum in bottled drinking water from Mexico City. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86(6), 632-636. DOI: 10.1007/s00128-011-0268-1
- Veolia. (2014). *Water at the heart of the circular economy*. Recovered from <https://www.veolia.com/sites/g/files/dvc4206/files/document/2014/12/economy-circular-water.pdf>
- Vickers, E. (2019). *In the circular economy, it takes, make, use, reuse*. Recovered from <https://www.bloomberg.com/professional/blog/circular-economy-take-make-use-reuse-2/#:~:text=Take%2C%20make%2C%20use%2C%20dispose,toss%20them%20out%2C%20creating%20waste>
- Water.org. (2022). *Mexico's water and sanitation crisis*. Recovered from <https://water.org/our-impact/where-we-work/mexico/>
- Wautelet, T. (2018). *Exploring the role of independent retailers in the circular economy: A case study approach* (Master's thesis). European University for Economics & Management (EUFOM). DOI: 10.13140/RG.2.2.17085.15847

- Webber, F. (2013). *Mexico's bottled water addiction*. Recovered from <https://www.ft.com/content/b24b14cc-f4ee-3b8a-b1b9-56f56972d8c5>
- Whelton, A. J., Dietrich, A. M., Burlingame, G. A., Schechs, M., & Duncan, S. E. (2007). Minerals in drinking water: Impacts on taste and importance to consumer health. *Water Science and Technology*, 55(5), 283-291. DOI: 10.2166/wst.2007.190
- Wright, K., Golder, S., & Rodriguez-Lopez, R. (2014). Citation searching: A systematic review case study of multiple risk behavior interventions. *BMC Medical Research Methodology*, 14(73), 1-8. DOI: 10.1186/1471-2288-14-73
- WtERT. (2022). *Implementing a circular economy in Mexico through PET recycling*. Recovered from <https://www.wtert.net/bestpractice/480/Implementing-a-circular-economy-in-Mexico-through-PET-recycling.html>
- Zainuri, Yanti, G., & Megasari, S. W. (2022). Utilization of plastic waste as an eco-friendly construction material. *International Conference on Environmental, Energy and Earth Science*. Recovered from <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/1041/1/012084/pdf>
- Zapata, C. (2000). *Impulsa cólera agua embotellada*. Recovered from <https://vlex.com.mx/vid/impulsa-colera-agua-embotellada-78158106>

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-06-09

Artículos

**Evaluación de la toxicidad aguda del IHPLUS® sobre el
biomodelo indicador de calidad del agua: *Poecilia
reticulata***

**Evaluation of the acute toxicity of IHPLUS® on the
biomodel water quality indicator: *Poecilia reticulata***

Zoe Alicia Castañedo-Hernández¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6537-4861>

Alfredo Meneses-Marcel², ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3168-4989>

Osmany Marrero-Chang³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1508-6014>

Keylin Sotolongo-González⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8339-2836>

Daniel Artiles-Martínez⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2637-7661>

Liliet González Sierra⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6066-232X>

¹Centro de Bioactivos Químicos, Santa Clara, Villa Clara, Cuba,
zoec@uclv.cu

²Centro de Bioactivos Químicos, Santa Clara, Villa Clara, Cuba,
ameneses@uclv.edu.cu

³Centro de Bioactivos Químicos, Santa Clara, Villa Clara, Cuba,
omarrero@uclv.edu.cu

⁴Centro de Bioactivos Químicos, Santa Clara, Villa Clara, Cuba,
krsotolongo@uclv.cu

⁵Hospital “Arnaldo Milián”, Santa Clara, Villa Clara, Cuba,
danielart@infomed.sld

⁶Estación Experimental “Indio Hatuey”. Matanzas, Cuba,
liliet.gonzalez@ihatuey.cu

Autora para correspondencia: Zoe Alicia Castañedo-Hernández,
zoec@uclv.cu

Resumen

La agricultura convencional depende de la aplicación de fertilizantes con el fin de lograr mayores rendimientos; sin embargo, es necesario encontrar un equilibrio entre sus beneficios y las alteraciones que pudieran producir a los ecosistemas. Organizaciones internacionales regulan su uso y comercialización teniendo en cuenta la eficacia y seguridad. IHPLUS[®], producido por la Estación Experimental de Pastos y Forrajes “Indio Hatuey” (Cuba), ha mostrado ser efectivo en diferentes cultivos y es objeto en este estudio evaluar los efectos sobre la calidad del agua en el bioindicador *Poecilia reticulata*. Los peces fueron expuestos al producto, en régimen estático durante 96 h, a la concentración efectiva

en la agricultura (6 %) o diluido hasta 10^6 UFC/ml según recomienda la EPA OPPTS 885.4000. Asimismo, se incluyó un grupo tratado con el producto al 6 %, pero esterilizado y un grupo control que no recibió tratamiento alguno. Se observaron durante 30 días posinoculación y se evaluó el peso, la mortalidad y otros efectos subletales. Posteriormente, se determinó la concentración letal media (CL_{50}) y la influencia del pH sobre la mortalidad de los peces. Se pudo comprobar que al 6 % provocó eventos clínicos adversos y efecto letal en el biomodelo. Las lesiones histopatológicas se corresponden tanto para el producto activado como para el inactivado. La CL_{50} fue de 3.19 %, asociándose la toxicidad al pH ácido y no a la carga microbiana presente en el bioproducto. Se concluye que IHPLUS® es seguro para *Poecilia reticulata* a concentraciones inferiores al 3 %.

Palabras clave: bioproductos, ecotoxicología, microorganismos eficientes, pez guppy.

Abstract

Conventional agriculture depends on the application of fertilizers in order to achieve higher yields; however, it is necessary to strike a balance between their benefits and the alterations they may cause to ecosystems. International organizations regulate their use and commercialization taking into account their efficacy and safety. IHPLUS®, produced by the Experimental Station of Pastures and Forages "Indio Hatuey" (Cuba), has shown to be effective in different crops and the purpose of this study is to evaluate the effects on water quality in the bioindicator *Poecilia reticulata*. The fish were exposed to the product, in a static regime for 96

h, at the concentration effective in agriculture (6 %) or diluted to 10^6 CFU/mL as recommended by EPA OPPTS 885.4000. A group treated with the 6 % product but sterilized and a control group that received no treatment were also included. They were observed for 30 days post-inoculation and weight, mortality and other sublethal effects were assessed. Subsequently, the mean lethal concentration (LC_{50}) and the influence of pH on fish mortality were determined. It was found that at 6 % it caused adverse clinical events and lethal effect in the biomodel. The histopathological lesions corresponded for both the activated and inactivated products. The LC_{50} was 3.19 %, the toxicity being associated to the acid pH and not to the microbial load present in the bioproduct. It is concluded that IHPLUS® is safe for *Poecilia reticulata* at concentrations below 3 %.

Keywords: Bioproducts, ecotoxicology, efficient microorganisms, guppy fish.

Recibido: 23/02/2022

Aceptado: 18/08/2023

Publicado Online: 07/09/2023

Introducción

El equilibrio adecuado de los ecosistemas acuáticos y terrestres del planeta es la clave para el desarrollo económico y social de la especie humana. Una de las necesidades vitales del ser humano es la alimentación, por lo que la producción de alimentos en cantidades suficientes se ha convertido en un desafío para el sector de la agricultura. Los fertilizantes a partir de productos químicos y biológicos se han empleado como instrumentos para lograr este fin; sin embargo, es importante tener en cuenta que una parte de ellos son absorbidos por las plantas, pero otra es retenida por el suelo y transportada a las aguas subterráneas por lixiviación, lo que podría tener repercusiones en la salud humana.

La Organización de la Naciones Unidas para la alimentación y la agricultura (FAO, 2019) aboga por el desarrollo de una agricultura sostenible con un uso mínimo de productos químicos, que desequilibran el medio ambiente y causan daños a la salud; promueve el empleo de biofertilizantes, cuyos efectos superan las deficiencias asociadas con las técnicas agrícolas basadas en productos químicos (Maćik, Gryta, & Frąć, 2020). En su composición están presentes microorganismos como bacterias o rizobacterias, promotores del crecimiento vegetal; pero no todas son biofertilizantes (Riaz *et al.*, 2021) y el mal uso de éstos puede traer como consecuencias la aparición de patógenos que dañen el medio ambiente (Santillán, 2016). En su Código Internacional de Conducta para el Uso y Manejo de Fertilizantes, la FAO aborda la necesidad de evaluar la efectividad e inocuidad de éstos para los seres vivos, con el objetivo de limitar la emisión de contaminantes en el origen o interceptarlos antes de

que lleguen a los ecosistemas vulnerables (FAO, 2019). La ecotoxicología acuática es una herramienta destinada a evaluar la identidad, concentración y efectos tóxicos de productos en los ecosistemas acuáticos dulceacuícolas y marinos, mediante el empleo de bioensayos (Sudha & Baskar, 2017). *Poecilia reticulata* es una de las especies de peces de agua dulce recomendada por la Organización para la Cooperación Económica y el Desarrollo (OECD, 2019) como organismo de prueba, representativo de consumidores secundarios en ecosistemas de agua dulce. Los efectos tóxicos observados en ellos son fáciles de comprender e interpretar, pues son organismos vertebrados representantes de otros de mayor complejidad (Ramírez & Mendoza, 2008).

La Estación Experimental de Pastos y Forrajes (EPPF) “Indio Hatuey” de la provincia de Matanzas, Cuba, ha desarrollado el bioproducto IHPLUS®, cuyo potencial biofertilizante se basa en la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico, solubilizar nutrientes insolubles como fosfato, descomponer residuos orgánicos, suprimir el crecimiento de patógenos del suelo, degradar tóxicos como pesticidas, reciclar e incrementar la disponibilidad de nutrientes y producir otras moléculas orgánicas simples que estimulan el crecimiento de las plantas (Díaz-Solares *et al.*, 2020). Estas cualidades han demostrado su efectividad en diferentes cultivos, sin embargo, no existen elementos sobre la seguridad medioambiental del producto y los posibles efectos que puedan tener en las fuentes de agua y sobre los organismos que viven en estas. El objetivo de este trabajo fue evaluar la toxicidad aguda del IHPLUS® sobre el indicador de calidad ambiental *Poecilia reticulata* (pez guppy).

Materiales y métodos

Ensayo de toxicidad aguda

Se realizaron las pruebas de toxicidad aguda al bioproducto IHPLUS® en los laboratorios de toxicología del Centro de Bioactivos Químicos, Cuba. Para realizar este estudio se emplearon las guías correspondientes de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD) No. 203, 2019, y de la Agencia de Protección Medioambiental (EPA) No. 850.1075, 2016 y No. 885.2000, 2009 (EPA, 2009a; EPA, 2009b).

Bioproducto

El IHPLUS® (IH-19-02) fue suministrado por la Estación Experimental de Pastos y Forrajes "Indio Hatuey", Matanzas, Cuba. Se cuantificó la presencia de microorganismos mediante el método de recuento de colonias en placa, lo que se tomó como punto de partida para preparar las concentraciones de las soluciones de estudio.

Biomodelo

Se utilizaron como organismos de prueba juveniles de ambos sexos (aproximadamente 1.5 meses) de *Poecilia reticulata*. Se seleccionaron especímenes con buen estado de salud y se adaptaron durante siete días a las condiciones del ensayo: peceras de 5 l de capacidad de agua; sistema de luz artificial (de 900 a 1 000 lx de intensidad); ciclo de 12 h de luz-12 h de oscuridad; sistema de aireación para lograr una

concentración de oxígeno disuelto superior al 60 %, y temperatura del agua entre 23 y 25 °C. Se alimentaron diariamente con pienso para peces ornamentales, producido y certificado por el Centro Nacional para la Producción de Animales de Laboratorios, Cuba.

Grupos experimentales

Se pesaron los especímenes de *Poecilia reticulata* con una balanza analítica marca Sartorius. Aquellos que cumplieron con la condición de que el peso del mayor no duplicó el del menor se distribuyeron de forma aleatoria en cuatro grupos experimentales con diez individuos, y tres réplicas cada uno:

- **Grupo 1 (control):** peceras con agua de mantenimiento de calidad para la especie.
- **Grupo 2 (inactivado):** peceras con suspensión de IHPLUS® al 6 % inactivado por esterilización durante 1 h, en autoclave (Hirayama, Barcelona, España) durante 1 h a 121 °C.
- **Grupo 3 (6 %):** peceras con suspensión de IHPLUS® al 6 % (concentración efectiva en la agricultura).
- **Grupo 4 (10^6 UFC.ml⁻¹):** peceras con suspensión de IHPLUS® a una concentración de microorganismos ajustada a 10^6 UFC.ml⁻¹ (concentración recomendada por la guía EPA 885.4000).

Para que el ensayo se considerara válido, la mortalidad en el grupo control no pudo superar el 10 % y la concentración de oxígeno disuelto debió ser superior al 60 %.

La sustancia de ensayo se administró por adición al agua de mantenimiento de los peces, que permanecieron durante 96 h en régimen estático. Posteriormente, se sustituyó el 80 % del volumen por agua fresca cada 48 h, realizándose determinaciones de las propiedades químico-físicas (conductividad, pH, oxígeno disuelto).

Los ejemplares se observaron durante las primeras cuatro horas de exposición y cada 24 h durante los siguientes 30 días. Al final del experimento, se determinó la mortalidad acumulada para cada grupo. Las variables clínicas que se midieron fueron las siguientes: pérdida de equilibrio, cambios en la actividad locomotora y natatoria, función respiratoria, pigmentación, cambios en el comportamiento alimentario, excitabilidad, letargo y mortalidad.

Se cuantificaron los pesos inicial y final de los peces. Se determinó la normalidad de la distribución de los valores (prueba de Shapiro-Wilk) al principio y al final de la prueba, así como la homogeneidad de la varianza (prueba de Levene). Finalmente, se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para comparar los pesos corporales de todos los grupos al inicio del estudio y la prueba U de Mann-Whitney para comparar el peso corporal de los peces pertenecientes a los dos grupos que llegaron al final de la prueba. Los análisis se realizaron con el paquete estadístico Statistica (versión 10) y se consideraron significativos los valores de p inferiores a 0.05.

La viabilidad de las bacterias y los hongos en el agua se evaluó inmediatamente después de añadir IHPLUS® a las peceras, primero a las 96 h y 30 días después. Para ello, se utilizó el método estándar de dilución en placa.

Los peces que murieron durante las primeras cuatro horas de la prueba se recogieron para realizar estudios histopatológicos. Los supervivientes al final de la prueba fueron sacrificados mediante el método de punción cerebral con inserción de una aguja de calibre 27 en el foramen magnum hasta la base del cerebro para producir una rápida destrucción del sistema nervioso central. La toma de muestras de tejido, la fijación, la incrustación, el corte y la tinción se realizaron según lo descrito por Megías, Molist y Pombal (2018).

Estimación de la concentración letal al 50 % (CL₅₀)

Se realizó un segundo experimento para estimar la CL₅₀ de IHPLUS®. Se formaron cinco grupos experimentales en un rango de concentración del 3-3.7 % (factor de dilución en serie de 1:1.053). También se incluyó un grupo control sin tratamiento. La CL₅₀ se determinó por ajuste de curva sigmoidea no lineal, según la ecuación descrita por Serrano (2003):

$$M(\%) = \frac{100 * C^n}{(C^n + LC_{50}^n)}$$

Donde:

$M(\%)$ = mortalidad acumulada observada a una determinada concentración (C)

CL_{50} = concentración estimada que produce el 50 % de mortalidad

n = pendiente de la región central de la curva sigmoidea

Con el valor obtenido de este parámetro se clasificó la sustancia según su peligrosidad para el medio ambiente acuático, teniendo en cuenta las categorías que el sistema de clasificación armonizado establece para este tipo de estudio (Naciones Unidas, 2015) (Tabla 1).

Tabla 1. Categorías para la clasificación de sustancia peligrosas para el bioindicador acuático: peces.

Categorías	Rango normado
Aguda 1	$\leq 1 \text{ mg.l}^{-1}$
Aguda 2	> 1 , pero $\leq 10 \text{ mg.l}^{-1}$
Aguda 3	> 10 , pero $\leq 100 \text{ mg.l}^{-1}$

Efecto de la acidez de IHPLUS® en la supervivencia de los peces

Se utilizó una solución de hidróxido de sodio 0.1 N (Merck) para ajustar el pH de las soluciones de agua de IHPLUS® (EPA, 2016), para lo que se conformaron los siguientes grupos:

- **Grupos 1 a 4:** como se describe anteriormente en la prueba de toxicidad aguda.
- **Grupo 5:** los peces fueron expuestos a IHPLUS® inactivado por calor al 6 % (como se describió anteriormente); pero el pH se ajustó a 7.
- **Grupo 6:** los peces fueron expuestos a IHPLUS® al 6 % disuelto en agua, pero el pH se ajustó a 7.

Resultados y discusión

Las acciones de los seres humanos afectan ostensiblemente a un sinnúmero de ecosistemas acuáticos, modificando la evolución natural de los mismos en diferentes escalas. Uno de los instrumentos de evaluación corresponde al uso de indicadores biológicos para monitorear la salud o la integridad de los ecosistemas acuáticos. Así, la OECD (2019) recomienda utilizar al pez *Poecilia reticulata*. Al exponer este biomodelo al producto IHPLUS® se obtuvieron los siguientes resultados.

Las pruebas de toxicidad se consideraron válidas al no existir mortalidad en los grupos controles. El agua que se utilizó para los ensayos tuvo un nivel de saturación de oxígeno de 61.8 ± 0.59 % a 25 °C, por lo cual cumple con los requisitos de la EPA (2016) y la OECD (2019).

Ensayo de toxicidad aguda

El peso inicial de los peces cumplió con las exigencias de las agencias regulatorias (EPA, 2016; OECD, 2019), donde el peso del mayor no duplicó el del menor (de 0.019 a 0.037 g). También se cumplió con el requisito de no sobrepasar los 0.8 g de peso vivo por litro de agua (promedio = 0.052 g.l^{-1}). Al aplicar la prueba de Shapiro-Wilk, no todos los grupos tuvieron distribución normal y según la prueba de Kruskal-Wallis no hubo diferencias estadísticas ($p > 0.05$) entre los cuatro grupos evaluados, lo que permitió demostrar la similitud de los pesos de los peces en los distintos grupos.

En las primeras 4 h de exposición al bioproducto a una concentración del 6 % (grupos 2 y 3), se observaron cambios conductuales (síntomas de hiperexcitación, nado errático, movimientos letárgicos con flexión lateral, parálisis de las aletas, despigmentación y descamación de la piel). Antes de las 96 h se produjo un 100 % de mortalidad de *Poecilia reticulata* en los grupos 2 y 3.

Al relacionar los parámetros físico-químicos (Tabla 2), se observó que el oxígeno disuelto en las suspensiones del grupo 3 se comportó por debajo de los niveles requeridos para la especie (5 mg.l⁻¹). Abdallah, Thomas y Jonz (2015) plantean que esta variable no interfiere de manera significativa en la supervivencia de la familia *Poeciliidae*, dado que utilizan la respiración acuática en la interfaz aire-agua para satisfacer la demanda de oxígeno en el agua hipóxica. Los peces que estuvieron en contacto con las suspensiones del bioproducto al 6 % aumentaron la excitabilidad y la frecuencia de toma de aire en la superficie. En cambio, los bajos valores de pH de las suspensiones del IHPLUS® (grupos 2 y 3) pudieron influir en la subsistencia de la especie. Al respecto, Henrique, Araújo, John y Rantin (2018) plantean que una reducción en el pH puede conducir a una acidosis respiratoria que compromete la absorción de O₂, influyendo en varios procesos fisiológicos en los peces, incluido el intercambio de gases respiratorios y la excreción de desechos nitrogenados.

Tabla 2. Comportamiento de parámetros físico-químicos de las suspensiones del IHPLUS® frente a *P. reticulata*.

Núm.	Grupo	pH	Conductividad ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	Oxígeno disuelto (mg.l^{-1})
1	Control	7.75 ± 0.04	140.27 ± 21.56	5.03 ± 0.03
2	Inactivado: 6 %	4.33 ± 0.06	715.39 ± 25.26	5.11 ± 0.04
3	Tratado: 6 %	4.31 ± 0.04	702.95 ± 18.13	2.46 ± 0.05
4	Tratado 10^6 UFC.ml^{-1}	7.16 ± 0.06	205.59 ± 5.95	5.00 ± 0.03

Los peces del grupo control (grupo 1) y los expuestos al producto con recuento de microorganismos 10^6 UFC.ml^{-1} (grupo 4) mostraron un comportamiento normal durante todo el tiempo del estudio. Al finalizar el ensayo (Figura 1) no existieron diferencias estadísticamente significativas ($p = 0.239$, Prueba U de Mann-Whitney) entre los pesos de los peces controles (grupo 1) y de los tratados con el producto ajustado a 10^6 UFC.ml^{-1} (grupo 4).

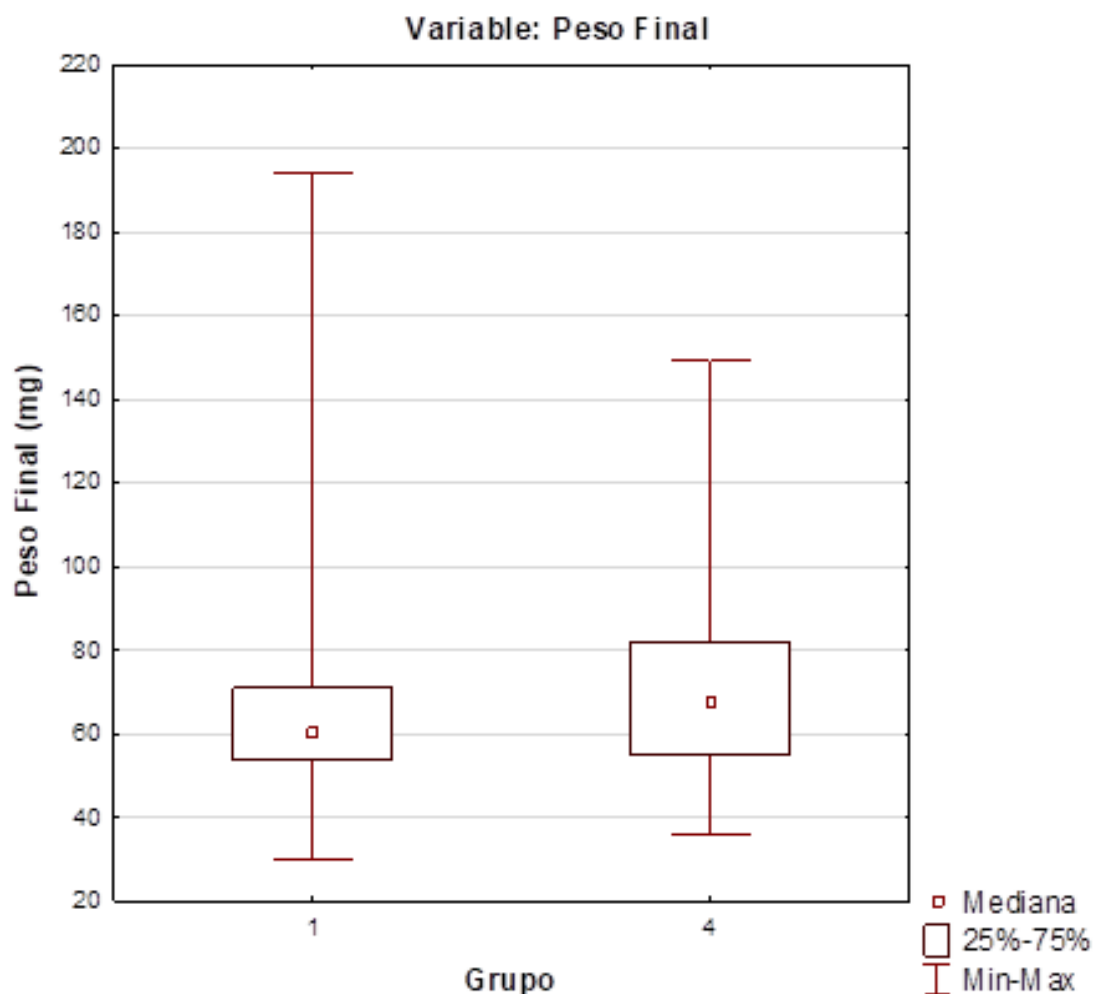


Figura 1. Comportamiento del peso de los peces al final del ensayo.

En los muestreos realizados para determinar la carga microbiana durante el ensayo (Tabla 3), se aislaron microorganismos en todos los grupos a las 96 h de exposición. Dichos aislamientos deben proceder del producto de prueba y de la propia flora de los peces.

Tabla 3. Carga microbiana (UFC.ml⁻¹) en los diferentes grupos en el ensayo.

No.	Inicio (tiempo cero)			96 horas			30 días		
	B	H	L	B	H	L	B	H	L
1	0	0	0	1.4x10 ³	0.9x10 ³	0	1.02x10 ³	0.7x10 ³	0
2	0	0	0	2.1x10 ⁴	0.7x10 ³	0	-	-	-
3	2.1x10 ⁹	9.8x10 ⁶	7.5x10 ⁴	5.2x10 ⁹	1.1x10 ⁷	8.2x10 ⁴	-	-	-
5	0	0	0	1.8x10 ⁴	4.7x10 ³	0	3.1x10 ⁵	1.03x10 ³	0
6	2.7x10 ¹⁰	2.85x10 ⁶	9x10 ⁴	2.9x10 ¹⁰	3.0x10 ³	1.2x10 ⁴	5x10 ⁷	2.8x10 ³	2.09x10 ⁴

B: bacterias; H: hongos; L: levaduras; -: no realizado. Grupos con 100 % de mortalidad a las 96 horas.

Los peces muertos (grupos 2 y 3) durante el ensayo de toxicidad aguda presentaron lesiones macroscópicas a nivel de la piel con descamación y pérdida de pigmentación. En los análisis microscópicos a los cortes histológicos se observaron los siguientes hallazgos.

Branquias

Al analizar histológicamente las branquias en los peces expuestos al producto IHPLUS® (grupos 2 y 3) se observó fragmentación y destrucción de las laminillas branquiales, así como congestión de los filamentos, con presencia de necrosis y daños severos (Figura 2a, b). Por el contrario, los utilizados como control (Figura 2c) mantuvieron una estructura branquial normal. El análisis de la histología de este órgano constituye una

herramienta valiosa para evaluar la salud de los ecosistemas (Santos et al., 2019).

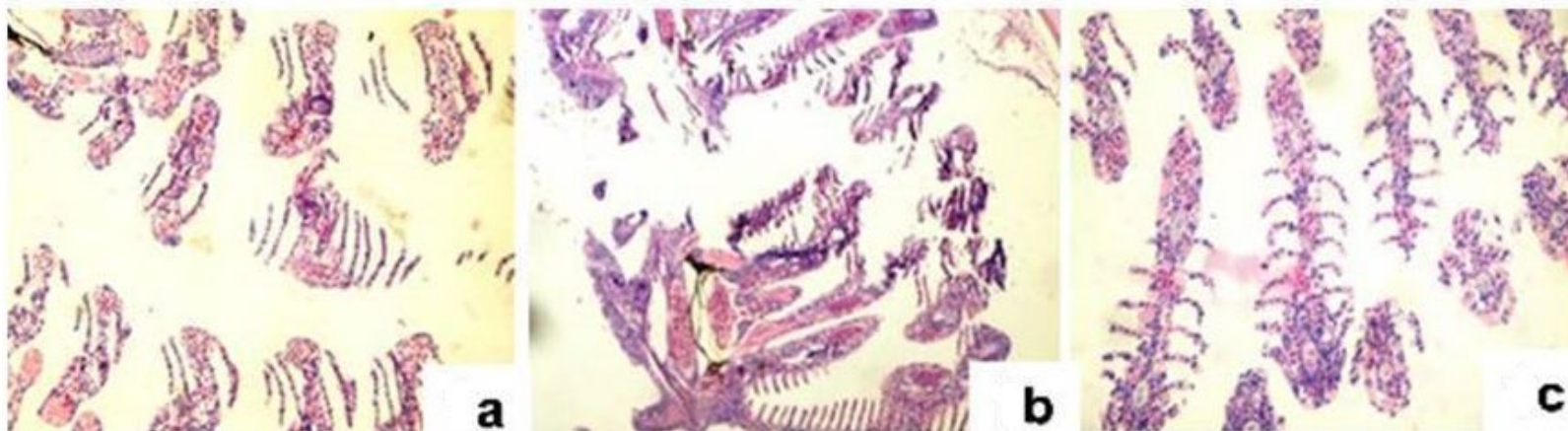


Figura 2. Branquias en peces expuestos a IHPLUS® 6 %. Tinción de hematoxilina-eosina 60×: 2a) daños en filamentos y lámelas branquiales de *P. reticulata* expuestos a IHPLUS® 6 %; 2b) necrosis y aumento de basofilia en laminillas primaras y secundarias en peces expuestos a IHPLUS® 6 % inactivado, presencia de congestión en los vasos sanguíneos; 2c) aspecto normal en peces utilizados como control.

Piel

Los peces expuestos al bioproducto IHPLUS® mostraron alteraciones macroscópicas en la disposición anatómica de las escamas, y los estudios histológicos demostraron pérdida de células mucosas y epiteliales, así como desprendimiento y separación de la epidermis de la dermis (Figura 3a). Palacios, Sandoval, Bueno y Manchego (2015) aseveran que cuando

la piel es afectada por agentes externos, se producen lesiones similares a las encontradas en los peces del grupo tratado de nuestro estudio.

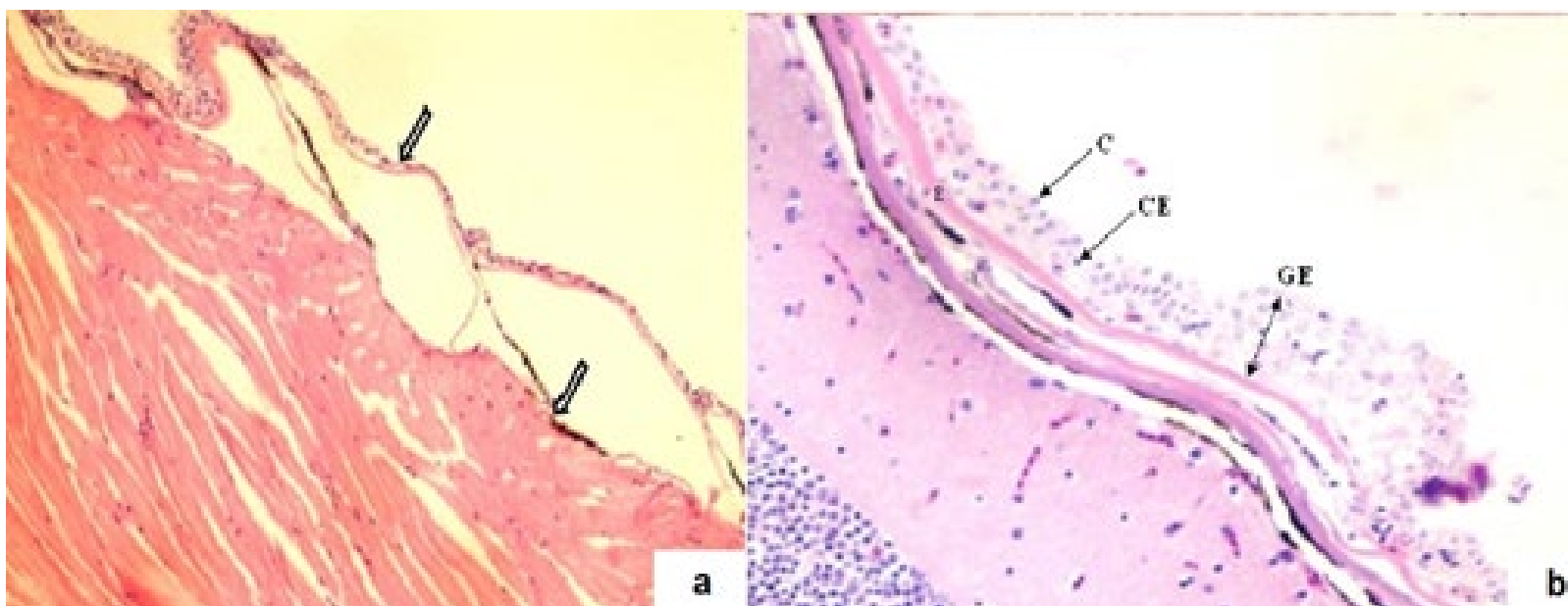


Figura 3. Piel en peces expuestos a IHPLUS® 6 %. Tinción de hematoxilina-eosina. 600×: 3a) lesiones de la piel con desprendimiento y separación de la epidermis de la dermis (flechas) 150×; 3b) aspecto normal de la piel de *P. reticulata* grupo control. C: células mucosas; CE: células epiteliales; GE: grosor de la epidermis; E: escamas.

Intestino

Los peces muertos pertenecientes a los grupos tratados con IHPLUS® y el producto inactivado presentaron lesiones en la mucosa del intestino, por lo que es evidente el daño ocasionado por la ingestión de la sustancia. Estas lesiones descritas en la Figura 4a **no se observaron en el grupo control.**

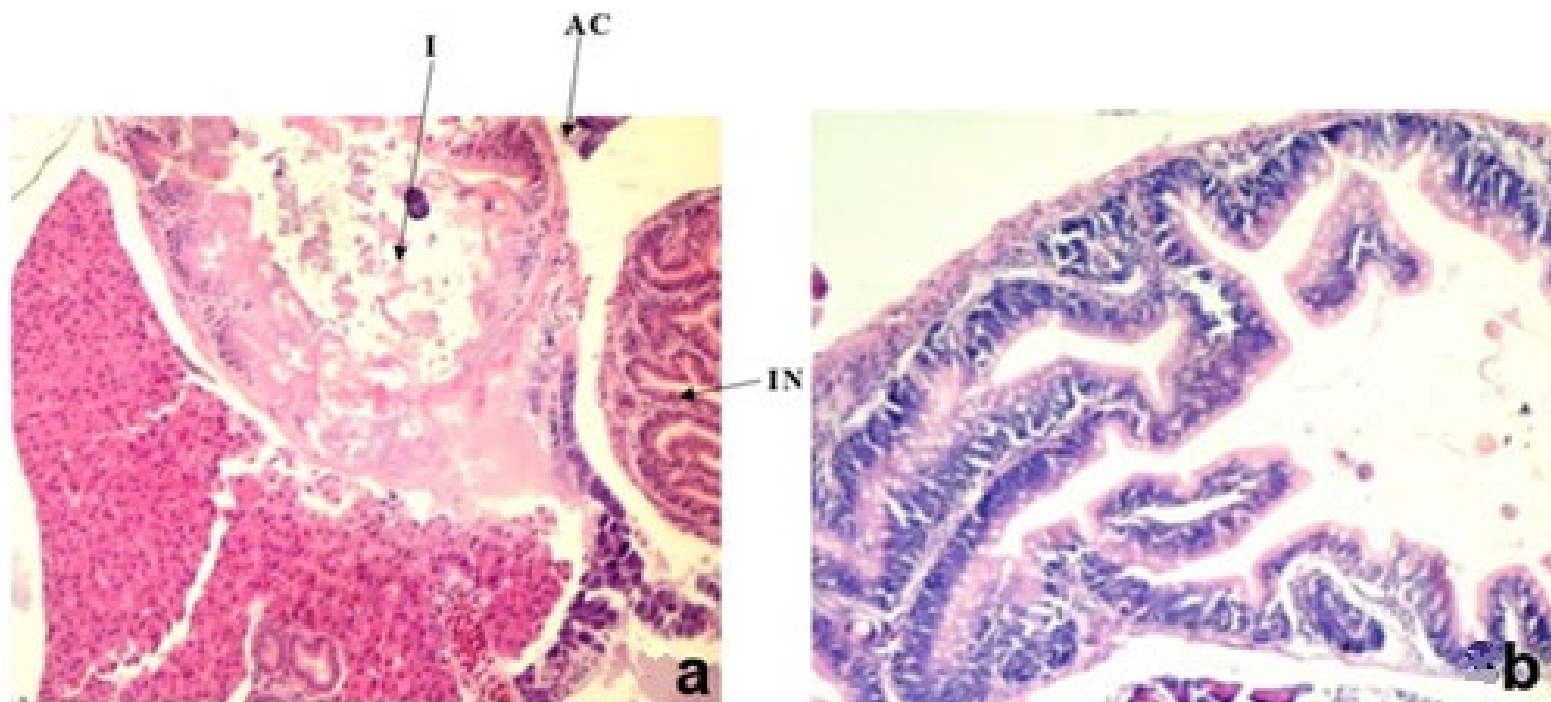


Figura 4. Intestino de peces expuestos a IHPLUS® 6 %. Tinción hematoxilina y eosina 600×: 4a) lesiones en intestino de *P. reticulata* tratados con IHPLUS®. I: área de intestino dañado con destrucción total de la mucosa; AC: pequeñas áreas de conservación de la mucosa en porción de intestino dañado; IN: área de intestino normal; 4b) intestino normal en *P. reticulata*. Grupo control.

La escasa información científica sobre el tema habla de la poca importancia que se le da por la comunidad científica internacional a esta parte de anatomía de los peces; sin embargo, los resultados demuestran que se pueden producir daños importantes a nivel intestinal por la acción de contaminantes acuáticos.

Determinación de la CL₅₀

En el ensayo de toxicidad aguda, la concentración del 6 % produjo un 100 % de mortalidad, por lo que se realizó un gradiente de concentraciones a partir del 3.7 % del bioproducto IHPLUS®. En concentraciones iguales o superiores al 3.33 % se observó un 100 % de mortalidad, comportándose con estrecho margen entre la concentración entre los límites superior e inferior en términos de concentraciones letales. Según estos resultados (Figura 5), la CL₅₀ estimada del IHPLUS® frente a *P. reticulata* a las 96 h de exposición fue de 3.19 % (31 900 mg/l).

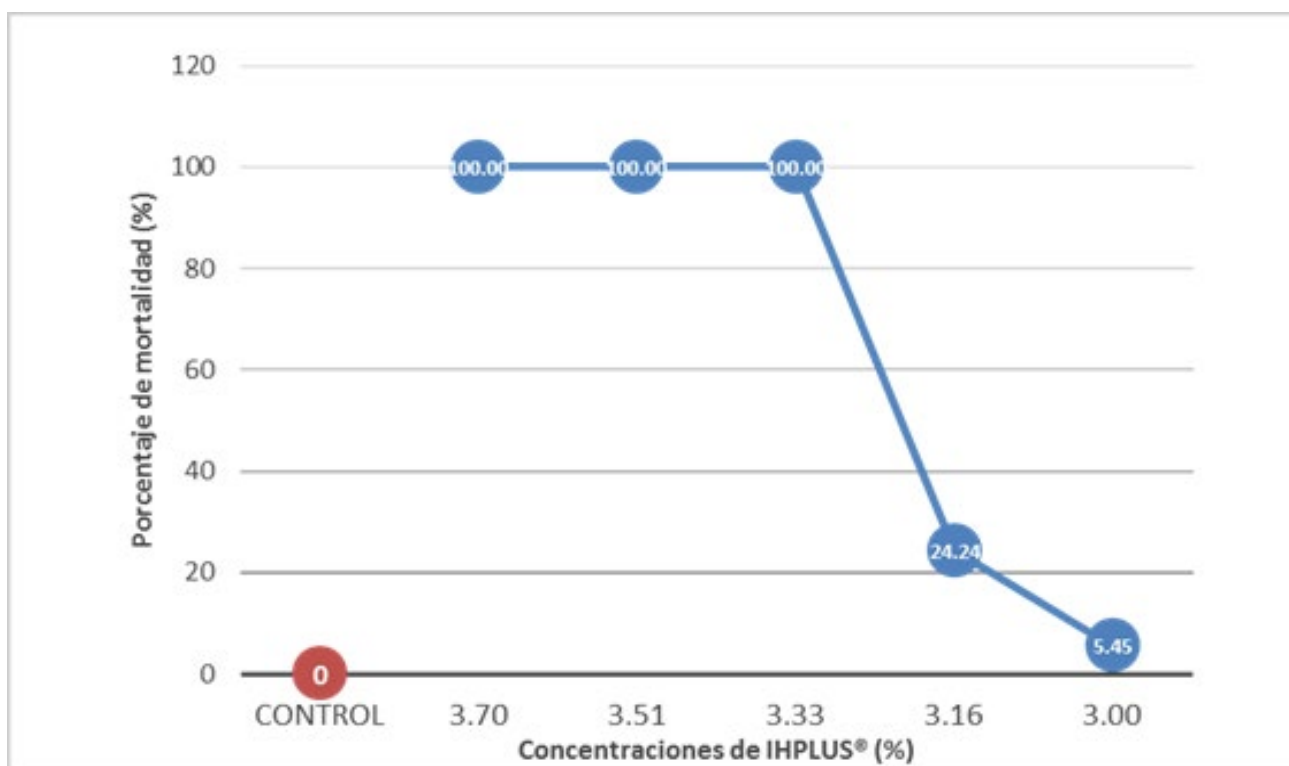


Figura 5. Comportamiento de la mortalidad de los peces *P. reticulata* expuestos al IHPLUS®.

Teniendo en consideración los resultados obtenidos en el experimento y de acuerdo con el sistema de clasificación para peligros a corto plazo (agudo) para el medio ambiente acuático (Naciones Unidas, 2015), el producto IHPLUS® no puede ser clasificado dentro de las categorías propuestas debido a que el valor de la CL₅₀ resultó muy superior a los niveles de categorías de peligro, los que clasifican a la sustancia hasta 100 mg/l y en nuestro caso dicha determinación resultó 31 900 mg/l.

Efecto de la acidez de IHPLUS® en la supervivencia de los peces

Los resultados obtenidos en el ensayo de toxicidad aguda demostraron que la toxicidad del producto se mantiene tanto por exposición a la microflora en evaluación (grupo 3) como a los metabolitos y desechos del proceso de fermentación que continúan ocurriendo de forma natural en el biopreparado (grupo 2). Sin embargo, el pH del agua de las peceras de estos grupos experimentales se encontraba en valores ácidos. *P. reticulata* vive satisfactoriamente en un intervalo de pH de 6 a 8. Varios autores plantean que cuando los peces se exponen a medios de mantenimiento con pH ácido se ocasionan daños a los filamentos de las branquias, produciendo una lesión aguda con disfunción respiratoria y muerte (Pardo, Suárez, & Pertuz, 2009; Urku, 2020). Teniendo en cuenta

estos hallazgos, se realizó un tercer experimento (grupos 5 y 6), donde se ajustó el pH a las suspensiones de IHPLUS 6 % (Tabla 4).

Tabla 4. Comportamiento del pH en las suspensiones de IHPLUS 6 % ajustadas.

Grupos núm.	pH	Tiempo				
		0 h	24 h	48 h	72 h	96 h
5	7.49 ± 0.08	7.53	7.43	7.37	7.57	7.53
6	7.46 ± 0.12	7.53	7.57	7.27	7.47	7.47

Al término del tiempo de exposición se encontraban vivos el 100 % de los peces (Figura 6) y mantuvieron sus características fisiológicas normales.

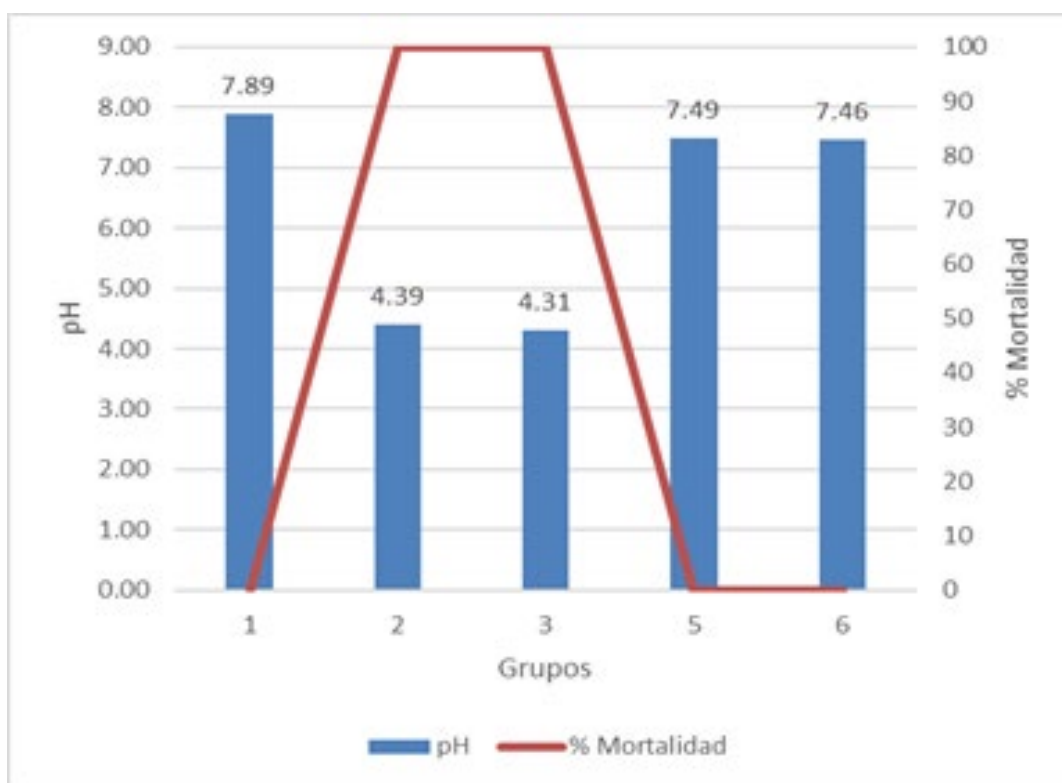


Figura 6. Relación del efecto del pH sobre la mortalidad en *P. reticulata*.

Los efectos detectados del IHPLUS® sobre el bioindicador de calidad del agua *P. reticulata* pueden ser minimizados en su forma de uso. Este producto centra su empleo en el control de plagas en la agricultura, por lo que debe presentar un arrastre y disolución por la lluvia y/o riego, lo que hace que a las corrientes de agua no lleguen a la concentración que causa daño letal a los peces. Además, el proceso de lixiviación, a través del suelo, proporciona un aumento del pH debido a que varios minerales presentes en éste ayudan a amortiguar los cambios en el pH cuando un ácido o base es agregado (Ng *et al.*, 2022). Se pueden sugerir estudios de campo para evaluar el impacto del modo de uso.

Conclusiones

Bajo las condiciones de ensayo, el bioproducto IHPLUS® resultó seguro para el indicador de calidad ambiental *Poecilia reticulata* a concentraciones inferiores del 3 %.

Referencias

- Abdallah, J. S., Thomas, B. S., & Jonz, G. M. (2015). Aquatic surface respiration and swimming behavior in adult and developing zebrafish exposed to hypoxia. *Journal of Experimental Biology*, 218, 1777-1786.
- EPA, Environmental Protection Agency. (2009a). *Microbial pesticide test guidelines: OPPTS 885.2000 background for residue analysis of microbial pest control agents (EPA 712-C-96-328)*. Recuperado de <https://www.regulations.gov/document/EPA-HQ-OPPT-2009-0159-0028>
- EPA, Environmental Protection Agency. (2009b). *Microbial pesticide test guidelines: OPPTS 885.4000 background for nontarget organism testing of microbial pest control agents (EPA 712-C-96-328)*. Recuperado de <https://www.regulations.gov/document/EPA-HQ-OPPT-2009-0159-0028>

EPA, Environmental Protection Agency. (2016). *Fish acute toxicity test, freshwater and marine. United States Environmental Protection Agency. Prevention, Pesticides and Toxic Substances (7101) (EPA OPPTS. 850.1075).* Recuperado de <https://www.regulations.gov/document/EPA-HQ-OPPT-2009-0154-0035>

Díaz-Solares, M., Martín-Martín, G., Taymer, F., Fonte, L., Lamela-López, L., Montejo-Sierra, I., Esquijerosa, Y., Ojeda-García, F., Medina-Salas, R., Ramírez, W., Lezcano-Fleires, J., Pentón, G., Peter-Schmith, H., Alonso-Amaro, O., Catalá-Barranco, R., & Milera-Rodríguez, M. (2020). *Obtención y utilización de microorganismos nativos: el bioproducto IHPLUS®. Proyecto Biocarbono. Cuba.* Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/339916260>

FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2019). *Código Internacional de Conducta para el Uso y Manejo de Fertilizantes.* Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

Henrique, L., Araújo, V., John, D., & Rantin, T. (2018). Control of air-breathing in fishes: Central and peripheral receptors. *Acta Histochemica*, 120(7), 642-653.

Maçik, M., Gryta, A., & Frąc, M. (2020). Biofertilizers in agriculture: An overview on concepts, strategies and effects on soil microorganisms. *Advances in Agronomy*, 16, 31-87.

- Megías, M., Molist, P., & Pombal, M. (2018). *Técnicas histológicas. TINCIÓN. Atlas de Histología Vegetal y Animal*. Vigo, España: Departamento de Biología Funcional y Ciencias de la Salud, Universidad de Vigo.
- Naciones Unidas. (2015). *Sistema globalmente armonizado de clasificación y etiquetado de productos químicos (SGA)* (6ª ed.). Nueva York, EUA, y Ginebra, Suiza: Naciones Unidas.
- Ng, J. F., Ahmed, O. H., Jalloh, M. B., Omar, L., Kwan, Y. M., Musah, A. A., 6 Poong, K. H. (2022). Soil nutrient retention and pH buffering capacity are enhanced by calceprill and sodium silicate. *Agronomy*, 12, 219. DOI: 10.3390/agronomy12010219
- OECD, Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos. (2019). *Test No. 203: Fish, acute toxicity test, OECD guidelines for the testing of chemicals, Section 2*. DOI: 10.1787/9789264069961-en
- Palacios, H. S., Sandoval, C. N., Bueno, M. C., & Manchego, S. A. (2015). Estudio microbiológico e histopatológico en peces tetra neón (*Paracheirodon innesi*) de la amazonía peruana. *Revista de Investigaciones Veterinarias del Perú*, 26(3), 469-483.
- Pardo, C. S., Suárez, M. H., & Pertuz, B. V. (2009). Interacción de los suelos sulfatados ácidos con el agua y sus efectos en la sobrevivencia del bocachico (*Prochilodus magdalenae*) en cultivo. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 22(4), 619-631.
- Ramírez, P., & Mendoza, A. (2008). *Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo*. México, DF, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

- Riaz, U., Murtaza, G., Anum, W., Samreen, T., Sarfraz, M., & Nazir, M. Z. (2021). Chapter 11. Plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR) as biofertilizers and biopesticides. In: Hakeem, K. R. *et al.* (eds.). *Microbiota and biofertilizers*. DOI: 10.1007/978-3-030-48771-3_11
- Santillán, M. L. (2016). *Así funcionan los biofertilizantes*. Ciencia UNAM. Ciudad de México, México: Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). Dirección General de Divulgación de la Ciencia (DGDC). Recuperado de https://ciencia.unam.mx/leer/570/Asi_funcionan_los_biofertilizantes
- Santos, D., Luzio, A., Coimbra, A., Varandas, S., Fontaínhas-Fernandes, A., & Monteiro, S. (2019). A gill histopathology study in two native fish species from the hydrographic Douro Basin. *Microscopy and Microanalysis*, 25(1), 1-8. DOI: 10.1017/S1431927618015490
- Serrano, R. (2003). *Introducción al análisis de datos experimentales: tratamiento de datos en bioensayos* (pp. 145-160). Castelló de la Plana, España: Universitat Jaume I.
- Sudha, V., & Baskar, K. (2017). Importance of aquatic toxicology. *Entomology, Ornithology & Herpetology: Current Research*, 6(2), e126.
- Urku, C. (2020). *Histopathology and antibiotic susceptibility of Aeromonas hydrophila isolated from diseased guppy (Poecilia reticulata)*. Erzincan Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Dergisi. Recuperado de <https://www.researchgate.net/publication/340063729>

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-06-10

Artículos

Innovación tecnológica a través de las TIC para la gestión urbana del agua y de riesgos de precipitaciones extremas

Technological innovation for urban water and rainfall extreme disaster risk management

Alejandra Amaro-Loza¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1585-9179>

Adrián Pedrozo-Acuña², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6921-4363>

Alejandro Sánchez-Huerta³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4886-3449>

Norma Patricia López-Acosta⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4269-2562>

¹Posgrado de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, amaro.aloza@gmail.com

²Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, Jiutepec, México, adrian_pedrozo@tlaloc.imta.mx

³Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, asanchezh@iingen.unam.mx

⁴Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, nlopeza@iingen.unam.mx

Autora para correspondencia: Alejandra Amaro-Loza,
amaro.aloza@gmail.com

Resumen

En este trabajo se presenta una aplicación práctica del uso de las tecnologías de la información y comunicación (TIC) en la gestión de riesgos de desastres debidos a precipitaciones extremas en regiones urbanas. El objetivo es plantear, a partir del caso de estudio del deslizamiento del cerro del Chiquihuite, una de las formas en las que se puede aprovechar la información del Observatorio Hidrológico del Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México (OH-IIUNAM) para mejorar la gestión de desastres generadas por precipitaciones extremas. En el caso de estudio, se utilizan los datos del OH-IIUNAM para el análisis temporal y espacial de las tormentas que se presentaron en la Zona Metropolitana del Valle de México entre el 1 y 9 de septiembre de 2021; también se considera el sismo que ocurrió el 7 de septiembre del mismo año. La conjunción de ambos fenómenos produjo un deslizamiento del cerro el 10 de septiembre de 2021, que provocó grandes daños en las viviendas y pérdidas humanas. En el análisis temporal realizado se encontró que las tormentas más importantes ocurrieron entre los días 1 y 8 de septiembre, destacando las tormentas de los días 6 y 7 en intensidad y precipitación acumulada. En cuanto al análisis espacial, se utilizó la interpolación IDW (interpolación de distancia inversa ponderada) para estimar la precipitación en toda la Ciudad de México (CDMX) en el periodo del 1 al 9 de septiembre,

encontrándose que la zona del cerro del Chiquihuite fue una de las áreas donde cayó mayor cantidad de agua de lluvia.

Palabras clave: innovación, tecnologías de la información y comunicación (TIC), gestión urbana de riesgos, gestión urbana del agua, precipitación, precipitaciones extremas, deslizamiento, cerro del Chiquihuite.

Abstract

This paper presents a practical application of the use of Information and Communication Technologies (ICT) in disaster risk management in urban regions. The objective is to propose, based on a case study: The Chiquihuite hill landslide, one of how the information from the Hydrological Observatory of the UNAM can be used to improve disaster management generated by extreme rainfall. In this case study, the OH-IIUNAM data are used for the temporal and spatial analysis of the storms that occurred in the Metropolitan Zone of the Valley of Mexico between September 1st and 9th, 2021, together with the earthquake that occurred on September 7, the conjunction of both phenomena produced a landslide of the hill on September 10th, 2021, which caused great damage to homes and human losses. The temporal analysis found that the most important storms occurred between September 1st and 8th, with the storms of days 6th and 7th standing out in terms of intensity and accumulated precipitation. As for the spatial analysis, IDW interpolation was used to estimate the precipitation in the entire Mexico City from September 1st to 9th. It was found that the Chiquihuite hill area was one where the greatest amount of precipitation.

Keywords: Innovation, information and communication technologies (ICT), urban risk management, urban water management, precipitation, extreme rainfall, landslides, Chiquihuite hill.

Recibido: 15/02/2023

Aceptado: 11/12/2023

Publicado Online: 20/12/2023

Introducción

Desde la perspectiva global, la tendencia de la urbanización es superior a la rural. De acuerdo con datos de la Organización de las Naciones Unidas (ONU), se determinó que desde 2007 más del 60 % de la población mundial está concentrada en las ciudades. Los centros urbanos son actores del desarrollo, puesto que contribuyen con poco más del 70 % del producto interno bruto (Seto, Güneralp, & Hutyra, 2012) y consumen entre el 56 y 76 % de la energía producida (Rodríguez Camino, Picatoste-Ruggeroni, Heras-Hernández, 2015; Solecki & Marcotullio, 2013). A pesar del desarrollo económico y social, las megaciudades enfrentan desafíos complejos, como los problemas ambientales (entre ellos, el cambio climático, el calentamiento global y otros), las oportunidades de desarrollo y la calidad de vida. La modificación de las superficies terrestres en los centros urbanos, como la capacidad calorífica, el albedo y la rugosidad, afecta el clima de la superficie al desequilibrar el balance energético e hídrico, lo que da lugar a climas locales distintos sobre la región urbana y los suburbios colindantes (Ren, Zhu, Wang, & Cheng,

2016). Como se muestra en la Figura 1, la escorrentía aumenta de 10 a 55 % debido al cambio de uso de suelo y la reducción de la cobertura vegetal a causa del desarrollo urbano.



Figura 1. Modificación de los escurrimientos asociados con el proceso de urbanización. Fuente: adaptación y traducción al español a partir de (Endreny, 2005).

Los fenómenos extremos relacionados con el tiempo, el clima y el agua son cada vez más frecuentes e intensos como consecuencia del cambio climático y con mayor exposición a múltiples peligros conexos (OMM, 2021). De acuerdo con la Organización Meteorológica Mundial (OMM), 90 % de los desastres a nivel mundial se asocian con eventos hidrometeorológicos (CRED, 2019) y afectan a millones de personas (Cole & Murphy, 2014; Steenge & Bočkarjova, 2007; van der Veen, 2004), especialmente en las megaciudades (ciudades cuya población supera los 10 millones de habitantes) tienen un efecto multiplicador porque existe más población y bienes concentrados por unidad de superficie expuestos a estos fenómenos (Garrocho & Sobrino, 2018; UNFPA, 2012). Adicionalmente, existen efectos en cadena provocados por las inundaciones, como las pérdidas de productividad laboral y de capital (Hallegatte & Ghil, 2008).

Un estudio del Banco Mundial (Giot & Perea, 2019) señala que en países latinoamericanos, 4 de cada 10 habitantes podrían situarse en condición de pobreza, en caso de ocurrir un desastre. Esto convierte a la gestión de riesgos de desastres en una importante estrategia para avanzar hacia una sociedad más igualitaria. Al mismo tiempo, la urbanización desordenada da lugar a una mayor exposición de las personas y los activos, en particular a las poblaciones desatendidas y con menores capacidades adaptativas (Hemmati, Ellingwood, & Mahmoud, 2020). Por lo tanto, las medidas de adaptación y mitigación deben desarrollarse de forma proactiva (Gasper, Blohm, & Ruth, 2011; Haer, Husby, Botzen, & Aerts, 2020; Hemmati *et al.*, 2020; Hemmati,

Kornhuber, & Kruczkiewicz, 2022; Padilla, Dryhurst, Hosseinpour, & Kruczkiewicz, 2021), específicamente para cada entorno urbano, efectivas en cuanto a la flexibilidad a través del tiempo y conforme a la variación de las condiciones climáticas (Hemmati *et al.*, 2022).

El Área Metropolitana de la Ciudad de México ocupa el quinto puesto en la clasificación de las megaciudades (ONU, 2018), con 21.6 millones de habitantes. Como en otros países de América Latina, en México predomina el modelo de dispersión urbana periférica (Sili, 2022; Uribe-Cortez, 2020). En las principales metrópolis del país, como Ciudad de México, Guadalajara y Monterrey, la superficie urbana ha incrementado 4 % hacia la periferia a partir del periodo de 1980 a 2010 (Sedesol, 2012). Con frecuencia, esta urbanización dispersa es propiciada por el bajo costo de la vivienda, y la mayoría de las veces carece de servicios, infraestructura y transporte, lo cual da lugar a nuevas formas de polarización y segregación socio-territorial (UNFPA, 2012; Uribe-Cortez, 2020). Los asentamientos irregulares aumentan la vulnerabilidad a inundaciones y deslizamientos de tierras (Douglas, 2006). Un ejemplo de ello es el lamentable suceso ocurrido al norte de la Ciudad de México en el cerro del Chiquihuite el 10 de septiembre de 2021. El riesgo de la inestabilidad de taludes es mayor en zonas sísmicas y en aquellas áreas expuestas a fenómenos hidrometeorológicos extraordinarios (Martínez-Yáñez *et al.*, 2009), como se ilustra en la Figura 2. La población ubicada en el cerro del Chiquihuite, en la Sierra de Guadalupe, entre el Estado de México y la Ciudad de México, posee un alto grado de exposición en las laderas, alto grado de vulnerabilidad económica y social, además de carecer de capacidades para la gestión de los riesgos.

VULNERABILIDAD



Asentamiento urbano irregular en las faldas del cerro del Chiquihuite



RIESGO



Alud de rocas después de la ocurrencia de un sismo y lluvia intensa

Figura 2. Los asentamientos en las faldas del cerro del Chiquihuite son vulnerables a eventos como el deslizamiento de tierra ocurrido el 10 de septiembre. Fuente: adaptación basada en (UNISDR, 2009) y fotografía cerro del Chiquihuite (Drones Mexico, 2021).

Ciudades sostenibles y resilientes

Entre los esfuerzos más ambiciosos que se han realizado a nivel mundial para reducir los desequilibrios sociales y el deterioro ambiental, está la puesta en marcha de los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) en la Agenda 2030 de la ONU, la cual tiene como finalidad un futuro sostenible para todos (Stankovic, Hasanbeigi, & Neftenov, 2022). En particular, el

Objetivo 11 concierne a las ciudades y comunidades sostenibles. Al optar por una gestión sostenible se dará oportunidad a la prosperidad compartida y la estabilidad social sin perjudicar el medio ambiente (ONU-HABITAT, 2019; Stankovic *et al.*, 2022). La meta del numeral 11.B aborda la mitigación del cambio climático, así como su adaptación y resiliencia ante los desastres, en consonancia con el Marco de Sendai para la Reducción del Riesgo de Desastres 2015-2030, a fin de transitar de un enfoque centrado en atender los efectos del desastre a una visión orientada a la reducción sustancial de los riesgos y mejorar la resiliencia ante la influencia del cambio climático.

El proceso de transformación de modelos de gestión tradicional de ciudades en modelos inteligentes es vital para lograr la sostenibilidad de los centros urbanos a mediano y largo plazo. Una ciudad inteligente es aquella que coloca a las personas en el centro del desarrollo, incorpora tecnologías de la información y comunicación (TIC) en la gestión urbana, y usa estos elementos como herramientas para estimular la formación de un gobierno eficiente que incluya procesos de planificación colaborativa y participación ciudadana (Bouskela, Casseb, Bassi, Facchina, & Luca, 2016). Las ciudades inteligentes usan conectividad, sensores distribuidos en el ambiente y sistemas computarizados de gestión inteligente para solucionar problemas inmediatos, organizar escenarios urbanos complejos y crear respuestas innovadoras para atender las necesidades de sus ciudadanos (Biderman, Mentzingen-de-Mendonça, Silva-Mello, Oshiro, & Foditsch, 2022; Stankovic, Hasanbeigi, & Neftenov, 2020).

De acuerdo con lo anterior, el objetivo principal de este trabajo de investigación es proponer el uso de las TIC para abordar la gestión de

riesgos ante precipitaciones extremas en entornos urbanos, a partir de un caso de estudio. El caso de estudio corresponde al deslizamiento del cerro del Chiquihuite ocurrido el 10 de septiembre de 2021, de modo que se establecerá si las precipitaciones extremas que se presentaron en días previos al desgajamiento del cerro tuvieron influencia.

Con el fin de estimar el efecto de las precipitaciones en el área de influencia y en toda la Ciudad de México, se requirieron datos de alta resolución temporal generados por la red de monitoreo de la precipitación del OH-IIUNAM, a partir del uso de las TIC (Pedrozo-Acuña, 2017; Pedrozo-Acuña, Magos-Hernández, Sánchez-Peralta, Amaro-Loza, & Breña-Naranjo, 2017).

Metodología

Zona de estudio

La zona de estudio se localiza en la Ciudad de México y municipios contiguos del Estado de México, que forman parte del Área Metropolitana del Valle de México. La CDMX se localiza en la zona centro del país, en la región sur oriente de la Cuenca de México, donde originalmente se ubicaba un sistema de cinco lagos (Zumpango, Xaltocan, Texcoco, Xochimilco y Chalco, que cubrían 2 000 km²; actualmente quedan 35 km²) alimentado por 14 ríos perennes y 34 intermitentes. Tiene una elevación media de 2 250 msnm, rodeada de montañas de origen volcánico (Sacmex, 2012; SGRPC, 2020). La temperatura media anual es de 16 °C, mientras que la máxima promedio alcanza 25 °C de marzo a mayo, y la mínima promedio desciende hasta 5 °C en enero. De mayo a octubre se

presenta la temporada de lluvias, donde se promedian 600 mm anuales en la región NE, mientras que en la región SO es de 1 200 mm. La distribución de la precipitación presenta su máxima concentración en verano, entre mayo y septiembre; en otoño se presentan algunas precipitaciones asociadas con los frentes fríos (Conagua, 2022).

Adquisición de datos

El OH-IIUNAM cuenta con 55 estaciones de medición de precipitación, desde su puesta en marcha (2015) se ha convertido en un referente tecnológico para la gestión de los recursos hídricos, principalmente por las alertas de lluvia para los tomadores de decisiones y la población en general (Pedrozo-Acuña *et al.*, 2017; Pedrozo-Acuña, 2018).

Las primeras ocho estaciones se establecieron en las zonas de mayor exposición a inundaciones, al noroeste: Dos Ríos (Huixquilucan) y Presa Madín (Atizapán de Zaragoza); al oeste: Cuajimalpa, Vista Hermosa; al centro: Prepa 4 y Sacmex; al sur, en II-UNAM en Ciudad Universitaria, y al noreste en Aragón. Las tres primeras estaciones se delimitaron hidrológicamente ubicando las cuencas de respuesta rápida; las cinco estaciones restantes se establecieron conforme se obtuvieron los permisos para su instalación. Posteriormente, con el financiamiento de la Secretaría de Educación, Ciencia, Tecnología e Innovación (SECTEI) de la Ciudad de México, se adquirieron 45 estaciones pluviométricas, 29 del tipo disdrómetro láser y 16 del pluviómetro de pesaje. De modo que la red de estaciones de monitoreo de lluvia en tiempo real está

conformada actualmente por 55 estaciones (Pedrozo-Acuña, 2017; Pedrozo-Acuña, 2018).

La distribución espacial de las estaciones del OH-IIUNAM se concentra en la región centro-noroeste de la CDMX, seguida por la región noreste, mientras que la vasta región del sur (Tlalpan, Xochimilco y Milpa Alta) contiene menos estaciones, aunque es importante señalar que se trata de las zonas con menor densidad de población y, en consecuencia, de áreas menos urbanizadas. La red de estaciones del OH-IIUNAM se estableció generando una cuadrícula espaciada a 750 metros en ambas direcciones norte-sur y este-oeste. En la Figura 3, los círculos color azul corresponden a las estaciones que poseen disdrómetros y los círculos rojos a las estaciones con pluviómetros de pesaje.

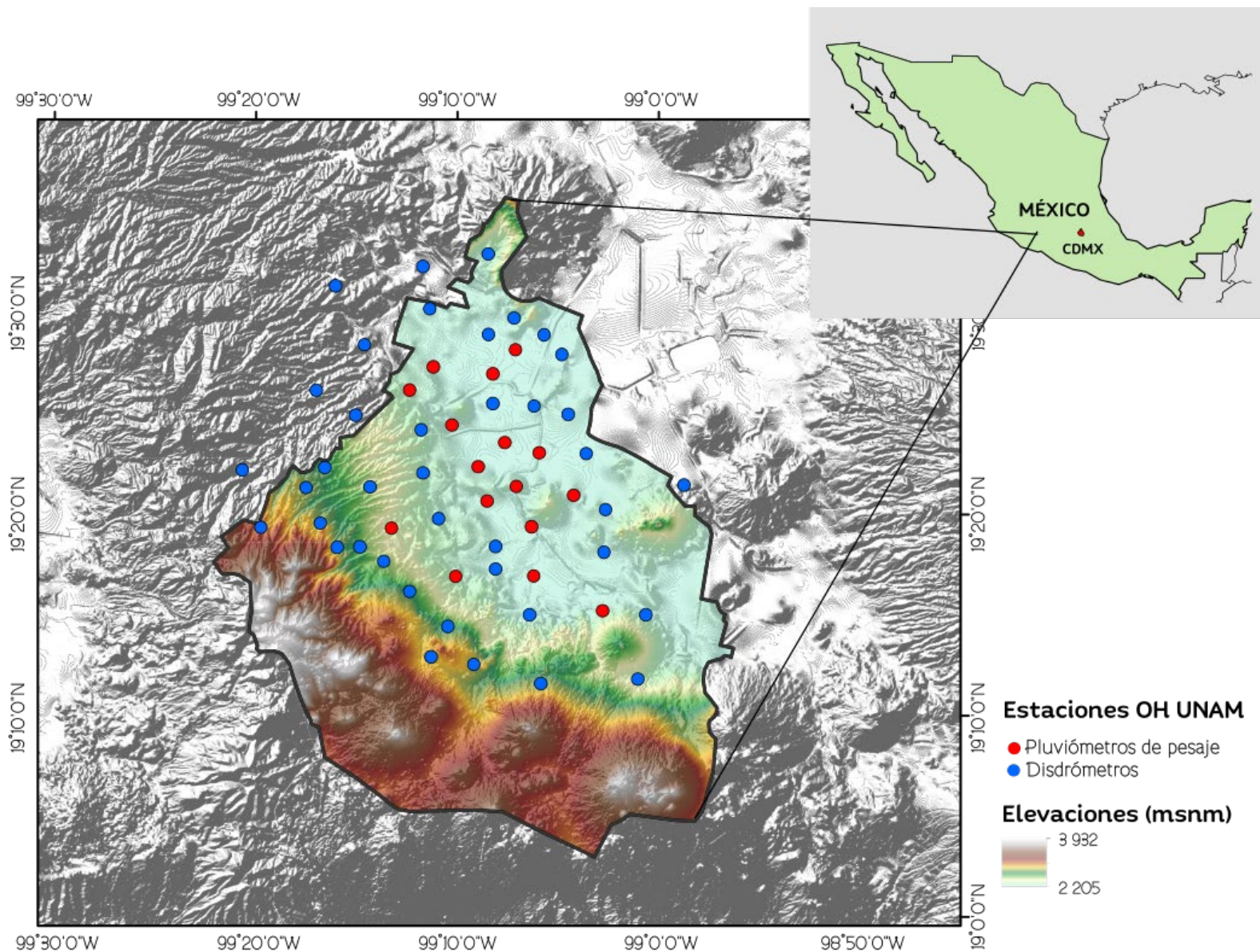


Figura 3. Localización de las estaciones pluviométricas del Observatorio Hidrológico del Instituto de Ingeniería de la UNAM (OH-IIUNAM).

Como se muestra en la Figura 4, cada una de las estaciones que forman parte de la red del OH-IIUNAM funcionan de manera autónoma y

operan del mismo modo. Se componen de 1) un disdrómetro óptico láser o un pluviómetro de pesaje; (2) un gabinete que contiene en su interior una batería de plomo (28 amp/h), una microcomputadora Raspberry Pi3 con un dispositivo de banda ancha móvil, un panel solar de 60 watt, que garantiza el suministro interrumpido de energía para el sensor y el sistema de adquisición de datos (Pedrozo-Acuña *et al.*, 2017).

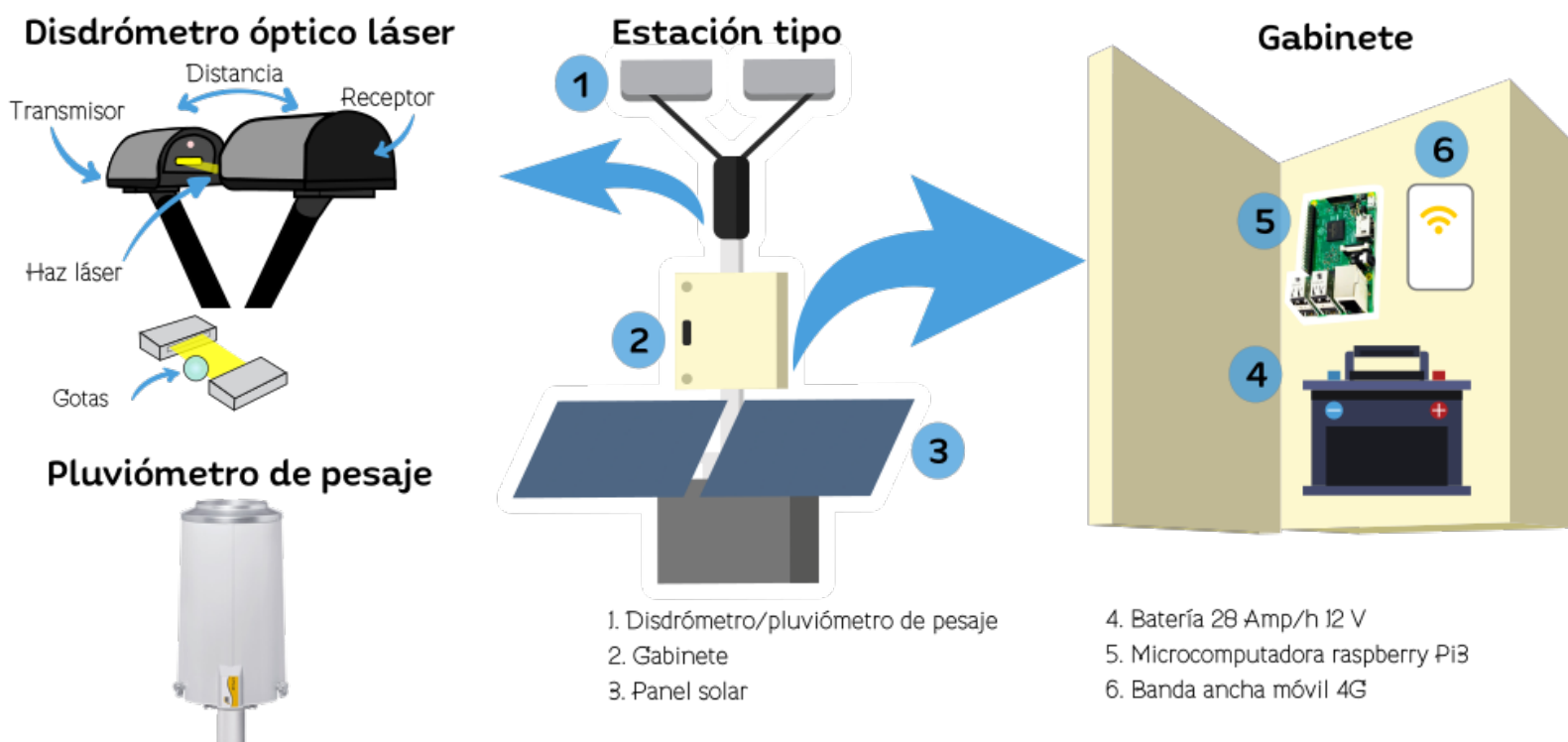


Figura 4. Elementos de las estaciones del Observatorio Hidrológico del Instituto de Ingeniería de la UNAM (OH-IIUNAM).

El disdrómetro óptico láser, utilizado en las estaciones del OH-IIUNAM, pertenece a la segunda generación Parsivel manufacturada por OTT. Este tipo de disdrómetro mide la sombra que generan las partículas precipitadas cuando pasan por el haz láser (ver Figura 4); las partículas son subdivididas en 32 clases de diámetros y 32 velocidades (1 024 clases en total). A partir de estas mediciones se estima la cantidad de precipitación, intensidad, condiciones de visibilidad, energía cinética y reflectividad. La superficie de medición de la banda láser es de 54 cm², además es capaz de identificar los tipos de precipitación; para una partícula de precipitación líquida tiene un rango de medición de 0.2 a 5 mm y en partículas sólidas de 0.2 a 25 mm; el rango en la medición de la velocidad de partícula es de 0.2 a 20 m/s y en la intensidad de lluvia es de 0.001 a 1200 mm/h, con un nivel de precisión ± 5 % (precipitación líquida) y ± 20 % (sólida) (OTT Hydromet GmbH, 2016).

El pluviómetro de pesaje modelos Pluvio² S es de la misma marca OTT y se ilustra en la parte inferior de la Figura 4. El mecanismo del sensor utiliza una celda de carga de acero inoxidable de alta precisión, cuenta con un sensor para compensar el efecto de temperatura y un seguro mecánico para evitar que la sobrecarga afecte la celda de carga. El sensor de precipitaciones calcula el peso del recipiente colector cada seis segundos, con una resolución de 0.001 mm (valor bruto). En cuanto al rango de adquisición de datos de intensidad, abarca de 0 a 3 000 mm/h, con una capacidad de recolección de hasta 400 mm de altura de precipitación en una superficie colectora de 200 cm² (OTT Hydromet GmbH, 2020).

La Figura 5 muestra la arquitectura del sistema desarrollado para el Observatorio Hidrológico-IIUNAM. Sus principales funciones son la adquisición, transmisión y publicación de datos en tiempo real. La información adquirida por el disdrómetro se almacena en una tarjeta tipo SD (Secure Digital) y la computadora Raspberry Pi3 envía la información a la nube usando la banda ancha móvil a través de la red 4G de telefonía celular. Esta operación se realiza minuto a minuto por medio de programas de cómputo propios, escritos en lenguaje de programación Python, que administran la información (Pedrozo-Acuña *et al.*, 2017).

ARQUITECTURA DEL SISTEMA

Hardware y software

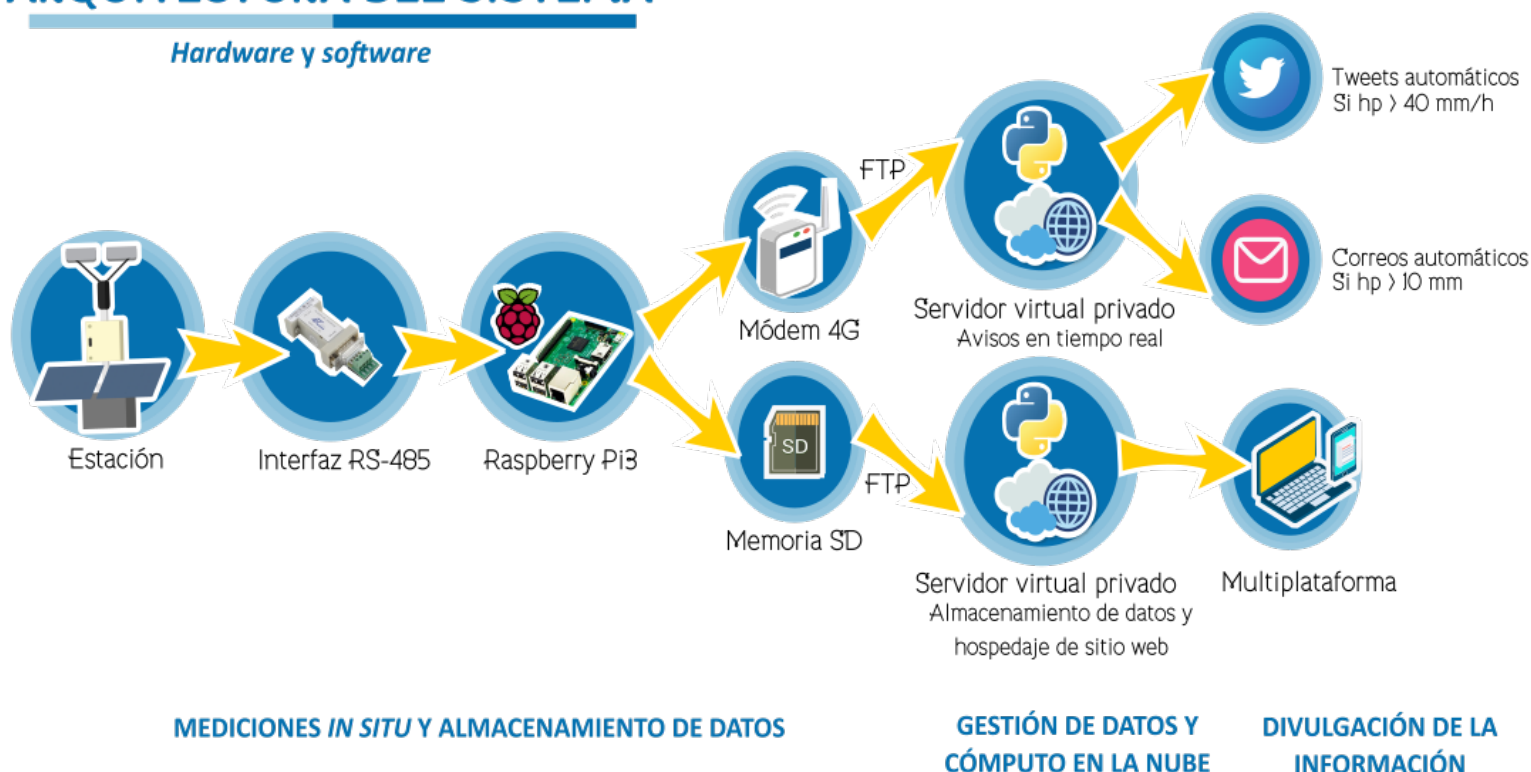


Figura 5. Arquitectura del sistema del Observatorio Hidrológico del Instituto de Ingeniería de la UNAM (OH-IIUNAM).

Caso de estudio: cerro del Chiquihuite

Una de las ventajas adicionales del Observatorio Hidrológico-IIUNAM es que contribuye a generar más conocimiento. En este propósito de aprovechamiento de la información se plantea la elaboración de estudios como el análisis de riesgos de desastres y vulnerabilidad en la Ciudad de

México, precipitaciones extremas, inundaciones, procesos de remoción de masas, y erosión hídrica de los suelos y escasez de agua, por mencionar solo algunos ejemplos, pues las oportunidades de aprovechamiento son enormes. Se pueden reseñar varios estudios y líneas de investigación que han utilizado los datos del Observatorio Hidrológico-IIUNAM (Amaro-Loza Pedrozo-Acuña, Sánchez-Huerta, Sánchez-Vargas, & Vergara-Alcaraz 2022; Arciniega-Esparza, Pedrozo-Acuña, & Breña-Naranjo, 2017; López-López, Pedrozo-Acuña, & Severiano-Covarrubias, 2022; Mocva-Kurek, Elizalde-Bernardo, & Pedrozo-Acuña, 2019; Pedrozo-Acuña *et al.*, 2019; Pedrozo-Acuña *et al.*, 2020; Sánchez-Vargas & Salinas-Estévez, 2021).

Es de particular interés el evento de desgajamiento del cerro del Chiquihuite ocurrido el 10 de septiembre de 2021 por la simultaneidad de las precipitaciones extremas y la ocurrencia de un sismo días antes de la falla, 7 de septiembre, con una magnitud de 7.1 y con epicentro cerca de Acapulco (SSN, 2021). De acuerdo con datos del Centro Nacional de Prevención de Desastres (Cenapred), se reportaron cuatro decesos y alrededor de 205 familias damnificadas debieron trasladarse a albergues por riesgo ante otro deslizamiento de ladera. En el Atlas de Riesgos Naturales de la Delegación Gustavo A. Madero (Sedatu, 2014), donde se ubica el cerro del Chiquihuite, se señalan los riesgos de origen natural debido a su geomorfología. El cerro del Chiquihuite, al ser parte de la Sierra de Guadalupe, cuenta con un sistema montañoso abundante, ocho estratovolcanes asociados con depósitos de caída, avalanchas, lahares, flujos piroclásticos y de lava.

En la revisión de la información meteorológica asociada con la generación de precipitaciones en la Zona Metropolitana del Valle de

México, durante el periodo comprendido del 1 al 11 de septiembre de 2021, se encontró que la tormenta tropical Olaf ocurrió del 7 al 11 de septiembre, sin embargo, su desarrollo sobre el océano Pacífico afectó particularmente a las costas de Jalisco y Colima. Ahora bien, de acuerdo con la Coordinación General del Servicio Meteorológico Nacional (CGSMN), el inicio de la temporada de ondas tropicales en 2021 para México comenzó en junio y terminó en noviembre, de forma similar al calendario de ciclones tropicales, excepto en la fecha de inicio (a mediados de mayo). En los comunicados de prensa del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) se encontró que la tormenta tropical Olaf (antes de alcanzar esta categoría) interaccionó con la onda tropical número 27 frente a las costas de Jalisco (Conagua & Semarnat, 2021a; Conagua & Semarnat, 2021b; Conagua & Semarnat, 2021c); tal interacción ocasionó tormentas eléctricas, caída de granizo y lluvias de fuertes a moderadas en el noroeste, occidente, centro y sur del país. Por otro lado, la onda tropical número 28 se ubicó al sur de la Península de Yucatán; para el 8 de septiembre avanzó sobre el sureste de la república mexicana, en combinación con un canal de baja presión ubicado en el Golfo de México, y provocó inestabilidad atmosférica, lo cual, a su vez, propició lluvias puntuales intensas en el sur y sureste de México. Como se muestra en la Figura 6, la onda tropical número 27 y probablemente la onda tropical número 28 favorecieron la generación de precipitaciones fuertes en el centro del país, incluida la Ciudad de México.

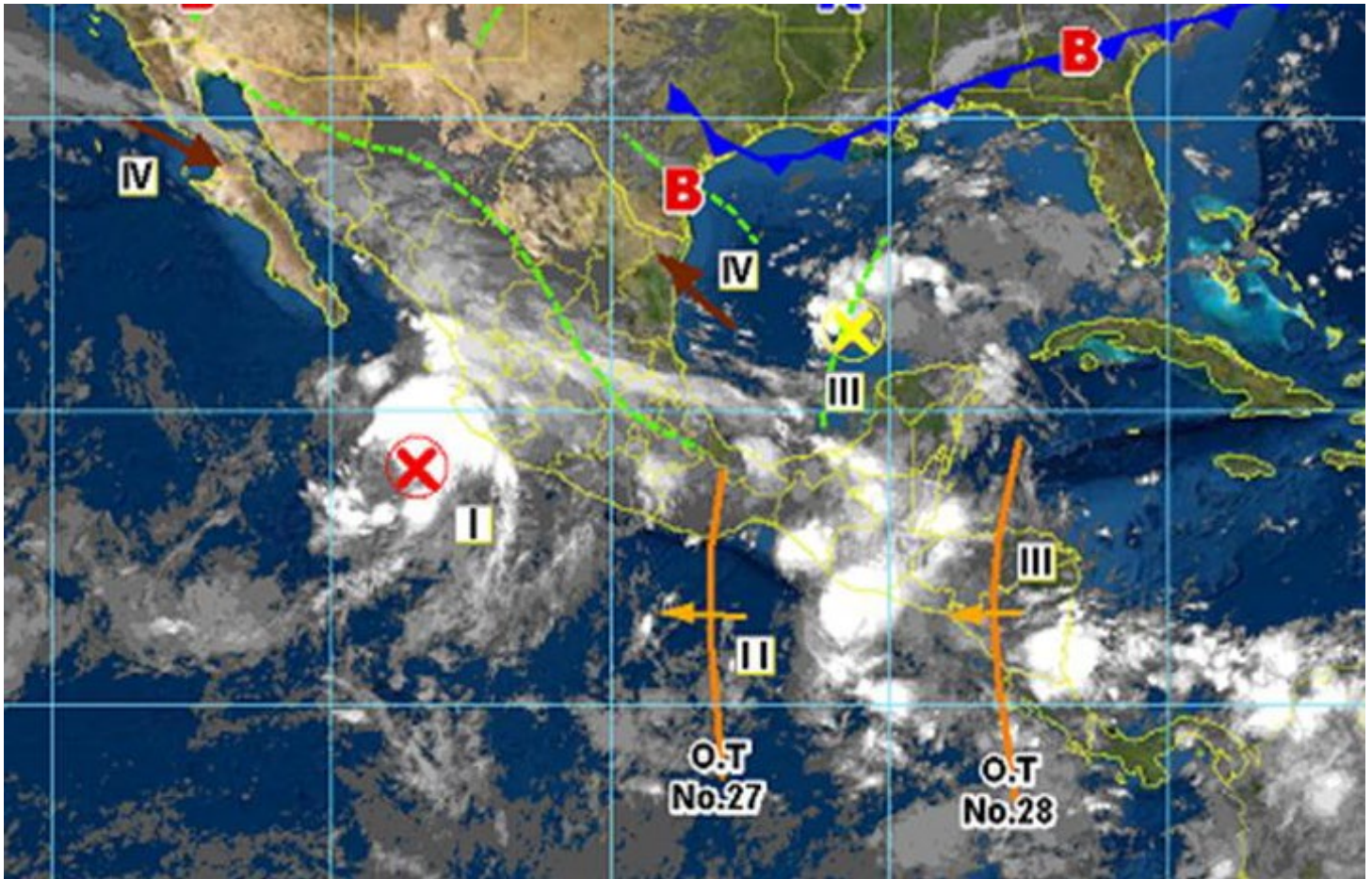


Figura 6. Dos zonas de baja presión con potencial ciclónico y dos ondas tropicales generaron fuertes precipitaciones en el occidente, sur y sureste de México del 6 al 8 de septiembre de 2021.

De acuerdo con el reporte del Servicio Meteorológico Nacional (Conagua & Semarnat, 2021b), se advierte que en la Zona Metropolitana del Valle de México las precipitaciones más significativas ocurrieron entre el 6 y 8 de septiembre. En la Figura 7 se muestra la información del radar meteorológico Cerro de Cathedral, medida el 6 de septiembre de 2021. A nivel nacional, la lluvia máxima acumulada en 24 horas el 8 de septiembre

se obtuvo en la Ciudad de México, en la estación Polanco (48.6 mm), con un valor similar al de la estación OH-Polanco de 35.782 mm.

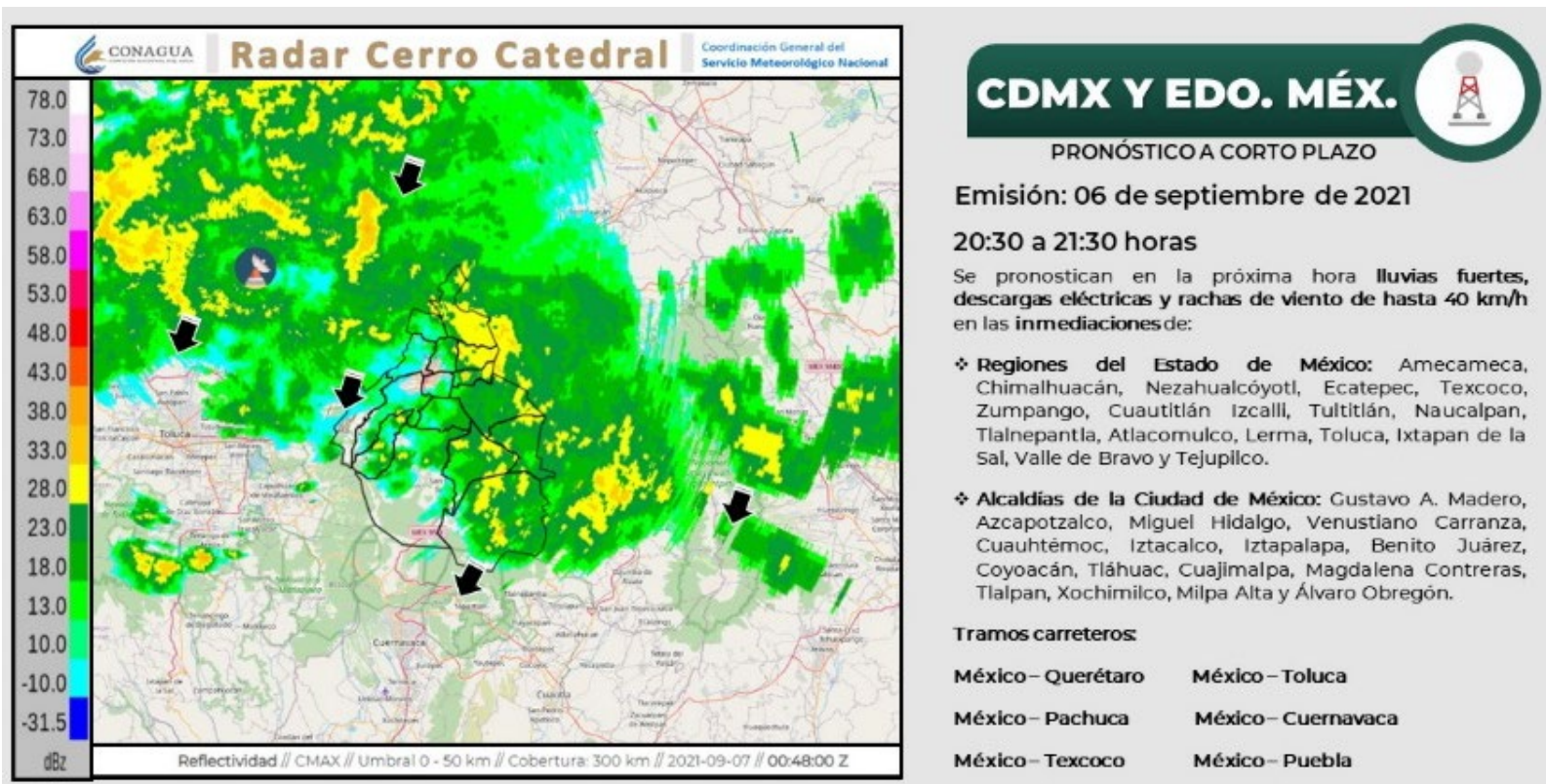


Figura 7. Boletín emitido el 6 de septiembre de 2021 con la información del radar Cerro Catedral (SMN, 2021).

Distribución temporal y referencia de la intensidad de las tormentas

La primera parte del análisis temporal de la precipitación consiste en mostrar un hietograma de intensidad instantánea completo para visualizar la evolución de las tormentas, tal como miden los sensores a

una escala temporal de un minuto. Posteriormente, se definen los eventos de lluvia, cada evento de lluvia contiene una acumulación mínima de altura de precipitación de un milímetro ($h_p = 1 \text{ mm}$). Se consideran eventos individuales o tormentas cuando entre ellos existe un lapso igual o mayor a 60 minutos sin registro de datos de lluvia. La intensidad mínima en un minuto que se especifica es a partir de 0.1 mm/h (Tokay, Petersen, Gatlin, & Wingo, 2013).

Este estudio se ha propuesto evaluar las tormentas comparando la intensidad y precipitación acumulada, agregando los datos en intervalos de 15 minutos; de esta manera se pueden relacionar todas las tormentas que abarcan diferentes duraciones.

La clasificación del tipo de lluvia es muy útil con fines hidrológicos, para analizar situaciones de posible riesgo, como las inundaciones pluviales o urbanas. La duración, intensidad y extensión son las características más importantes para diferenciar entre lluvia convectiva, lluvia estratiforme y lluvia mixta a nivel superficie. En general, las lluvias de tipo convectivo están asociadas con precipitaciones intensas localizadas con extensiones de 3 a 10 km; su duración es corta (minutos a horas) y cuentan con zonas en las que no hay precipitación. Por otra parte, los patrones estratiformes se asocian con eventos hidrometeorológicos, como en este caso las ondas tropicales, de menor intensidad sobre extensas regiones y de amplia duración (horas a días); se plantea como hipótesis que las precipitaciones ocurridas entre el 1 y 11 de septiembre podrían presentar bajas intensidades, pero al final una precipitación acumulada importante. Por último, un tipo de lluvia con características intermedias entre la lluvia convectiva y estratiforme es la

lluvia mixta. Para la clasificación se consideró la duración de los eventos. Debido a las características de formación, para cada uno de los eventos la duración e intensidad son diferentes, tomando como referencia el criterio de Baltas, Panagos y Mimikou (2016). En eventos de tipo estratiforme, el parámetro de duración debe ser mayor de 360 minutos, y para poder ser caracterizado como evento de tipo convectivo debe tener una duración menor a 180 minutos. Por lo que, los eventos de lluvia mixta son aquellos cuya duración está entre 180 y 360 minutos.

Existen diversos criterios para clasificar la intensidad de la precipitación. Las recomendaciones de la Organización Mundial de Meteorología establecen las categorías de intensidad (i) como débil, moderada, fuerte o muy fuerte (ver Tabla 1), según la cantidad de precipitación caída en un periodo determinado de tiempo (una hora).

Tabla 1. Criterios para determinar la intensidad i de la precipitación.

Variable	Rango	Intensidad i
Lluvia	$i < 2.5 \text{ mm h}^{-1}$	Débil
	$2.5 \leq i < 10 \text{ mm h}^{-1}$	Moderada
	$10 \leq i < 50 \text{ mm h}^{-1}$	Fuerte
	$i \geq 50 \text{ mm h}^{-1}$	Muy fuerte

Fuente: Organización Mundial de Meteorología (WMO, 2018).

Seguimiento espacial de las tormentas

Para el caso de estudio se utilizó la información de la precipitación registrada entre el 1 y 11 de septiembre de 2021 en 49 estaciones del OH-IIUNAM, porque seis estaciones no registraron precipitación. A fin de completar los datos donde no se cuentan con estaciones, se utiliza una interpolación espacial. Este procedimiento matemático consiste en la estimación de un valor a partir de valores conocidos en puntos vecinos, ubicados al interior de la misma área de estudio. En el análisis espacial de este estudio se aplicó la técnica de interpolación de distancia inversa ponderada (IDW). La interpolación IDW se realizó con un *software* de sistema de información geográfica de código libre (QGIS) versión 3.26 Buenos Aires. La ponderación se asigna a los puntos de muestreo mediante la utilización de un coeficiente, que controla la influencia de la ponderación que decae mientras la distancia hacia el punto nuevo se incrementa. Mientras más grande es el coeficiente de ponderación, menor es el efecto que los puntos tienen, si están lejos del punto desconocido durante el proceso de interpolación (QGIS, 2024).

Los cálculos que se realizan con la interpolación de distancia inversa ponderada (IDW) se obtienen a partir de la Ecuación (1):

$$\hat{z}_j = \sum_{i=1}^n k_{ij} \cdot z_i \quad (1)$$

Donde:

\hat{z}_j = es el valor estimado para el punto j

n = es el número de puntos usados en la interpolación

z_i = es el valor en el punto i -ésimo

k_{ij} = es el peso asociado con el dato i en el cálculo del nodo j . Los pesos k varían entre 0 y 1 para cada dato, y la suma total de ellos es la unidad

Como se ha mencionado, la resolución temporal de los sensores de precipitación del Observatorio Hidrológico-IIUNAM es de un minuto, sin embargo, para el análisis espacial se realizó un proceso de discretización de la precipitación comprendida en el periodo del 1 al 9 de septiembre de 2021, pues el 10 de septiembre no se registró ninguna precipitación y tampoco al día siguiente. De modo que los datos discretizados se agregaron con un incremento de 2, 5 y 8 días. Para mostrar la precipitación acumulada de los primeros tres días se presenta un mapa del 1 al 3 de septiembre; el segundo mapa abarca del 1 al 6 de septiembre, y el tercero del 1 al 9 de septiembre de 2021, que son las condiciones previas al desgajamiento del cerro del Chiquihuite.

Resultados

Análisis temporal de las tormentas

En la Figura 8 se ilustra la variación temporal de las precipitaciones en el periodo del 1 al 11 de septiembre de 2021, tomando como referencia la estación del Observatorio Hidrológico-Cuautepec, que es la más cercana a la zona del derrumbe, situada a 2.08 km. El hietograma de la intensidad instantánea se muestra en el eje principal (eje vertical del lado izquierdo) y la precipitación acumulada en el eje secundario (eje vertical del lado

derecho). Por conveniencia, las tormentas se enumeraron en orden cronológico, de esta forma la tormenta 1 (t1) y la tormenta 2 (t2) se registraron el 2 de septiembre; la tormenta 3 (t3) ocurrió el 4 de septiembre; la tormenta 4 (t4), el 5 de septiembre; la tormenta 5 (t5), el 6 de septiembre; la tormenta 6 (t6), el 7 de septiembre, y la última tormenta (t7) fue el 8 de septiembre. En la Figura 8 se ha incluido una etiqueta para cada tormenta.

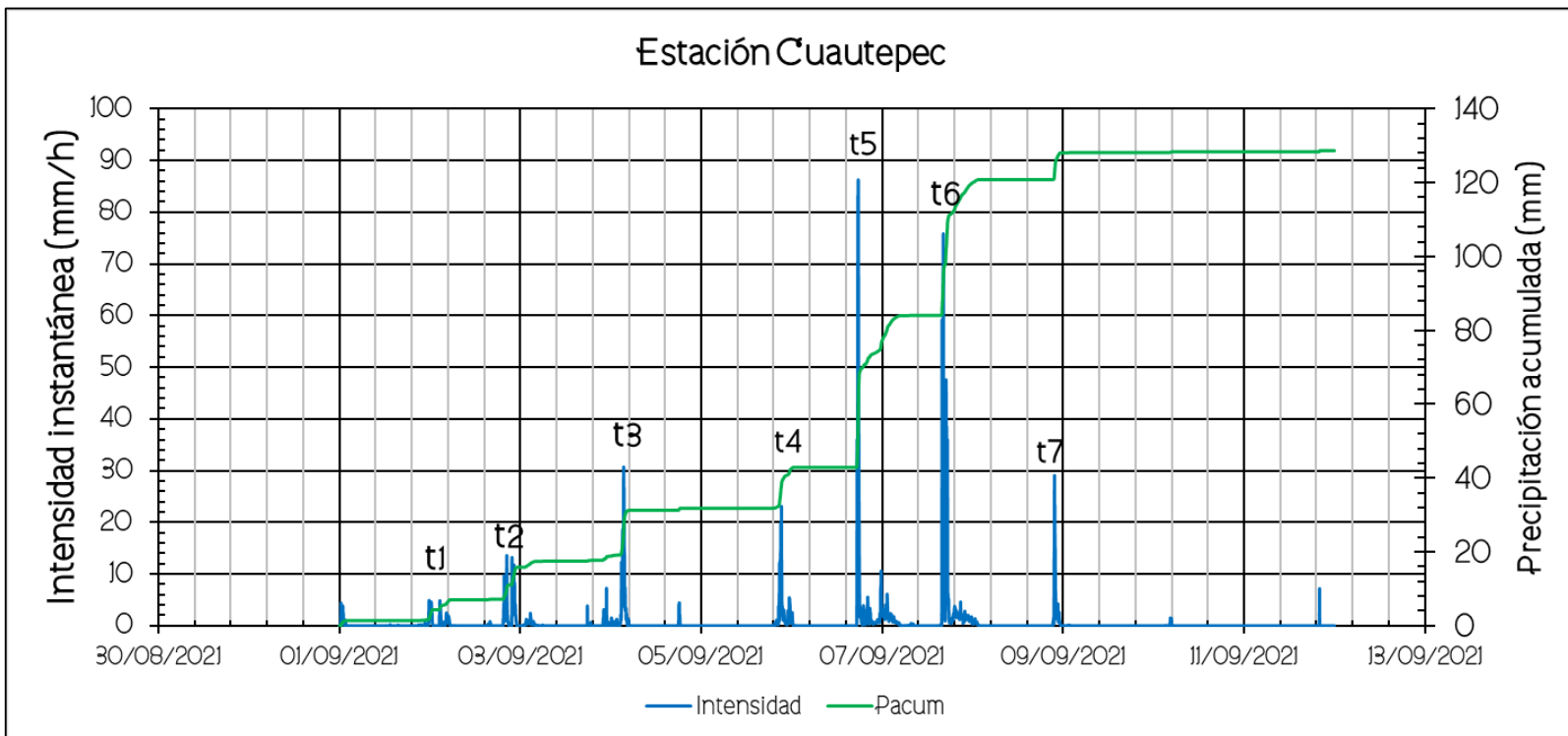


Figura 8. Evolución temporal de las precipitaciones t1 a t7 del 1 al 9 de septiembre de 2021.

Como se puede observar, la tormenta con el valor más alto de intensidad es la tormenta 5 (t5) del 6 de septiembre con 86.147 mm h^{-1} ; la segunda máxima intensidad corresponde a la tormenta t6 del 7 de septiembre con 75.456 mm h^{-1} , y la tercera máxima intensidad se atribuye a la tormenta t3 del 4 de septiembre con 30.598 mm h^{-1} . El Servicio Meteorológico Nacional informó, a partir de los datos del Radar Cerro de Catedral, sobre las condiciones meteorológicas que propiciarían una tormenta en la noche del 6 de septiembre entre las 20:30 y las 21:30 horas en la Zona Metropolitana del Valle de México; en la estación OH-Cuautepec se registró la tormenta t5 entre las 17:16 horas y su término a las 21:23 horas; la tormenta medida *in situ* tiene duración más prolongada, con casi tres horas de diferencia respecto al radar meteorológico (Radar Cerro de Catedral).

Del 1 al 9 de septiembre, la curva masa (línea verde de la Figura 8) se incrementa hasta 128 milímetros; después de la t7, el 9 de septiembre, la curva masa se mantiene casi constante hasta el 11 de septiembre, porque solo ocurrió una pequeña lluvia que no cumple con el criterio para considerarse como evento. Al inicio, entre las tormentas t1 y t2, las aportaciones de precipitación acumulada son de 17 mm; la curva masa entre las tormentas t3 y t4 alcanza 31 milímetros. Es notable que la precipitación acumulada de la curva masa (línea verde) a partir de la tormenta t4 mide 40 mm, pero al término de la t5 se incrementa a 84 mm; al finalizar t6, la curva se incrementa casi hasta 120 mm; finalmente, la contribución de t7 es menor. Los repuntes de la curva masa coinciden con los picos de máxima intensidad de las tormentas t5 y t6.

Posteriormente, entre el 17 y 30 de septiembre se observaron tormentas menos activas. Al último día de septiembre se habían acumulado 174.71 milímetros, es decir, el incremento de los últimos días del mes fue de 46.71 milímetros, pero no se detallan, porque son posteriores a las fechas del desgajamiento del cerro del Chiquihuite y por lo tanto no se consideran de interés en el caso de estudio.

En la Figura 9 se presenta la evaluación individual de las siete tormentas t1 a t7: en la gráfica superior (a), la intensidad; y en la gráfica inferior (b), la precipitación acumulada; ambas se comparan respecto a la duración. Puede observarse en la gráfica superior que el pico más alto de intensidad corresponde a la tormenta t5, mientras que la tormenta t6 presenta tres picos de intensidad; el segundo pico es cercano al valor máximo de t5, a la vez que en la gráfica de lluvia acumulada se comprueba que la curva t6 experimenta tres incrementos, y, debido a la duración más prolongada, su acumulación supera al resto de las tormentas. Con base en lo observado, se concluye que la variable que influye de forma más significativa es la duración de los eventos; esto es, si las tormentas t5 y t6 hubieran ocurrido en un tiempo más corto, el escenario hubiera sido aún más catastrófico. Otro ejemplo de la influencia de la duración de los eventos son las tormentas t3 y t7, que presentan umbrales de intensidad máxima comparables; en este caso, la intensidad máxima de t3 fue 30.598 mm h^{-1} y de t7 fue 29.05 mm h^{-1} ; la precipitación de t3 se desarrolla con valores de duración ligeramente superiores (165 minutos) que los de t7 (135 minutos) y, finalmente, en términos de precipitación acumulada, t3 excede la acumulada de t7.

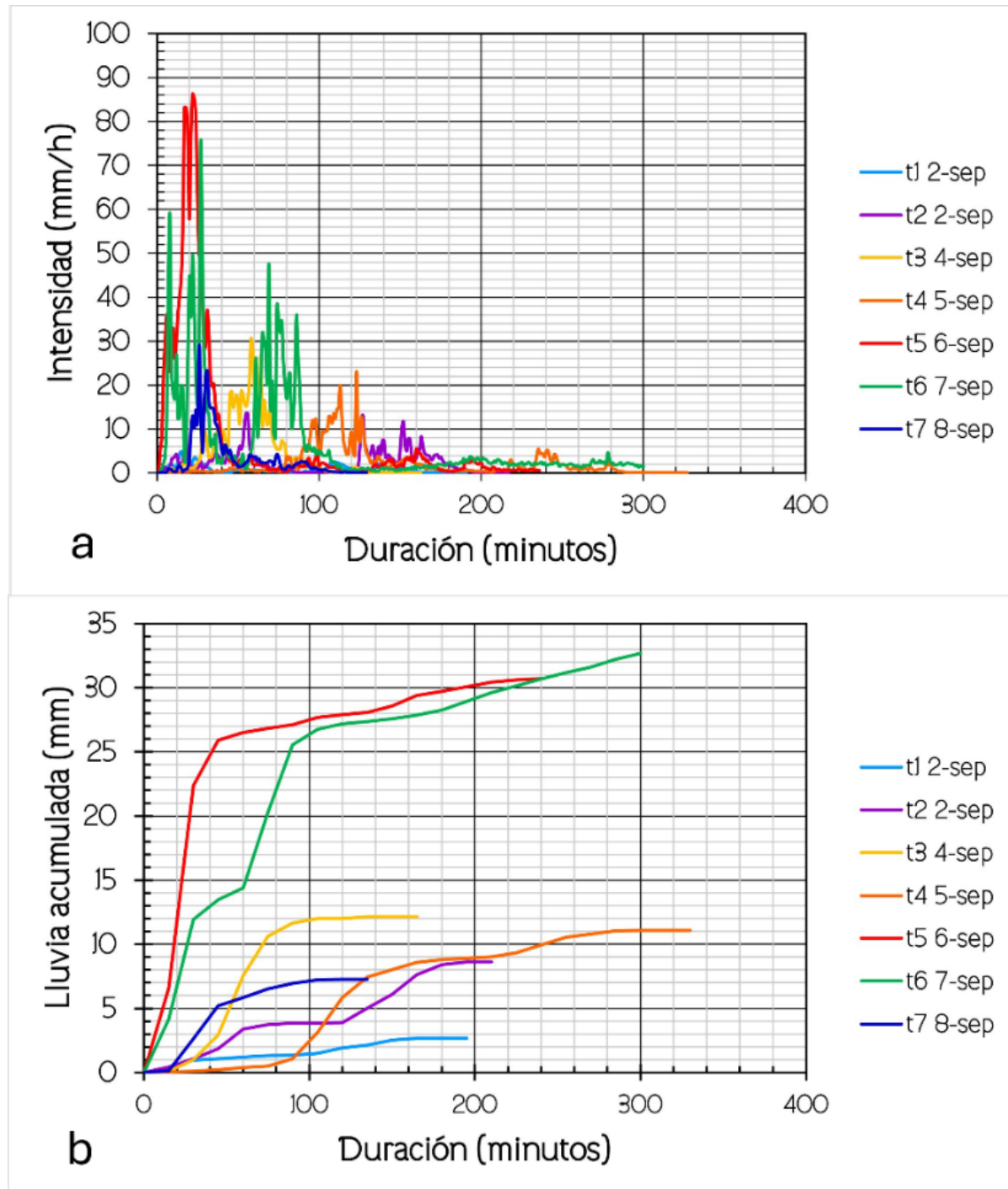


Figura 9. Evaluación de: a) la intensidad y b) la lluvia acumulada, de las tormentas ocurridas del 2 al 8 de septiembre de 2021.

En cuanto a los valores inferiores de intensidad máxima, éstos se registraron en las primeras tormentas t1 (6.36 mm h^{-1}) y t2 (15.48 mm h^{-1}); aunque se desarrollaron en un periodo regular de 195 y 200 minutos, respectivamente, sus aportaciones son bajas (< 10 milímetros).

En relación con los tipos de lluvia caracterizados según la duración de los eventos, se encontró (Tabla 2) que predominan las características de lluvia mixta, excepto las tormentas t3 y t6, que se identificaron como eventos convectivos. A pesar de que se esperaba obtener un tipo de lluvia estratiforme por el origen ciclónico de las precipitaciones, ningún evento excedió la duración de 360 minutos.

Tabla 2. Clasificación del tipo de lluvia.

Número de tormenta	Duración (min)	I_{\max} (mm h^{-1})	Clasificación
t1	195	6.36	Mixto
t2	225	15.48	Mixto
t3	165	30.60	Convectivo
t4	330	23.08	Mixto
t5	240	86.15	Mixto
t6	300	75.46	Mixto
t7	135	29.05	Convectivo

I_{\max} = intensidad máxima instantánea.

Los mismos datos pueden transmitir diferente información. En la Tabla 3 se muestra la categorización de la precipitación a partir de la

intensidad promedio de los eventos. En general, se obtuvo que las tormentas son moderadas, excepto las tormentas t1 y t4, consideradas como débiles; esta clasificación difiere con la evaluación de la intensidad y lluvia acumulada que establece a las tormentas t1, t2 y t7 como las más bajas. Por otro lado, se verificó que la intensidad promedio de t3 es mayor a la de t7, lo cual atiende a que la precipitación acumulada de t3 también es mayor.

Tabla 3. Categorías de intensidad de las tormentas.

Número de tormenta	Fecha	$H_{p_{acum}}$ (mm)	Duración (h)	I_{prom} (mm h ⁻¹)	Categoría
t1	2-sep	2.68	3.25	0.82	Débil
t2	2-sep	8.99	3.5	2.40	Moderada
t3	4-sep	12.15	2.75	4.42	Moderada
t4	5-sep	11.08	5.5	2.01	Débil
t5	6-sep	30.67	4	7.67	Moderada
t6	7-sep	32.68	5	6.54	Moderada
t7	8-sep	7.28	2.25	3.24	Moderada

$H_{p_{acum}}$ = altura de precipitación acumulada.

I_{prom} = intensidad promedio de precipitación.

Análisis espacial de las tormentas

El último resultado se ilustra en la Figura 10, correspondiente a la evolución espacial de las tormentas en la Ciudad de México durante tres secuencias de tiempo, del 1 al 3 de septiembre de 2021 en el primer

mapa; del 1 al 6 de septiembre en el segundo mapa, y del 1 al 9 de septiembre en el tercer mapa. En el recuadro rojo se localiza la zona del derrumbe del cerro del Chiquihuite y en el círculo color rojo se resalta la estación OH-Cuautepec situada a 2.08 km; el resto de las estaciones del OH-IIUNAM se representan en círculos amarillos. Los mapas presentados en la Figura 10 se realizaron a partir de la interpolación que utiliza la distancia inversa ponderada (IDW) para estimar la precipitación en lugares donde no se tienen registros de estaciones pluviométricas. Como se mencionó en la parte de Metodología, se procesó la información de 49 estaciones del OH-IIUNAM.

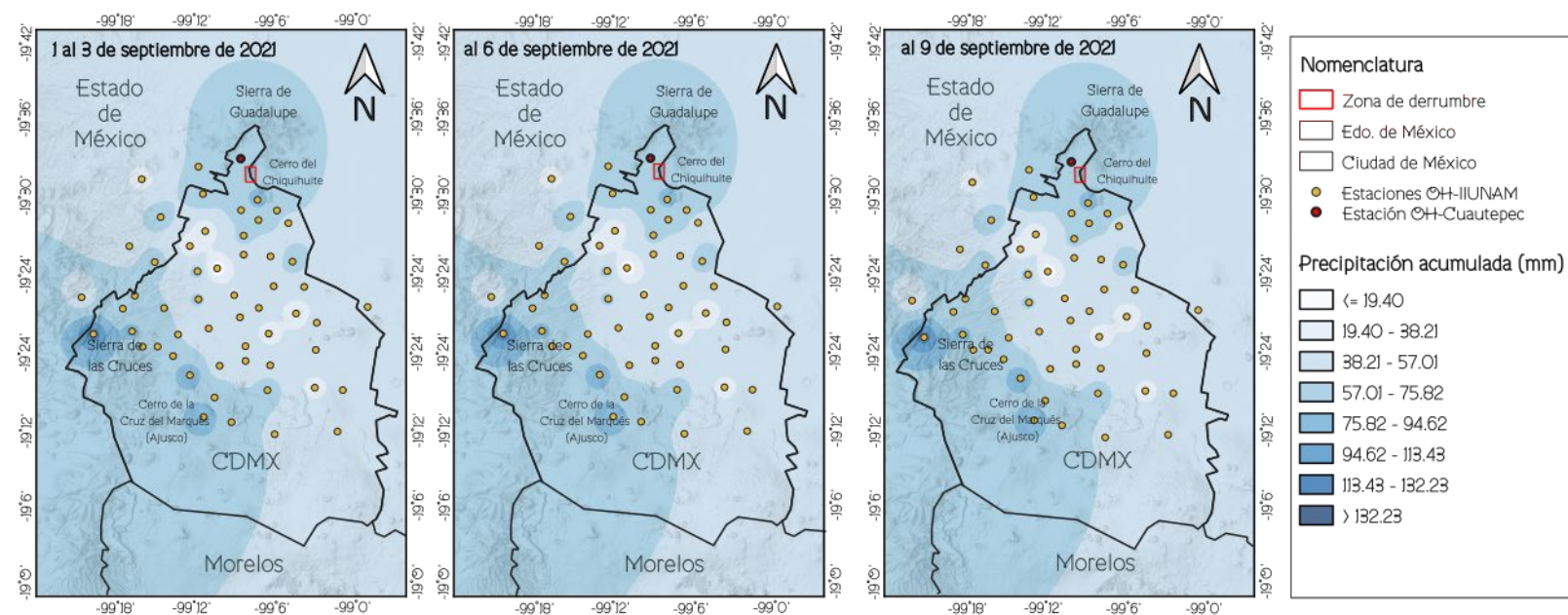


Figura 10. Interpolación espacial de las precipitaciones ocurridas previas al derrumbe en el cerro del Chiquihuite (10 de septiembre de 2021).

De acuerdo con el primer mapa, del 1 al 3 de septiembre, la mayor precipitación se localiza al S-SO de la ciudad (en un rango de 38.21 a 57.01 mm); en una zona al centro de la ciudad se reduce la precipitación y al norte las isoyetas se encuentran debajo de 19.40 milímetros. En el segundo mapa, la precipitación acumulada al 6 de septiembre se intensifica al S-SO y al N de la ciudad; se tiene como resultado una isoyeta cuyo intervalo abarca entre 38.21 y 57.01 mm, la cual se extiende a los municipios de Tlalnepantla, Coacalco y Ecatepec, Estado de México. Finalmente, en el tercer mapa se reproduce el escenario después de ocho días de precipitaciones: al S-SO de la ciudad, los valores ascienden de 75.82 a 96.62 mm y en una pequeña porción la lluvia acumulada excede 132 mm; en el extremo norte de la urbe se refieren valores entre 75.82 y 96.62 mm, sin embargo, las isoyetas con valores más altos corresponden a la zona de derrumbe del cerro del Chiquihuite, de 94.62 a 132 mm; de acuerdo con el análisis temporal, el valor exacto de precipitación acumulada al 9 de septiembre es de 128 milímetros.

Discusión

En relación con el derrumbe del cerro del Chiquihuite, ocurrido el 10 de septiembre de 2021, es un tema del que no se tiene referencia sobre algún estudio publicado en revistas de ciencias de la tierra, ni de gestión de riesgos de desastres u otro campo de investigación. En todo caso, de existir, no han sido difundidos ampliamente. El fin de abordar este caso de estudio es demostrar la utilidad del uso apropiado de las TIC en la gestión de riesgos. En ese sentido, las capacidades tecnológicas de los sensores y la arquitectura del sistema del OH-IIUNAM son perfectamente

adecuados adecuadas para monitorear las precipitaciones bajo condiciones climatológicas extremas. El buen desempeño del OH-IIUNAM ha quedado demostrado, al transmitir y almacenar datos confiables de manera ininterrumpida para la gestión de riesgos por efecto de lluvias intensas. Al mismo tiempo, se ha aprovechado la filosofía de datos de acceso libre para la asimilación, análisis y evaluación de los aspectos hidrológicos que influyeron en el desgajamiento del cerro del Chiquihuite.

El análisis temporal de las precipitaciones se obtuvo a partir de la información de la estación más cercana a la zona del derrumbe, en este caso, la estación OH-Cuautepec. De acuerdo con el criterio adoptado para la definición de eventos de tormenta, se produjeron siete tormentas entre el 1 y 8 de septiembre de 2021; a partir de la secuencia de las tormentas se designó su nomenclatura (de t1 a t7). Al 9 de septiembre, la precipitación acumulada alcanzó 128 milímetros, distribuidos en 26.5 horas de duración. Se identificó que las tormentas más sobresalientes fueron las tormentas t5, que ocurrió el 6 de septiembre, cuya altura de precipitación fue de 30.67 mm, y la tormenta t6, acaecida el 7 de septiembre, cuya altura de precipitación fue de 32.68 mm.

Se reconoce que la caracterización de la lluvia en términos de la duración es limitada, incluso errónea. No resultó la forma más adecuada de clasificarla, dado que el resultado obtenido indica que las tormentas corresponden a lluvia mixta, excepto por dos eventos considerados convectivos. El entendimiento de la meteorología de la precipitación revela que se trata de lluvias de tipo estratiformes, porque provienen de ondas tropicales. Por tal razón, es conveniente corregir e incorporar otros criterios que consideren la intensidad y precipitación acumulada.

La categorización de la precipitación a partir de la intensidad promedio revela que las tormentas son moderadas, excepto las tormentas t1 del 2 de septiembre y t4 del 5 de septiembre, definidas como débiles. Aunque es la primera vez que se utiliza este criterio de la OMM, con base en la experiencia adquirida en el procesamiento de datos del OH-IIUNAM, se han registrado eventos con intensidades superiores que se podrían atribuir a una categoría de intensidad fuerte a muy fuerte. Este criterio difiere con la evaluación de la intensidad y lluvia acumulada, el cual establece que las tormentas t1, t2 y t7 del 8 de septiembre resultaron ser las más bajas.

La segunda sección de resultados consta del análisis espacial de la precipitación, el cual se llevó a cabo mediante el proceso de interpolación de distancia inversa ponderada (IDW). Con esta técnica se crearon tres mapas que permiten visualizar la precipitación acumulada del 1 al 3 de septiembre, del 1 al 6 de septiembre y del 1 al 9 de septiembre, respectivamente, las cuales corresponden a las condiciones finales previas al desgajamiento del cerro del Chiquihuite. En el primer mapa se muestra que la precipitación ocurre principalmente al sur (S) y suroeste (SO); en el segundo, la precipitación se va extendiendo incluso al norte (N) de la ciudad, y en el tercer mapa los valores de precipitación son claramente más altos tanto en el SO como en el norte de la ciudad. Esta valiosa información es concluyente para afirmar que las tormentas ocurridas entre el 1 y el 8 de septiembre de 2021 generaron una precipitación acumulada (según el mapa 3) entre 96.62 y 132 milímetros en la zona del derrumbe del cerro del Chiquihuite. Para comprender la magnitud de este dato, se hace referencia al promedio de precipitación

durante septiembre en la Ciudad de México, que fue de aproximadamente 116 mm; en esa ocasión se superó el promedio mensual en tan solo ocho días.

Conclusiones

El desgajamiento del cerro del Chiquihuite, ocurrido el 10 de septiembre de 2021, se debió a la conjunción de distintos factores de importancia: el sismo del 7 de septiembre y las precipitaciones durante los primeros nueve días de septiembre, aunado a la urbanización en las laderas del cerro, que genera la situación de vulnerabilidad para la población. Una alternativa de gestión integral de riesgos promovida por la OMM recomienda que las administraciones urbanas adopten sistemas de alerta temprana para riesgos múltiples. En ese sentido, la aplicación de tecnología como la del OH-IIUNAM representa una valiosa herramienta para monitorear en tiempo real el movimiento de tierras por efecto de lluvias intensas, además de constituir un área nueva de oportunidad que puede replicarse en lugares con condiciones similares a las aquí evaluadas, como Ecatepec o El Ajusco. Incluso, con la aplicación de modelos predictivos de amenazas, se puede complementar esta herramienta y enviar alertas a la población ante potenciales riesgos. El financiamiento requerido para la instalación, operación y mantenimiento de sistemas de alerta temprana o el monitoreo de variables en tiempo real es menor en comparación con el beneficio en la reducción de pérdidas humanas y daños materiales.

En virtud de las múltiples posibilidades e innumerables ventajas que las TIC ofrecen en la gestión de riesgos, se pueden fusionar, entre otros, la recolección de información, utilizando drones en zonas de difícil acceso por deslizamiento de laderas o inundaciones, tal como lo ha empleado la Organización Internacional para la Migración (OIM) en la captura de imágenes que permiten la cuantificación de daños en viviendas y población desplazada por huracanes. La implementación de sistemas de gestión de riesgos no se puede resolver únicamente con métodos convencionales, resulta conveniente mejorar su desempeño con las técnicas más actualizadas posibles.

Con base en lo aquí expuesto, resulta indispensable la incorporación del uso efectivo de las TIC como parte de las estrategias de la gestión de riesgos. Los centros e institutos de investigación son los actores principales en el proceso de generación y transferencia de tecnologías innovadoras. Por ello, resultan tan importantes las redes colaborativas entre especialistas de diferentes áreas para responder a las necesidades y desafíos actuales.

Agradecimientos

Agradecemos al personal de instrumentación y telemetría del Observatorio Hidrológico de la Universidad Nacional Autónoma de México, así como el apoyo recibido por parte de la Dirección de Apoyo a la Docencia DGAPA al proyecto PAPIME PE101418.

Referencias

- Amaro-Loza, A., Pedrozo-Acuña, A., Sánchez-Huerta, A., Sánchez-Vargas, C., & Vergara-Alcaraz, E. A. (2022). Evaluación de las mediciones de lluvia en la Ciudad de México utilizando la red de disdrómetros y su comparación con respecto a la red de pluviómetros de balancín. *Ingeniería del Agua*, 26(2), 91-105. DOI: 10.4995/ia.2022.17217
- Arciniega-Esparza, S., Pedrozo-Acuña, A., & Breña-Naranjo, J. A. (2017). *Chaac: A GUI for processing and visualizing optical laser disdrometer*. HydroSenSoft, International Symposium and Exhibition on Hydro-Environment Sensors and Software, January, 5, Madrid, Spain. Recuperado de <https://www.iahr.org/library/infor?pid=19551>
- Baltas, E., Panagos, D., & Mimikou, M. (2016). Statistical analysis of the raindrop size distribution using disdrometer data. *Hydrology*, 3(1), 9. DOI: 10.3390/hydrology3010009
- Biderman, C., Mentzingen-de-Mendonça, M., Silva-Mello, P. A., Oshiro, C. H., & Foditsch, N. (2022). Big data para el desarrollo urbano sostenible. *Наука И Научный Потенциал: Основа Устойчивого Инновационного Развития Общества*, 1(1). DOI: 10.18235/0003634
- Bouskela, M., Casseb, M., Bassi, S., Facchina, C. De, & Luca, M. (2016). *La ruta hacia las smart cities migrando de una gestión tradicional a la ciudad inteligente*. DOI: 10.18235/0012831

- Cole, J. M., & Murphy, B. L. (2014). Rural hazard risk communication and public education: Strategic and tactical best practices. *International Journal of Disaster Risk Reduction*, 10, 292-304. DOI: 10.1016/j.ijdrr.2014.10.001
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2022). *Reporte clima en México*. Recuperado de <https://www.ptonline.com/articles/how-to-get-better-mfi-results>
- Conagua & Semarnat, Comisión Nacional del Agua & Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2021a). *Comunicado de prensa No. 0701-21*. Recuperado de <https://smn.conagua.gob.mx/es/comunicados-de-prensa>
- Conagua & Semarnat, Comisión Nacional del Agua & Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2021b). *Comunicado de prensa No. 0707-21*. Recuperado de <https://smn.conagua.gob.mx/es/comunicados-de-prensa>
- Conagua & Semarnat, Comisión Nacional del Agua & Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2021c). *Comunicado de prensa No. 0698-21*. Recuperado de <https://smn.conagua.gob.mx/es/comunicados-de-prensa>
- CRED, Centre for Research on the Epidemiology of Disasters. (2019). Disasters 2018: Year in Review. *PLoS ONE*, 14(3). Recuperado de https://www.preventionweb.net/files/65061_credcrunch54.pdf
- Douglas, I. (2006). *The peri-urban interface: Approaches to sustainable natural and human resource use*. DOI: 10.4324/9781849775878

Drones México. (10 de septiembre, 2021). *Cerro del Chiquihuite. La tarde de este viernes se registró un deslizamiento en el cerro del Chiquihuite. El desgajamiento sepultó tres casas y hasta el momento se reportan cuatro personas desaparecidas (fotografía).*

Recuperado de
<https://www.instagram.com/p/CTqZqcADjix/?igsh=YnR2eWQyYXp5dnJq>

Endreny, T. A. (2005). Land use and land cover effects on runoff processes: Urban and suburban development. In: *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. DOI: 10.1002/0470848944.hsa122

Garrocho, C., & Sobrino, J. (2018). Ciudades sostenibles en México. En: *Cambio climático, ciudad y gestión ambiental*. DOI: 10.2307/j.ctv4g1r5m.9

Gasper, R., Blohm, A., & Ruth, M. (2011). Social and economic impacts of climate change on the urban environment. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 3(3), 150-157. DOI: 10.1016/j.cosust.2010.12.009

Giro, P., & Perea, A. K. (2019). *Gestión de riesgo de desastres y adaptación al cambio climático en Centroamérica. Informe hacia una Centroamérica más resiliente*. Washington, DC, EUA: Banco Mundial. Recuperado de
<https://thedocs.worldbank.org/en/doc/951981571084150552-0240022019/render/InformeHaciaunaCentroAmericamasResilientePilaresparalaAccion.pdf>

- Haer, T., Husby, T. G., Botzen, W. J. W., & Aerts, J. C. J. H. (2020). The safe development paradox: An agent-based model for flood risk under climate change in the European Union. *Global Environmental Change*, 60, 102009. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2019.102009
- Hallegatte, S., & Ghil, M. (2008). Natural disasters impacting a macroeconomic model with endogenous dynamics. *Ecological Economics*, 68(1-2), 582-592. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2008.05.022
- Hemmati, M., Ellingwood, B. R., & Mahmoud, H. N. (2020). The role of urban growth in resilience of communities under flood risk. *Earth's Future*, 8(3). DOI: 10.1029/2019EF001382
- Hemmati, M., Kornhuber, K., & Kruczkiewicz, A. (2022). Enhanced urban adaptation efforts needed to counter rising extreme rainfall risks. *Npj Urban Sustainability*, 2(1), 1-5. DOI: 10.1038/s42949-022-00058-w
- López-López, M. R., Pedrozo-Acuña, A., & Severiano-Covarrubias, M. L. (2022). Evaluation of ECMWF's forecasting system for probabilistic urban flood prediction: A case study in Mexico City. *Journal of Hydroinformatics*, 24(1), 38-55. DOI: 10.2166/hydro.2021.072
- Martínez-Yáñez, M., Cabral-Cano, E., Correa-Mora, F., Díaz-Molina, O., Cifuentes-Nava, G., Hernández-Quintero, E., & Delgado-Granados, H. (2009). Estudio de la ladera occidental del cerro del Chiquihuite, Ciudad de México, mediante SIG y GPS. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 10(2), 99-112.

- Mocva-Kurek, R. K., Elizalde-Bernardo, R. J., & Pedrozo-Acuña, A. (2019). *Evaluation of Z-R relationships for rain events using disdrometer-based data in Mexico City*. American Geophysical Union. American Geophysical Union, Fall Meeting 2019, abstract #A53L-3070. Recuperado de <https://ui.adsabs.harvard.edu/abs/2019AGUFM.A53L3070M/abstract>
- OMM, Organización Meteorológica Mundial. (2021). *United in science 2021*. Recuperado de https://public.wmo.int/en/resources/united_in_science
- ONU, Organización de las Naciones Unidas. (2018). The world's cities in 2018. In: *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision* (p. 34). Recuperado de https://www.flickr.com/photos/thisisin%0Ahttps://www.un.org/en/events/citiesday/assets/pdf/the_worlds_cities_in_2018_data_booklet.pdf
- ONU-HABITAT. (2019). Objetivo 11. Ciudades y comunidades sostenibles. En: *Ciudades sostenibles: por qué son importantes* (pp. 1-2). Recuperado de <https://www.undp.org/content/undp/es/home/sustainable-development-goals/goal-11-sustainable-cities-and-communities.html>
- OTT Hydromet GmbH. (2020). *Datos técnicos OTT Pluvio² S*. Germany. Recuperado de <https://www.ott.com/es-la/productos/meteorologia-80/ott-pluvio2-s-941/productAction/outputAsPdf/>

- OTT Hydromet GmbH. (2016). *Operating instructions present weather sensor OTT Parsivel 2* (Issue 70). Recuperado de <https://www.ott.com/download/operating-instructions-present-weather-sensor-ott-parsivel2-without-screen-heating/>
- Padilla, L., Dryhurst, S., Hosseinpour, H., & Kruczkiewicz, A. (2021). Multiple hazard uncertainty visualization challenges and paths forward. *Frontiers in Psychology*, 12. DOI: 10.3389/fpsyg.2021.579207
- Pedrozo-Acuña, A., Breña-Naranjo, J. A., Soriano-Monzalvo, J. C., Blanco-Figueroa, J., Magos-Hernández, J., & Sánchez-Peralta, J. A. (2020). *The hydrological observatory of Mexico City (OH-IIUNAM): A unique setup for hydrological research within large urban environments*. EGU General Assembly 2020. DOI: 10.5194/egusphere-egu2020-12742
- Pedrozo-Acuña, A. (2017). SECITI-CDMX. *Informe final. Tercer Informe Agua Inteligente. Implementación del sistema de monitoreo de lluvia en tiempo-real en CDMX*. Ciudad de México. Recuperado de http://data.seciti.cdmx.gob.mx/transparencia/sites/default/files/articulosnuevo/3er_Trim_Informe_Ejecutivo_SECITI_113_2017_3.PDF
- Pedrozo-Acuña, A. (2018). *Primer informe. Agua inteligente, ciudad inteligente: implementación del sistema de monitoreo de lluvia en tiempo real en CDMX*. Ciudad de México, México: Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México.

- Pedrozo-Acuña, A., Favero Jr., R. J., Amaro-Loza, A., Mocva-Kurek, R. K., Sánchez-Peralta, J. A., Magos-Hernández, J. A., & Blanco-Figueroa, J. (2019). An innovative STEM outreach model (OH-Kids) to foster the next generation of geoscientists, engineers, and technologists. *Geoscience Communication*, 2(2), 187-199. DOI: 10.5194/gc-2-187-2019
- Pedrozo-Acuña, A., Magos-Hernández, J. A., Sánchez-Peralta, J. A., Amaro-Loza, A., & Breña-Naranjo, J. A. (2017). *Real-time and discrete precipitation monitoring in Mexico City: Implementation and application*. HydroSenSoft, International Symposium and Exhibition on Hydro-Environment Sensors and Software, March, 1-7, Madrid, Spain. Recuperado de <https://www.iahr.org/library/infor?pid=19588>
- QGIS. (2024). *Una introducción fácil a GIS 11. Análisis espacial (interpolación)*. Recuperado de https://docs.qgis.org/3.34/es/docs/gentle_gis_introduction/spatial_analysis_interpolation.html
- Ren, Z., Zhu, L., Wang, B., & Cheng, S. (2016). Soil hydraulic conductivity as affected by vegetation restoration age on the Loess Plateau, China. *Journal of Arid Land*, 8(4), 546-555. DOI: 10.1007/s40333-016-0010-2
- Rodríguez-Camino, E., Picatoste-Ruggeroni, J. R., & Heras-Hernández, F. (2015). Quinto informe de evaluación del IPCC: bases físicas. *Revista Tiempo y Clima*. Recuperado de <https://pub.ame-web.org/index.php/TyC/article/view/281>

- Sacmex. (2012). El gran reto del agua en la Ciudad de México: pasado, presente y prospectivas de solución para una de las ciudades más complejas del mundo. En: *Sistema de Aguas de la Ciudad de México*. Recuperado de http://laopiniondelaciudad.mx/wp-content/uploads/2016/02/ElGranRetodelAgua_enla_CiudadMexico.pdf
- Sánchez-Vargas, C., & Salinas-Estévez, J. L. (2021). Aquappolis: aplicación móvil para la captación de agua de lluvia en la CDMX. *Tecnología y ciencias del agua*, 12(5), 423-454. DOI: 10.24850/j-tyca-2021-05-10
- Sedatu, Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano. (2014). *Atlas de riesgos naturales de la delegación Gustavo A. Madero, Distrito Federal, 2014* (Issue 42). México, DF, México: Secretaría de Desarrollo Agrario, Territorial y Urbano.
- Sedesol, Secretaría de Bienestar. (2012). *La expansión de las ciudades 1980-2010*. México, DF, México: Secretaría de Desarrollo Social.
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutya, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083-16088. DOI: 10.1073/pnas.1211658109
- SGRPC, Secretaría de Gestión Integral de Riesgos y Protección Civil. (2020). *Ciudad resiliente retrospectiva y proyección de una ciudad vulnerable*. México, DF, México: Secretaría de Gestión Integral de Riesgos y Protección Civil.

- Sili, M. (2022). Planificación y gestión territorial en América Latina: entre la persistencia de las problemáticas territoriales y los nuevos desafíos de futuro. *Ikara. Revista de Geografías Iberoamericanas*, 1. DOI: 10.18239/Ikara.3037
- Solecki, W., & Marcotullio, P. J. (2013). Climate change and urban biodiversity vulnerability. In: *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities* (pp. 485-504). Springer Netherlands. DOI: 10.1007/978-94-007-7088-1_25
- SSN, Servicio Sismológico Nacional. (2021). *Reporte Especial. Grupo de Trabajo del Servicio Sismológico Nacional, UNAM. Sismo del 7 de septiembre de 2021 (M 7.1)*. Recuperado de http://www.ssn.unam.mx/sismicidad/reportes-especiales/2021/SSNMX_rep_esp_20210907_Guerrero_M71.pdf
- Stankovic, M., Hasanbeigi, A., & Neftenov, N. (2020). Uso de tecnologías de la 4RI en agua y saneamiento en América Latina y el Caribe. En: *El agua y saneamiento en América Latina y el Caribe*. Recuperado de <https://publications.iadb.org/publications/spanish/document/Uso-de-tecnologias-de-la-4RI-en-agua-y-saneamiento-en-America-Latina-y-el-Caribe.pdf>
- Stankovic, M., Hasanbeigi, A., & Neftenov, N. (2022). *Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2022*. Recuperado de https://unstats.un.org/sdgs/report/2022/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2022_Spanish.pdf

- Steenge, A. E., & Bočkarjova, M. (2007). Thinking about imbalances in post-catastrophe economies: An input-output based proposition. *Economic Systems Research*, 19(2), 205-223. DOI: 10.1080/09535310701330308
- Tokay, A., Petersen, W. A., Gatlin, P., & Wingo, M. (2013). Comparison of raindrop size distribution measurements by collocated disdrometers. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 30(8), 1672-1690. DOI: 10.1175/JTECH-D-12-00163.1
- UNFPA, Fondo de Población de las Naciones Unidas. (2012). *Vínculos entre las dinámicas demográficas, los procesos de urbanización y los riesgos de desastres: una visión regional de América Latina*. New York, EUA: Fondo de Población de las Naciones Unidas; Programa de las Naciones Unidas para los Asentamientos Humanos (ONU-HABITAT). Recuperado de http://www.preventionweb.net/files/31104_doc18918contenido.pdf
- UNISDR, Oficina de las Naciones Unidas para la Reducción del Riesgo de Desastres. (2009). Terminología sobre reducción del riesgo de desastres. En: *Estrategia Internacional para la Reducción de Desastres*. Ginebra, Suiza: Oficina de las Naciones Unidas para la Reducción del Riesgo de Desastres.
- Uribe-Cortez, J. (2020). Reseña. Ciudades sostenibles en México: una propuesta conceptual y operativa. *Terra: Revista de Desarrollo Local*, 6, 336. DOI: 10.7203/terra.6.16768

Van der Veen, A. (2004). Disasters and economic damage: Macro, meso and micro approaches. *Disaster Prevention and Management: An International Journal*, 13(4), 274-279. DOI: 10.1108/09653560410556483

WMO, World Meteorological Organization. (2018). *Guide to Instruments and Methods of Observation*. Geneva, Switzerland: World Meteorological Organization.