



ISSN 2007-2422

# Tecnología y Ciencias <sup>del</sup> Agua



Popocatepetl, México. Foto: Arturo González Herrera.



# Tecnología y Ciencias del Agua

## Comité Editorial

### Consejo Editorial

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

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

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

**Editora en Calidad del Agua**  
**Dra. Julia Elena Prince Flores**  
*Instituto Mexicano de Tecnología del Agua*

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

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

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

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

**Editor en Hidráulica**  
**Dr. Martín Dagoberto Mundo Molina**  
*Universidad Autónoma de Chiapas, México*

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

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

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

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

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

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

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



## Contenido

### Artículos (originales)

#### *Articles (original)*

Cinética e isotermas de adsorción del arsénico (III) en solución acuosa mediante carbón activado con estructura nanoporosa obtenido de lodos orgánicos de aguas residuales

*Richar Cayo-Dominguez*

*Claudia Montalvo-Achic-Huamán*

*Noe Benjamin Pampa-Quispe*

Prioritization of watersheds for soil and water conservation based on GIS, PCA and WSA techniques

*Maiquel López-Silva*

*Dayma Carmenates-Hernández*

Retroceso glaciar y el valor de los servicios ecosistémicos asociados con el recurso hídrico en la cuenca Parón-Parque Nacional Huascarán (Cordillera Blanca), 2009-2018

*Ricardo Pozada-Rengifo*

*Luigi Bravo-Toledo*

*Joshua Iparraguirre*

Factores determinantes de la adopción de riego tecnificado en La Laguna, México

*Miriam Torres-Moreno*

*José Saturnino Mora-Flores*

*José Alberto García-Salazar*

*Enrique Rubiños-Panta*

*Oscar Antonio Arana-Coronado*

*Enrique Arjona-Suarez*

Calidad fisicoquímica del río Mulato en Mocoa Putumayo-Colombia

*Lorena Agudelo, Angie Muñoz*

*Valeria Enriquez*

*Nilsa Andrea*

*Ruth Lozano*

Calidad de agua para uso recreativo del Río Ctlamochita en Villa María, Córdoba, Argentina

*Graciela N. Marín*

*Silvia A. Moyano*

*Fernanda G. Biolé*

*Paula Debernardi*



## Contents

### Artículos (traducción)

#### *Articles (translation)*

*Kinetics and isotherms of adsorption of arsenic (III) in aqueous solution using activated carbon with nanoporous structure obtained from organic sewage sludge* 1

*Richar Cayo-Dominguez*

*Claudia Montalvo-Achic-Huamán*

*Noe Benjamin Pampa-Quispe*

*Priorización de cuencas hidrográficas para la conservación del suelo y el agua basado en las técnicas GIS, PCA y WSA* 40

*Maiquel López-Silva*

*Dayma Carmenates-Hernández*

*Glacier retreat and the value of ecosystem services associated with water resources in the Paron basin-Huascarán National Park (Cordillera Blanca), 2009-2018* 76

*Ricardo Pozada-Rengifo*

*Luigi Bravo-Toledo*

*Joshua Iparraguirre*

*Determining factors of the adoption of technified irrigation in La Laguna, Mexico* 122

*Miriam Torres-Moreno*

*José Saturnino Mora-Flores*

*José Alberto García-Salazar*

*Enrique Rubiños-Panta*

*Oscar Antonio Arana-Coronado*

*Enrique Arjona-Suarez*

*Physicochemical quality of the Mulato River in Mocoa Putumayo-Colombia* 158

*Lorena Agudelo, Angie Muñoz*

*Valeria Enriquez*

*Nilsa Andrea*

*Ruth Lozano*

*Water quality for recreational use of the Río Ctlamochita, Córdoba, Argentina* 204

*Graciela N. Marín*

*Silvia A. Moyano*

*Fernanda G. Biolé*

*Paula Debernardi*



## Contenido

### Artículos (originales)

#### *Articles (original)*

Índice de riesgo por acaparamiento del agua: propuesta metodológica de justicia hídrica

*Guadalupe Azuara-García*

*Efrén Palacios*

*José Alcántara*

*Ricardo Pérez-Avilés*

*Benjamín Ortiz*

Impacto del uso del rodillo aireador para la siembra de pasto en el proceso hidrológico de una cuenca con lluvia natural y en condiciones de lluvia simulada

*Azucelli Maythe Mauricio-Pérez*

*Ignacio Sánchez-Cohen*

*Aurelio Pedroza-Sandoval*

*Miguel Agustín Velásquez-Valle*

### Notas (originales)

#### *Notes (original)*

Improving rural water supply in Paraguay in times of COVID-19

*Jorge Silva*

Análisis hidráulico de la red presurizada de la sección 01 del Distrito de Riego 001 ante diferentes escenarios de operación

*Oswaldo Galván-Cano*

*Adolfo Antenor Exebio-García*

*Jorge Víctor Prado-Hernández*

*Enrique Palacios-Vélez*



## Contents

### Artículos (traducción)

#### *Articles (translation)*

*Water grabbing risk index: A methodological proposal for water justice*

236

*Guadalupe Azuara-García*

*Efrén Palacios*

*José Alcántara*

*Ricardo Pérez-Avilés*

*Benjamín Ortiz*

*Land imprinter hydrological impacts for grasslands in a watershed with natural rainfall and rainfall simulation*

275

*Azucelli Maythe Mauricio-Pérez*

*Ignacio Sánchez-Cohen*

*Aurelio Pedroza-Sandoval*

*Miguel Agustín Velásquez-Valle*

### Notas (traducción)

#### *Notes (translation)*

*Mejoramiento del suministro de agua rural en Paraguay en tiempos de COVID-19*

313

*Jorge Silva*

*Hydraulic analysis of the pressurized network of section 01 of the Irrigation District 001 at different operation scenarios*

361

*Oswaldo Galván-Cano*

*Adolfo Antenor Exebio-García*

*Jorge Víctor Prado-Hernández*

*Enrique Palacios-Vélez*

DOI: 10.24850/j-tyca-14-06-01

Artículos

**Cinética e isothermas de adsorción del arsénico (III) en solución acuosa mediante carbón activado con estructura nanoporosa obtenido de lodos orgánicos de aguas residuales**

**Kinetics and isotherms of adsorption of arsenic (III) in aqueous solution using activated carbon with nanoporous structure obtained from organic sewage sludge**

Richar Cayo-Dominguez<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3518-0051>

Claudia Montalvo-Achic-Huamán<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3126-9486>

Noe Benjamin Pampa-Quispe<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8072-249X>

<sup>1</sup>Universidad Peruana Unión, Lima, Perú, [richarcayo8@gmail.com](mailto:richarcayo8@gmail.com)

<sup>2</sup>Universidad Peruana Unión, Lima, Perú, [claudia22montalvo@gmail.com](mailto:claudia22montalvo@gmail.com)

<sup>3</sup>Universidad Nacional de Juliaca y Universidad Peruana Unión, Lima, Perú, [nbpampaq.doc@unaj.edu.pe](mailto:nbpampaq.doc@unaj.edu.pe)



Autor para correspondencia: Noe Benjamin Pampa-Quispe,  
nbpampaq.doc@unaj.edu.pe

## Resumen

El objetivo de la investigación fue estudiar el proceso de adsorción de iones de As (III) con carbón activado de estructura nanoporosa obtenido de lodos orgánicos de aguas residuales. La obtención del carbón activado se realizó mediante una activación química usando  $ZnCl_2$  y una activación térmica a  $650\text{ }^{\circ}C$ . Los ensayos de adsorción se realizaron colocando en contacto  $16\text{ g/l}$  de carbón activado con soluciones de  $0.247$ ,  $0.406$ ,  $0.564$ ,  $0.683$  y  $0.801\text{ mg/l}$  de As (III) en vasos precipitados de  $1\text{ l}$  a un tiempo de  $24$  horas. Todos los ensayos fueron sometidos a una velocidad de agitación de  $720\text{ RPM}$ , a temperatura de  $28\text{ }^{\circ}C \pm 0.5$  y al pH natural de las muestras en laboratorio, el cual fue  $3$ . Los resultados de la caracterización de carbón indicaron que este adsorbente presentó una estructura nanoporosa con presencia de grupos funcionales (hidroxilo y carboxilo). En cuanto a los ensayos de adsorción de As (III), se determinó que el carbón activado logró reducir la concentración del metal hasta  $0.004\text{ mg/l}$ , valor que está por debajo de los establecidos por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para el consumo de agua. Finalmente se concluye que el carbón activado presentó una eficiencia de  $98.4\%$  de adsorción de iones de As (III) y los datos experimentales mostraron un mayor ajuste al modelo de pseudo-segundo orden y a la isoterma de Freundlich, lo cual indica que el proceso de adsorción de As

(III) se realiza en centros energicamente heterogeneos mediante una interacción físico-química entre el metal y el adsorbente.

**Palabras clave:** adsorción, arsénico, carbón activado, isothermas, nanoporos.

### Abstract

The objective of this investigation was to study the process of absorption of As (III) ions through activated carbon nanopores derived from organic sewage sludge. The adsorption tests were carried out by placing 16 g/l of activated carbon in contact with solutions of 0.247, 0.406, 0.564, 0.683 and 0.801 mg/l of As (III) in 1L beakers at a time of 24 hours. All the tests were submitted to an agitation speed of 720 RPM, a temperature of  $28\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0.5\text{ }^{\circ}\text{C}$  and the natural pH of the samples. The results of carbon characterization show that this absorbent presented a nanoporous structure with the presence of functional groups (hydroxyl and carboxyl). As for the As (III) adsorption tests, it was determined that activated carbon managed to reduce the metal concentration to 0.004 mg/l, a value that is below those established by the World Health Organization (WHO) for water consumption. Finally, it was concluded that activated carbon showed a 98.4 % efficiency in the absorption of As (III) ions and the experimental data presented a bigger adjustment to the pseudo-second-order model and to Freundlich isotherm, which indicates that the process of absorption of As (III) ions is done in strongly heterogeneous centers through a physical-chemical interaction between the metal and the absorbent.

**Keywords:** Adsorption, arsenic, activated carbon, isotherms, nanopores.

Recibido: 27/10/2020

Aceptado: 04/04/2022

Publicado Online: 07/07/2022

## Introducción

En el mundo se estima que más de 100 millones de habitantes están expuestos a la contaminación del agua y alimentos por arsénico, siendo Bangladesh, China, Taiwán, EUA y Pakistán los países que presentan un contenido alarmante de arsénico (Chakraborti, 2016). En América Latina, aproximadamente 4 millones de personas están expuestas a este contaminante presente en el agua potable, siendo las naciones más afectadas El Salvador, Nicaragua, México, Argentina, Chile, Perú y Bolivia (CRC Press *et al.*, 2008). Asimismo, en el Perú hay aproximadamente más de 250 mil personas expuestas al arsénico debido a la presencia de dicho contaminante en fuentes de agua naturales superficiales y subterráneas ubicadas en el sur del país (Castro-de-Esparza, 2009). De igual forma, el estudio del grado de contaminación por arsénico en aguas subterráneas y superficiales en diversos distritos del Perú evidencia que el 86 % de muestras analizadas supera la concentración máxima de 0.01 mg/l de arsénico establecido por la OMS (George *et al.*, 2014).

La principal fuente de exposición humana al arsénico es el agua subterránea contaminada y la ingesta de ésta llega a producir efectos crónicos en la salud, como algunos estigmas dérmicos que pueden convertirse en cáncer de piel, cáncer de vejiga y cáncer de pulmón (Mandal, 2017), además de enfermedades cardiovasculares, neurológicas y diabéticas, agravando la salud de las personas (Kadirvel *et al.*, 2007).

En tal contexto, para reducir la concentración de ese metal y evitar sus efectos dañinos en el ambiente y salud de las personas se han empleado diferentes tecnologías de tratamiento: precipitación química, coagulación-floculación, ósmosis inversa, intercambio iónico y adsorción. Sin embargo, de todos estos métodos mencionados, la adsorción es la más simple y rentable (Bazrafshan, Faridi, Mostafapour, & Mahvi, 2013; Gallegos-Garcia, Ramírez-Muñiz, & Song, 2012; Shukla, Pai, & Shendarkar, 2006; Yao, Liu, & Shi, 2014). Entre los diversos adsorbentes que existen, la adsorción sobre carbón activado ha demostrado ser una de las metodologías de tratamiento fisicoquímico más efectivo y confiable (Tefera *et al.*, 2013; Urbain, Aimé, Jacques, & Albert, 2013). Debido a su gran área de superficie y estructura porosa, puede adsorber gases dispersos y/o compuestos presentes en líquidos.

En los últimos años se ha prestado mucha atención a la síntesis de carbones activados a partir de los lodos de aguas residuales municipales para la adsorción de contaminantes gaseosos como el tolueno, sulfuro de hidrógeno, dióxido de nitrógeno, dióxido de azufre y contaminantes líquidos, como fenol, tinte, etcétera (Chiang & You, 1987; Lu & Lau, 1996). Estudios realizados por Rozada, Otero, Morán y García (2008) han

demostrado la eficiencia de lodos de aguas residuales como carbones activos para la remoción de mercurio (Hg), plomo (Pb), cobre (Cu) y cromo (Cr) en medios acuosos. De la misma manera, Wongrod, Simon, van Hullebusch, Lens y Guibaud (2018), y Yao *et al.* (2014), al emplear como adsorbentes carbones activados elaborados a partir de lodos residuales, lograron la adsorción del 72 y 89.7 % de As, respectivamente.

Por lo tanto, el propósito de la presente investigación fue estudiar la cinética e isotermas de adsorción de iones de arsénico (III) en soluciones acuosas con carbón activado de estructura nanoporosa obtenido de lodos orgánicos de aguas residuales.

## Materiales y métodos

### Escenario de la investigación

Los ensayos de adsorción de arsénico (III) mediante carbón activado a base de lodos activos se desarrollaron en las instalaciones del laboratorio de Química de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad Peruana Unión (UPeU) de la ciudad de Lima. Por otro lado, los análisis de caracterización de lodos de aguas residuales y concentración de arsénico de los ensayos fueron realizados en el Laboratorio Delta Lab S. A. C.; la caracterización de carbón activado por microscopía de electrónica de barrido (SEM), en los laboratorios de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Nacional de Ingeniería; y el análisis de espectroscopia

infrarroja con transformadas de Fourier (FTIR), en el Laboratorio de Investigación y Certificaciones (LABICER), perteneciente a la Universidad Nacional de Ingeniería.

## Adquisición y caracterización de lodos

Los lodos empleados en la presente investigación se obtuvieron de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Manchay, Pachacamac. Para la caracterización de los lodos activos se tomaron muestras del contenedor de lodos, estableciendo cuatro puntos de muestreos. Para la caracterización química del lodo se tomó una muestra de 2.0 kg, mientras que para la caracterización microbiológica se tomó una muestra de 0.5 kg. Ambas muestras se llevaron al laboratorio, donde se analizó mediante el análisis de plasma de acoplamiento inductivo (ICP) con espectroscopía de emisión atómica (AES) para la determinación de metales y elementos traza en agua y residuos; coliformes fecales con técnica de números más probable; y protozoarios y helmintos patógenos mediante el método de Baillenger.

## Síntesis de carbón activado nanoporoso

Los lodos obtenidos de la PTAR fueron secados a 105 °C durante 24 horas en estufa; se enfrió a temperatura ambiente para luego ser triturado hasta un tamaño uniforme. Luego, el lodo seco se puso en contacto con



una solución de  $ZnCl_2$  3M en relación de 1:2; es decir, cada 1 g de lodo se puso en contacto con 2 ml de  $ZnCl_2$  durante 24 horas. Después se retiró el líquido sobrenadante y las muestras se sometieron a secado en la estufa a 105 °C por 24 horas. Las muestras impregnadas con  $ZnCl_2$  luego se pirolizaron en una mufla a 650 °C durante 60 minutos. Después de enfriar, la muestra carbonizada se lavó con 250 ml de HCl 1M y se secó de nuevo en la estufa a 105 °C durante 24 horas.

El carbón activado obtenido se trituroó y tamizó en un tamiz de tamaño de malla de número 16 para obtener partículas de 1.18 mm. Una vez obtenidas las muestras de carbón activado se colocaron en bolsas ziploc y se conservaron en un desecador con gel sílica para evitar la captación de humedad.

## Preparación de soluciones de arsénico

Para las soluciones de agua con As experimental a escala laboratorio se preparó la solución madre de 1 mg/l de As (III) empleando 1.3337 g de  $As_2O_3$  en 1 l de agua destilada. La solución fue sometida a agitación usando un agitador magnético a 2 000 RPM durante 4 horas a una temperatura de 60 °C para garantizar la completa dilución del compuesto. A partir de esta solución se obtuvieron concentraciones decrecientes de 0.80, 0.68, 0.56, 0.41 y 0.25 mg/l de As (III), las cuales se analizaron con el método SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part. 3114 B y C, 23rd ed. 2017-arsénico y selenio por generación de hidruro/espectrometría de absorción atómica (Rice, Eaton, & Baird, 2017).

## Ensayos de adsorción

Para el desarrollo de la investigación se realizaron ensayos previos, a fin de determinar la dosis óptima de carbón activado y el tiempo de agitación óptimo con la que se trabajarían los demás ensayos para analizar la influencia del carbón activo frente a las diversas concentraciones de arsénico.

La dosis óptima de carbón activado se determinó mediante ensayos duplicados, empleando dosis de 4, 8, 12, 16 y 20 g/l, las cuales fueron puestas en contacto con una solución de 0.25 mg/l de As (III) a temperatura ambiente y a 720 RPM durante 24 horas. Con estos ensayos se determinó que la dosis óptima fue de 16 g/l.

El tiempo de ensayo óptimo se determinó mediante ensayos duplicados empleando 16 g/l de carbón activado en una solución de 0.564 mg/l de As (III) a tiempos de contacto de 4, 8, 12, 16, 20 y 24 horas. Con estos ensayos se determinó que el tiempo de contacto óptimo para realizar los ensayos posteriores fue de 24 h. Asimismo, los resultados obtenidos en estos ensayos se utilizaron para modelar las cinéticas de adsorción.

Luego de haber llevado a cabo los ensayos previos para determinar la dosis óptima de carbón activado y el tiempo óptimo de agitación, se procedió a realizar los ensayos para determinar la influencia del carbón activado en la remoción de arsénico, y estudiar la cinética e isothermas de

adsorción. Este ensayo consistió en poner en contacto 16 g/l de carbón activado con soluciones de 0.247, 0.406, 0.564, 0.683 y 0.801 mg/l de As (III) en vasos precipitados de 1 l y someterlas a agitación utilizando un agitador magnético a 720 RPM durante 24 horas. Cabe recalcar que todos los ensayos se efectuaron a una temperatura de  $28\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 0.5$  y un pH ácido de 3. Luego de la corrida de los ensayos, las muestras fueron filtradas, preservadas con  $\text{HNO}_4$  y llevadas inmediatamente a un laboratorio para determinar la concentración final de As (III) mediante el método SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part. 3114 B y C, 23rd ed. 2017-arsénico y selenio por generación de hidruro/espectrometría de absorción atómica (Rice *et al.*, 2017).

## Ecuaciones y modelos empleados

### Capacidad de adsorción

La capacidad de adsorción ( $q_e$ , mg/g) del carbón activado se calculó mediante la Ecuación (1):

$$q_e = (C_o - C_e) \times \frac{V}{m} \quad (1)$$

Donde  $C_o$  es la concentración inicial de metal en la solución (mg/l);  $C_e$ , la concentración final de metal en la solución (mg/l);  $V$ , el volumen de la solución (L), y  $m$  es la masa del adsorbente (g).

## Modelos matemáticos cinéticos

Los datos experimentales obtenidos a partir de los ensayos donde se realizó la variación del tiempo de agitación fueron analizados mediante los modelos de pseudo primer orden y pseudo segundo orden.

Para realizar la modelación de datos a la cinética de pseudo primer orden se usó la Ecuación (2):

$$\log(q_e - q_t) = \log(q_e) - \frac{K_1}{2.303} t \quad (2)$$

Donde  $K_1$  es la constante de pseudo-primer orden ( $\text{min}^{-1}$ ),  $q_e$  y  $q_t$  son las capacidades de adsorción en el equilibrio y para un tiempo  $t$ . Los valores numéricos de  $k_1$  y  $q_e$  son obtenidos de la pendiente y del intercepto, respectivamente, de la forma lineal de la ecuación de pseudo-primer orden.

Para realizar la modelación de datos a la cinética de pseudo segundo orden se usó la Ecuación (3):

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (3)$$

Donde  $K_2$  es la constante de pseudo-segundo orden (g/mg.h). Los valores numéricos de  $K_2$  y  $q_e$  son obtenidos de la pendiente y del intercepto, respectivamente, de la forma lineal de la ecuación de pseudo-segundo orden.

Por otro lado, para analizar y determinar el ajuste de los datos experimentales a los modelos matemáticos de las cinéticas de adsorción se empleó el diseño de regresión.

### Isotermas de adsorción

Los resultados obtenidos en los ensayos de adsorción fueron modelados a la isoterma de Langmuir y Freundlich. Los datos de los ensayos fueron modelados a la isoterma de Langmuir de acuerdo con la Ecuación (4):

$$q_e = \frac{q_{max} \cdot b \cdot C_e}{1 + b \cdot C_e} \quad (4)$$

Donde  $q_{max}$  es la máxima cantidad de adsorción de metal/peso de adsorbente (mg/g) y  $b$  es la constante de equilibrio de adsorción (l/mg). Estos valores son obtenidos de la pendiente de la gráfica lineal de la isoterma de Langmuir.

Por otro lado, para modelar los datos a la isoterma de Freundlich se empleó la Ecuación (5):

$$q_e = K_F \cdot C_e^{1/n} \quad (5)$$

Donde  $K_F$  es la constante de Freundlich ( $\text{mg}^{1-n} \cdot \text{Ln/g}$ );  $n$  es el exponente de Freundlich y  $1/n$  es la pendiente de la gráfica de la isoterma de Freundlich, la cual indica la intensidad de adsorción.

Asimismo, para el analizar y determinar el ajuste de los datos experimentales a los modelos matemáticos de las isotermas se empleó el diseño de regresión.

## Resultados y discusiones

### Análisis de lodos orgánicos de aguas residuales

Rulkens (2008) menciona que los lodos orgánicos de aguas residuales presentan material orgánico como proteínas, carbohidratos, grasas y aceites; material inorgánico como metales, y a la vez una amplia selección de organismos vivos y muertos. Por ello, en la Tabla 1 y Tabla 2 se muestra la composición inorgánica y biológica del lodo empleado en la presente investigación.

**Tabla 1.** Análisis de metales por ICP del lodo orgánico de aguas residuales.

| Metal     | (mg/kg MS) | Metal     | (mg/kg MS) | Metal     | (mg/kg MS) | Metal   | (mg/kg MS) |
|-----------|------------|-----------|------------|-----------|------------|---------|------------|
| Aluminio  | 4 410      | Cerio     | < 0.25     | Litio     | < 1.21     | Silicio | 100.8      |
| Antimonio | < 0.54     | Cobalto   | <0.10      | Magnesio  | 6 328      | Sodio   | 1 068      |
| Arsénico  | < 2.21     | Cobre     | 109.2      | Manganeso | 133.3      | Talio   | < 0.74     |
| Bario     | 88.76      | Cromo     | <0.03      | Molibdeno | < 0.06     | Titanio | 37.60      |
| Berilio   | < 0.03     | Estaño    | <0.73      | Níquel    | < 0.05     | Vanadio | 29.03      |
| Boro      | < 1.99     | Estroncio | >100.0     | Plata     | < 0.16     | Zinc    | 550.7      |
| Cadmio    | < 0.04     | Fósforo   | >20000     | Potasio   | 4 298      |         |            |
| Calcio    | 31 210     | Hierro    | 4 840      | Selenio   | < 0.82     |         |            |

**Tabla 2.** Composición biológica de lodo orgánico de aguas residuales.

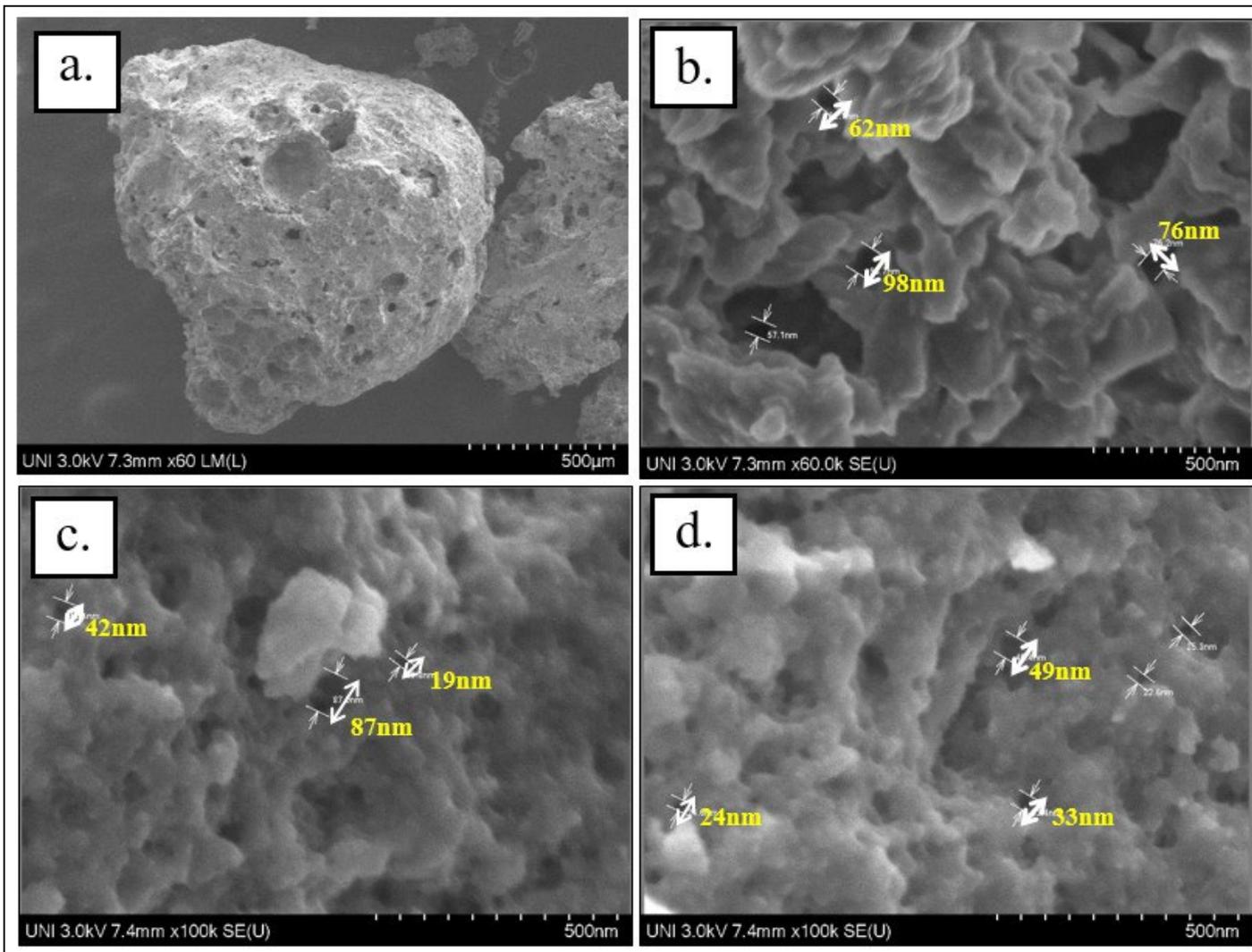
| Organismos   |                                  | Unidad                 | Resultado             |
|--------------|----------------------------------|------------------------|-----------------------|
| Coliformes   | Coliformes fecales               | NMP/g                  | 4.6 x 10 <sup>9</sup> |
| Protozoarios | <i>Entamoeba coli</i>            | N°Org/g                | 0                     |
|              | <i>Endolimax nana</i>            |                        | 0                     |
|              | <i>Blastocystis hominis</i>      |                        | 0                     |
|              | <i>Entamoeba hyltolitica</i>     |                        | 0                     |
|              | <i>Giardia duodenalis</i>        |                        | 0                     |
|              | <i>Balantidium coli</i>          |                        | 0                     |
|              | <i>Cryptosporidium sp.</i>       |                        | 0                     |
| Helmintos    | <i>Trichomonas hominis</i>       | Núm. org/g o huevos /g | 0                     |
|              | <i>Ascaris lumbricoides</i>      |                        | 0                     |
|              | <i>Strongyloides stercoralis</i> |                        | 50                    |
|              | <i>Trichuris trichiura</i>       |                        | 0                     |
|              | <i>Taenia sp</i>                 |                        | 50                    |
|              | <i>Hymenolepis nana</i>          |                        | 0                     |
|              | <i>Fasciola hepatica</i>         | 0                      |                       |

Los resultados mostrados en Tabla 1 evidencian que algunos metales presentes en el lodo se encuentran en elevadas concentraciones. Estos valores podrían causar una preocupación a la hora de emplear los lodos como material adsorbente. No obstante, los estudios realizados por Park, Kang y Kim (2008) indican que al convertir el lodo a carbón activado mediante el proceso de pirólisis permitiría concentrar los metales en el carbón activado evitando su posterior lixiviación en el proceso de adsorción. Por otro lado, la concentración de los diferentes organismos microbiológicos mostrados en el Tabla 2 evidencian la presencia de coliformes fecales, *Strongyloides stercoralis* y *Taenia* sp. Sin embargo, según Rojas, Gutiérrez y Colina (2016), la conversión del lodo a carbón activado mediante el proceso de pirólisis también permite la eliminación total de microorganismos patógenos. Así, se puede inferir que los metales y coliformes presentes en la composición del lodo mostrados en la Tabla 1 y Tabla 2 no representarían daño para la salud de las personas después de que éste atravesase el proceso de pirólisis para convertirse en carbón activo.

## Caracterización del carbón activado nanoporoso

### Análisis morfológico del carbón activado mediante microscopía electrónica de barrido (SEM)

En la Figura 1 se observa la presencia de poros en la superficie del carbón activado, lo cual evidencia el efecto del agente activante ( $ZnCl_2$ ) en la estructura del material. Esto se realiza debido al proceso de lavado de la materia prima con el activante químico aplicado que ayuda a crear nuevas cavidades o cráteres que aportan a la estructura porosa del carbón activado y, por ende, garantiza una mayor remoción de metales. Asimismo, Rio, Faur-Brasquet, Le-Coq, Courcoux y Cloirec (2005) afirman la importancia del empleo de algún agente activante, pues ensayos realizados por estos autores demostraron que el empleo de lodo como material adsorbente sin un proceso de activación presenta una menor eficiencia en la remoción de metales debido a la estructura lisa del material.



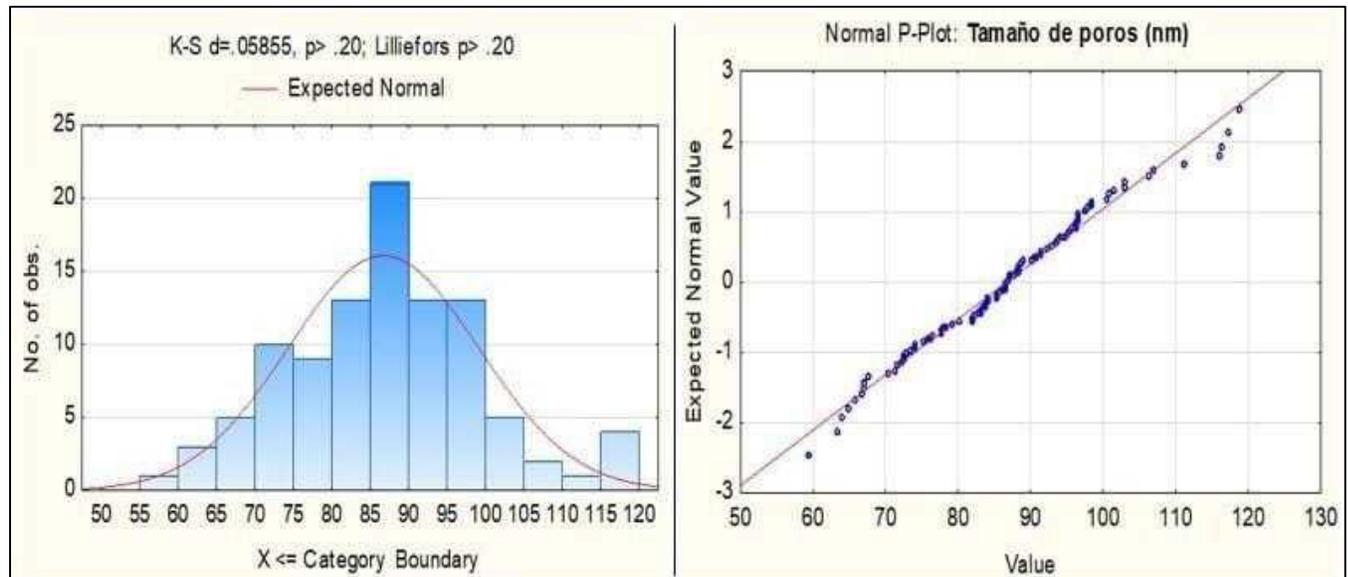
**Figura 1.** Microfotografía del carbón activado mediante la técnica SEM con ampliaciones de (a) 60x, (b) 60 000x, (c) 100 000x y (d) 100 000x.

En la Figura 1a, con un aumento de 60x, se observa la presencia de algunos poros en la superficie del carbón activado. La ampliación a 60 000x en la Figura 1b permite observar la presencia de poros del tamaño

de 57 a 98 nm. Con un aumento de 100 000x se aprecia claramente en las Figuras 1c y 1d la formación de poros de 19, 24, 49 y 87 nm. Por lo tanto, el análisis de microscopía de barrido evidencia que los nanoporos encontrados en la superficie son de un tamaño menor a 100 nm.

Por otro lado, las imágenes obtenidas a partir del análisis de microscopía de barrido fueron sometidas al programa IMAGE-J para calcular el tamaño de poros de una determinada área y determinar si el tamaño de los mismos sigue una distribución normal.

La Figura 2 evidencia que los tamaños de poros presentes en la superficie del carbón activado siguen una distribución normal. Asimismo, el tamaño promedio de poros según la distribución Gaussiana es de 86.7 nm, y en su mayoría las muestras presentan un tamaño entre 70 y 95 nm. Murray (2008) corrobora indicando que los nanoporos son cavidades de tamaño manométrico entre 1 y 100 nm. Por lo tanto, con estos datos se afirma que el carbón activado elaborado a partir de lodos de una PTAR presenta nanoporos.



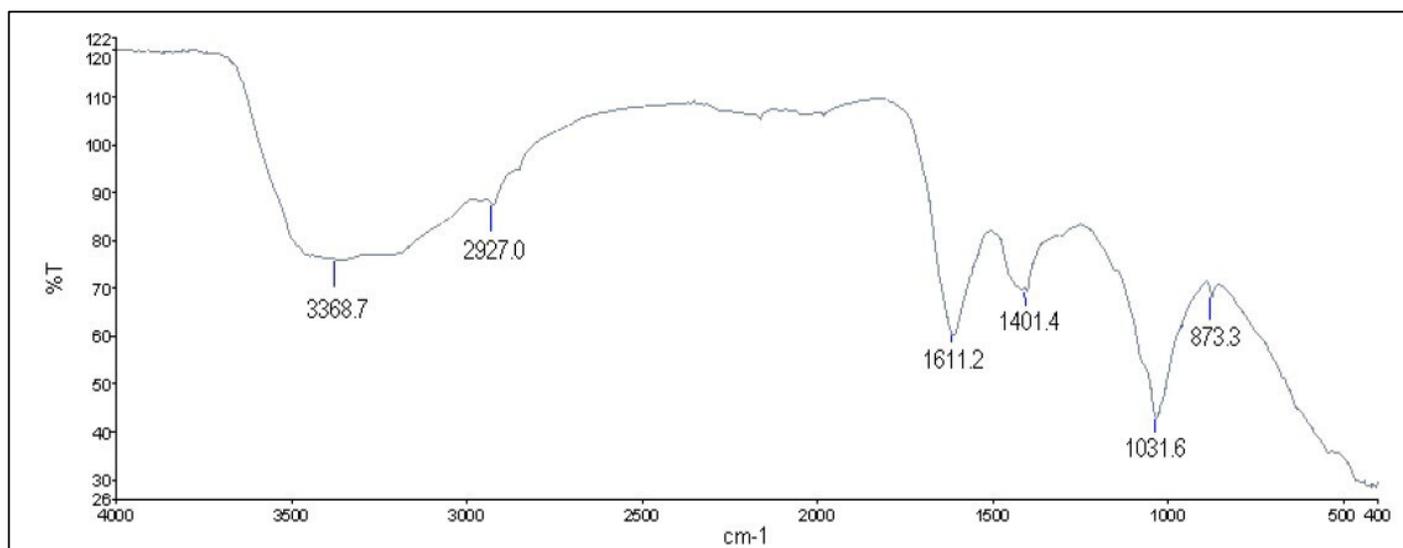
**Figura 2.** Distribución de normalidad para el tamaño de poros de carbón activado.

### **Análisis químico superficial del carbón activado mediante espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier (FTIR)**

Los resultados del análisis químico superficial del carbón activado a base de lodos orgánicos de aguas residuales se muestran en la Tabla 3 y Figura 3.

**Tabla 3.** Identificación de grupos funcionales encontrados en el carbón activado.

| Pico característico (cm <sup>-1</sup> ) | Grupo funcional | Modo vibracional | Rango de absorción teórico (cm <sup>-1</sup> ) |
|---|-----------------|------------------|--|
| 3 368.7                                 | O-H             | Tensión          | 3 700-3 200                                    |
| 2 927.0                                 | O-H             | Tensión          | 3 200-2 700                                    |
| 1 611.2                                 | C=C             | Tensión          | 1 620-1 610                                    |
| 1 401.4                                 | O-H             | Flexión          | 1 440-1 395                                    |
| 1 031.6                                 | C-O             | Tensión          | 1 050-1 000                                    |
| 873.3                                   | C-H             | Flexión          | 900-860  |



**Figura 3.** Análisis químico del carbón activado mediante espectroscopia por transformada de Fourier.

En la Figura 3 se observa la presencia de picos en el espectro electromagnético IR, siendo los picos a 3 368.7, 1 611.2 y 1 031.6  $\text{cm}^{-1}$  los más pronunciados. Asimismo, estos picos indican la existencia de grupos funcionales como hidroxilo y carboxilo, los cuales tendrán un papel crucial en la adsorción de metales pesados, en este caso As (III). Por ende, tales resultados afirman que el carbón activado elaborado a partir de lodos de una PTAR posee propiedades de adsorción.

### **Efecto de la concentración de As (III) en la adsorción**

La Tabla 4 muestra que el porcentaje de adsorción de As (III) disminuye cuando la concentración aumenta debido a la limitada disponibilidad de sitios de adsorción sobre la superficie del carbón activado ante una mayor concentración del metal. Mientras que a menores concentraciones de As (III), el porcentaje de adsorción sube por la existencia de un mayor número de sitios activos por gramo del adsorbente disponibles para la deposición de iones metálicos a menores concentraciones.

**Tabla 4.** Ensayos de adsorción a diferentes concentraciones iniciales de As (III).

| $C_o$ As (mg/l) | $C_e$ As (mg/l) | Adsorción de As (III)<br>(%) | $q_e$ (mg/g) |
|-----------------|-----------------|------------------------------|--------------|
| 0.247           | 0.004           | 98.4                         | 0.02         |
| 0.406           | 0.007           | 98.3                         | 0.02         |
| 0.564           | 0.038           | 93.3                         | 0.03         |
| 0.683           | 0.05            | 92.6                         | 0.04         |
| 0.801           | 0.063           | 92.1                         | 0.05         |

Asimismo, los resultados evidencian la eficiencia del carbón activado a partir de lodos orgánicos de aguas residuales, ya que este adsorbente logró reducir la concentración de As (III) hasta 0.004 mg/l, valor que se encuentra por debajo del límite máximo permisible (LMP) de As (III) establecido por la OMS. Asimismo, estudios realizados por Wongrod *et al.* (2018) también demostraron la eficiencia de adsorción de los lodos de PTAR como carbón activado obteniendo un % de adsorción de 72 % para As (III). Sin embargo, este porcentaje fue menor al encontrado por la presente investigación, donde se obtuvo una eficiencia máxima del 98.4 %.

Por otro lado, existen estudios similares que muestran la eficiencia de lodos como carbones activos alcanzando porcentajes altos de adsorción en otros metales. Yang *et al.* (2010) demostraron que los lodos activos tienen una eficiencia de adsorción del 89 % para Zn (II).

## Cinética de adsorción de As (III)

La aplicación de los modelos cinéticos a los datos experimentales de la adsorción de As (III) en función del tiempo se llevaron a cabo a fin de evaluar cuál de los modelos propuestos es el que mejor describe la cinética y el paso limitante en la adsorción del ion metálico en el adsorbente.

En la Tabla 5 se muestra los valores calculados para el modelo de cinética de adsorción de primer orden a partir de los ensayos realizados, con la variación del tiempo de contacto o agitación.

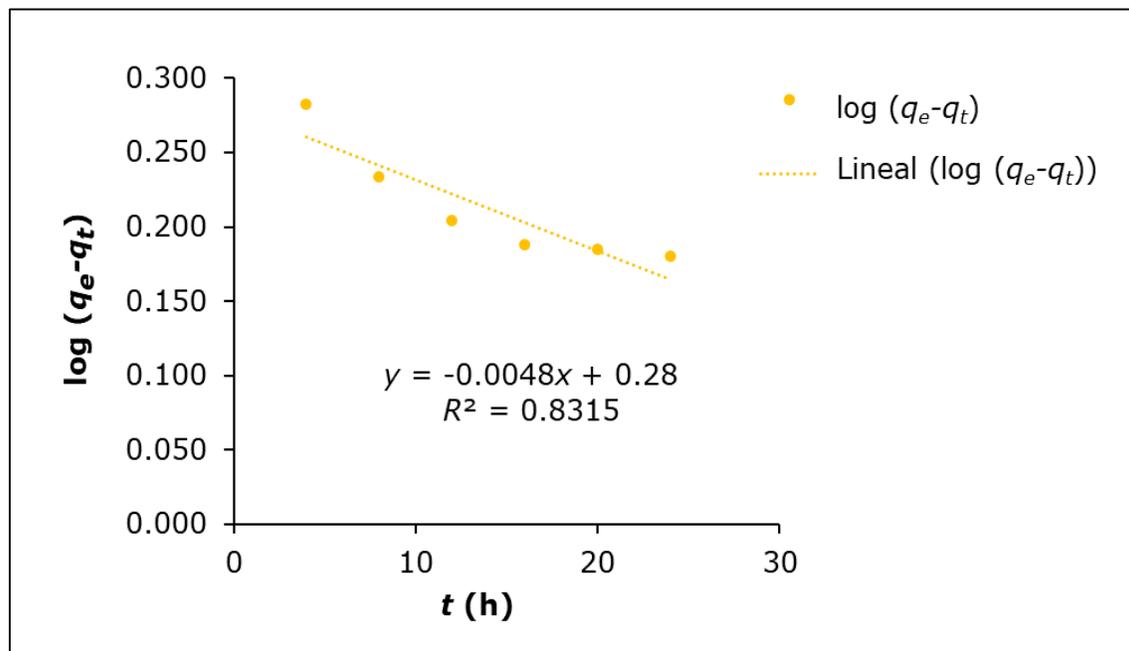
**Tabla 5.** Valores para la cinética de adsorción de primer orden.

| $t$ (h) | $C_o$<br>As(III)<br>(mg/l) | $C_e$<br>As(III)<br>(mg/l) | $q_e$<br>(mg As III/g<br>adsorbente) | $q_t$<br>(mg As III/g<br>adsorbente) | Log<br>( $q_e - q_t$ ) |
|---------|----------------------------|----------------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|------------------------|
| 4       | 0.56                       | 0.37                       | 0.012                                | -1.905                               | 0.283                  |
| 8       | 0.56                       | 0.24                       | 0.020                                | -1.694                               | 0.234                  |
| 12      | 0.56                       | 0.14                       | 0.027                                | -1.574                               | 0.204                  |
| 16      | 0.56                       | 0.07                       | 0.031                                | -1.512                               | 0.188                  |
| 20      | 0.56                       | 0.06                       | 0.032                                | -1.500                               | 0.185                  |
| 24      | 0.56                       | 0.04                       | 0.033                                | -1.481                               | 0.180                  |

El gráfico mostrado en la Figura 4 detalla la aplicación del modelo de pseudo-primer orden a los datos experimentales de la cinética de adsorción del As (III). De este gráfico se puede obtener la ecuación lineal de pseudo-primer orden, la cual es:

$$\text{Log} (q_e - q_t) = 0.2802 - 0.0048 t \quad (6)$$

De donde se deduce que la constante de pseudo primer orden ( $K_1$ ) es de  $0.01 \text{ h}^{-1}$ , y la capacidad de adsorción en el equilibrio y para un tiempo  $t$  ( $q_1$ ) es de 1.91.



**Figura 4.** Cinética de pseudo primer orden para el As (III).

Por otro lado, en la Tabla 6 se muestran los valores calculados para el modelo de cinética de adsorción de segundo orden a partir de los ensayos realizados con la variación del tiempo de contacto o agitación.

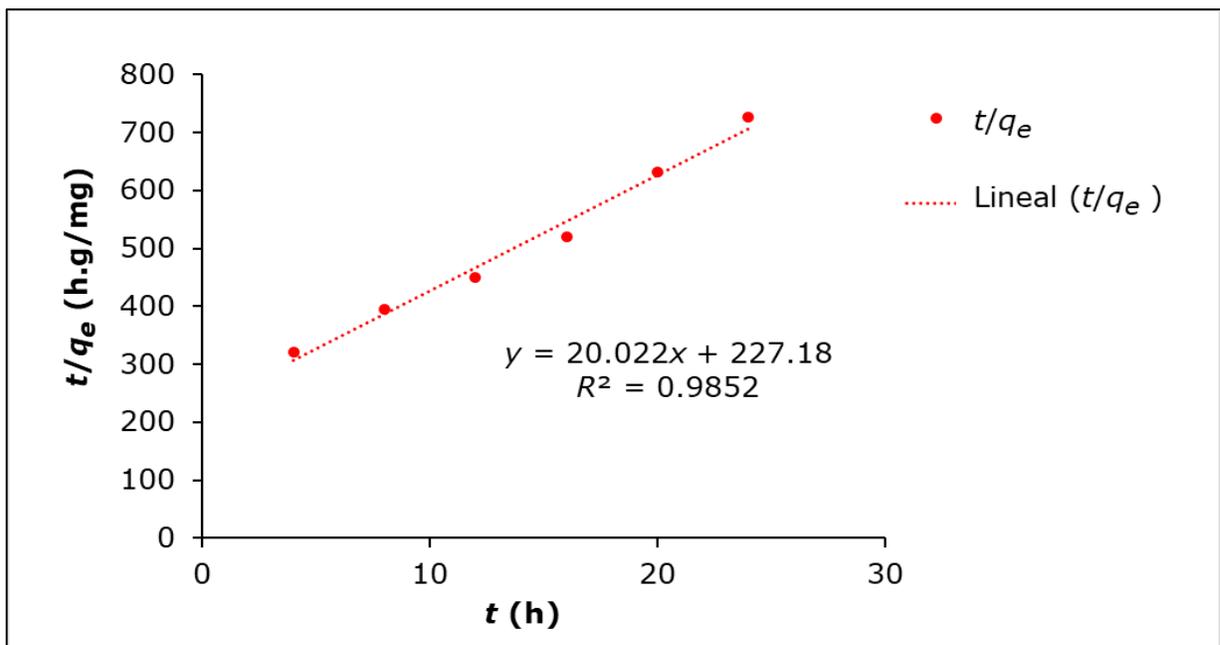
**Tabla 6.** Valores para la cinética de adsorción de segundo orden.

| <b>t (h)</b> | <b>C<sub>o</sub><br/>As(III)<br/>(mg/l)</b> | <b>C<sub>e</sub><br/>As(III)<br/>(mg/l)</b> | <b>q<sub>e</sub><br/>(mg As III/g<br/>adsorbente)</b> | <b>t/q<sub>e</sub><br/>(h.g adsorbente<br/>/mg As III)</b> |
|--------------|---|---|---|--|
| 4            | 0.56  | 0.37  | 0.012   | 321.61   |
| 8            | 0.56  | 0.24  | 0.020   | 395.06   |
| 12           | 0.56  | 0.14  | 0.027   | 450.18   |
| 16           | 0.56  | 0.07  | 0.031   | 519.80   |
| 20           | 0.56  | 0.06  | 0.032   | 632.41   |
| 24           | 0.56  | 0.04  | 0.033   | 725.90   |

En la Figura 5 se muestra la aplicación del modelo de pseudo-segundo orden a los datos experimentales de la cinética de adsorción del As (III). De esta gráfico se puede obtener la ecuación lineal de pseudo-segundo orden, la cual es:

$$t/q_t = 227.18 + 20.022 t \quad (7)$$

De donde se deduce que la constante de pseudo segundo orden ( $K_2$ ) es de 0.05 g/mg.h y la capacidad de adsorción en el equilibrio ( $q_2$ ) es de 1.91.



**Figura 5.** Cinética de pseudo-segundo orden para el As (III).

La Tabla 7 presenta las constantes de las cinéticas de adsorción de pseudo-primero y pseudo-segundo orden obtenidas para el As (III). Asimismo, se observa que los resultados presentan un alto ajuste con respecto al modelo de pseudo-segundo orden ( $R^2 > 0.99$ ). Teniendo en cuenta que el modelo de pseudo-segundo orden se basa en el supuesto de que la velocidad de reacción es controlada por una quimisorción, se puede decir que el mecanismo de adsorción del As (III) del presente

estudio está determinado por un fenómeno químico, donde interviene el intercambio de iones entre el adsorbente y adsorbato (Agrafioti, Kalderis, & Diamadopoulos, 2014; Björklund & Li, 2017).

**Tabla 7.** Constantes de las cinéticas de pseudo-primer y segundo orden para el As (III).

| Metal    | Pseudo primer orden |       |       | Pseudo segundo orden |       |       |
|----------|---------------------|-------|-------|----------------------|-------|-------|
|          | $q_1$               | $k_1$ | $R^2$ | $q_2$                | $k_2$ | $R^2$ |
| As (III) | 1.91                | 0.01  | 0.83  | 0.05                 | 1.76  | 0.99  |

La cinética obtenida para el proceso de adsorción de la presente investigación es similar a la cinética de adsorción de As hallada por Wongrod *et al.* (2018), ya que al usar KOH como activante para la transformación de lodo de agua residual a carbón activado, lograron determinar que la cinética de adsorción que más se ajustaba al proceso era la de pseudo-segundo orden con un  $R^2$  de 0.96. Asimismo, el valor de la constante de velocidad ( $k_2$ ) encontrada por estos autores fue de 1.91 g/mg.h, valor similar al hallado en la presente investigación.

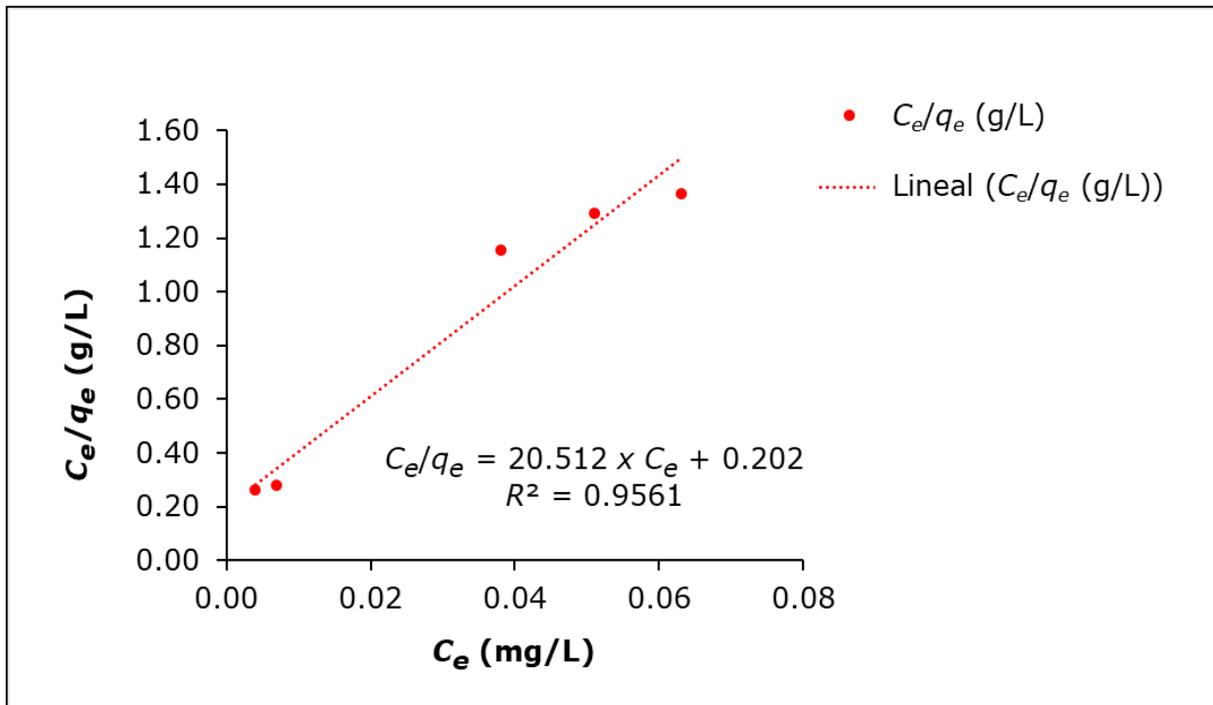
De la misma manera, los resultados del presente estudio concuerdan con lo encontrado por Tavares *et al.* (2012), quienes también determinaron que la cinética de adsorción de As (III) seguía el modelo de pseudo-segundo orden obteniendo un  $R^2$  de 0.96.

## Isoterma de adsorción de As (III)

Los datos experimentales del equilibrio de adsorción del ion arsénico fueron evaluados utilizando modelos de la isoterma de adsorción de Langmuir y Freundlich.

En la Figura 6 se presenta el gráfico de los valores experimentales de la adsorción específica ( $C_{eq}/q_e$ ) en función de la concentración del ion metálico en equilibrio ( $C_{eq}$ ) y la forma lineal de la ecuación de Langmuir es:

$$\frac{C_e}{q_e} = 20.51 C_e + 0.202 R^2 = 0.96 \quad (8)$$

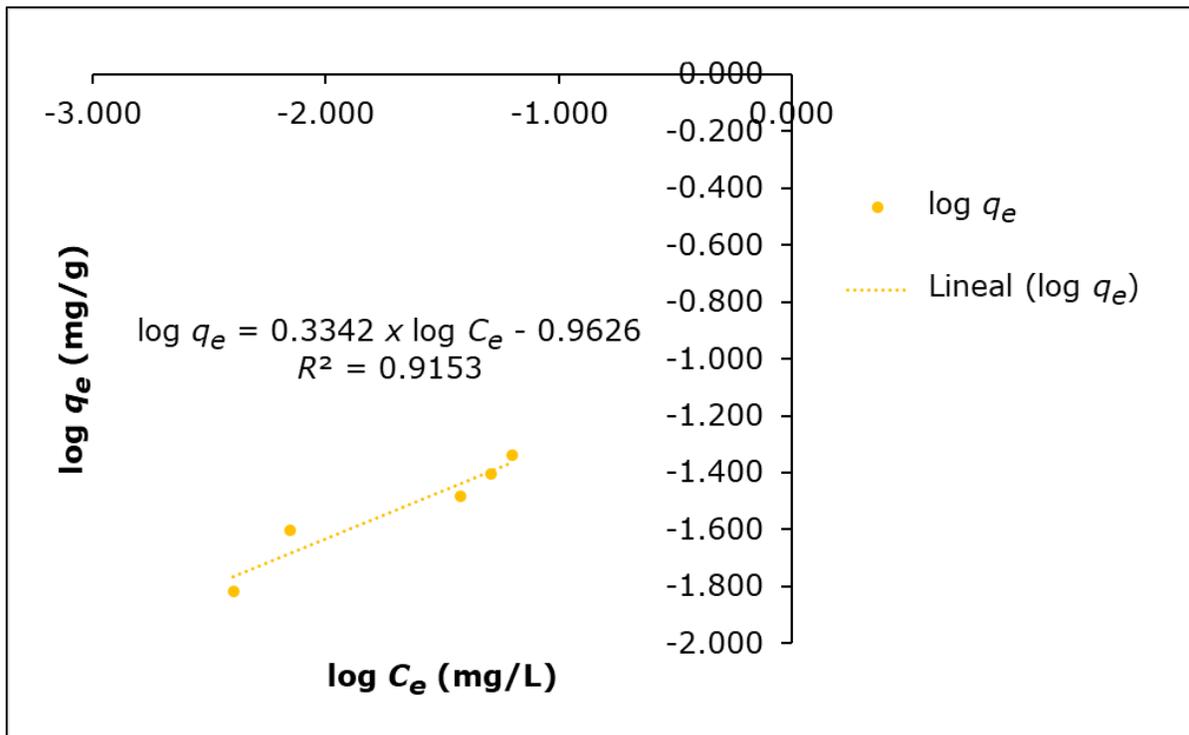


**Figura 6.** Isotherma de Langmuir para la adsorción de As (III) con carbón activado.

De los datos obtenidos se determina que la capacidad máxima de adsorción ( $q_{e \text{ max}}$ ) es de 0.05 mg/g y la constante de equilibrio de adsorción ( $b$ ) es de 101.54 l/mg. Asimismo, estos resultados muestran que la adsorción de As (III) en carbón activado se ajusta al modelo de Langmuir debido a que el valor de  $R^2$  es de 0.96.

La Figura 7 muestra el gráfico de  $\log q_e$  en función del  $\log C_e$  y la forma lineal de la ecuación de Freundlich, la cual es:

$$\log q_e = 0.3342 \log C_e - 0.9626 \quad R^2 = 0.92 \quad (9)$$



**Figura 7.** Isoterma de Freundlich para la adsorción de As (III) con carbón activado.

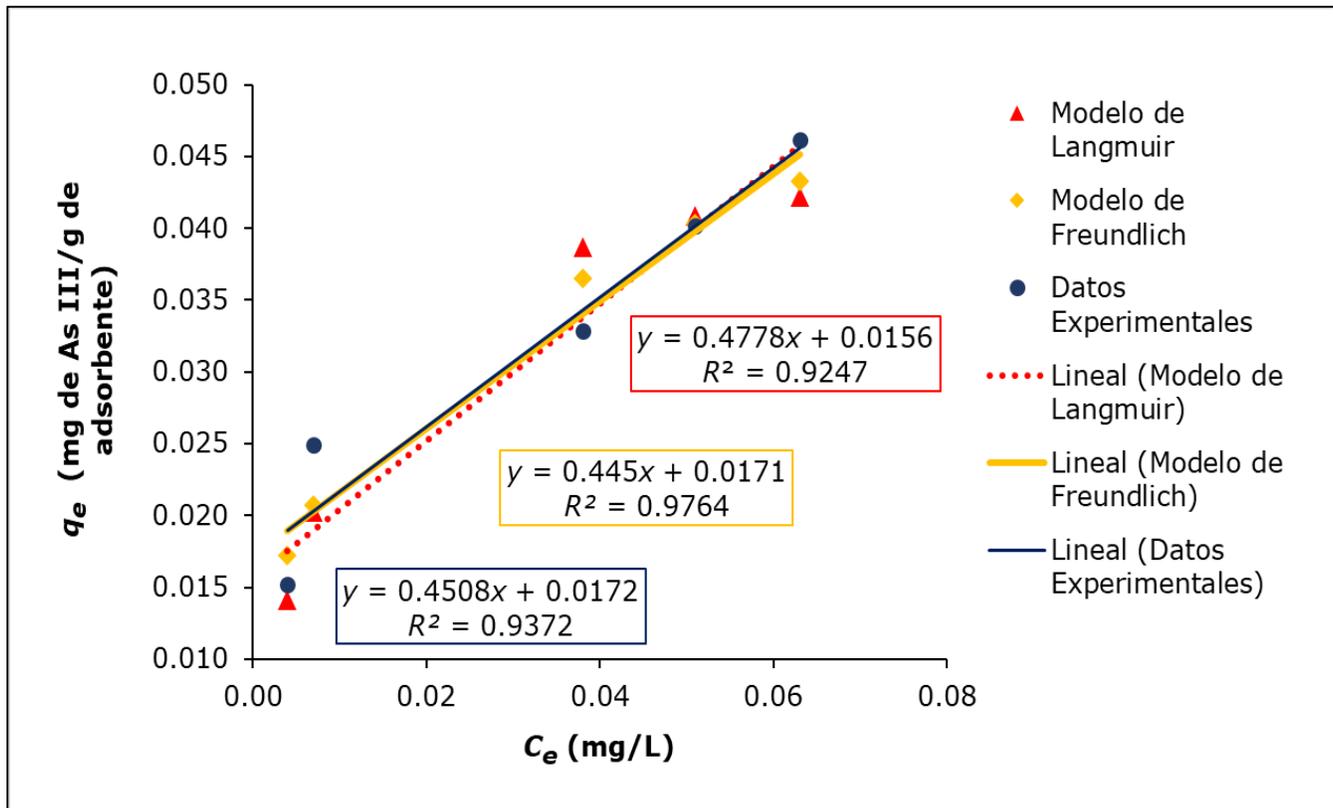
De los datos mencionados anteriormente, se determina que la constante de equilibrio de Freundlich ( $K_F$ ) es de 0.11 ( $\text{mg}^{1-n} \cdot \text{Ln/g}$ ), la intensidad de la ecuación ( $1/n$ ) es de 0.33 y el exponente de Freundlich ( $n$ ) es de 2.99.

En relación con los datos obtenidos a partir de la ecuación, se determina que la isotema de Freundlich es favorable, ya que el valor de  $n$  es mayor que 1. Asimismo, el valor de la pendiente ( $1/n < 0.5$ ) de la Figura 7 demuestra la validez de la isoterma de Freundlich sobre el

intervalo de concentración de As (III) estudiado y afirma que la isoterma es favorable (Obregón, 2012). Estos valores son atribuidos a la naturaleza heterogénea de la superficie del adsorbente con una distribución exponencial de la energía de los sitios de adsorción. Asimismo, estos resultados muestran que la adsorción de As (III) en carbón activado se ajusta al modelo de Freundlich debido a que el valor de  $R^2$  es de 0.918.

## Comparación entre la isoterma de Langmuir y Freundlich

En el gráfico de la Figura 8 se muestra el ajuste de los datos experimentales con los modelos de isotermas de Langmuir y Freundlich. Observándose un mejor ajuste del modelo de Freundlich con los datos experimentales ( $R^2 = 0.98$ ).



**Figura 8.** Ajuste de los datos experimentales de la adsorción de As (III) en carbón activado a los modelos de Langmuir y Freundlich.

Asimismo, La Tabla 8 muestra que existe diferencia significativa ( $p < 0.05$ ) entre las capacidades de adsorción de As (III) ( $q_e$ ) de los datos experimentales e isoterma de Langmuir. Sin embargo, no existe diferencia significativa ( $p > 0.05$ ) entre los datos experimentales entre las capacidades de adsorción de As (III) ( $q_e$ ) de los datos experimentales e isoterma de Freundlich. Por lo tanto, se puede afirmar que el modelo de Freundlich presenta un mejor ajuste a los datos experimentales. Es decir, la adsorción de As (III) puede ser por multicapa (Freundlich, 1907).

**Tabla 8.** T-test de variables independientes para la capacidad de adsorción de las isothermas de Langmuir y Freundlich.

| <b>Grupos 1, 2</b> | <b>Media Grupo 1</b> | <b>Media Grupo 2</b> | <b>t-valor</b> | <b>Df</b> | <b>P</b> |
|--------------------|----------------------|----------------------|----------------|-----------|----------|
| E vs. L            | 0.031850             | 0.047715             | -2.89470       | 8         | 0.020054 |
| E vs. F            | 0.031850             | 0.023244             | 0.77484        | 8         | 0.460722 |

## Conclusiones

El carbón activado sintetizado tiene una superficie nanoporosa con tamaño promedio de 86.7 nm con presencia de grupos funcionales como hidroxilo y carboxilo, que podría indicar una existencia de enlaces covalentes, y éstos podría manifestar que la adsorción de iones de As (III) haya sido un proceso químico.

Del estudio cinético se determinó que el proceso de adsorción se ajusta al modelo de pseudo-segundo orden, lo cual permite establecer que la adsorción de iones de As (III) es el resultado de la interacción física y química del metal sobre la superficie del carbón activado.

De acuerdo con la correlación de los datos experimentales con los modelos de Langmuir y Freundlich, se evidenció que los datos experimentales se ajustan a ambos modelos. No obstante, acorde con el

análisis estadístico se puede evidenciar que al no existir diferencia significativa entre los datos experimentales de las capacidades de adsorción de As (III) ( $q_e$ ) y la isoterma de Freundlich, el mejor ajuste de datos sería con el modelo de Freundlich. Por lo tanto, con base en los supuestos de la isoterma de Freundlich, el proceso de adsorción de As (III) se llevaría a cabo en centros energéticamente heterogéneos, donde los sitios de adsorción con la misma energía de interacción entre adsorbato y adsorbente están agrupados en pequeñas áreas.

El carbón activado elaborado a partir de lodos orgánicos de aguas residuales presentó una eficiencia del 98.4 % en la adsorción de iones de As (III) logrando reducir la concentración de este metal hasta 0.004 mg/l, valor que se encuentra por debajo del LMP establecido por la OMS para el consumo de agua.

## Referencias

- Agrafioti, E., Kalderis, D., & Diamadopoulos, E. (2014). Arsenic and chromium removal from water using biochars derived from rice husk, organic solid wastes and sewage sludge. *Journal of Environmental Management*, 133, 309-314. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.007>
- Bazrafshan, E., Faridi, H., Mostafapour, F. K., & Mahvi, A. H. (2013). Removal of arsenic from aqueous environments using moringa peregrina seed extract as a natural coagulant. *Asian Journal of Chemistry*, 25(7), 3557-3561. Recuperado de <https://doi.org/10.14233/ajchem.2013.13647>

- Björklund, K., & Li, L. Y. (2017). Adsorption of organic stormwater pollutants onto activated carbon from sewage sludge. *Journal of Environmental Management*, 197, 490-497. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.011>
- Castro-de-Esparza, M. (2009). The presence of arsenic in drinking water in Latin America and its effect on public health. In: *Natural arsenic in groundwaters of Latin America* (pp. 17-29). Boca Ratón, USA: CRC Press/Balkema-Taylor & Francis Group.
- Chakraborti, D. (2016). Is WHO guideline value of arsenic in drinking water 10 ppb in the developing countries safe to drink? *BLDE University Journal of Health Sciences*, 1(1), 57. Recuperado de <https://doi.org/10.4103/2456-1975.183289>
- Chiang, P. C., & You, J. H. (1987). Use of sewage sludge for manufacturing adsorbents. *The Canadian Journal of Chemical Engineering*, 65(6), 922-927. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/cjce.5450650606>
- CRC Press, Bundschuh, J., Armienta, M. A., Birkle, P., Bhattacharya, P., Matschullat, J., & Mukherjee, A. B. (2008). *Natural Arsenic in Groundwaters of Latin America*. London: CRC Press/Balkeman.
- Freundlich, H. (1907). Über die adsorption in Lösungen. *Zeitschrift Für Physikalische Chemie*, 57(1), 385-470. Recuperado de <https://doi.org/10.1515/zpch-1907-5723>

- Gallegos-Garcia, M., Ramírez-Muñiz, K., & Song, S. (2012). Arsenic removal from water by adsorption using iron oxide minerals as adsorbents: A review. *Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review*, 33(5), 301-315. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/08827508.2011.584219>
- George, C. M., Sima, L., Arias, M. H. J., Mihalic, J., Cabrera, L. Z., Danz, D., Checkleya, W., & Gilmana, R. H. (2014). Arsenic exposure in drinking water: An unrecognized health threat in Peru. *Bulletin of the World Health Organization*, 92(8), 565-572. Recuperado de <https://doi.org/10.2471/BLT.13.128496>
- Kadirvel, R., Sundaram, K., Mani, S., Samuel, S., Elango, N., & Panneerselvam, C. (2007). Supplementation of ascorbic acid and  $\alpha$ -tocopherol prevents arsenic-induced protein oxidation and DNA damage induced by arsenic in rats. *Human and Experimental Toxicology*, 26(12), 939-946. Recuperado de <https://doi.org/10.1177/0960327107087909>
- Lu, G. Q., & Lau, D. D. (1996). Characterisation of sewage sludge-derived adsorbents for H<sub>2</sub>S removal. Part 2: Surface and pore structural evolution in chemical activation. *Gas Separation and Purification*, 10(2), 103-111. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/0950-4214\(96\)00011-4](https://doi.org/10.1016/0950-4214(96)00011-4)
- Mandal, P. (2017). An insight of environmental contamination of arsenic on animal health. *Emerging Contaminants*, 3(1), 17-22. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.emcon.2017.01.004>

- Murray, R. W. (2008). Nanoelectrochemistry: Metal nanoparticles, nanoelectrodes, and nanopores. *Chemical Reviews*, 108(7), 2688-2720. Recuperado de <https://doi:10.1021/cr068077e>
- Obregón, D. (2012). *Estudio comparativo de la capacidad de adsorción de cadmio utilizando carbones activados preparados a partir de semillas de aguaje y de aceituna*. Lima, Perú: Pontificia Universidad Católica del Perú.
- Park, E. S., Kang, B. S., & Kim, J. S. (2008). Recovery of oils with high caloric value and low contaminant content by pyrolysis of digested and dried sewage sludge containing polymer flocculants. *Energy and Fuels*, 22(2), 1335-1340. Recuperado de <https://doi.org/10.1021/ef700586d>
- Rice, W. R., Eaton, A. D., & Baird, R. B. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23<sup>rd</sup> ed.). Washington, DC, USA: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- Rio, S., Faur-Brasquet, C., Le-Coq, L., Courcoux, P., & Cloirec, P. L. (2005). Experimental design methodology for the preparation of carbonaceous sorbents from sewage sludge by chemical activation - Application to air and water treatments. *Chemosphere*, 58(4), 423-437. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.06.003>

- Rojas, J. L., Gutiérrez, E. C., & Colina, G. de J. (2016). Obtención y caracterización de carbón activado obtenido de lodos de plantas de tratamiento de agua residual de una industria avícola. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 17(4), 453-462. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/J.RIIT.2016.11.005>
- Rozada, F., Otero, M., Morán, A., & García, A. I. (2008). Adsorption of heavy metals onto sewage sludge-derived materials. *Bioresource Technology*, 99(14), 6332-6338. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.015>
- Rulkens, W. (2008). Sewage sludge as a biomass resource for the production of energy: Overview and assessment of the various options. *Energy and Fuels*, 22(1), 9-15. Recuperado de <https://doi.org/10.1021/ef700267m>
- Shukla, S. R., Pai, R. S., & Shendarkar, A. D. (2006). Adsorption of Ni(II), Zn(II) and Fe(II) on modified coir fibres. *Separation and Purification Technology*, 47(3), 141-147. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2005.06.014>
- Tavares, D. S., Lopes, C. B., Coelho, J. P., Sánchez, M. E., Garcia, A. I., Duarte, A. C., Otero, M., & Pereira, E. (2012). Removal of arsenic from aqueous solutions by sorption onto sewage sludge-based sorbent. *Water, Air, and Soil Pollution*, 223(5), 2311-2321. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11270-011-1025-0>

- Tefera, D. T., Jahandar-Lashaki, M., Fayaz, M., Hashisho, Z., Philips, J. H., Anderson, J. E., & Nichols, M. (2013). Two-dimensional modeling of volatile organic compounds adsorption onto beaded activated carbon. *Environmental Science and Technology*, 47(20), 11700-11710. Recuperado de <https://doi.org/10.1021/es402369u>
- Urbain, K., Aimé, S., Jacques, A., & Albert, T. (2013). Adsorption of iron and zinc on commercial activated carbon. *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 5(6), 168-171. Recuperado de <https://doi.org/10.5897/JECE2013.0264>
- Wongrod, S., Simon, S., van Hullebusch, E. D., Lens, P. N. L., & Guibaud, G. (2018). Changes of sewage sludge digestate-derived biochar properties after chemical treatments and influence on As (III and V) and Cd (II) sorption. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 135(August), 96-102. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2018.10.001>
- Yang, C., Wang, J., Lei, M., Xie, G., Zeng, G., & Luo, S. (2010). Biosorption of zinc ( II ) from aqueous solution by dried activated sludge. *Journal of Environmental Sciences*, 22(5), 675-680. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60162-5](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60162-5)
- Yao, S., Liu, Z., & Shi, Z. (2014). Arsenic removal from aqueous solutions by adsorption onto iron oxide/activated carbon magnetic composite. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 12(1), 6-13. Recuperado de <https://doi.org/10.1186/2052-336X-12-58>

DOI: 10.24850/j-tyca-14-06-02

Articles

**Prioritization of watersheds for soil and water conservation based on GIS, PCA and WSA techniques**

**Priorización de cuencas hidrográficas para la conservación del suelo y el agua basado en las técnicas GIS, PCA y WSA**

Maiquel López-Silva<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0946-6160>

Dayma Carmenates-Hernández<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5482-7562>

<sup>1</sup>Engineering Faculty, Catholic University Sedes Sapientiae, Peru, [mlopezs@ucss.edu.pe](mailto:mlopezs@ucss.edu.pe)

<sup>2</sup>Engineering Faculty, Catholic University Sedes Sapientiae, Peru, [dcarmenates@ucss.edu.pe](mailto:dcarmenates@ucss.edu.pe)

Corresponding author: Maiquel López-Silva, [mlopezs@ucss.edu.pe](mailto:mlopezs@ucss.edu.pe)

**Abstract**

Soil and water conservation is a priority in the watersheds of arid and semi-arid regions for the proper planning and integrated management of



water resources. The objective of this work is prioritizing 91 watersheds in 14 regions of Peru with different geographical, hydrological and geological conditions, through the integration of Geographic Information Systems (GIS), Principal Component Analysis (PCA) and the Weighted Sum Approach (WSA). In addition, homogeneous regions were identified with hierarchical Cluster Analysis in R and Ward's method. The result showed the existence of 19.49 % of total area in high and very high priority category in two regions. The results of the Cluster Analysis showed that 35 % of the watersheds have homogeneous zones within the geometric and shape factor, while 65 % within the drainage and relief factor. In general, GIS, PCA and SWA methods are an efficient tool, which allows decision-making authorities for better planning and conservation of natural resources in hydrographic watersheds.

**Keywords:** Erosion, morphometric, drainage, cluster analysis, factor analysis.

## Resumen

La conservación del suelo y el agua es una prioridad en las cuencas hidrográficas de las regiones áridas y semiáridas para la adecuada planificación y gestión integrada de los recursos hídricos. El objetivo de este trabajo fue priorizar 91 cuencas hidrográficas en 14 regiones del Perú con diferentes condiciones geográficas, hidrológicas y geológicas, mediante la integración de sistemas de información geográfica (SIG), análisis de componentes principales (PCA) y el análisis de suma ponderada (WSA). Se identificaron regiones homogéneas con el análisis de conglomerados jerárquico en el método de R y Ward. El resultado

mostró la existencia de un 19.49 % del área total en categoría de alta y muy alta prioridad en dos regiones. Los resultados del análisis de conglomerados mostraron que el 35 % de las cuencas hidrográficas tiene zonas homogéneas dentro del factor geométrico y de forma, mientras que el 65 % dentro del factor de drenaje y relieve. En general, los métodos SIG, PCA y SWA son herramientas eficientes, que permiten a las autoridades encargadas la toma de decisiones para una mejor planificación y conservación de los recursos naturales en las cuencas hidrográficas.

**Palabras clave:** erosión, morfometría, drenaje, análisis de conglomerados, análisis factorial.

Received: 08/11/2021

Accepted: 12/04/2022

Published online: 07/07/2022

## Introduction

Peru, globally, is one among the countries most affected by variability and global climate change (Vega, Lavado, & Felipe, 2018) impacting on the spatial distribution of water resources in Peru's Andes, a fundamental source of water supply for the population, agriculture and energy production (Wongchuig, Mello, & Chou, 2018). In this context, there is a requirement for sustainable watershed management (Bhattacharya,



Chatterjee, & Das, 2019) ranging from an efficient morphometric characterization (Ghosh & Gope, 2021) with new scientific tools to enable adaptation to variability and global climate change with attention on prediction until the solution of problems (Jacobs & Brian, 2020).

The Principal Component Analysis (PCA) method allows within the various morphometric variables to explain the most significant part of the variance of the data (Helness, Damman, Sivertsen, & Ugarelli, 2019) to identify cause - effect relationships; zones with homogeneous climate or similar hydrological characteristics. This analytical approach groups similar data while identifying relationships between variables (Gorgoglione, Gioia, & Iacobellis, 2019) precisely to identify the most dominant ones in hydrological processes (Balbín *et al.*, 2020). Subyani, Qari and Matsah (2012) performed the PCA and Cluster Analysis (CA) but only to ten watersheds of different sizes in the western region of Saudi Arabia with 18 morphometric variables. Yunus, Oguchi and Hayakawa (2014) presented the geomorphological quantification of mountainous terrain, but limited to 36 watersheds in the Western Arabian Peninsula.

Research such as that of Gajbhiye and Sharma (2017) is based on the prioritization of watersheds based on the PCA and the Composite Factor (CF), this includes the calculation of the simple arithmetic average of the final priority rankings, but they have the disadvantage that they assume the same degree of importance to all morphometric parameters (Aher, Adinarayana, & Gorantiwar, 2014; Bharath *et al.*, 2021). The aforementioned aspect is contradictory because each watershed has its own characteristics of shape, relief and hydrographic network. Recent research by Malik *et al.* (2019), and Setiawan and Nandini (2021) have

shown strategic optimism between PCA and WSA techniques for watershed prioritization. The WSA method is known because it offers consistency in land surface analysis that contributes to watershed prioritization. According to Singh and Singh (2018) emphasize that WSA is a traditional watershed prioritization method compared to the rest and provides dynamic and efficient results. New integration methods are essential that allow better management of hydrographic watersheds in Peru, due to its climatic diversity and fragile ecosystems. Therefore, the objective of the research is to prioritize watersheds for soil and water conservation based on GIS, PCA and WSA techniques in different regions of Peru.

## Materials and methods

Fourteen regions with different hydrographic, hydrological, geological and ecological conditions were selected as the study area for the 91 watersheds. These watersheds are located in two of the country's largest watersheds, the Pacific and the Atlantic. The digitized watersheds were processed in the GIS of the ArcMap 10.5 software, and based on the formulas in Table 1, the morphometric parameters of the watersheds can be calculated. The characterization of the watersheds will be carried out in qualitative and quantitative terms that are grouped into surface, shape, drainage and relief parameters.

**Table 1.** Formulas of the morphometric parameters of the watersheds.

| Parameter                         | Equation                      | Units              | References                       |
|-----------------------------------|-------------------------------|--------------------|----------------------------------|
| watersheds amplitude              | $W = AL_c^{-1}$               | km                 | Horton (1932)                    |
| Slope of the watersheds           | $S_c = e \sum l_i A^{-1}$     | %                  | Zavoianu (1985)                  |
| Gravelius compactness coefficient | $K_c = 0.282PA^{-0.5}$        | -                  | Zavoianu (1985)                  |
| Form factor                       | $F_f = AL_c$                  | -                  | Horton (1932)                    |
| Shape index                       | $S_w = L_c^2 A^{-1}$          | %                  | Horton (1945)                    |
| Elongation ratio                  | $R_e = 1.1284A^{0.5}L_c^{-1}$ | -                  | Schumm (1956)                    |
| Circularity ratio                 | $R_c = 4\pi AP^{-2}$          | -                  | Miller, Ritter and Kochel (1990) |
| Relief ratio                      | $R_a = HL_c^{-1}$             | -                  | Schumm (1956)                    |
| Mean stream slope                 | $S_r = \Delta HL_r^{-1}$      | %                  | Zavoianu (1985)                  |
| Drainage density                  | $D_d = L_u A^{-1}$            | km/km <sup>2</sup> | Horton (1945)                    |
| Mean length of overland flow      | $L_f = 0.5D_d^{-1}$           | km                 | Horton (1945)                    |
| Constant channel maintenance      | $C = 1D_d^{-1}$               | km/km <sup>2</sup> | Schumm (1956)                    |
| Roughness coefficient             | $C_r = D_d S_r$               | -                  | Horton (1945)                    |

## Principal component analysis

It is a difficult and complicated process to classify potential areas with more benefits from water resources in 91 watersheds. The aim of principal component analysis (PCA) is to explain the variance-covariance structure in multiple data sets using a few linear combinations of the original variables, according to Kottegodra and Rosso (2008). The PCA technique is designed to transform  $p$  correlated  $X$  variables, which are known, into an equal number of uncorrelated  $Z$  indices. PCA is a technique for summarizing a complex set of data, distinguishing quantitative dependent and independent variables, as well as identifying closely related variables. Matrix notation in its general form is represented using Equation (1). In which  $Z$  and  $X$  are  $n \times p$  matrices and  $A$  is a  $p \times p$  matrix of coefficients:

$$Z_j = X_{aj} \text{ to } j = 1, 2, \dots, p \quad (1)$$

Where  $Z_j$  is an  $n \times 1$  (column) vector and  $a_j$  is a  $p \times 1$  (column) vector of coefficients.,  $j$  of 1, 2, ...  $p$ .

Considering that each column is an observed variable in rigor of  $n$  answers to the same question, one can study the variance and covariance between different variables, represented by a square  $C$  matrix of order  $p \times p$  symmetric (Yang *et al.*, 2020). The variance-covariance matrix  $X$  is represented using equations (2) and (3). In practice is estimated by the sample covariance matrix  $C$ :

$$C = \frac{X^T X}{(n-1)} = \begin{pmatrix} c_{11} & c_{12} & \dots & c_{1p} \\ c_{21} & c_{22} & \dots & c_{2p} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ c_{p1} & c_{p2} & \dots & c_{pp} \end{pmatrix} \quad (2)$$

$$c_{ij} = \frac{1}{n-1} \sum_{k=1}^n X_{ik} X_{jk} \quad (3)$$

Where  $C$  becomes the sample correlation matrix;  $X^T$  is the transpose of the standardized  $X$  variables, and  $c_{ij}$  is the value of each element of the covariance.

In the PCA, the variance of the Principal Component (PC) is maximized, which is mainly related to the eigenvalues of the sample covariance or correlation matrix (Malik *et al.*, 2019; Kottegoda & Rosso 2008). The correlation  $r$  between the  $X_{ij}$  of the PC is obtained by the ratio of the covariance of the  $X$  matrix and the variance of  $Z_j$  of the PCs using Equation (4):

$$r(x_i; z_j) = \frac{\text{Cov}(x_i; z_j)}{\sqrt{\text{Var}(z_j)}} \quad (4)$$

Where  $r$  is the correlation coefficient;  $\text{Cov}(x_i, z_j)$  is the covariance of  $X$  variables in the  $i$ th row and  $j$ th row of the PCs; and,  $\text{Var}(z_j)$  is the variance of  $j$ th PCs. Value of  $r$  greater than 0.90 indicates strong correlation,  $r$  between 0.75 and 0.90 indicates good correlation, and  $r$

between 0.60 and 0.75 indicates moderate correlation (Sharma, Gajbhiye, & Tignath, 2015).

## Factor analysis

Factor analysis (FA) is a procedure similar to principal components analysis to identify physically significant variables and reduce morphometric parameters. The analysis via this technique produces easily interpretable results. FA techniques are well described in the literature (Finch, 2020). The correlation between the variables is related to the factor loadings, considering correspondence between the factor score matrix and the  $Z_s$  in the PCs, the orthogonal in the rotation has an impact on the PCs and the corresponding factors are equivalent.

Therefore, a comparison with the unrotated components is possible, while the rotation should be such that meaningful physical interpretations are possible from the resulting components obtained (Jolliffe, 2002). Thus, the rotated components are given by using Equation (5):

$$Z_r = XS^{-1}RPD^{-0.5} \quad (5)$$

Where  $Z_r$  is the rotated components;  $D^{-0.5}$  is a diagonal matrix in which the nonzero elements are the square roots of the eigenvalues of the correlation matrix  $S$  expressed by Equation (2), and  $RP$  the orthogonal rotation.

## Cluster analysis

The hierarchical Cluster Analysis (CA) technique was applied to classify the homogeneous groups called clusters. The method applied for data agglomeration was in R mode and the Ward's criterion (Ward, 1963), one of the most widely used in hydrology and meteorology (Cupak, Wałęga, & Bogusław, 2017), with the objective of achieving similarity between watersheds based on morphometric parameters with a focus on water resource and soil.

## Weighted sum approach

WSA was applied to the most significant morphometric variables that are identified with PCA, WSMP or morphometric parameter weight was used in cross-correlation analysis (Siddiqui, Said, & Shakeel, 2020) whereas, Composite Factor (CF) was evaluated for final priority ranking and related category, which are expressed according to Singh and Singh (2018), Malik *et al.* (2019), and Setiawan and Nandini (2021) as:

$$W_{SMP} = \frac{\text{Sum of correlation coefficient}}{\text{Total of correlation}} \quad (6)$$

$$CF = PR_{SMP} W_{SMP} \quad (7)$$

Where  $CF$  is the composite factor;  $PR_{SMP}$  is the preliminary ranking of the most significant morphometric parameter of the PCA, and  $W_{SMP}$  is the Weight of the significant morphometric parameter.

Based on the  $CF$  value, the watershed was assigned a priority ranking. The lowest  $CF$  value belongs to priority ranking one, the second lowest value to priority ranking belongs to priority ranking two and so on for all watersheds. The study used the SPSS 26.0 statistical package and STATISTICA 12 as the computational tool for the PCA.

## Results and discussion

The results of the statistical analysis in Table 2 of the morphometric shape parameters such as compactness coefficient, shape factor, elongation ratio and circularity factor indicate the existence of elongated and circular watersheds for their mean values between 0.31 to 1.42, with round oval watersheds prevailing according to the criteria by Horton (1932) and Schumm (1956). In the geological aspect, the circularity factor ranged from 0.24 to 0.73, the high results are indicative of rock structures that are impermeable and non-homogeneous and that control drainage.

**Table 2.** Statistical analysis of morphometric parameters.

| Parameters | Min    | Max      | Mean     | Sd       | Cv     |
|------------|--------|----------|----------|----------|--------|
| $Z_{max}$  | 124.45 | 5 500.00 | 3 698.89 | 1 724.57 | 46.62  |
| $Z_{min}$  | 4.89   | 4 013.00 | 1 516.20 | 1 183.44 | 78.05  |
| $H$        | 45.56  | 5 429.55 | 2 182.67 | 1 395.39 | 63.93  |
| $A$        | 45.90  | 1 496.85 | 459.69   | 372.18   | 80.96  |
| $P$        | 33.02  | 258.12   | 101.92   | 52.75    | 51.75  |
| $L_c$      | 20.40  | 268.38   | 85.02    | 12.60    | 35.98  |
| $L_r$      | 49.53  | 1467.02  | 449.55   | 364.45   | 81.07  |
| $S_c$      | 6.90   | 50.99    | 23.34    | 13.70    | 58.69  |
| $W$        | 2.22   | 21.89    | 11.30    | 5.57     | 49.26  |
| $K_c$      | 1.17   | 2.06     | 1.42     | 0.18     | 12.49  |
| $F_f$      | 0.10   | 0.46     | 0.31     | 0.09     | 28.32  |
| $S_w$      | 2.17   | 9.90     | 3.68     | 1.74     | 47.47  |
| $R_e$      | 0.36   | 0.77     | 0.62     | 0.01     | 15.81  |
| $R_c$      | 0.24   | 0.73     | 0.51     | 0.11     | 21.09  |
| $R_a$      | 0.82   | 189.18   | 66.99    | 44.38    | 66.25  |
| $S_r$      | 2.36   | 37.31    | 11.63    | 8.90     | 76.53  |
| $D_d$      | 0.98   | 3.05     | 1.88     | 0.39     | 20.81  |
| $L_f$      | 0.16   | 0.51     | 0.28     | 0.07     | 23.78  |
| $C$        | 0.33   | 1.02     | 0.56     | 0.13     | 23.46  |
| $C_r$      | 1.49   | 143.78   | 23.91    | 25.89    | 108.28 |

The rugged relief is evidenced by average slopes of 23.34 %, classified as mountainous watersheds prone to dominant environmental processes such as deterioration of soil fertility, erosion and sediment transport in watercourses according to Kumar, Das and Das (2020). According to Amare, Kassie and Sulla (2020) significant variations in relief influence the distribution of rainfall and other climatic factors. The drainage density in the hydrographic watersheds ranges from 0.98 km/km<sup>2</sup> to 3.05 km/km<sup>2</sup> for an average of 1.88 km/km<sup>2</sup>. According to the categorization of Horton (1945), the watersheds have a medium drainage trend and consequently a medium permeability and infiltration of water; as well as, moderate tendencies to avenues that induce floods. Results that are in correspondence with those obtained by Mahala (2019), but in the Kosi River watersheds of North India for the mountainous flat tropical environment.

In general, these are watersheds with a greater probability of using water resources spatially and temporally; therefore, there is a high need for hydraulic works to mitigate the problems of flooding and frequent landslides in the watersheds of Peru's territory. Table 3 and Table 4 show the results of the Preliminary Ranking (PR<sub>smp</sub>) based on morphometric parameters by region.

**Table 3.** Preliminary priority ranking based on watersheds.

| Parameters       | Amazonas | Ancash | Apurimac | Cajamarca | Cusco | Huancavelica | Huanuco | Junin | La Libertad | Lima | Loreto | Pasco | San Martin | Ucayali |
|------------------|----------|--------|----------|-----------|-------|--------------|---------|-------|-------------|------|--------|-------|------------|---------|
| Z <sub>max</sub> | 2        | 13     | 7        | 9         | 11    | 8            | 14      | 6     | 4           | 10   | 12     | 1     | 3          | 5       |
| Z <sub>min</sub> | 3        | 9      | 11       | 13        | 14    | 10           | 4       | 7     | 2           | 8    | 12     | 1     | 5          | 6       |
| H                | 2        | 13     | 1        | 7         | 5     | 9            | 14      | 6     | 10          | 12   | 11     | 4     | 3          | 8       |
| A                | 2        | 7      | 12       | 9         | 11    | 5            | 8       | 13    | 3           | 1    | 14     | 4     | 6          | 10      |
| P                | 2        | 6      | 13       | 11        | 9     | 5            | 8       | 14    | 3           | 1    | 12     | 4     | 7          | 10      |
| L <sub>c</sub>   | 2        | 6      | 12       | 9         | 11    | 5            | 8       | 13    | 3           | 1    | 14     | 4     | 7          | 10      |
| L <sub>r</sub>   | 2        | 8      | 13       | 7         | 12    | 5            | 4       | 14    | 3           | 1    | 9      | 4     | 6          | 6       |
| W                | 1        | 5      | 12       | 8         | 14    | 3            | 11      | 13    | 4           | 2    | 9      | 6     | 7          | 10      |
| S <sub>c</sub>   | 11       | 9      | 8        | 2         | 7     | 12           | 14      | 13    | 3           | 1    | 5      | 4     | 6          | 10      |
| K <sub>c</sub>   | 4        | 4      | 12       | 9         | 3     | 8            | 5       | 10    | 2           | 7    | 13     | 1     | 6          | 11      |
| F <sub>f</sub>   | 3        | 5      | 11       | 6         | 13    | 2            | 14      | 7     | 8           | 1    | 4      | 12    | 10         | 9       |
| S <sub>w</sub>   | 14       | 11     | 4        | 7         | 1     | 13           | 3       | 6     | 8           | 12   | 10     | 2     | 9          | 5       |
| R <sub>e</sub>   | 3        | 4      | 11       | 6         | 13    | 2            | 13      | 7     | 8           | 1    | 5      | 14    | 9          | 10      |
| R <sub>c</sub>   | 11       | 10     | 2        | 7         | 12    | 6            | 9       | 3     | 13          | 5    | 1      | 14    | 8          | 4       |
| R <sub>a</sub>   | 8        | 12     | 1        | 6         | 3     | 9            | 14      | 2     | 11          | 13   | 10     | 7     | 4          | 5       |
| D <sub>d</sub>   | 9        | 11     | 13       | 3         | 14    | 12           | 1       | 4     | 6           | 5    | 8      | 10    | 2          | 7       |
| L <sub>f</sub>   | 6        | 3      | 4        | 12        | 1     | 2            | 14      | 11    | 9           | 8    | 7      | 5     | 13         | 10      |
| C                | 6        | 3      | 4        | 12        | 1     | 2            | 14      | 11    | 9           | 8    | 7      | 5     | 13         | 10      |
| C <sub>r</sub>   | 14       | 9      | 8        | 7         | 11    | 13           | 3       | 5     | 12          | 6    | 4      | 10    | 1          | 2       |

**Table 4.** Preliminary priority ranking based on regions.

| Regions      | CP   | PR <sub>SMP</sub> |
|--------------|------|-------------------|
| Amazonas     | 5.53 | 2                 |
| Ancash       | 7.79 | 8                 |
| Apurimac     | 8.37 | 10                |
| Cajamarca    | 7.89 | 9                 |
| Cusco        | 8.74 | 12                |
| Huancavelica | 6.89 | 5                 |
| Huanuco      | 9.21 | 14                |
| Junin        | 8.68 | 11                |
| La Libertad  | 6.37 | 4                 |
| Lima         | 5.42 | 1                 |
| Loreto       | 8.79 | 13                |
| Pasco        | 5.89 | 3                 |
| San Martin   | 6.58 | 6                 |
| Ucayali      | 7.78 | 7                 |

The PCA was started by obtaining the matrix of the simple linear Pearson correlation coefficient ( $r$ ), there is a strong correlation ( $r > 0.9$ ) between the morphometric parameters of 1)  $A, P$ ;  $A, L_c$ ;  $A, L_r$  and  $A, W$ ; 2)  $P, L_c$ ;  $P, L_r$  and  $P, W$ ; 3)  $L_c, L_r$  and  $L_c, W$ ; 4)  $L_r$  and  $W$ ; 5)  $K_c$  and  $R_c$ ; 6)

$F_f$ ,  $S_w$  and  $F_f$ ,  $R_e$ ; 7)  $S_w$ ,  $R_e$ ; 8)  $D_d$ ,  $L_f$  and  $D_d$ ,  $C_c$ ; and 9)  $L_f$  and  $C_c$ . While, there is a good correlation ( $0.75 < r < 0.9$ ) between 1)  $H_m$ ,  $R_a$  and 2)  $S_r$ ,  $C_r$ . In addition, there are moderately acceptable Pearson correlation coefficients ( $0.60 < r < 0.75$ ) at 1)  $Z_{max}$ ,  $Z_{min}$ ;  $Z_{max}$ ,  $R_a$ ; 2)  $P$ ,  $K_c$ ;  $P$ ,  $R_c$ ; 3)  $W$ ,  $F_f$ ;  $W$ ,  $S_w$  and  $W$ ,  $R_e$ . The parameters of  $S_c$  and  $S_r$  did not show a relationship with the rest to the other variables that explain their effect, with except for  $C_r$ . Similar results achieved Yunus *et al.* (2014) in watersheds of the Western Arabian Peninsula, and Mokarram and Sathyamoorthy (2015) in hydrographic watersheds of Iran fundamentally in the parameters of  $A$ ,  $L_c$ ,  $R_e$ ,  $F_f$ ,  $R_c$  and  $D_d$  with strong correlation. While, with a certain approximation by those of Malik *et al.* (2019) strongly correlated to  $L_f$ ,  $F_f$ ,  $R_c$ ,  $K_c$ ,  $R_e$  and differs with  $D_d$  in Indian watersheds. Based on the significant correlations, no drainage correlations are observed with the surface variables, which are in agreement with those reached by Sharma *et al.* (2015). Other authors, such as Gede, Anwar and Lasminto (2017), demonstrated that  $A$  and  $L_r$  influence the maximum flow and the unit hydrograph at its peak time with a correlation coefficient of 0.98, an aspect that could be related in the current research.

The application of the FA to the twenty morphometric parameters in the first iteration, six PCs were defined with eigenvalues greater than one and that represent around 88.26 % of the total variance. However, the morphometric parameters with weak loads ( $S_c$  and  $S_r$ ) were extracted to improve the FA. Under these conditions, the same factor load was reached with 6 PC that explain 94.58 % of the total variance. The Varimax rotation showed improvement in the loads, Table 6, which is because the matrix of the rotated PC was considered.

In Table 5, the factor load of PC1 constitutes 26.56 % of the total variance in the rotated matrix, the second PC2 17.87 % and the third PC3 explains 16.82 % of the total variance, having these first three components a strong charge of 60.95 %; while, from PC4 to PC6, factor loadings only explain 33.63 % of the total variance.

**Table 5.** Factor loading matrix of reduced morphometric variables (Rotated Varimax).

| Parameters | Principal components |       |       |       |       |       |
|------------|----------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
|            | PC1                  | PC2   | PC3   | PC4   | PC5   | PC6   |
| $Z_{max}$  | 0.15                 | 0.09  | -0.10 | 0.75  | -0.03 | 0.63  |
| $Z_{min}$  | -0.01                | 0.04  | -0.13 | -0.05 | -0.07 | 0.98  |
| $H$        | 0.18                 | 0.08  | -0.01 | 0.97  | 0.02  | -0.05 |
| $A$        | 0.93                 | 0.26  | -0.03 | 0.01  | 0.21  | 0.01  |
| $P$        | 0.83                 | 0.32  | -0.02 | 0.02  | 0.43  | -0.01 |
| $L_c$      | 0.94                 | 0.18  | -0.03 | 0.01  | 0.21  | 0.01  |
| $L_r$      | 0.93                 | 0.27  | -0.04 | 0.01  | 0.20  | -0.01 |
| $W$        | 0.83                 | 0.52  | 0.01  | 0.02  | 0.17  | 0.01  |
| $K_c$      | 0.32                 | 0.01  | -0.05 | -0.01 | 0.93  | -0.06 |
| $F_f$      | 0.28                 | 0.94  | 0.06  | 0.03  | 0.01  | 0.02  |
| $S_w$      | -0.26                | -0.93 | -0.05 | -0.06 | -0.01 | -0.05 |
| $R_e$      | 0.29                 | 0.95  | 0.06  | 0.03  | 0.01  | 0.02  |
| $R_c$      | -0.28                | 0.01  | 0.04  | 0.07  | -0.92 | 0.03  |
| $R_a$      | -0.28                | -0.02 | 0.03  | 0.93  | -0.09 | -0.04 |
| $D_d$      | 0.02                 | -0.08 | -0.97 | -0.01 | 0.08  | 0.07  |
| $L_f$      | 0.01                 | 0.04  | 0.99  | -0.03 | -0.01 | -0.05 |
| $C$        | -0.01                | 0.03  | 0.98  | -0.03 | -0.01 | -0.05 |
| $C_r$      | -0.50                | 0.04  | -0.15 | 0.34  | 0.28  | -0.14 |

The factor load of PC1 in Table 5 is strongly correlated with the factor loadings of  $A$ ,  $P$ ,  $L_c$ ,  $L_r$  and  $W$ , which could be called geometric factors that explain 26.56 % of the total variance of the 18 parameters analyzed. The second PC2 has a strong correlation with the variables of  $F_f$ ,  $S_w$  and  $R_e$ , which is why it is called the form factor of the hydrographic watersheds that explains 17.87 % of the total variance; while, the PC3 load factor, its strong correlation is with the  $D_d$ ,  $L_f$  and  $C$  called drainage factor that explains 16.52% of the total variance. The fourth factor load of PC4 has a strong correlation with the variables of  $Z_{max}$  and  $H_m$ , which is why it is called the relief factor of the watersheds that explains 13.82 % of the total variance. The first four components account for 74.77 % of the total variance, which explains the most important morphometric parameters and the most significant physical factors. Being very useful, the PCA to define the most relevant variables. Yunus *et al.* (2014) achieved results similar to the current ones, in 36 watersheds in which three CPs explained 73 % of the total variance that strongly reflected the dimensions and surface of the watershed, as well as the drainage texture. In the same sense, Sharma *et al.* (2015) three PCs defined the drainage, slope and shape; later with similar results it was by Malik *et al.* (2019) with strong correlation in shape and drainage parameters.

Table 6 shows that there are variables with a strong correlation in each PC. These parameters are considered the most significant for applying the WSA model and in turn the prioritization of the watersheds. In the final prioritization of the watersheds by region, the composite value was calculated based on the preliminary ranking and weight of the six

variables  $L_c$ ,  $R_e$ ,  $L_f$ ,  $H$ ,  $K_c$  and  $Z_{min}$  with the cross-correlation analysis Table 6. The composite value was determined using Equation (8).

$$CF = 0.26L_c + 0.23R_e + 0.10L_f + 0.16H + 0.18K_c + 0.08Z_{min} \quad (8)$$

**Table 6.** The cross-correlation between the important parameters.

| Parameter        | $L_c$ | $R_e$ | $L_f$ | $H$   | $K_c$ | $Z_{min}$ |
|------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-----------|
| $L_c$            | 1.00  | 0.43  | -0.01 | 0.17  | 0.48  | 0.02      |
| $R_e$            | 0.43  | 1.00  | 0.10  | 0.16  | 0.11  | 0.04      |
| $L_f$            | -0.01 | 0.10  | 1.00  | -0.03 | -0.07 | -0.17     |
| $H$              | 0.17  | 0.16  | -0.03 | 1.00  | 0.09  | -0.11     |
| $K_c$            | 0.48  | 0.11  | -0.07 | 0.09  | 1.00  | -0.13     |
| $Z_{min}$        | 0.02  | 0.04  | -0.17 | -0.11 | -0.13 | 1.00      |
| <b>Sum</b>       | 2.08  | 1.84  | 0.82  | 1.28  | 1.47  | 0.63      |
| <b>Sum total</b> | 8.12  | 8.12  | 8.12  | 8.12  | 8.12  | 8.12      |
| <b>WSA</b>       | 0.26  | 0.23  | 0.10  | 0.16  | 0.18  | 0.08      |

## Prioritization of watershed using PCA-WSA

The final priority ranking of the watersheds was according to the lowest CF value as shown in Table 7 and Table 8, where five priority category rankings are established. The Amazonas region with very high priority category of  $\leq 3.10$  and area of 11.12 %; the Lima region with high priority category of  $3.11 \leq 5.10$  but with the minimum affected area of 8.37 %; the regions of La Libertad, Huancavelica, Pasco, Ancash, San Martin with medium priority category  $5.11 \leq 7.10$  and area of 29.71 %; the regions of Apurimac, Junin, Ucayali, Huanuco, Loreto with very low priority category and the highest percentage of 39.35 % in the least affected.

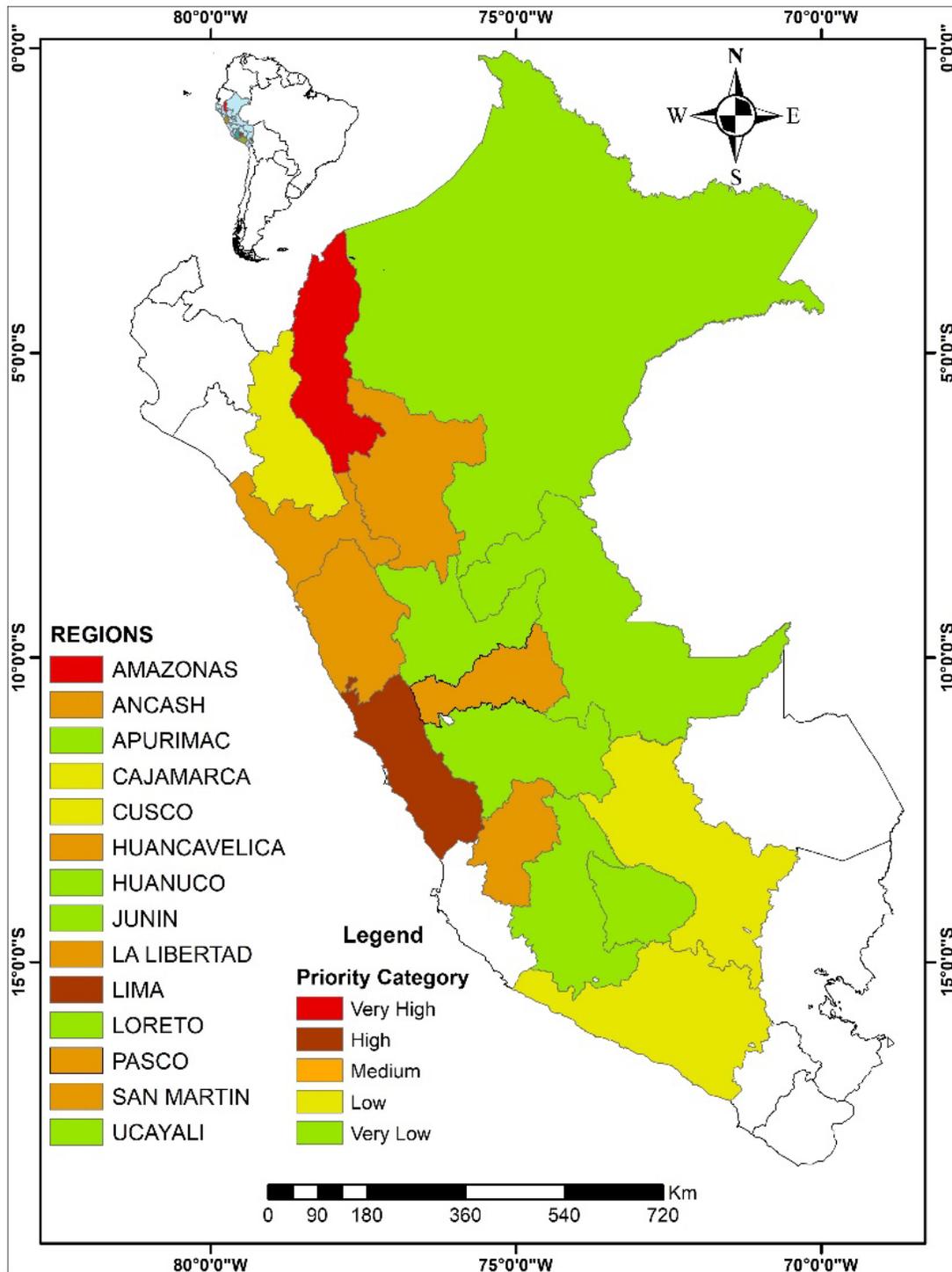
**Table 7.** Final priority ranking of watersheds based on CF value in regions.

| Regions      | CF    | Final priority ranking |
|--------------|-------|------------------------|
| Amazonas     | 3.07  | 1                      |
| Ancash       | 6.22  | 6                      |
| Apurimac     | 9.15  | 10                     |
| Cajamarca    | 8.62  | 9                      |
| Cusco        | 8.28  | 8                      |
| Huancavelica | 5.58  | 4                      |
| Huanuco      | 9.83  | 13                     |
| Junin        | 9.33  | 11                     |
| La Libertad  | 5.57  | 3                      |
| Lima         | 5.07  | 2                      |
| Loreto       | 10.45 | 14                     |
| Pasco        | 5.59  | 5                      |
| San Martin   | 7.09  | 7                      |
| Ucayali      | 9.55  | 12                     |

**Table 8.** The priority category for watersheds of the regions.

| No. | Priority level | Priority category  | Regions  | Area (%) |
|-----|----------------|--------------------|--|----------|
| 1   | $\leq 3.10$    | Very high priority | Amazonas   | 11.12    |
| 2   | 3.11 to 5.10   | High priority      | Lima   | 8.37     |
| 3   | 5.11 to 7.10   | Medium priority    | La Libertad, Huancavelica, Pasco, Ancash, San Martin | 29.71    |
| 4   | 7.11 to 9.10   | Low priority       | Cusco, Cajamarca                                     | 11.45    |
| 5   | $> 9.10$       | Very Low priority  | Apurimac, Junin, Ucayali, Huanuco, Loreto            | 39.35    |

The priority ranking map for the watersheds by regions of Peru is shown in Figure 1. In the research the highest category level represents the highest degree of erosion potential and potential areas for the application of soil and water conservation, as well as a need for immediate reforestation. In this sense, the Lima and Amazonas regions are in the high and very high priority category with a totally vulnerable area of 19.49 %. According to Puno and Puno, (2019), and Setiawan and Nandini, (2021), structural soil and water conservation techniques should be applied in the most vulnerable watersheds to minimize the susceptibility of the watersheds.



**Figure 1.** Priority ranking map for watersheds of regions in Peru.

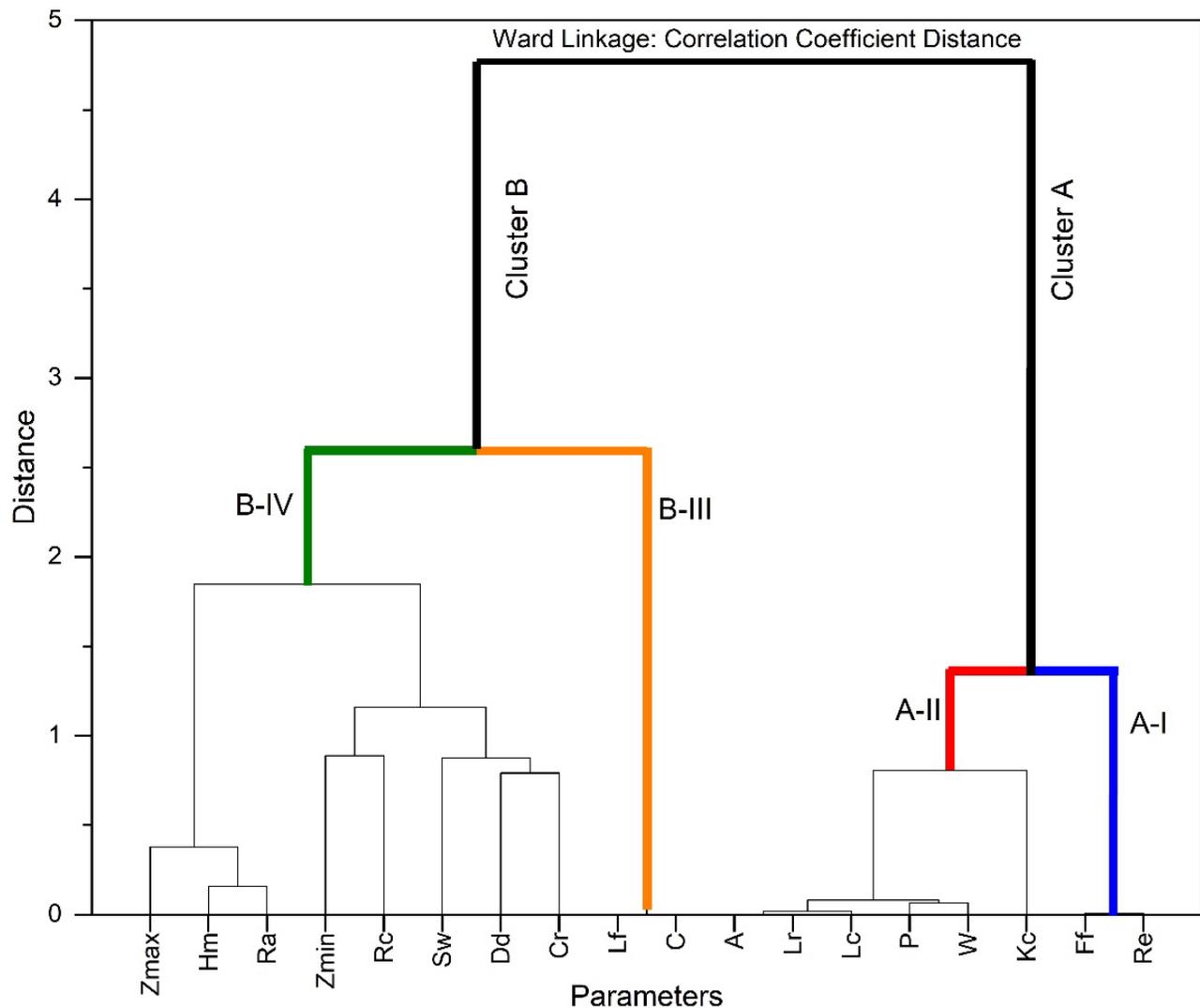
The medium and low priority category is indicative of a moderate degree of erosion and partial existence of vegetation cover, in seven regions of Peru: La Libertad, Huancavelica, Pasco, Ancash, San Martín, Cusco and Cajamarca, representing an area of 41.16 %. Reforestation programs and better sustainable use of soil and water resources should be implemented in these watersheds.

In the very low priority category, it is indicated that the watersheds have sustainable morphometric characteristics such as the regions of Apurímac, Junín, Ucayali, Huanuco and Loreto, in the latter the protection of the vegetation cover of the soil should be maintained.

## Homogeneous hydrological characteristics

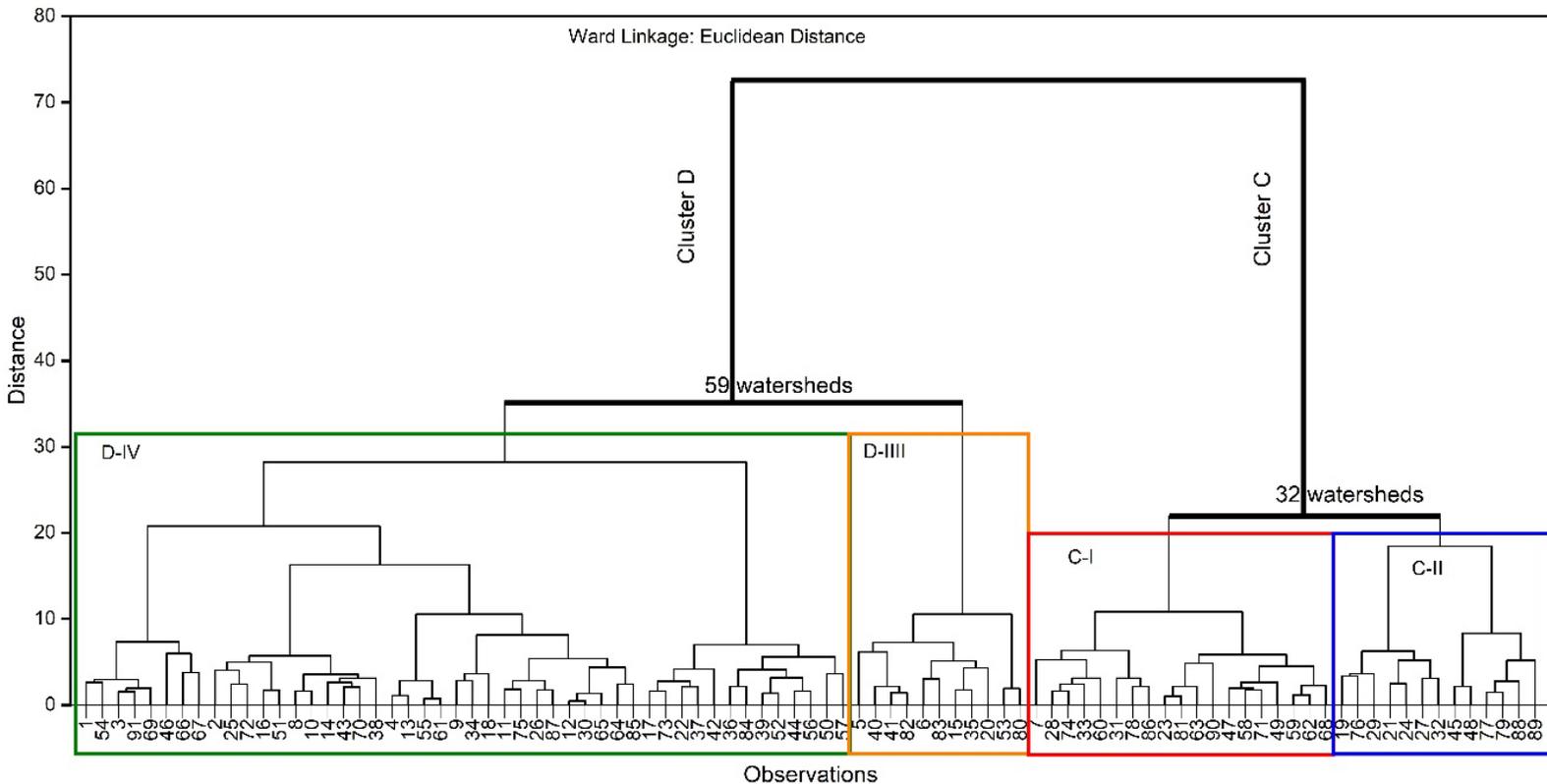
The Figure 2 shows the dendrogram obtained from the cluster analysis in R mode. All parameters of the watershed are presented with the exclusion of light loads ( $S_c$  and  $S_r$ ). It is observed that there are two main clusters (A and B) and each one is subdivided into two main clusters. The cluster A is subdivided into cluster A(I) with two watersheds parameters ( $F_f$  and  $R_e$ ), and cluster A (II) includes six parameters ( $A$ ,  $L_r$ ,  $L_c$ ,  $P$ ,  $W$  and  $K_c$ ); while, cluster B is subdivided into cluster B (III) that includes two parameters ( $L_f$  and  $C$ ) and cluster B(IV) that contains eight parameters ( $Z_{max}$ ,  $Z_{min}$ ,  $H_m$ ,  $R_c$ ,  $R_a$ ,  $S_w$ ,  $D_d$  and  $C_r$ ), the latter, with the lowest correlation and highest distance. In this sense, cluster A presents better correlation and less distance below 0.2 with respect to cluster B.

According to Eltahan, Elhamid and Abdelaziz (2021), although FA is not a grouping method, there are similarities between main cluster A (I and II) and CP (1 and 2), as well as B (I and II) and CP (3, 4, 5 and 6).



**Figure 2.** Dendrogram of cluster analysis results in R-mode.

Figure 3 shows the result of the dendrogram obtained by the CA for the 91 hydrographic watersheds in Peru, numbered in the abscissa axis. It is observed that there are two main clusters C and D. Cluster C is subdivided into C-I and C-II with 19 and 13 watersheds respectively. The cluster D also subdivided to cluster D-III and D-IV in watersheds 11 and 48 respectively. From the CA of Figure 2 and Figure 3, it can be seen that 35 % of the hydrographic watersheds have homogeneous areas in geometric and shape factor, of which 72 % belong to the Atlantic slope. However, 65 % are less homogeneous based on the drainage and relief factor, which implies regions with 25 % that have constant flows in the rivers as a result of the high tendency to run-off in the watersheds located in the regions of Loreto, San Martin and Cajamarca.



**Figure 3.** Dendrogram obtained by CA for the 91 drainage watersheds using Ward Linkage.

The Drainage and relief are the main cause of greater dissimilarity between the studied watersheds. This anomaly is due to the fact that the watersheds located on the Atlantic slope and on the Amazon, plains have a higher drainage density than the Pacific slope. However, the northern area of Peru due to the El Niño Southern Oscillation (ENSO) phenomenon is favoured by the intense rains, giving rise to greater floods in the rivers, in relation to the southern area where they are scarcer. In previous studies by Subyani *et al.* (2012) and Eltahan *et al.* (2021) have obtained

in the CA a similarity of the hydrographic watersheds in the geometric variables.

## Conclusions

The prioritization of watersheds is an elemental factor for sustainable development and adequate management of water resources. In this research, GIS, PCA and WSA techniques were used to characterize the morphometric parameters of watersheds with a focus on soil and water conservation. The study revealed that the watersheds analyzed in the Lima and Amazon regions are the most vulnerable to erosion and present potential areas for the application of soil and water conservation. These results contribute to decision-making and priority recommendations for integrated planning and management of Peru's watersheds.

The integration of the GIS, PCA and WSA methods was successful. The WSA allowed defining the weights for the most relevant parameters. Likewise, with the PCA it was possible to determine the largest number of significant parameters such as:  $L_c$ ,  $R_e$ ,  $L_f$ ,  $H$ ,  $K_c$  and  $Z_{min}$ .

The homogeneous hydrological characteristics by the dendrogram by Ward's method explained that only 35 % of the hydrographic watersheds are homogeneous based on geometric parameters and in shape, with dissimilarities in sources of water resources. The study provides information and useful tools for the development of integrated river watersheds management projects at the national level. Also, it

provides a series of important data for the implementation of hydraulic works for the protection and control of streams in specific regions.

## Abbreviations

**%** = Percentage

**$\Delta H$**  = Mean stream height

**A** = Watersheds area

**C** = Constant channel maintenance

**CA** = Cluster analysis

**Cov** = Covariance of principal component

**CF** = Composite factor

**Cv** = Coefficient of variation

**PC** = Principal component

**PR** = Preliminary ranking

**C<sub>r</sub>** = Roughness coefficient

**D<sup>-0,5</sup>** = Matriz diagonal

**D<sub>d</sub>** = Drainage density

**e** = Equidistance between contour lines

**ENSO** = El Niño Southern Oscillation

**FA** = Factorial analysis

**F<sub>f</sub>** = Form Factor

**GIS** = Geographic Information Systems

**H** = Altimetric amplitude

**K<sub>c</sub>** = Gravelius compactness coefficient

**km** = Kilometer

**Km<sup>2</sup>** = Kilometer squared

**L** = Watersheds length

**L<sub>f</sub>** = Mean length of overland flow

**l<sub>i</sub>** = Contour length

**L<sub>r</sub>** = Stream length

**Max** = Maximum

**Min** = Minimum

**P** = Watersheds perimeter

**PCA** = Principal component analysis

**r** = Correlation coefficient

**R<sup>2</sup>** = Determination coefficient

**R<sub>a</sub>** = Relief ratio

**R<sub>c</sub>** = Circularity ratio

**R<sub>e</sub>** = Elongation ratio

**RP** = Rotación ortogonal

**S** = Variance

**S<sup>2</sup>** = Covariance

**S<sub>c</sub>** = Slope of the watersheds

**S<sub>d</sub>** = Standard deviation

**S<sub>r</sub>** = Mean stream slope

**S<sub>w</sub>** = Shape index

**W** = Watersheds Amplitude

**WSA** = Weighted Sum Approach

**X** = Matrix

**X<sup>T</sup>** = Transpose variables

**Z** = Vector

**Z<sub>max</sub>** = Maximum altitude

**Z<sub>min</sub>** = Minimum altitude

**Z<sub>r</sub>** = Rotated components

## References

Aher, P., Adinarayana, J., & Gorantiwar, S. (2014). Quantification of morphometric characterization and prioritization for management planning in semi-arid tropics of India. A remote sensing and GIS approach. *Journal of Hydrology*, 511, 850-860. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2014.02.028

Amare, D. G., Kassie, A. E., & Sulla, G. G. (2020). Prioritization of watershed using morphometric analysis in Kulfo watershed in Ethiopia. *Journal of Ecology and Natural Resources*, 4, 1-7. DOI: 10.23880/jenr-16000194

- Balbín, S. B., Gastmans, D., Vásquez, V. K., Vituri, S. L., Vinícius, S., & Kirchheim, R. (2020). Hydrological responses in equatorial watersheds indicated by Principal Components Analysis (PCA) – study case in Atrato River Basin (Colombia). *Brazilian Journal of Water Resources*, 25(24), 1-8. DOI: 10.1590/2318-0331.252020190165
- Bharath, A., Kiran, K. K., Ramesh, M., Manjunatha, M., Ranjitha, T., & Preethi, S. (2021). Drainage morphometry based sub-watershed prioritization of Kalinadi basin using geospatial technology. *Environmental Challenges*, 5, 1-10. DOI: 10.1016/j.envc.2021.100277
- Bhattacharya, R. K., Chatterjee, N. D., & Das, K. (2019). Multi-criteria-based sub-basin prioritization and its risk assessment of erosion susceptibility in Kansai-Kumari catchment area. *Applied Water Science*, 9, 76. DOI: 10.1007/s13201-019-0954-4
- Cupak, A., Wałęga, A., & Bogusław, M. (2017). Cluster analysis in determination of hydrologically homogeneous regions with low flow. *Acta Scientiarum Polonorum - Formatio Circumiectus*, 16 (1), 53-63. DOI: 10.15576/ASP.FC/2017.16.1.53
- Eltahan, H. A., Elhamid, A. M., & Abdelaziz, S. M. (2021). Multivariate statistical analysis of geomorphological parameters for Sinai Peninsula. *Alexandria Engineering Journal*, 60, 1389-1402. DOI: 10.1016/j.aej.2020.10.059

- Finch, W. (2020). Introduction to factor analysis. In: *Exploratory factor analysis* (pp. 1-12). Thousand Oaks, USA: SAGE Publications, Inc. DOI: 10.4135/9781544339900
- Gajbhiye, M. S., & Sharma, S. K. (2017). Prioritization of watershed through morphometric parameters: A PCA-based approach. *Applied Water Science*, 7, 1505–1519. DOI: 10.1007/s13201-015-0332-9
- Gede, T. I., Anwar N., & Lasminto, U. (2017). Analysis of main morphometry characteristic of watershed and it's effect to the hydrograph parameters I. *IPTEK The Journal for Technology and Science*, 28, 30-36. DOI: 10.12962/j20882033.v28i1.2220
- Ghosh, M., & Gope, D. (2021). Hydro-morphometric characterization and prioritization of sub-watersheds for land and water resource management using fuzzy analytical hierarchical process (FAHP): A case study of upper Rihand watershed of Chhattisgarh State. *Applied Water Science*, 11, 1-20. DOI: 10.1007/s13201-020-01340-x
- Gorgoglione, A., Gioia, A., & Iacobellis, V. A. (2019). A Framework for assessing modeling performance and effects of rainfall-catchment-drainage characteristics on nutrient urban runoff in poorly gauged watersheds. *Sustainability*, 11, 1-16. DOI: 10.3390/su11184933
- Helness, H., Damman, S., Sivertsen, E., & Ugarelli, R. (2019). Principal component analysis for decision support in integrated water management. *Water Supply*, 19, 2256-2262. DOI: 10.2166/ws.2019.106

- Horton, R. E. (1932). Drainage basin characteristics. *Transactions, American Geophysical Union*, 13, 350-361. DOI: 10.1029/TR013i001p00350
- Horton, R. E. (1945). Erosional development of streams and their drainage basins: Hydrological approach to quantitative morphology. *Bulletin of the Geological Society of America*, 56, 275-370. DOI: 10.1177/030913339501900406
- Jacobs, L. K., & Brian, S. R. (2020). The next generation of climate services. *Climate Services*, 20, 1-7. DOI: 10.1016/j.cliser.2020.100199
- Jolliffe, I. T. (2002). Principal component analysis and factor analysis. In: *Principal component analysis* (pp. 150-156). Springer Series in Statistics. New York, USA: Springer. DOI: 10.1007/0-387-22440-8\_7
- Kottegoda, N. T., & Rosso R. (2008). *Applied statistics for civil and environmental engineers* (2<sup>nd</sup> ed.) (pp. 326-394). Oxford, UK: Blackwell Publishing Ltd.
- Kumar, B. R., Das, C. N., & Das, K. (2020). Sub-basin prioritization for assessment of soil erosion susceptibility in Kangsabati, a plateau basin: A comparison between MCDM and SWAT models. *Science of the Total Environment*, 734, 1-21. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139474

- Mahala, A. (2019). The significance of morphometric analysis to understand the hydrological and morphological characteristics. *Applied Water Science*, 11, 1-16. DOI: 10.1007/s13201-019-1118-2
- Malik, A., Kumar, A., Kushwaha, D., Kisi, O., Salih, S., AlAnsari, N., & Yaseen, Z. (2019). The implementation of a hybrid model for hilly sub-watershed prioritization using morphometric variables. *Water*, 11, 1-20. DOI: 10.3390/w11061138
- Miller, J. R., Ritter, D. F., & Kochel, R. C. (1990). Morphometric assessment of lithologic controls on drainage basin evolution in the Crawford upland. *American Journal of Science*, 290, 569-599. DOI: 10.2475/ajs.290.5.569
- Mokarram, M., & Sathyamoorthy, D. (2015). Morphometric analysis of hydrological behavior of north fars watershed. *European Journal of Geography*, 6, 88-106.
- Puno, G. R, & Puno, R. C. C. (2019). Watershed conservation prioritization using geomorphometric and land use-land cover parameters. *Global Journal of Environmental Science and Management*, 5(3), 279-94. DOI: 10.22034/gjesm.2019.03.02
- Schumm, S. A. (1956). Evolution of drainage systems and slopes in Badlands at Perth Amboy. New Jersey. *Bulletin of the Geological Society of America*, 67, 597-646. DOI: 10.1130/0016-7606

- Setiawan, O., & Nandini, R. (2021). Sub-watershed prioritization inferred from geomorphometric and landuse/landcover datasets in Sari Watershed, Sumbawa Island, Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 747 (012004).
- Sharma, S. K., Gajbhiye, S., & Tignath, S. (2015). Application of principal component analysis in grouping geomorphic parameters of a watershed for hydrological modeling. *Applied Water Science*, 5, 89-96. DOI: 10.1007/s13201-014-0170-1
- Siddiqui, R., Said, S., & Shakeel, M. (2020). Nagmati River sub-watershed prioritization using PCA, integrated PCWS, and AHP: A case study. *Natural Resources Research*, 26, 2411-2430. DOI: 10.1007/s11053-020-09622-6
- Singh, O., & Singh, J. (2018). Soil erosion susceptibility assessment of the lower Himachal Himalayan watershed. *Journal of the Geological Society*, 92, 157-165. DOI: 10.1007/s12594-018-0975-x
- Subyani, A. M., Qari, M. H, & Matsah, M. I. (2012). Digital elevation model and multivariate statistical analysis of morphometric parameters of some wadis. *Arabian Journal of Geosciences*, 5, 147-157. DOI: 10.1007/s12517-010-0149-7
- Vega, J. F., Lavado, C. W., & Felipe, O. O. (2018). Assessing hydrological changes in a regulated river system over the last 90 years in Rimac Basin (Peru). *Theoretical and Applied Climatology*, 132, 347-362. DOI: 101007/s00704-017-2084

- Ward, J. H. (1963). Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. *Journal of the American Statistical Association*, 58, 236-244. DOI: 10.2307/2282967
- Wongchuig, S. C., Mello, C. R., & Chou, S. C. (2018). Projections of the impacts of climate change on the water deficit and on the precipitation erosive indexes in Mantaro River Basin. *Journal of Mountain Science*, 15, 264-279. DOI: 10.1007/s11629-017-4418-8
- Yang, W., Zhao, Y., Wang, D., Wu, H., Lin, A., & He, L. (2020). Using principal components analysis and IDW interpolation to determine spatial and temporal changes of surface water quality of Xin'anjiang River in Huangshan, China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(8), 1-14. DOI: 10.3390/ijerph17082942
- Yunus, A. P., Oguchi, T., & Hayakawa, Y.S. (2014). Morphometric analysis of drainage basins in the western Arabian peninsula using multivariate statistics. *International Journal of Geosciences*, 5, 527-539. DOI: 10.4236/ijg.2014.55049
- Zavoianu, I. (1985). *Morphometry of drainage bassins*. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier Science Publishers.

DOI: 10.24850/j-tyca-14-06-03

Artículos

**Retroceso glaciar y el valor de los servicios ecosistémicos asociados con el recurso hídrico en la cuenca Parón-Parque Nacional Huascarán (Cordillera Blanca), 2009-2018**  
**Glacier retreat and the value of ecosystem services associated with water resources in the Paron basin-Huascarán National Park (Cordillera Blanca), 2009-2018**

Ricardo Pozada-Rengifo<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5894-7860>

Luigi Bravo-Toledo<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2229-9467>

Joshua Iparraguirre<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8893-4112>

<sup>1</sup>Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú, [ricardo.pozada@unmsm.edu.pe](mailto:ricardo.pozada@unmsm.edu.pe)

<sup>2</sup>Facultad de Ingeniería Ambiental y de Recursos Naturales, Universidad Nacional del Callao, Callao, Perú, [labravot@unac.edu.pe](mailto:labravot@unac.edu.pe)

<sup>3</sup>Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico, San Borja, Perú, [iparraguirrea.joshua@gmail.com](mailto:iparraguirrea.joshua@gmail.com)



Autor para correspondencia: Ricardo Pozada-Rengifo,  
ricardo.pozada@unmsm.edu.pe

## Resumen

Los glaciares tropicales son indicadores sensibles del cambio climático. La pérdida del volumen de los glaciares tropicales en la cuenca Parón (Cordillera Blanca, Perú) es una muestra de esto a nivel global y se espera que tales cambios afecten a los servicios ecosistémicos que son únicos e insustituibles. Este estudio estimó el valor económico de los servicios ecosistémicos asociados con el recurso hídrico impactados por el retroceso glaciar en la cuenca de Parón-Parque Nacional Huascarán (Cordillera Blanca, Perú) entre los años 2009 y 2018. La metodología inició cartografiando los glaciares de 2009 a 2018 usando imágenes satelitales de alta resolución tomadas en temporada seca. Luego, se reconstruyeron las superficies 3D de los mismos usando la herramienta GLABTOP permitiendo calcular el volumen. Con los datos obtenidos se calculó el valor del servicio ecosistémico del turismo y recreación, y provisión de flujo hídrico. Los resultados indican que los glaciares de la cuenca Parón se han reducido de  $\sim 1.82\%$  del área glaciar y en una tasa de deglaciación máxima de  $0.08 \text{ (km}^2/\text{año)}$ . Los resultados de la reconstrucción 3D muestran un  $1.8\%$  más de espesores entre los 40 y 60 m, con una pérdida de hielo de  $1.02 \text{ km}^3$ , a una tasa máxima de  $0.14 \text{ km}^3/\text{año}$ . Los valores monetarios presentes de los servicios de 2009 a 2018 se estimaron en \$52 029.34 para el servicio de turismo y recreación y de \$3 213 258.21 para el servicio de provisión de flujo hídricos,

calculados a 8% de tasa de descuento. Por lo tanto, se recomienda que se debe incrementar la inversión en programas sobre la red hídrica de la cuenca de Parón, como mayores servicios, usos poblacionales o industriales.

**Palabras clave:** criósfera, servicios ecosistémicos, valoración económica, Cordillera Blanca, cambio climático.

### Abstract

Tropical glaciers are sensitive indicators of climate change. The loss of the volume of tropical glaciers in the Paron basin (Cordillera Blanca, Peru), is an example of this at a global level and these changes are expected to affect ecosystem services that are unique and irreplaceable. This study estimated the economic value of ecosystem services associated with water resources impacted by glacial retreat in the Paron basin - Huascarán National Park (Cordillera Blanca, Peru) between the years 2009 and 2018. The methodology started by mapping glaciers from 2009 to 2018 using high-resolution satellite images taken during the dry season. Then, the 3D surfaces of the glaciers were reconstructed using the GLABTOP tool to calculate the volume. With the data obtained, the value of the Tourism and Recreation ecosystem service, provision of Water Flow, was calculated. The results indicate that the glaciers of the Paron basin have been reduced by  $\sim 1.82\%$  of the glacial area and at a maximum deglaciation rate of  $0.08 \text{ (km}^2\text{/year)}$ . The results of the 3D reconstruction show  $1.8\%$  more thickness between 40 and 60 m with an ice loss of  $1.02 \text{ km}^3$ , at a maximum rate of  $0.14 \text{ km}^3\text{/year}$ . The present monetary values of the services from 2009 to 2018 were estimated at \$52 029.34 for the

tourism and recreation service and \$3 213 258.21 for the water flow provision service, calculated at 8% discount rate. Therefore, it is recommended that investment in programs on the Paron watershed water network, such as increased services, population or industrial use, should be increased.

**Keywords:** Cryosphere, ecosystem services, economic valuation, Cordillera Blanca, climatic change.

Recibido: 24/03/2021

Aceptado: 12/04/2022

Publicado online: 07/07/2022

## Introducción

Los glaciares son reservas de agua dulce todo el año, ya que en los glaciares tropicales la ablación es anual (Cogley *et al.*, 2011) y proporciona agua de manera continua de acuerdo con el ciclo hidrológico (Rumbaour *et al.*, 2015). El retroceso progresivo de los glaciares en los Andes es conocido desde el siglo XX hasta la actualidad; el cambio en su balance de masa es un problema que genera gran impacto socioambiental (Mark & Seltzer, 2005). Según Urrutia y Vuille (2009), para el año 2050, todos los glaciares ubicados por debajo de los 5 500 msnm desaparecerían, lo cual tendría un efecto significativo en la regulación del régimen hidrológico (Jia *et al.*, 2020). El Perú posee la mayor superficie de glaciares tropicales a nivel global, aproximadamente el 71% cubriendo

un área de 1 200 km<sup>2</sup>. La mayor parte de su población reside en la costa del océano Pacífico, una de las regiones más áridas de la Tierra. Su abastecimiento de agua depende en gran parte de los glaciares de la cordillera de los Andes (Kaser & Osmaston, 2002), y en mayor medida en la temporada seca (Schauwecker *et al.*, 2017). Por su parte, la Cordillera Blanca es la cadena montañosa glacial más extensa de los trópicos (Kaser, Ames, & Zamora, 1990). Tal vez por esta razón y por su relativa facilidad de accesibilidad a diferentes áreas glaciares es la zona más estudiada y con mayor cantidad de datos disponibles. Se localiza en la provincia de Ancash y poseía cerca de 348 km<sup>2</sup> (Rabatel *et al.*, 2012). Estudios en los últimos años han indicado que durante 1980 y 2010, los glaciares de los Andes tropicales perdieron en promedio entre 0.6 y 1.2 m/año (Rabatel *et al.*, 2013) de su masa. Pero de 2004 a 2014, la Cordillera Blanca presentó un retroceso glacial de 31 km<sup>2</sup>, que representa una pérdida de 6% (Yap, 2015).

Se han postulado un gran número de metodologías para reconstruir los espesores de glaciares actuales (e indirectamente calcular el almacén hídrico) debido a que realizar mediciones directas sobre el glaciar no es posible en todas las montañas (Farinotti *et al.*, 2017). Estos modelamientos numéricos pueden ser de fácil aplicación (Chen & Ohmura, 1990; Bahr, Meier, & Peckham, 1997; Lüthi, Walter, Jouvett, & Werder, 2006; Radić & Hock, 2011; Grinsted, 2013) o de mayor complejidad (Farinotti, Huss, Bauder, Funk, & Truffer, 2009; Linsbauer *et al.*, 2009; Li, Ng, Li, Qin, & Cheng, 2012; Linsbauer, Paul, & Haeberli, 2012; Farinotti, King, Albrecht, Huss, & Gudmundsson, 2014; Frey *et al.*, 2014; James & Carrivick, 2016). El cálculo de volumen en los Andes peruanos no ha sido ampliamente estimado. En la actualidad existen datos para

glaciares puntuales en la Cordillera Blanca, así como para zonas al sur de los Andes. La metodología más usada hasta el momento es GLABTOP (Linsbauer *et al.*, 2009; Linsbauer *et al.*, 2012; Iparraguirre *et al.*, 2020) para la estimación de futuras lagunas de riesgo potencial, pero que también permite calcular el almacén hídrico (Iparraguirre *et al.*, 2020).

El retroceso de los glaciares y las anomalías en los patrones de precipitación plantean una grave amenaza en la disponibilidad de agua (Bury *et al.*, 2011) y una alta variabilidad que afectará de modo significativo los servicios ecosistémicos (Heikkinen, 2017), siendo una posible fuente de tensiones sociales y políticas, que pueden convertirse en inestabilidad o incluso en graves conflictos (Hijioka *et al.*, 2014). Tales conflictos podrían provocar un acceso restringido a ciertos servicios, como el uso de agua potable para consumo y riego, fuerte dependencia de la agricultura, y oportunidades limitadas de medios de vida alternativos (Das, 2009).

Las evaluaciones de estos servicios pueden hacerse por valoración económica, usando los métodos basados en el valor de mercado, métodos de preferencia revelada y métodos de preferencia declarada (MINAM, 2016). Hoy día existen escasos estudios de su aplicación, pero se tienen algunos en China (Yuan & Wang, 2018; Zhang *et al.*, 2019); España (Grima & Campos, 2020); Chile (Segovia, 2014), y Perú (Boyano, 2016). Por lo tanto, identificar y evaluar los impactos que genera el retroceso glaciar sobre servicios ecosistémico permitirá generar toma de decisiones para una conservación, medidas de prevención control y elaboración de proyectos dirigidos (Boyano, 2016).

La cuenca Parón-Parque Nacional Huascarán (Cordillera Blanca) tiene características propias intrínsecas, como los páramos (parte baja de las cordilleras) y la criósfera (parte alta de la cordillera), que proporcionan servicios ecosistémicos para las poblaciones presentes en la cuenca (Boyano, 2016), como soporte, aprovisionamiento y regulación (Liekens *et al.* 2013). Los glaciares de la cuenca Parón son altamente vulnerables al cambio climático, que han inducido cambios significativos en la pérdida del volumen, área superficial y permafrost (Medina & Mejía, 2014; Navarro *et al.*, 2017), como ya se ha expuesto. Sin embargo, esta vulnerabilidad afecta directamente a los servicios ecosistémicos relacionados con el recurso hídrico y en la actualidad no existe una cuantificación de su valor.

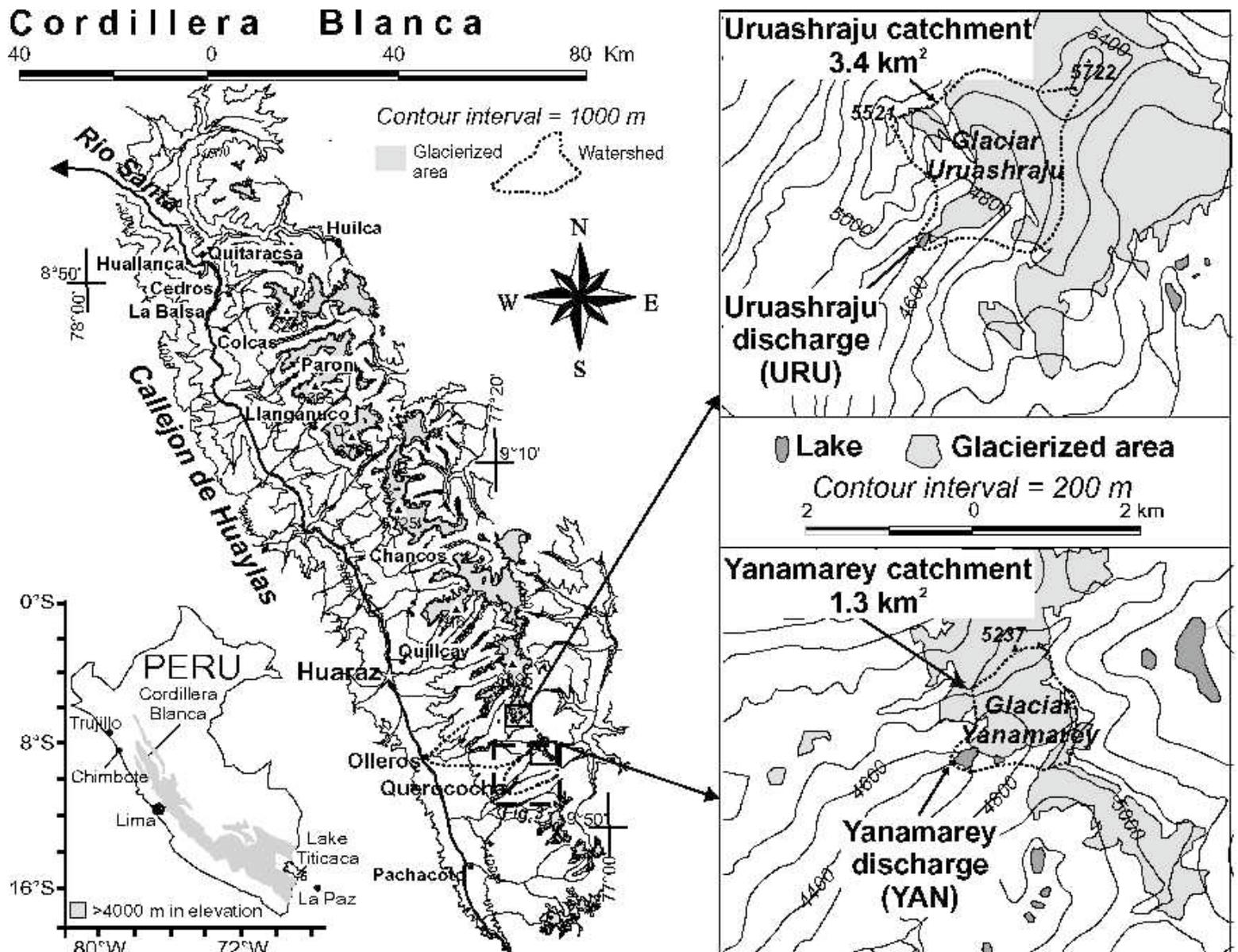
Por lo tanto, esta investigación intenta llenar este vacío (1) examinando los cambios del retroceso glaciar, como área superficial y el volumen perdido entre los años 2009 y 2018; (2) aproximarse a obtener un valor base de los servicios ecosistémicos de turismo y recreación, y provisión de flujo hídrico continuo, utilizando para ello el método de mercados reales.

## Metodología

### Área de estudio

La Cordillera Blanca se encuentra en el norte del Perú y es la cadena montañosa glaciar más extensa de los trópicos (Kaser *et al.*, 1990). Para todos los análisis de este estudio, nos referimos a la cuenca Parón, a una

de las 10 cuencas hidrográficas glaciadas dentro y adyacentes al Callejón de Huaylas (Figura 1).



**Figura 1.** Ubicación de las cuencas glaciares de la Cordillera Blanca.

Fuente: Mark y Seltzer (2003).

La cuenca Parón está situada al norte de la Cordillera Blanca a ~90 km al este del océano Pacífico (tomando como referencia la isla Blanca del Callao). Se ubica en el distrito de Caraz, provincia de Huaylas, en el departamento de Ancash a ~57 km de la ciudad de Huaraz, extendiéndose entre los 8°S y 77°W. Drena sus aguas a la cuenca del río Santa y uno de los primeros inventarios estimaba que para el año de 1962 presentaba el 55% de su área glaciada (Tabla 1).

**Tabla 1.** Características físicas de las cuencas hidrográficas de la Cordillera Blanca.

| Cuenca hidrográfica | Área glaciada (1962) (%) | Área de la cuenca (km <sup>2</sup> ) | Elevación media (msnm) | Mín. elevación (msnm) | Máx. elevación (msnm) |
|---------------------|--------------------------|--------------------------------------|------------------------|-----------------------|-----------------------|
| Parón               | 55                       | 41                                   | 4 920                  | 4 152                 | 5 965                 |
| Llanganuco          | 41                       | 89                                   | 4 832                  | 3 831                 | 6 670                 |
| Marcara (Chancos)   | 25                       | 259                                  | 4 454                  | 2 887                 | 6 196                 |
| Cedros              | 22                       | 114                                  | 4 544                  | 1 975                 | 6 128                 |
| Colcas              | 19                       | 236                                  | 4 313                  | 2 022                 | 6 178                 |
| Quilcay             | 18                       | 240                                  | 4 522                  | 3 131                 | 6 195                 |
| Pachacoto           | 12                       | 206                                  | 4 610                  | 3 713                 | 5 574                 |
| Olleros             | 11                       | 174                                  | 4 437                  | 3 461                 | 5 673                 |
| Santa (La Balsa)    | 9                        | 4784                                 | 4 056                  | 1 858                 | 6 733                 |
| Quitarasca          | 8                        | 384                                  | 4 237                  | 1 587                 | 5 921                 |
| Querococha          | 6                        | 63                                   | 4 524                  | 3 992                 | 5 291                 |

Fuente: extraído de Mark y Seltzer (2003).

Así también, el turismo en zonas glaciares constituye una importante fuente de ingresos y empleo para las comunidades locales adyacentes a sitios turísticos (Haimayer, 1989), siendo la cuenca Parón un importante sitio de turismo y de recreación dentro del Parque Nacional del Huascarán.

## Extracción de información para el cambio del área glaciar

La delimitación de la superficie glaciar, así como la reconstrucción 3D de sus superficies se realizó usando el programa ArcGIS 10.5. Los materiales utilizados como insumos fueron imágenes satelitales obtenidas de *Google Earth* en temporadas secas correspondiente a cada año de estudio (desde 2009 hasta 2018); un modelo digital de elevación (o DEM) con 30 m de resolución correspondientes a los años de análisis; y por último, las curvas de nivel (equidistancia = 50 m) del área de estudio. Todos estos insumos fueron proporcionados por el Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico (INGEMMET).

## Delimitación de los glaciares actuales y paleoglaciares

La delimitación de la extensión glaciar se realizó con base en una imagen satelital de *Google Earth* de 30 metros por pixel de resolución.

La delimitación se hizo sobre la imagen satelital con la herramienta de cartografiado de ArcMap de ArcGIS. Se digitalizó manualmente cada aparato glaciar desde el circo hasta la lengua glaciar, en una escala de cartografiado de 1:250. Además, se usaron otros insumos, como el Hillshade de la imagen satelital (30 m/px), fotografías aéreas de 1 962 de la zona de estudio, y herramientas de apoyo como el ArcScene e imágenes históricas del *Google Earth*.

Para evitar una sobreestimación del área glaciar debido a un posible cartografiado de nieve, se escogió como imagen satelital una que fuera de temporada de estiaje.

## Reconstrucción de la geometría 3D de las superficies glaciares y paleoglaciares

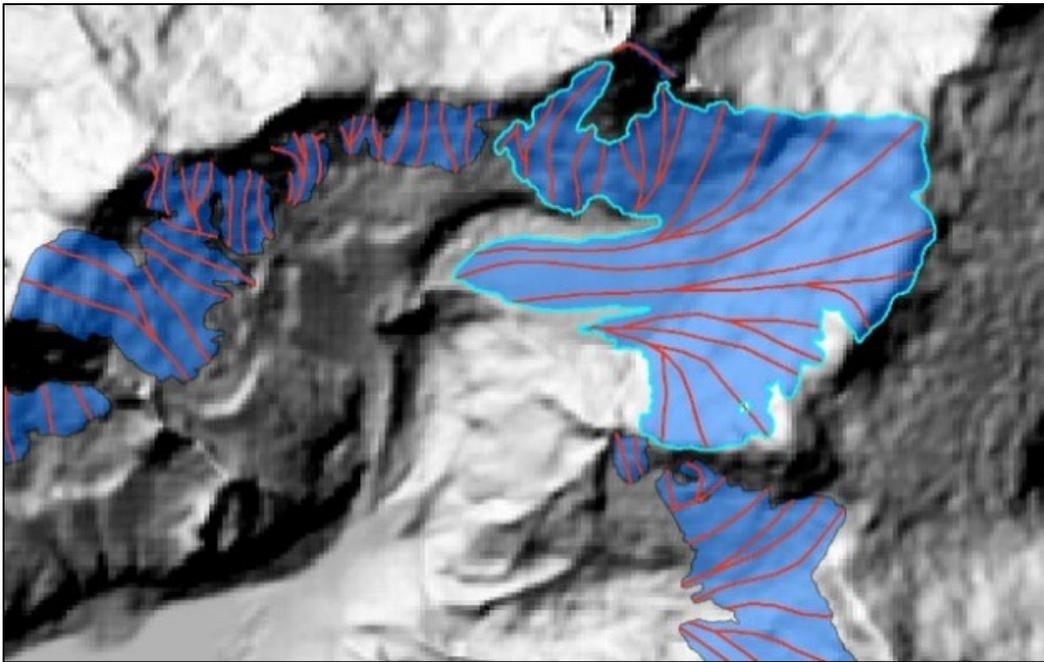
Conocer la geometría 3D de los glaciares actuales y del pasado es de gran importancia, pues permite cuantificar las reservas hídricas de la montaña, su ratio de deglaciación y por ende su evolución en un lapso establecido.

Las reconstrucciones 3D de los Andes peruanos se han efectuado usando el Ground Penetrating Radar (GPR), y debido a que los glaciares andinos son de muy difícil acceso, se ha usado el GPR en montañas glaciares puntuales: Artesonraju (Cordillera Blanca, Ancash), Coropuna (Cordillera Occidental, Arequipa) y Quelccaya (Cordillera Oriental, Cusco-Puno). Por lo tanto, es necesario complementar los trabajos de GPR con mediciones indirectas, empleando modelos numéricos que reconstruyan la superficie glaciar lo más ajustado a la realidad posible.

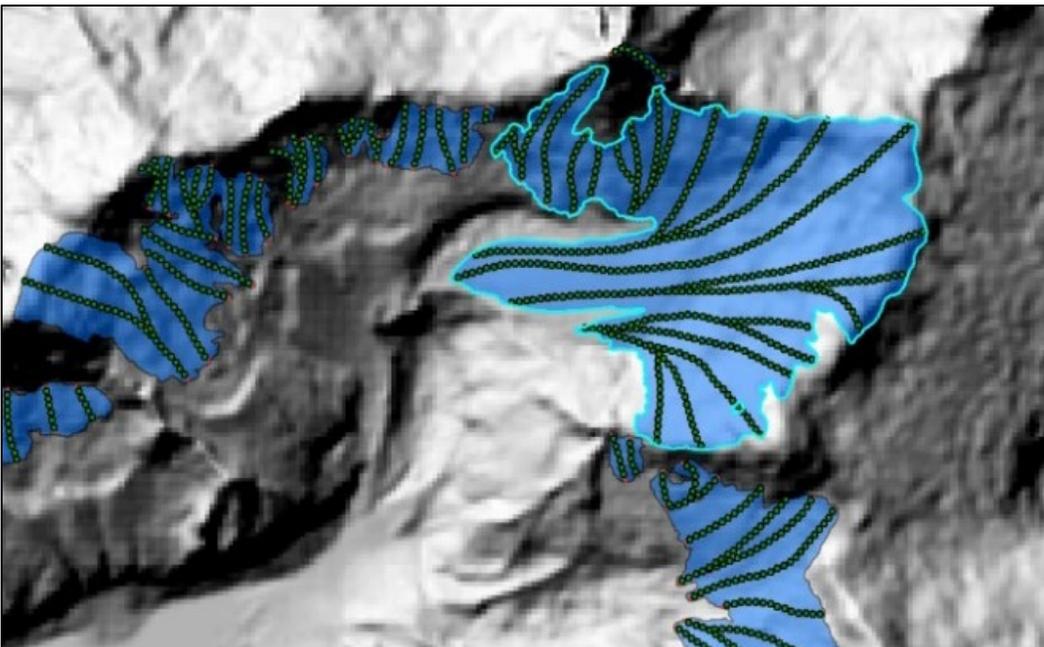
Actualmente, las metodologías más utilizadas para la reconstrucción 3D de los glaciales actuales y pasados son GLABTOP y GlaRe, respectivamente.

## GlaBTop

Esta metodología permite estimar los espesores de hielo a lo largo de líneas de flujos, que representan el recorrido de los glaciares (Figura 2). Posteriormente, se interpolaron los espesores (Figura 3), abarcando toda el área glaciaria, obteniendo un ráster (representación 3D). La sumatoria de todos los espesores multiplicado por el tamaño de celda del ráster permitió obtener el volumen hídrico que representa la montaña. Por otro lado, estos espesores se restaron del modelo de elevación digital actual (DEM original menos DEM de espesores) para obtener la topografía basal (Linsbauer *et al.*, 2009; Paul & Linsbauer, 2012).



**Figura 2.** Cartografiado de las líneas de flujo en algunos glaciares de la cuenca Parón sobre el Hillshade del modelo digital de elevación (DEM).



**Figura 3.** Interpolación de los espesores usando la herramienta "topo to raster" de la herramienta GlaRe.

## GlaRe

Herramienta GIS (Pellitero *et al.*, 2016), que reconstruye de manera semiautomática la geometría tridimensional de paleoglaciares (en este artículo todos los escenarios de los años anteriores a 2018), con base en la topografía basal calculada con la metodología GLABTOP y nuevas líneas de flujo propia para cada escenario. La herramienta requiere de tres elementos de entrada: por un lado, las líneas de flujo convertidos en centroides (donde se almacenarán los espesores generados); el DEM de la topografía basal; y por último, ya que el modelo no refleja la tensión generada por las paredes laterales del valle, se requirieron factores de forma a partir de evidencia del espesor del glaciar observado por imágenes de satélite, morrenas laterales y la geometría del valle, siguiendo la ecuación propuesta por Nye (1952), ajustando los espesores generados en el frente paleoglacial.

### **Método de estimación del valor económico de los servicios ecosistémicos**

Para medir el valor del servicio ecosistémico de turismo y recreación se usó el método de precios de mercado, al ser el más conocido y permitir estimar valores de uso directo (MINAM, 2015). Se propone que al menos el valor del servicio ecosistémico sea igual al valor en que incurren a visitarlas; se ha establecido que por cada valor de entrada al parque Huascarán, el% corresponda al hielo presente dentro de la misma; vale

decir que ese monto sería el correspondiente al valor monetario del servicio ecosistémico (Segovia, 2014) de turismo que proveen toda el área superficial Parque Nacional Huascarán (Cordillera Blanca) y en equivalencia los glaciares presentes en ésta. El valor de la entrada en los últimos 10 años se mantuvo entre los S./15.00 para turistas nacionales y S./30.00 para turistas internacionales:

$$As = VPse \quad (1)$$

$$As \equiv Ag \quad (2)$$

Donde:

*As*: área superficial del parque Huascarán.

*VPs*: valor presente del servicio de turismo y recreación.

*Ag*: área glacial de la laguna Parón, como parte del Parque Nacional Huascarán.

Para la valoración monetaria de los glaciares presentes en el área de estudio se estableció que por cada valor de entrada al Parque Nacional Huascarán existe cierta cantidad de área superficial de los glaciares presentes en la cuenca Parón; es decir, que esta cantidad de glaciar sería la correspondiente al valor monetario del servicio ecosistémico de turismo y recreación que se ha perdido por el retroceso de los glaciares. Por lo

tanto, el valor de la tasa de deglaciación por pérdida del servicio ecosistémico sería igual al% de pérdida de área superficial en el periodo 2009-2018:

$$VTD = \% Agp \times VPse \quad (3)$$

Donde:

*VTD*: valor de la tasa de deglaciación por pérdida del servicio ecosistémico.

*VPse*: valor presente del servicio de turismo y recreación.

*Agp*: área glacial retrocedido en la cuenca Parón de 2009 a 2018.

El cálculo del valor monetario del servicio ecosistémico de "aprovisionamiento de flujo hídrico continuo" se estimó con base en el caudal medio anual expresado en metros cúbicos por segundo ( $m^3/s$ ) que aportan los glaciares de la cuenca Parón-Parque Nacional Huascarán (Cordillera Blanca), y el precio de los mercados de derechos de agua están de acuerdo con el Decreto Supremo que aprueba valores de retribuciones económicas a pagar por uso de agua superficial (El Peruano, 2018):

$$VSE_{FHC} = Pr \times QM_{AG} \quad (4)$$

Donde:



$VSE_{FHC}$  = valor servicio ecosistémico de flujo hídrico continuo.

$Pr$  = precio DAA no consuntivo.

$QM_{AG}$  = caudal medio anual de aporte glaciar ( $m^3/s$ ).

### Estimación del valor económico por el retroceso glaciar

Se estimó el valor monetario a partir de precios reales de los servicios ecosistémicos de "Turismo y Recreación", "Almacenaje de Agua" y "Flujo Hídrico Continuo" del retroceso glaciar en la cuenca Parón. Para esto, se calcularon los valores anuales (beneficios económicos anuales) por estar dentro de un sitio protegido; los servicios ecosistémicos valorados por la pérdida glaciar mantendrán dichos servicios por un periodo de tiempo definido. Además, para obtener el valor presente (VP) de los servicios ecosistémicos valorados se utilizó una tasa social de descuento del 8% (MINJUS, 2017), que se considera para proyectos sociales del Ministerio de Justicia Peruano:

$$Fi = Pi \times (1 + r)^T \quad (5)$$

Donde:

$Fi$  = valor inicial del flujo de dicho servicio  $i$  (beneficio económico anual).

$Pi$  = valor presente de los flujos, el valor de *stock* del servicio.

$T$  = tiempo.

$r$  = tasa de descuento constante de todo el periodo (8%).

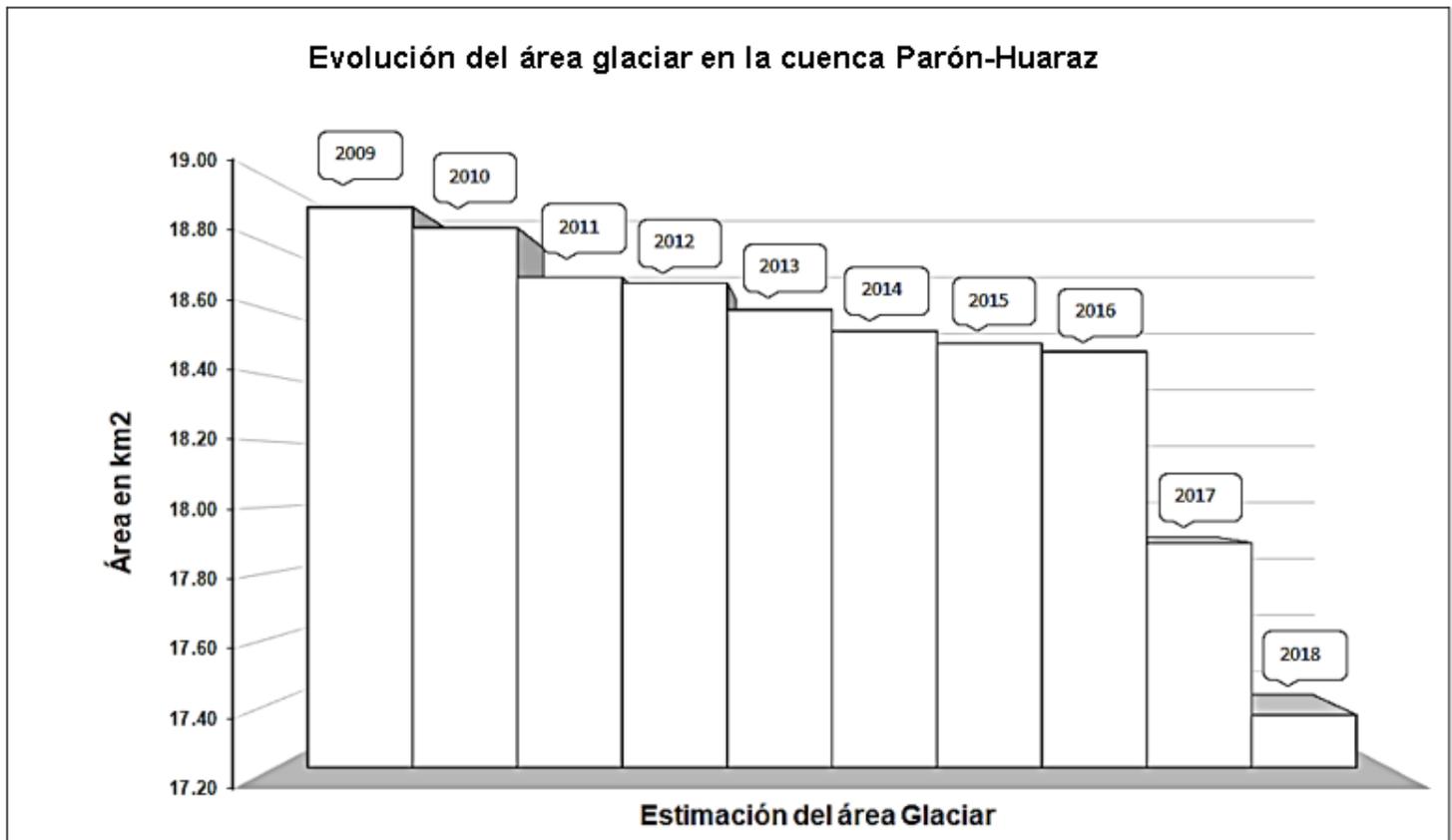
## Resultados y discusión

### Variación de las características del glaciar

#### Delimitación glaciar

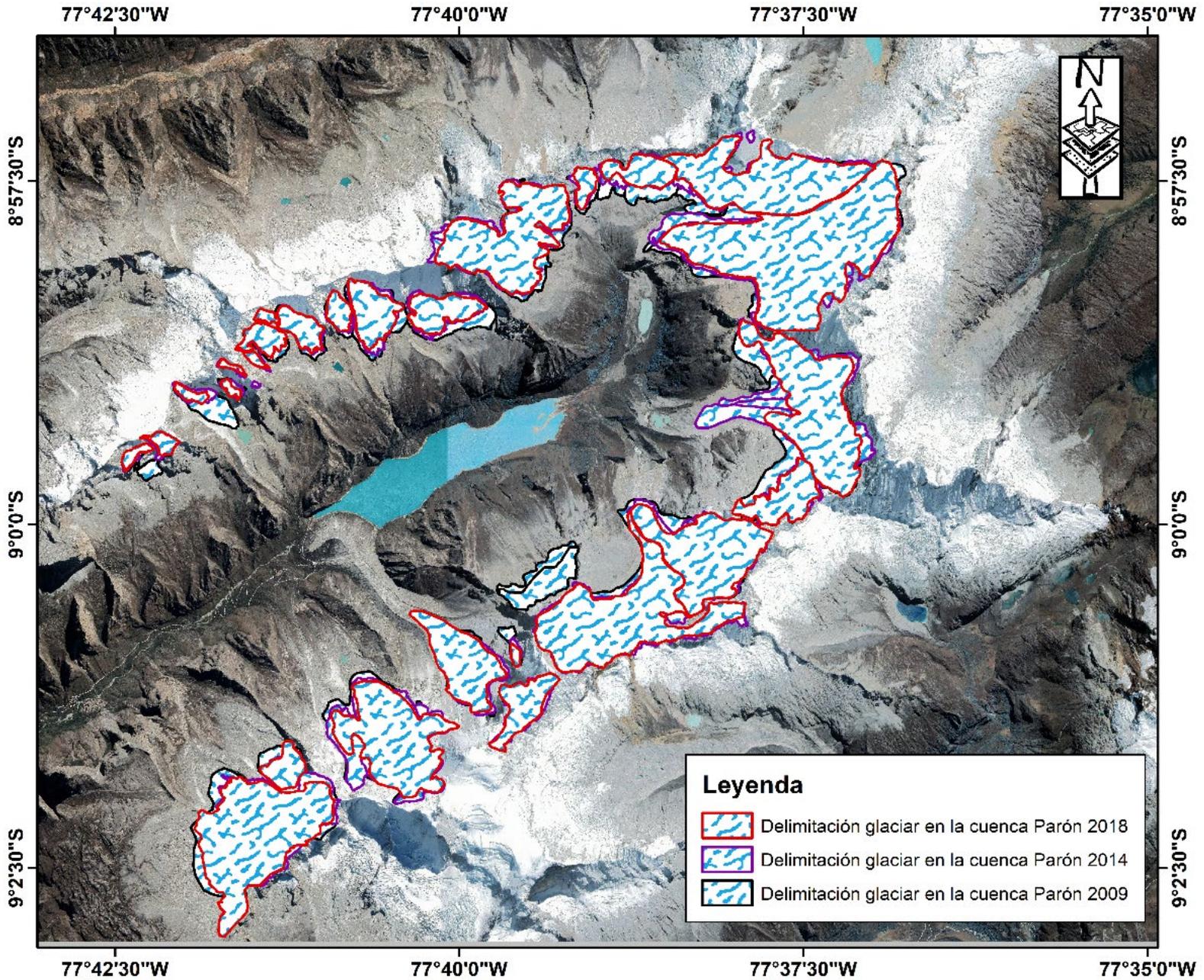
El comportamiento de los glaciares en la cuenca Parón durante este periodo de 10 años debe inferirse al retroceso de la cobertura superficial del glaciar sufrido por la Cordillera Blanca, que se ha acelerado desde 1987 (Burns & Nolin, 2014), y teniendo en cuenta que las observaciones de Georges (2004), ya estimaban un aumento del 1% en la tasa de pérdida glaciar por año desde 1987 hasta 1996 en la Cordillera Blanca.

El cálculo de la extensión para cada periodo analizado en este trabajo se presenta en la Figura 4.



**Figura 4.** Comparación de reducción de las áreas glaciares entre 2009 y 2018 en la cuenca Parón.

Todos estos resultados solo han considerado masas de hielo descubiertas donde la extensión glaciaria de la cuenca Parón para 2009 cubrió un área de 18.82 km<sup>2</sup>, mientras que para 2018 se redujo a 18.48 km<sup>2</sup>. Esto significó una pérdida de ~1.82% del área glaciaria y puede traducirse en una tasa de deglaciación (km<sup>2</sup>/año) mínima desde 0.02 y máxima de 0.08 desde 2009-2018, lo cual significa que la tasa de deglaciación en los últimos 10 años se mantiene constante (Figura 5).

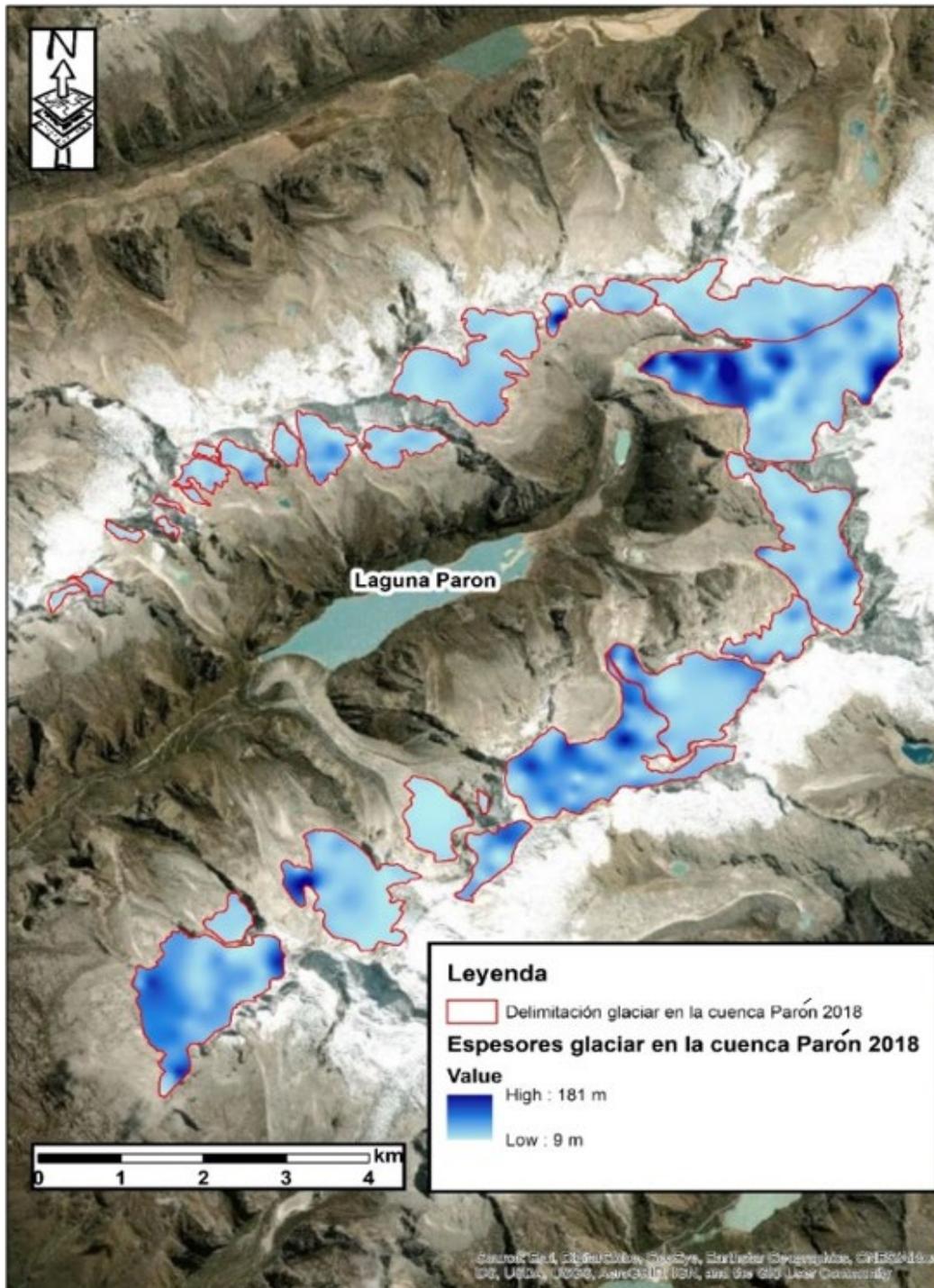


**Figura 5.** Modelo satelital de retroceso de la cobertura glaciar entre 2009 y 2018.

Así, nuestras estimaciones de cambio glaciar están alineadas con trabajos importantes (Burns & Nolin, 2014) que coinciden en un aceleramiento en la pérdida de superficie glaciar de la Cordillera Blanca desde 1970, donde pasó de 723 a 482 km<sup>2</sup>.

### **Reconstrucción 3D de la geometría de glaciares y paleoglaciares**

Deducir en cuánto se ha reducido el área glaciar en términos de área en cierto modo puede ser engañoso, pues al verse en un plano de 2D no es posible percibir cómo ha sido la variación del volumen de agua en estado sólido, ya que se desconocen los espesores que estarían desapareciendo. Por tal motivo, esta investigación aplica novedosos modelamientos numéricos que pueden dar un indicio de la manera en que están evolucionando las masas glaciares. Cabe mencionar que, de los glaciares delimitados, el mayor rango de espesores oscila entre 20 y 40 m, pero la gran diferencia radica en la prevalencia de las masas de hielo de mayor espesor (Figura 6). Es decir, la diferencia del volumen glaciar de 2009 se mantenía con mayor potencia; mientras que para el 2018 se ha visto afectada.

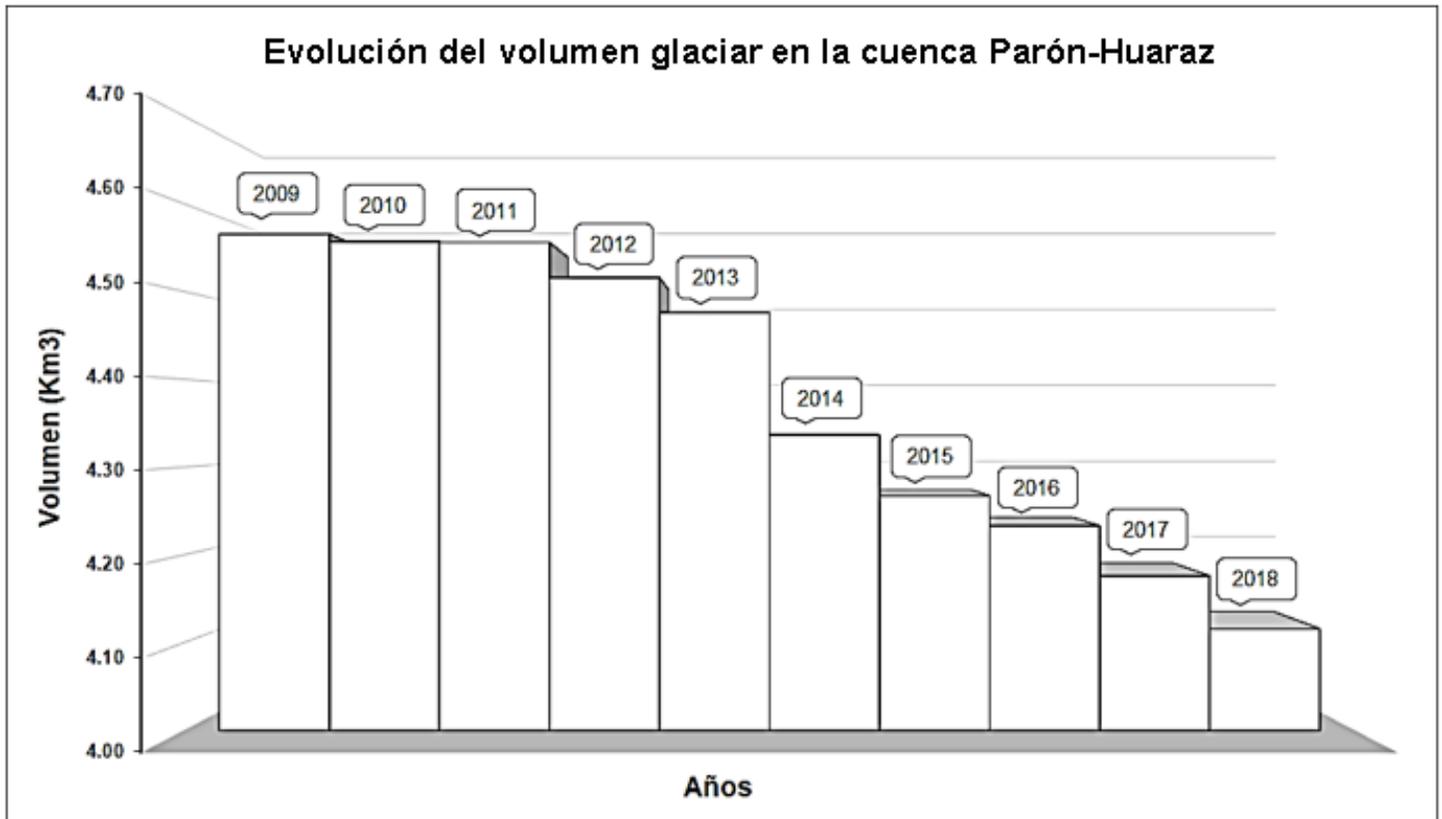


**Figura 6.** Modelo satelital de reconstrucción 3D de la pérdida del volumen glaciar entre 2009 y 2018.

Las distribuciones de los espesores revelan que en los glaciares del año 2018 (espesor máximo = 180 m en el nevado Artesonraju) predominaban los espesores entre 20 y 40 m. Estos espesores abarcan el 68% del área glaciaria, representando  $\sim 11 \text{ km}^2$ . Los mayores espesores se encuentran en específico en el nevado Artesonraju (espesores máximos de 180 m y mayores a los 100 m). Ello se explica por el hecho de que este nevado se considera como un campo de hielo; es decir, donde la pendiente es baja. En los glaciares de 2009, si bien es cierto de todos modos predominan los espesores entre 20 y 40 m (66%  $\times$  12  $\text{km}^2$ ), aún se mantenían espesores entre 40 y 60 m (por lo menos un 12% más en comparación con el año 2018).

Por ejemplo, Colonia *et al.* (2017) estimaron mediante esta metodología de reconstrucción 3D las posibles formaciones de lagunas a lo largo de los Andes peruanos. Este trabajo es excelente indicador de las zonas con mayor espesor a nivel regional, pero a nivel local pierde precisión. Uno de los inconvenientes que presenta es que el DEM de entrada tiene una resolución de 90 m. Por su parte, Torres *et al.* (2014) calcularon el volumen total de los Andes peruanos con base en dos enfoques: área-volumen y pendiente-espesor, siendo de 35 y 34.39  $\text{km}^3$ , respectivamente. Estos resultados también se han basado en DEM de baja resolución (60 m), que sirven para estimaciones a gran escala, pero que no permiten obtener una topografía basal detallada necesaria para reconstrucción de los paleoglaciares; pero que, a nivel local, en comparación con los estimados en este trabajo, los resultados son

próximos. Básicamente, estas pequeñas diferencias se ligan con el procesamiento y los datos de entrada (Figura 7).



**Figura 7.** Reducción del volumen glaciar en la cuenca Parón 2009-2018.

De los glaciares de 2009, se tiene un 1.8% más de espesores entre los 40 y 60 m, en comparación con los glaciares en 2018, con 1.02 km<sup>3</sup> perdidos, con una tasa máxima de 0.14 km<sup>3</sup>/año. Tal diferencia entre estos escenarios muestra que a pesar de tener una baja tasa de deglaciación en referencia al área estimada, se puede deducir que el

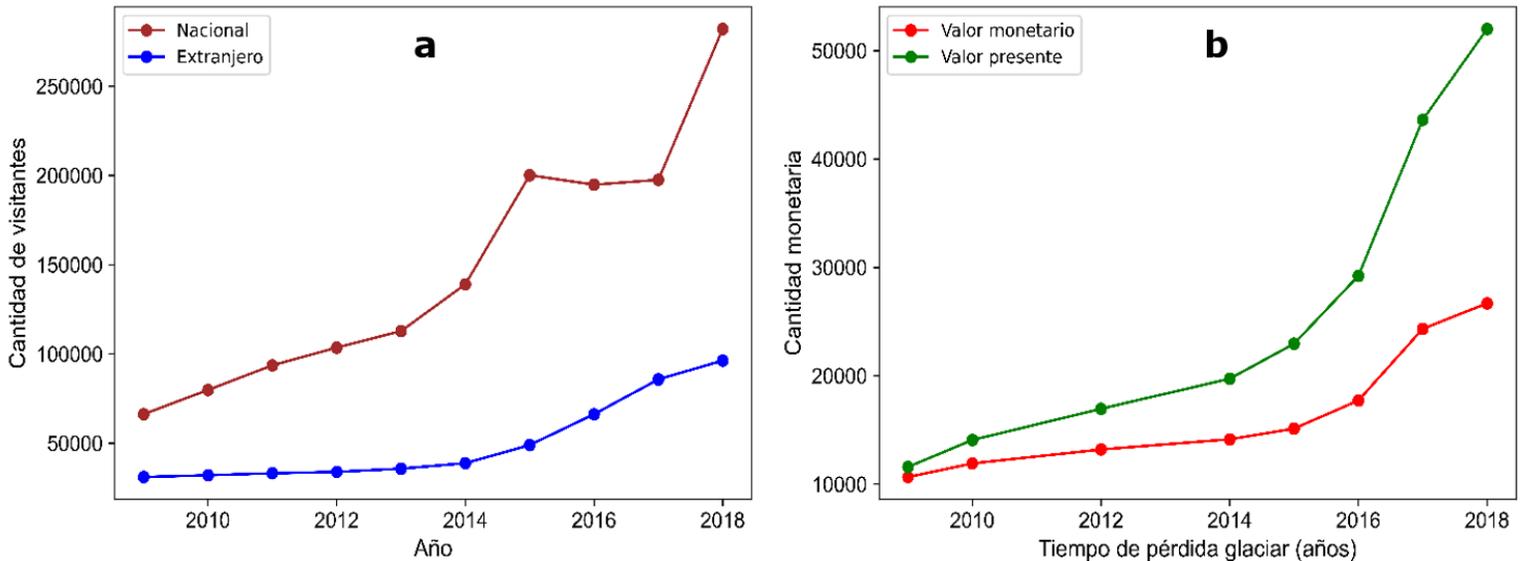
mejor indicador es la reconstrucción 3D, pues permite observar qué potencial de volumen de hielo se ha perdido en esa área.

## **Análisis del valor del servicio ecosistémico asociado con el retroceso glaciar**

### **Valoración del servicio ecosistémico de turismo y recreación**

El turismo en la Cordillera Blanca, la cadena montañosa más alta de los Andes peruanos, ha tenido un gran desarrollo en los últimos 30 años debido a la visita de turistas nacionales y extranjeros (Grötzbach, 2003). El Parque Nacional del Huascarán es el mayor parque con afluencia turística en la Cordillera Blanca, al promover muchas actividades locales, influyendo aspectos de la realidad ambiental, social, económica y turística de la región (Maguiña, Angulo, Gonzales, & López, 2020).

La cantidad total de visitantes al Parque Nacional Huascarán en los últimos 10 años (2009-2018) fue de 990 306 personas para el turismo nacional y de 320 065 turistas extranjeros, presentando una tendencia de crecimiento anual (Figura 8a). Existen más de 100 complejos turísticos de glaciares de montaña conocidos en el mundo que operan como atracciones naturales especiales (Wang, Zhao, & He, 2012); entre los más importantes está el Parque Nacional Huascarán, donde en los años posteriores a 2014, el turismo glaciar en las diferentes cuencas se ha desarrollado y operado con éxito, obteniendo altos beneficios económicos (Izaguirre, 2021).



**Figura 8.** Variación del turismo y el valor económico del retroceso glacial de la cuenca Parón (2009-2018). Lado izquierdo (a): cantidad de visitantes por año. Lado derecho (b): variación del ingreso monetario en función del retroceso glacial.

Con el rápido crecimiento de la economía mundial, la accesibilidad al transporte y la creciente demanda de visitantes el turismo ha mejorado y aumentado de forma considerable, posicionándose con un promedio de 163 796.375 visitantes por año, siendo un ingreso medio en comparación con la tendencia mundial de otros lugares turísticos de glacial de alta montaña, como por ejemplo el parque nacional de “Glacier Bay” (Alaska), con 400 000 visitantes por año (Pirhalla, Gende, & Mölders, 2014); glaciares de Athabasca (Canadá), con 600 000 visitantes por año; parque nacional de Glaciares (Argentina), con 167 000 visitantes por año; parque

nacional "Glaciar Jostedal" (Noruega), con 40 000 visitantes por año (Welling, Árnason, & Ólafsdottír, 2015), y Glaciar "Franz Jozef" (Nueva Zelanda), con 346 000 visitantes por año (Purdie, 2013).

La Figura 8b muestra que el valor económico se está perdiendo cada vez que exista una disminución del área glaciar en Parón; se reconoce que el retroceso glaciar repercute de manera significativa en el turismo y la recreación (Vuille *et al.*, 2018), reduciendo el número de visitantes en ciudades dependientes del turismo (Purdie, Gomez, & Espiner, 2015), y afectando de forma progresiva el valor económico de la cuenca de Parón que pueda ofrecer como servicio ecosistémico.

El método de valoración de preferencias personales con base en precios reales usados para calcular el valor monetario del servicio ecosistémico de turismo y recreación arrojó que del total equivalente al área superficial perdida por el retroceso glaciar entre 2009 y 2018 en el interior del Parque Nacional Huascarán, presenta un valor económico total de s./133 788.19 (equivalente a \$33 122.46 dólares, a una tasa de cambio de 4.04), que actualizando al valor presente a una tasa de 8% corresponde un valor de S/210 156.82 (equivalente a \$ 52 029.34) (Tabla 2); esto muestra que existe un incremento anual del valor monetario que se pierde por el retroceso glaciar. Estudios como el de Zhang, Zhuoran y Seenprachawong (2015) estimaron que la valorización monetaria anual de los glaciares en Mt. Yulong, Yunnan, China, para los turistas fue de \$500 millones, mientras que investigaciones llevadas a cabo al glaciar El Morado en Chile (Segovia, 2014) muestra valores monetarios de \$25 554 anuales, con valores más cercanos a los obtenidos

en este estudio, lo que indica que el valor de los glaciares para el sector turístico es sustancial.

**Tabla 2.** Flujos anuales de la cantidad monetaria del servicio ecosistémico de turismo y recreación en la cuenca Parón.

| Núm. | Año  | Nacionales | Extranjeros | Total valor monetario anual al Parque Huascarán | Área superficial pérdida | Total de valor de la deglaciación anual (S./ / m <sup>2</sup> /año) |                |
|------|------|------------|-------------|---|--------------------------|---|----------------|
|      |      |            |             |   |                          | Valor monetario   | Valor presente |
| 1    | 2009 | 66278      | 31071       | S/1,926,300.00                                  | 18819080.00              | S/10,662.12   | S/11,589.26    |
| 2    | 2010 | 79852      | 32067       | S/2,159,790.00                                  | 18755666.21              | S/11,914.21   | S/14,076.33    |
| 3    | 2012 | 93635      | 33185       | S/2,400,075.00                                  | 18704096.37              | S/13,203.30   | S/16,955.83    |
| 4    | 2014 | 103584     | 33950       | S/2,572,260.00                                  | 18686107.44              | S/14,136.92   | S/19,733.47    |
| 5    | 2015 | 112818     | 35758       | S/2,765,010.00                                  | 18604096.37              | S/15,129.56   | S/22,955.53    |
| 6    | 2016 | 139063     | 38799       | S/3,249,915.00                                  | 18538561.70              | S/17,720.22   | S/29,224.17    |
| 7    | 2017 | 200189     | 48971       | S/4,471,965.00                                  | 18500997.58              | S/24,334.06   | S/43,621.42    |
| 8    | 2018 | 194887     | 66264       | S/4,911,225.00                                  | 18475738.22              | S/26,687.80   | S/52,000.81    |

### Valoración del servicio ecosistémico de provisión de flujo hídrico

La deglaciación como parte de la dinámica natural de la criósfera cumple una función de aprovisionamiento para cubrir una demanda social-ecológica y puede plantear nuevos desafíos para las sociedades (Zhang *et al.*, 2021b). El uso de la provisión de flujo hídrico por la deglaciación

no solo se refleja en una contribución anual, sino también estacional, que actualmente viene sufriendo alteraciones por el cambio climático.

El servicio de provisión de flujos hídricos está sujeto a un incremento de temperaturas por el cambio climático, el cual genera un excedente de deshielo aumentando el flujo hídrico en la cuenca y una disminución del permafrost en la capa de hielo (Sotillo, 2017). El permafrost (suelos congelados de manera permanente) es escaso en la Cordillera Blanca, por lo que el descongelamiento por el aumento de temperatura ocasiona un incremento del servicio de provisión de flujo hídrico en las diferentes cuencas (Iparraguirre *et al.*, 2020), dando lugar de esta manera a servicio inusual de incrementos de flujos hídricos.

En la Tabla 3 se muestra que el valor económico del servicio ecosistémico provisión de flujo hídrico por la dinámica natural del permafrost más la deglaciación por el cambio climático de la cuenca Parón en los últimos 10 años fue de S./7,762,276.36, con un valor presente de S./ 12 981 563.18 (equivalente a \$3 213 258.21, con una tasa de cambio de 4.04) a 8% de tasa de descuento.

**Tabla 3.** Flujos anuales del valor monetario que se deja de percibir por el servicio ecosistémico de provisionamiento de flujo hídrico por tipo de uso en la cuenca Parón.

| Núm. | Año  | Flujos descargados por los glaciares (m <sup>3</sup> /año) | Tipo de derecho de uso de agua superficial | Retribuciones económicas a pagar por el uso de agua (S./ /m <sup>3</sup> ) | Total de valor de la deglaciación anual (S./ / m <sup>3</sup> /año) |                |
|------|------|--|--|--|---|----------------|
|      |      |  |  |  | Valor monetario   | Valor presente |
| 1    | 2009 | 4565299.84   | Poblacional                                | S/0.0050   | S/22,826.50   | S/24,811.41    |
|      |      |  | Industrial*                                | S/0.0792   | S/361,571.75  | S/393,012.77   |
|      |      |  | Minero                                     | S/0.1017   | S/464,290.99  | S/504,664.12   |
|      |      |  | Otros usos**                               | S/0.0330   | S/150,654.89  | S/163,755.32   |
| 2    | 2010 | 4556897.77   | Poblacional                                | S/0.0050   | S/22,784.49   | S/26,919.29    |
|      |      |  | Industrial*                                | S/0.0792   | S/360,906.30  | S/426,401.59   |
|      |      |  | Minero                                     | S/0.1017   | S/463,436.50  | S/547,538.40   |
|      |      |  | Otros usos**                               | S/0.0330   | S/150,377.63  | S/177,667.33   |
| 4    | 2012 | 4555888.81   | Poblacional                                | S/0.0050   | S/22,779.44   | S/31,797.41    |
|      |      |  | Industrial*                                | S/0.0792   | S/360,826.39  | S/503,671.05   |
|      |      |  | Minero                                     | S/0.1017   | S/463,333.89  | S/646,759.42   |
|      |      |  | Otros usos**                               | S/0.0330   | S/150,344.33  | S/209,862.94   |
| 6    | 2014 | 4515760.89   | Poblacional                                | S/0.0050   | S/22,578.80   | S/37,236.94    |
|      |      |  | Industrial*                                | S/0.0792   | S/357,648.26  | S/589,833.12   |
|      |      |  | Minero                                     | S/0.1017   | S/459,252.88  | S/757,399.35   |
|      |      |  | Otros usos**                               | S/0.0330   | S/149,020.11  | S/245,763.80   |

| Núm. | Año  | Flujos descargados por los glaciares (m <sup>3</sup> /año) | Tipo de derecho de uso de agua superficial | Retribuciones económicas a pagar por el uso de agua (S./ /m <sup>3</sup> ) | Total de valor de la deglaciación anual (S./ / m <sup>3</sup> /año) |                |
|------|------|--|--|--|---|----------------|
|      |      |  |  |  | Valor monetario   | Valor presente |
| 7    | 2015 | 4475986.41   | Poblacional                                | S/0.0050   | S/22,379.93   | S/40,118.43    |
|      |      |  | Industrial*                                | S/0.0792   | S/354,498.12  | S/635,475.99   |
|      |      |  | Minero                                     | S/0.1017   | S/455,207.82  | S/816,008.95   |
|      |      |  | Otros usos**                               | S/0.0330   | S/147,707.55  | S/264,781.66   |
| 8    | 2016 | 4333027.11   | Poblacional                                | S/0.0050   | S/21,665.14   | S/42,214.22    |
|      |      |  | Industrial*                                | S/0.0792   | S/343,175.75  | S/668,673.28   |
|      |      |  | Minero                                     | S/0.1017   | S/440,668.86  | S/858,637.28   |
|      |      |  | Otros usos**                               | S/0.0330   | S/142,989.89  | S/278,613.87   |
| 9    | 2017 | 4267081.52   | Poblacional                                | S/0.0050   | S/21,335.41   | S/45,186.69    |
|      |      |  | Industrial*                                | S/0.0792   | S/337,952.86  | S/715,757.12   |
|      |      |  | Minero                                     | S/0.1017   | S/433,962.19  | S/919,097.21   |
|      |      |  | Otros usos**                               | S/0.0330   | S/140,813.69  | S/298,232.13   |
| 10   | 2018 | 4190433.90   | Poblacional                                | S/0.0050   | S/20,952.17   | S/48,233.72    |
|      |      |  | Industrial*                                | S/0.0792   | S/331,882.36  | S/764,022.07   |
|      |      |  | Minero                                     | S/0.1017   | S/426,167.13  | S/981,073.79   |
|      |      |  | Otros usos**                               | S/0.0330   | S/138,284.32  | S/318,342.53   |

Estudios como los de Jeong, Sushama y Naveed-Khaliq (2017) muestran que en el hemisferio norte la masa promedio de la capa de nieve disminuye a un ritmo de 10.2 Mt por año, o disminuye en 0.3% por año por un efecto del calentamiento global. Así también, proyectando al 2030

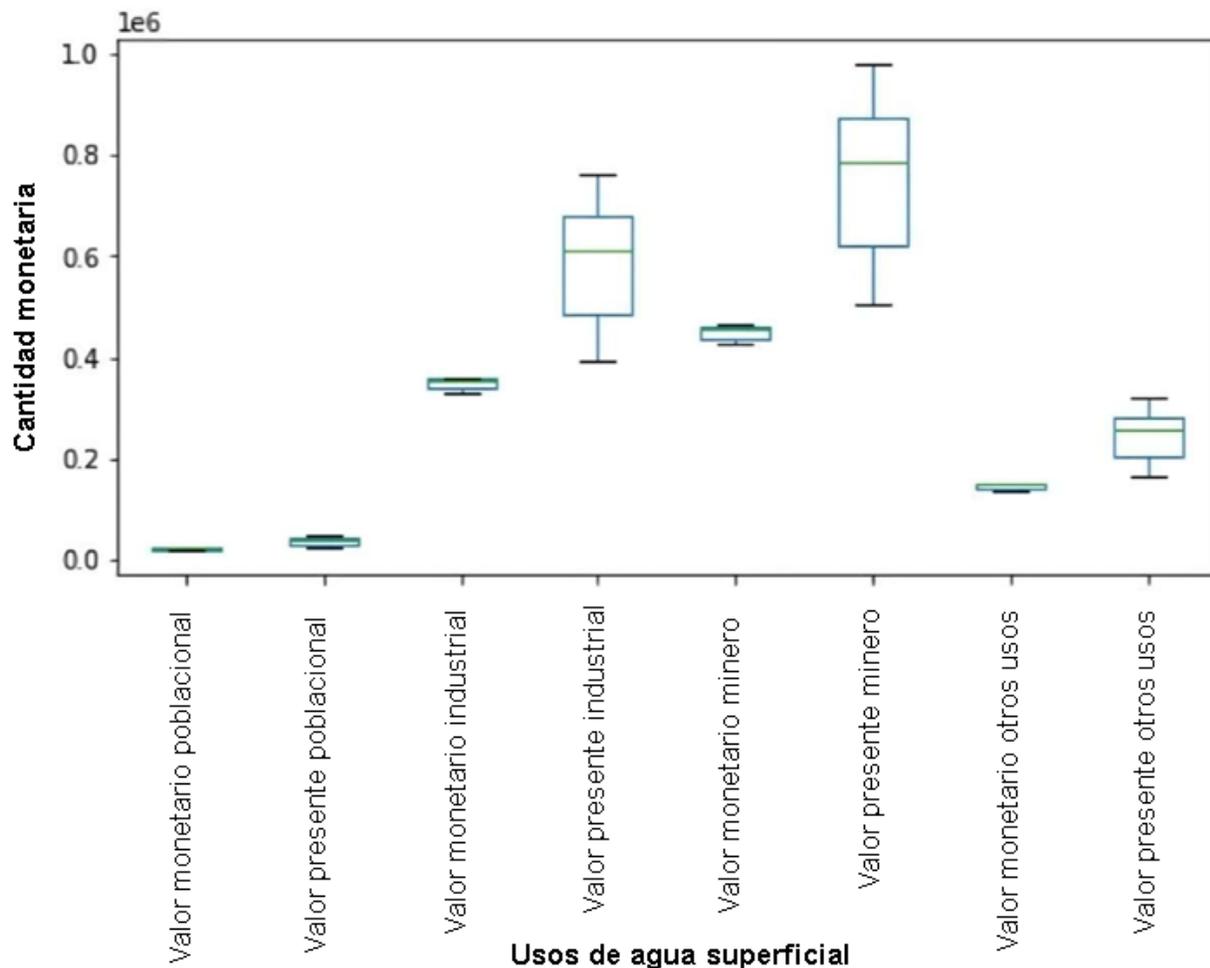
los efectos del cambio climático, el valor de las pérdidas de la capa de nieve en el oeste de China se reduciría en CN¥2.9 mil millones (Wu *et al.*, 2021). Tales investigaciones sugieren que el cambio climático está afectando a todos los glaciares en el mundo y tendrá un efecto directo sobre los valores económicos de los servicios ecosistémicos.

Efectos directos como los mostrados en este estudio también se presentan en los glaciares de las regiones de Quilian (China), donde muestran que el valor del servicio de provisión de agua de deshielo de los glaciares a la esorrentía de los ríos fue de 8 072 millones de yuanes, equivalente al 33% (\$1 277 millones de dólares); el valor del servicio del suministro de agua dulce fue de 844 millones de yuanes (\$133 millones de dólares) (Sun *et al.*, 2020).

Algunos estudios como en Latinoamérica, como el de Segovia (2014), muestran que el valor presente del servicio ecosistémico de flujo hídrico continuo de los glaciares del monumento natural El Morado, Chile, es de clp\$2 327 683 926 (\$15.53 millones de dólares) y el valor anual de este servicio con una tasa de descuento del 6% llega a clp\$139 661 036 (\$175 mil dólares). Dicho estudio es el más cercano a la realidad presente en la cuenca de Parón; los valores económicos no se encuentran tan alejados como los presentados por Wu *et al.* (2021) y Sun *et al.* (2020).

Sobre el servicio de provisión de flujo hídrico es necesario enfatizar que el costo del agua se basa en los precios del mercado por su tipo de uso. En general, el costo por el empleo de agua en el Perú se refleja en función de la utilización minera, urbana, rural e industrial. Como se muestra en la Figura 9, el valor presente del servicio ecosistémico de provisión de flujo hídrico en el sector industrial o minero tiene los más

altos valores, a diferencia a los otros tipos de uso. De forma similar, el estudio de Zhang *et al.* (2021b) reporta que el valor económico anual promedio de los usos del agua para la agricultura, servicios, uso urbano y la industria se estimó en 1.7, 4.4, 9.9 y 15.7 millones de yuanes, respectivamente, siendo el sector industrial el de mayor consumo.



**Figura 9.** Variabilidad del valor económico del servicio ecosistémico de provisionamiento de flujo hídrico según el tipo de uso en la cuenca Parón.

## Conclusiones

Esta investigación presenta la pérdida glaciaria en la cuenca Parón (Cordillera Blanca), cuyo retroceso influye directamente sobre los servicios ecosistémicos asociados con los recursos hídricos. La cuenca Parón se caracteriza por el servicio de turismo/recreación y el de aprovisionamiento de flujos hídricos, presentando una alta valoración económica que ha crecido en los últimos años (2009-2018).

La cuenca Parón en 2009 cubrió un área de 18.82 km<sup>2</sup>, mientras que para 2018 se redujo a 18.48 km<sup>2</sup>. Ello significó una baja de ~1.82% del área glaciaria y puede traducirse en una tasa de deglaciación (km<sup>2</sup>/año) mínima desde 0.02 y máxima de 0.08 desde 2009-2018. De igual manera, de los glaciares de 2009, se tiene un 1.8% más de espesor entre los 40 a 60 m, en comparación con los glaciares en 2018, con 1.02 km<sup>3</sup> perdidos, con una tasa máxima de 0.14 km<sup>3</sup>/año. Estos resultados evidencian un efecto del cambio climático sobre la cuenca de Parón.

Se calculó el valor económico del servicio ecosistémico de turismo y recreación usando el método de valoración de preferencias personales con base en precios reales. Los resultados muestran la cantidad monetaria que se deja de percibir por el retroceso del área glaciaria superficial entre 2009 y 2018 en el interior del Parque Nacional Huascarán, que es de s./133 788.19 (equivalente a \$33 122.46 dólares, a una tasa de cambio

de 4.04), que actualizando al valor presente a una tasa de 8% corresponde un valor de S/210 156.82 (equivalente a \$52 029.34).

El valor económico correspondiente de los servicios de aprovisionamiento de flujo hídrico en los diferentes uso de aguas (poblacional, industrial, minero, otros usos) generado por el agua de deshielo de la cuenca de Parón entre 2009 y 2018 fue de S./7 762 276.36 con un valor presente de S./12 981,563.18 (equivalente a \$ 3 213 258.21, con una tasa de cambio de 4.04) a una tasa de 8%.

Si bien fue complejo capturar los valores de los servicios del retroceso glaciar en la cuenca en términos económicos, se muestra que el servicio de provisión de flujos hídricos tiene un mayor valor monetario que el de recreación y turismo, por lo que se sugiere que el cambio climático asociado con la deglaciación está generando una pérdida del valor hídrico que no está siendo aprovechada. Se recomienda incrementar la inversión en programas sobre la red hídrica de la cuenca de Parón, como mayores servicios, usos poblacionales o industriales.

## Referencias

- Bahr, D. B., Meier, M. F., & Peckham, S. D. (1997). The physical basis of glacier volume-area scaling. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 102(B9), 20355-20362.
- Boyano, P. (2016). Servicios ecosistémicos de la criósfera y los páramos de la Cordillera Blanca, Perú. *Boletín del Colegio de Geógrafos del Perú*, 3, 1-20.

- Burns, P., & Nolin, A. (2014). Using atmospherically-corrected Landsat imagery to measure glacier area change in the Cordillera Blanca, Peru from 1987 to 2010. *Remote Sensing of Environment*, 140, 165-178.
- Bury, J. T., Mark, B. G., McKenzie, J. M., French, A., Baraer, M., Huh, K. I., Luyo, M. A. Z., & López, R. J. G. (2011). Glacier recession and human vulnerability in the Yanamarey watershed of the Cordillera Blanca, Peru. *Climatic Change*, 105(1-2), 179-206.
- Chen, J., & Ohmura, A. (1990). Estimation of Alpine glacier water resources and their change since the 1870s. *IAHS Publications*, 193, 127-135.
- Cogley, J. G., Hock, R., Rasmussen, L. A., Arendt, A. A., Bauder, A., Braithwaite, R. J., Jansson, P., Kaser, G., Möller, M., & Nicholson, L. (2011). Glossary of glacier mass balance and related terms. *IHP-VII Technical Documents in Hydrology*, 86(2), 1-124. Recuperado de [https://wgms.ch/downloads/Cogley\\_etal\\_2011.pdf](https://wgms.ch/downloads/Cogley_etal_2011.pdf)
- Colonia, D., Torres, J., Haeberli, W., Schauwecker, S., Braendle, E., Giraldez, C., & Cochachin, A. (2017). Compiling an inventory of glacier-bed overdeepenings and potential new lakes in de-glaciating areas of the Peruvian Andes: approach, first results, and perspectives for adaptation to climate change. *Water*, 9(5), 336.
- Das, N. R. (2009). Human Development Report 2007/2008 Fighting Climate Change: Human Solidarity in a Divided World, UNDP, New York. *Social Change*, 39(1), 154-159.

- El Peruano. (2018). *Decreto Supremo N° 014-2018-MINAGRI -Valores de retribuciones económicas a pagar por uso de agua superficial y subterránea y por el vertimiento de agua residual tratada a aplicarse en el año 2019.* Recuperado de <https://www.gob.pe/institucion/midagri/normas-legales/239331-014-2018-minagri>
- Farinotti, D., Brinkerhoff, D. J., Clarke, G. K. C., Fürst, J. J., Frey, H., Gantayat, P., Gillet-Chaulet, F., Girard, C., Huss, M., & Leclercq, P. W. (2017). How accurate are estimates of glacier ice thickness? Results from ITMIX, the ice thickness models intercomparison experiment. *The Cryosphere*, 11(2), 949-970.
- Farinotti, D., Huss, M., Bauder, A., Funk, M., & Truffer, M. (2009). A method to estimate the ice volume and ice-thickness distribution of alpine glaciers. *Journal of Glaciology*, 55(191), 422-430.
- Farinotti, D., King, E. C., Albrecht, A., Huss, M., & Gudmundsson, G. H. (2014). The bedrock topography of Starbuck Glacier, Antarctic Peninsula, as determined by radio-echo soundings and flow modeling. *Annals of Glaciology*, 55(67), 22-28.
- Frey, H., Machguth, H., Huss, M., Huggel, C., Bajracharya, S., Bolch, T., Kulkarni, A., Linsbauer, A., Salzmann, N., & Stoffel, M. (2014). Estimating the volume of glaciers in the Himalayan-Karakoram region using different methods. *The Cryosphere*, 8(6), 2313-2333.
- Georges, C. (2004). 20th-century glacier fluctuations in the tropical Cordillera Blanca, Peru. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 36(1), 100-107.

- Grima, N., & Campos, N. (2020). A farewell to glaciers: Ecosystem services loss in the Spanish Pyrenees. *Journal of Environmental Management*, 269, 110789.
- Grinsted, A. (2013). An estimate of global glacier volume. *The Cryosphere*, 7(1), 141-151.
- Grötzbach, E. (2003). Tourism in the Cordillera Blanca Region, Peru. *Revista Geográfica*, 133, 53-72.
- Haimayer, P. (1989). Glacier-skiing areas in Austria: A socio-political perspective. *Mountain Research and Development*, 9(1), 51-58.
- Heikkinen, A. (2017). Climate change in the Peruvian Andes: A case study on small-scale farmers' vulnerability in the Quillcay River Basin. *Iberoamericana – Nordic Journal of Latin American and Caribbean Studies*, 46(1), 77-88. Recuperado de <https://doi.org/10.16993/iberoamericana.211>
- Hijioka, Y., Lin, E., Pereira, J. J., Corlett, R. T., Cui, X., Insarov, G. E., Lasco, R. D., Lindgren, E., & Surjan, A. (2014). Asia. Climate change 2014: *Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 1327-1370). Cambridge, UK, and New York, USA: Cambridge University Press.

- Iparraquirre, J. E., Úbeda, J., Concha, R. F., Pellitero, R., De-Marcos, F. J., Dávila, L., Vásquez, P., Gómez, J., & Araujo, J. E. (2020). Paleoclimatic reconstruction during the Little Ice Age in the Llanganuco Basin, Cordillera Blanca (Peru). *EGUGA*, 1726. Recuperado de <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-1726>
- Izaguirre, M. F. (2021). *Impactos del retroceso glaciar y disponibilidad hídrica en la subcuenca Illullán-Parón, cuenca del río Santa*. Lima, Perú: Pontificia Universidad Católica del Perú.
- James, W. H. M., & Carrivick, J. L. (2016). Automated modelling of spatially-distributed glacier ice thickness and volume. *Computers & Geosciences*, 92, 90-103.
- Jeong, D. I., Sushama, L., & Naveed-Khaliq, M. (2017). Attribution of spring snow water equivalent (SWE) changes over the northern hemisphere to anthropogenic effects. *Climate Dynamics*, 48(11), 3645-3658.
- Jia, Y., Li, Z., Jin, S., Xu, C., Deng, H., & Zhang, M. (2020). Runoff changes from Urumqi Glacier No. 1 over the Past 60 Years, Eastern Tianshan, Central Asia. *Water*, 12(5), 1286.
- Kaser, G., Ames, A., & Zamora, M. (1990). Glacier fluctuations and climate in the Cordillera Blanca, Peru. *Annals of Glaciology*, 14, 136-140.
- Kaser, G., & Osmaston, H. (2002). *Tropical glaciers*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.

- Li, H., Ng, F., Li, Z., Qin, D., & Cheng, G. (2012). An extended “perfect-plasticity” method for estimating ice thickness along the flow line of mountain glaciers. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 117(F1). Recuperado de <https://doi.org/10.1029/2011JF002104>
- Liekens, I., Broekx, S., Smeets, N., Staes, J., Van-der-Biest, K., Schaafsma, M., De-Nocker, L., Meire, P., & Cerulus, T. (2013). The ecosystem services valuation tool and its future developments environmental impact assessment review. In: *Ecosystem services: Global issues, local practices*. Ámsterdam, The Netherlands: Elsevier. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-419964-4.00019-6>
- Linsbauer, A, Paul, F., Hoelzle, M., Frey, H., Haeberli, W., & Purves, R. S. (2009). The Swiss Alps without glaciers—a GIS-based modelling approach for reconstruction of glacier beds. In: Purves, Ross S et al. *Proceedings of Geomorphometry 2009* (pp. 243-247). Zurich, Switzerland: Department of Geography, University of Zurich. DOI: 10.5167/uzh-27834
- Linsbauer, A., Paul, F., & Haeberli, W. (2012). Modeling glacier thickness distribution and bed topography over entire mountain ranges with GlabTop: Application of a fast and robust approach. *Journal of Geophysical Research: Earth Surface*, 117(F3). Recuperado de <https://doi.org/10.1029/2011JF002313>
- Lüthi, M., Walter, F., Jouvett, G., & Werder, M. (2006). *Physics of glaciers (Versuchsan)*. Bern, Switzerland: Geographisches Institut, Universität Bern.

- Maguiña, M. E., Angulo, H. G., Gonzales, J. E., & López, M. A. (2020). Tourist support in Llanganuco Lagoon-Huascarán National Park, Perú. *RIAT: Revista Interamericana de Medioambiente y Turismo*, 16(1), 15-22.
- Mark, B. G., & Seltzer, G. O. (2003). Tropical glacier meltwater contribution to stream discharge: a case study in the Cordillera Blanca, Peru. *Journal of Glaciology*, 49(165), 271-281.
- Mark, B. G., & Seltzer, G. O. (2005). Evaluation of recent glacier recession in the Cordillera Blanca, Peru (AD 1962–1999): spatial distribution of mass loss and climatic forcing. *Quaternary Science Reviews*, 24(20-21), 2265-2280.
- Medina, G., & Mejía, A. (2014). Análisis multitemporal y multifractal de la deglaciación de la Cordillera Parón en los Andes de Perú. *Ecología Aplicada*, 13(1), 35-42.
- MINAM, Ministerio del Ambiente. (2015). *Manual de valoración económica del patrimonio natural*. Magdalena del Mar, Perú: Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio.
- MINAM, Ministerio del Ambiente. (2016). *Guía de valoración económica y patrimonio cultural*. Magdalena del Mar, Perú: Ministerio del Ambiente.
- MINJUS, Ministerio de Justicia y Derechos Humanos. (2017). *RD-002-2017-EF-63.01-2, Tasa Social de Descuento*. Lima, Perú: Ministerio de Justicia y Derechos Humanos.

- Navarro, Á., Úbeda, J., Santillán, N., Dávila, L., Concha N, R. F., Cochachín, A., Gómez, J., Cruz, R., & Torres, L. (2017). *Reconstrucción de ELAAABI en glaciares de la cuenca Parón (Cordillera Blanca)*. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12544/1065>
- Nye, J. F. (1952). The mechanics of glacier flow. *Journal of Glaciology*, 2(12), 82-93.
- Paul, F., & Linsbauer, A. (2012). Modeling of glacier bed topography from glacier outlines, central branch lines and a DEM. *International Journal of Geographical Information Science*, 26(7), 1173-1190. DOI: 10.1080/13658816.2011.627859
- Pellitero, R., Rea, B. R., Spagnolo, M., Bakke, J., Ivy-Ochs, S., Frew, C. R., Hughes, P., Ribolini, A., Lukas, S., & Renssen, H. (2016). GlaRe, a GIS tool to reconstruct the 3D surface of palaeoglaciers. *Computers & Geosciences*, 94, 77-85.
- Pirhalla, M., Gende, S., & Mölders, N. (2014). Fate of particulate matter from cruise-ship emissions in Glacier Bay during the 2008 tourist season. *Journal of Environmental Protection*, 5(12), 1235.
- Purdie, H. (2013). Glacier retreat and tourism: Insights from New Zealand. *Mountain Research and Development*, 33(4), 463-472.
- Purdie, H., Gomez, C., & Espiner, S. (2015). Glacier recession and the changing rockfall hazard: Implications for glacier tourism. *New Zealand Geographer*, 71(3), 189-202.

- Rabatel, A., Francou, B., Soruco, A., Gomez, J., Cáceres, B., Ceballos, J. L., Basantes, R., Vuille, M., Sicart, J.-E., & Huggel, C. (2012). Current state of glaciers in the tropical Andes: A multi-century perspective on glacier evolution and climate change. *The Cryosphere*, 7(1), 81-102.
- Rabatel, A., Francou, B., Soruco, Á., Gomez, J., Cáceres, B., Ceballos, J. L., Basantes, R., Vuille, M., Sicart, J.-E., & Huggel, C. (2013). Current state of glaciers in the tropical Andes: a multi-century perspective on glacier evolution and climate change. *The Cryosphere*, 7(1), 81-102.
- Radić, V., & Hock, R. (2011). Regionally differentiated contribution of mountain glaciers and ice caps to future sea-level rise. *Nature Geoscience*, 4(2), 91-94.
- Rumbaur, C., Thevs, N., Disse, M., Ahlheim, M., Brieden, A., Cyffka, B., Duethmann, D., Feike, T., Frör, O., & Gärtner, P. (2015). Sustainable management of river oases along the Tarim River (SuMaRiO) in Northwest China under conditions of climate change. *Earth System Dynamics*, 6, 83-107.
- Schauwecker, S., Rohrer, M., Huggel, C., Endries, J., Montoya, N., Neukom, R., Perry, B., Salzmann, N., Schwarb, M., & Suarez, W. (2017). The freezing level in the tropical Andes, Peru: An indicator for present and future glacier extents. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 122(10), 5172-5189.

- Segovia, A. (2014). Caracterización glaciológica de Chile y valoración de servicios ecosistémicos de glaciares en base a mercados reales: estudio de caso del monumento natural El Morado. Memoria de Magíster. En: *Áreas silvestres y conservación de la naturaleza* (168 pp.). Santiago, Chile: Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Forestales y de la Conservación de la Naturaleza.
- Sotillo, D. B. (2017). Una breve descripción de los servicios ecosistémicos, hídricos y culturales de la Cordillera Blanca y su entorno. *Revista de Glaciares y Ecosistemas de Montaña*, 3, 14.
- Sun, M., Ma, W., Yao, X., Zhao, L., Li, Z., & Qin, D. (2020). Evaluation and spatiotemporal characteristics of glacier service value in the Qilian Mountains. *Journal of Geographical Sciences*, 30(8), 1233-1248.
- Torres, J., Colonia, D., Haeberli, W., Giráldez, C., Frey, H., & Huggel, C. (2014). Thicknesses and volumes of glaciers in the Andes of Peru estimated with satellite data and digital terrain information. EGU General Assembly Conference Abstracts. *Geophysical Research Abstracts*, 16, EGU2014-13759. Recuperado de <https://meetingorganizer.copernicus.org/EGU2014/EGU2014-13759.pdf>
- Urrutia, R., & Vuille, M. (2009). Climate change projections for the tropical Andes using a regional climate model: Temperature and precipitation simulations for the end of the 21st century. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 114(D2). Recuperado de <https://doi.org/10.1029/2008JD011021>

- Vuille, M., Carey, M., Huggel, C., Buytaert, W., Rabatel, A., Jacobsen, D., Soruco, A., Villacis, M., Yarleque, C., & Timm, O. E. (2018). Rapid decline of snow and ice in the tropical Andes—Impacts, uncertainties and challenges ahead. *Earth-Science Reviews*, 176, 195-213.
- Wang, S. J., Zhao, J. D., & He, Y. Q. (2012). Adaptative strategy of mountain glacier tourism under climate warming background-- A case study of Mt. Yulong Snow-Glacier-Geological Park. *Journal of Glaciology and Geocryology*, 34(1), 207-213.
- Welling, J. T., Árnason, Þ., & Ólafsdóttir, R. (2015). Glacier tourism: A scoping review. *Tourism Geographies*, 17(5), 635-662.
- Wu, X., Wang, X., Liu, S., Yang, Y., Xu, G., Xu, Y., Jiang, T., & Xiao, C. (2021). Snow cover loss compounding the future economic vulnerability of western China. *Science of the Total Environment*, 755, 143025. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143025>
- Yap, A. (2015). *Análisis multitemporal de glaciares y lagunas glaciares en la Cordillera Blanca e identificación de potenciales amenazas GLOFs*. Lima, Perú: Pontificia Universidad Católica del Perú.
- Yuan, L., & Wang, S. (2018). Recreational value of glacier tourism resources: A travel cost analysis for Yulong Snow Mountain. *Journal of Mountain Science*, 15(7), 1446-1459.

- Zhang, W., Wang, X., Shen, Y.-P., Yang, X.-W., Wu, Y.-W., Chen, A.-A., Wu, X.-J., Liu, S.-W., Yang, Y., Zhang, J.-L., & Li, C.-Y. (2021a). Cryospheric water regime by its functions and services in China. *Advances in Climate Change Research*, 12(3), 430-443. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.accre.2021.05.008>
- Zhang, X.-T., Chen, R.-S., Liu, G.-H., Yang, Y., & Feng, T.-W. (2021b). Economic value of freshwater provisioning services of the cryosphere in the Urumqi River, Northwest China. *Advances in Climate Change Research*, 12(6), 894-902. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.accre.2021.09.003>
- Zhang, Zhengyong, Liu, L., He, X., Li, Z., & Wang, P. (2019). Evaluation on glaciers ecological services value in the Tianshan Mountains, Northwest China. *Journal of Geographical Sciences*, 29(1), 101-114.
- Zhang, Zhuoran, & Seenprachawong, U. (2015). Estimating recreational benefits of the glacier-based highland ecosystem. *AU Journal of Management*, 13(2), 1-10.

DOI: 10.24850/j-tyca-14-06-04

Artículos

**Factores determinantes de la adopción de riego  
tecnificado en La Laguna, México**  
**Determining factors of the adoption of technified  
irrigation in La Laguna, Mexico**

Miriam Torres-Moreno<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3041-5752>

José Saturnino Mora-Flores<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0052-8422>

José Alberto García-Salazar<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9892-7618>

Enrique Rubiños-Panta<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9788-0280>

Oscar Antonio Arana-Coronado<sup>5</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5720-7561>

Enrique Arjona-Suarez<sup>6</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5069-3015>

<sup>1</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Departamento de Economía, Texcoco, Estado de México, México, [m.torresm2015@gmail.com](mailto:m.torresm2015@gmail.com)

<sup>2</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Departamento de Economía, Texcoco, Estado de México, México, [saturmf@colpos.mx](mailto:saturmf@colpos.mx)

<sup>3</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Departamento de Economía, Texcoco, Estado de México, México, jagsalazar17@gmail.com

<sup>4</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Departamento de Hidrociencias, Texcoco, Estado de México, México, jerpikike@colpos.mx

<sup>5</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Departamento de Economía, Texcoco, Estado de México, México, aranaosc@colpos.mx

<sup>6</sup>Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo, Departamento de Estadística, Texcoco, Estado de México, México, arjona@colpos.mx

Autor para correspondencia: José Saturnino Mora-Flores, saturmf@colpos.mx

## Resumen

En la actualidad, los recursos hídricos se encuentran más presionados en términos de cantidad y calidad debido al incremento de la demanda, así como de las prácticas de riego inadecuadas. El sector agrícola emplea la mayor parte del recurso disponible, por lo que es esencial hacer un uso eficiente del mismo. El empleo de sistemas de riego tecnificado se considera como una de las herramientas para incrementar la eficiencia, sin embargo su adopción en México aún es baja. El objetivo de esta investigación fue determinar los factores que afectan la adopción del riego tecnificado entre los agricultores de La Laguna mediante un modelo de regresión cualitativa (Logit). Los datos se recopilaron mediante una encuesta aplicada a 139 agricultores de La Laguna, México. El análisis estadístico se realizó utilizando el software SAS 9.3. Las variables

incluidas en el modelo empleado explica el 85.3 % ( $R^2$  de McFadden = 0.853) de la variación en la adopción de riego tecnificado. Los resultados muestran una relación significativa entre la probabilidad de adopción y los siguientes factores: nivel educativo, conocimiento de programas gubernamentales, asistencia técnica y rendimiento. También se observó una relación significativa entre el ingreso neto obtenido por metro cúbico y la adopción de tecnología de riego. Para aumentar la adopción de este tipo de tecnología entre los productores agrícolas de La Laguna se sugiere incrementar la promoción de los apoyos gubernamentales, al igual que la asistencia técnica y educación sobre los beneficios de adoptar esta tecnología de riego.

**Palabras clave:** logístico, efectos marginales, sistemas de riego.

## Abstract

At present, water resources are under more pressure in terms of quantity and quality, due to increased demand as well as inappropriate irrigation practices. The agricultural sector uses most of the available resource, so it is essential to make efficient use of it. The use of modernized irrigation systems is considered one of the tools to increase efficiency, however its adoption in Mexico is still low. The objective of this research was to determine the factors that affect the adoption of technical irrigation among farmers in La Laguna through a qualitative regression model (Logit). The data were collected through a survey applied to 139 farmers from La Laguna, Mexico. Statistical analysis was performed using SAS 9.3 software. The variables included in the model used explain 85.3 % (McFadden's  $R^2 = 0.853$ ) of the variation in the adoption of modernized

irrigation. The results show a significant relationship between the probability of adoption and the following factors: educational level, knowledge of government programs, technical assistance, and performance. A significant relationship was also observed between the net income obtained per cubic meter and the adoption of irrigation technology. To increase the adoption of this type of technology among agricultural producers in La Laguna, it is suggested to increase the promotion of government support, as well as technical assistance and education on the benefits of adopting this irrigation technology.

**Keywords:** Logistics, marginal effects, irrigation systems.

Recibido: 09/04/2021

Aceptado: 27/03/2022

Publicado online: 07/07/2022

## Introducción

La agricultura de riego es el principal usuario del agua en el mundo, empleando aproximadamente el 70 % de los recursos hídricos superficiales y subterráneos (Frenken & Kiersch, 2011). En la actualidad, los recursos hídricos se encuentran más presionados en términos de cantidad y calidad debido al incremento en la demanda, provocada por el crecimiento de la población, el aumento del área irrigada, así como de las prácticas de riego inadecuadas (Aydogdu & Bilgic, 2016). Por lo anterior, durante las últimas décadas, el objetivo se ha centrado en incrementar la

producción de alimentos utilizando menos cantidad de agua, sobre todo en países donde los recursos hídricos y arables son limitados (FAO, 2012).

México se ubica geográficamente en la franja de los grandes desiertos del mundo, al igual que Argelia, Libia, Egipto y Arabia Saudita. Debido a la ubicación geográfica del país, las sequías son recurrentes, sobre todo en la parte norte país, donde la producción agrícola está sujeta a la disponibilidad de agua (Arreguín-Cortés, García, González, & Guillen, 2019). A nivel nacional se cuenta con una precipitación pluvial media anual de 772 mm. Sin embargo, las precipitaciones no se distribuyen de forma homogénea en el territorio nacional; existen amplias regiones con precipitaciones inferiores a 200 mm en el noroeste y zonas con 3 000 mm en el sureste (Palacios-Vélez & Escobar-Villagrán, 2016).

En La Laguna, la escasez de agua siempre ha sido uno de los principales problemas para el desarrollo económico. La precipitación anual promedio es de unos 258 mm (García, 1973). El periodo de lluvia comprende de mayo a septiembre, donde ocurre 70 % de la precipitación. De acuerdo con cifras del Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP) (SIAP, 2019), 89 % de la superficie requiere del riego, lo que representa unas 140 000 hectáreas (ha).

En estas condiciones, los métodos de riego tradicionales con eficiencia de 37 % a nivel parcelario han interrumpido el equilibrio entre la extracción y la recarga del acuífero. Según la Comisión Nacional del Agua (Conagua) (Conagua, 2015), en La Laguna, la extracción anual es del orden de 1 221.8 millones de metros cúbicos (Mm<sup>3</sup>), mientras la recarga media es de 518.9 Mm<sup>3</sup>, lo que implica un abatimiento del acuífero de 1.25 m por año. Teniendo en cuenta que el sector agrícola

depende más del recurso y que es el más vulnerable ante la escasez, es inevitable utilizar los recursos hídricos de forma eficiente (Feizabadi & Gorji, 2018). En este sentido, la tecnificación del riego se considera como una de las herramientas para incrementar la eficiencia (Wang *et al.*, 2019).

Muchos gobiernos buscan resaltar la importancia de reducir el consumo de agua en la agricultura y motivar a los agricultores a mejorar sus técnicas de riego utilizando sistemas de riego tecnificados (Pino *et al.*, 2017). Sin embargo, en algunos países, incluyendo México, la tasa de adopción de este tipo de tecnologías sigue siendo baja (Alcon, De-Miguel, & Burton, 2011); menos del 10 % de las más de seis millones de hectáreas de riego está tecnificada (FAO-Aquastat, 2017). En términos económicos, el productor adopta tecnologías de conservación de recursos naturales en la medida en que su rentabilidad esperada es aceptable (De-Graaff *et al.*, 2008).

Algunos estudios señalan que existen factores socioeconómicos y culturales que condicionan la adopción del riego tecnificado, entre los que destacan: el ingreso (Mohammadzadeh, Sadighi, & Rad, 2014); el patrón de cultivos (Abdulai, Owusu, & Bakang, 2011; Kumar, 2012); el acceso a la información (Bagheri & Ghorbani, 2011; Mohammadzadeh *et al.*, 2014); la cantidad de mano de obra (Saeed, Sadegh, & Maryam, 2014); el género (Nato, Shauri, & Kadere, 2016); la edad y años de experiencia en la agricultura (Saeed *et al.*, 2014); los años de estudio (Cremades, Wang, & Morris, 2015; Feizabadi & Gorji, 2018); el costo del agua (Olen, Wu, & Langpap, 2015); la pertenencia a organizaciones (Hunecke, Engler, Jara-Rojas, & Poortvliet, 2017); el tamaño de la unidad de producción (Bagheri & Ghorbani, 2011); la capacitación y asistencia técnica

(Mohammadzadeh *et al.*, 2014; Cremades *et al.*, 2015), y el apoyo gubernamental (Chandran & Surendran, 2016; Momvandi, Omid-Najafabadi, Hosseini, & Lashgarara, 2018).

El gobierno de México, a través del Programa Nacional Hídrico (PNH) para el periodo 2019-2024 estableció como objetivos “promover el uso eficiente del agua para aumentar la productividad en el campo...”, estableciendo dentro de las estrategias a implementar “mejorar la eficiencia en el uso del agua”. Al respecto, FAO-Aquastat (2017) indicó que en México el riego rodado o por inundación es la técnica que predomina en 91 % de la superficie irrigada y solo 9 % emplea el riego por aspersión o focalizado.

Considerando la panorámica anterior, la pregunta relevante es ¿cómo lograr la sensibilidad de los agricultores al ahorro del recurso? y ¿cómo motivarlos a adoptar sistemas de riego eficientes? Por ello, se hace necesario investigar los factores que pueden tener mayor impacto en la adopción de estas tecnologías, que permitirán el desarrollo de políticas más efectivas de ahorro de agua. A pesar de que existe literatura abundante que analiza de forma cuantitativa los determinantes de la adopción de la tecnología moderna de riego en el mundo (Nejadrezaei, Allahyari, Sadeghzadeh, Michailidis, & El-Bilali, 2018; Dung, Ho, Hiep, & Hoi, 2018; Pokhrel, Paudel, & Segarra, 2018; Huang, Xu, Kovacs, & West, 2017; Chuchird, Sasaki, & Abe, 2017; Tang, Folmer, & Xue, 2016; Afrakhteh, Armand, & Askari-Bozayeh, 2015; Olen *et al.*, 2015; Cremades *et al.*, 2015; Kiruthika, 2014), no existen estudios previos en La Laguna. Ante tal situación, el objetivo de este trabajo fue determinar los factores que inciden sobre la adopción de tecnologías de riego eficientes en esta zona. Los resultados del presente estudio pueden ser de utilidad para el

diseño de políticas efectivas que fomenten la implementación de este tipo de tecnología en la región. En la investigación se planteó la hipótesis de que los agricultores sin asistencia técnica y desconocimiento de los programas gubernamentales serán menos propensos a adoptar tecnologías de riego modernas. Asimismo, se plantea que el ingreso monetario generado por metro cúbico y el rendimiento por hectárea son factores que afectan de modo positivo la adopción de tecnología en La Laguna.

## Materiales y métodos

Al analizar la adopción tecnológica se observa que ciertos productores agrícolas la adquieren mientras que otros no; por lo tanto, se plantea el problema en términos de una respuesta binaria: adopción *versus* no adopción. Para lograr el objetivo de esta investigación se generó un modelo logit, el cual permite modelar la probabilidad de que un acontecimiento suceda. De acuerdo con Greene (2001), estos modelos por lo general se presentan de la siguiente forma:

$$\text{Prob (ocurre suceso } j) = \text{Prob } (Y = j) = F [\text{Efectos relevantes: parámetros}]$$

Donde  $j = 0$  si el suceso  $j$  no ocurre, y  $j = 1$  si el suceso  $j$  ocurre.

En forma particular se tiene un modelo de regresión con variable binaria;  $Y = F(X, \beta) + u = F (X, \beta) + u$ , donde  $Y =$  variable dependiente

binaria;  $F(X, \beta)$  = probabilidad media esperada bajo un supuesto de distribución; si es normal, da origen al modelo probit; si es logística, da origen al modelo logit;  $X$  = una matriz  $n \times k$ ;  $n$  = número de observaciones;  $k$  = número de variables explicativas;  $u$  = un error aleatorio.

Es importante mencionar que existe una diferencia fundamental entre un modelo donde la variable dependiente “ $Y$ ” es cuantitativa (continua), y un modelo donde “ $Y$ ” es cualitativa (discreta). En modelos donde  $Y$  es cuantitativa, el objetivo consiste en estimar su valor esperado, dados los valores de las variables explicativas. Mientras que en los modelos donde “ $Y$ ” es cualitativa, el objetivo es encontrar la probabilidad de que un acontecimiento suceda. Este tipo de modelos se conocen como probabilísticos (Gujarati, 2003).

En esta investigación se utilizó un modelo logístico de elección binaria para estimar la probabilidad de que los productores de La Laguna adopten sistemas de riego eficientes. La adopción de tal tecnología se consideró como variable dependiente, en términos de una variable binaria con un valor de 1 para aquellos que adoptaron y 0 para aquellos que no adoptaron dicha tecnología.

El modelo empleado en este trabajo se especifica en las ecuaciones (1) y (2), como se indica a continuación:

$$Prob(Y_i = 1) = P_i = F(Z_i) = F(\alpha + \sum \beta_i X_i) = \frac{1}{1 + e^{-Z_i}} \quad (1)$$

$$Prob(Y_i = 0) = 1 - Prob(Y_i = 1) = 1 - P_i = \frac{1}{1 + e^{Z_i}} \quad (2)$$

Donde  $P_i$  es la probabilidad de que un productor adopte sistemas de riego tecnificado;  $X_i$  representa las variables explicatorias, entre las que se incluyen características socioeconómicas y productivas que pueden afectar la adopción de riego tecnificado;  $\alpha$  y  $\beta$  son los parámetros a ser estimados.

A partir de las ecuaciones (1) y (2) se obtiene una relación de probabilidad en favor de que se adopte la tecnología:

$$\frac{\text{Prob}(Y_i=1)}{\text{Prob}(Y_i=0)} = \frac{P_i}{1-P_i} = e^{Z_i} \quad (3)$$

Donde  $P_i$  es la probabilidad de que  $Y_i$  tome el valor de 1;  $1-P_i$  es la probabilidad de que  $Y_i$  tome el valor de 0;  $e$  es la constante exponencial.

Tomando el logaritmo natural de ambos lados de la Ecuación (3), se obtiene la Ecuación (4):

$$Z_i = \ln \ln \left( \frac{P_i}{1-P_i} \right) = \beta_0 + \beta_1 X_{1i} + \beta_2 X_{2i} + \dots + \beta_k X_{ki} + u_i \quad (4)$$

Es importante señalar que los parámetros del modelo, como los de cualquier modelo de regresión no lineal, no son necesariamente los efectos marginales que se acostumbra analizar. En general, cuando se trata de una variable cuantitativa, el efecto marginal se calcula como se indica a continuación:

$$\frac{\partial P_i}{\partial X_{ik}} = \frac{e^{Z_i}}{(1+e^{Z_i})^2} \beta_k \quad (5)$$

Para obtener las variables del modelo planteado se aplicaron encuestas a productores agrícolas de La Laguna. El número de productores a encuestar se obtuvo mediante el método de muestreo aleatorio simple, el cual permite la selección de “ $n$ ” unidades en un conjunto “ $N$ ” de tal modo que cada una de las “ ${}_N C_n$ ” muestras distintas tengan la misma oportunidad de ser elegidas (Cochran, 1980). El tamaño de muestra se calculó utilizando la siguiente fórmula:

$$n = \frac{n_0}{1 + \frac{n_0 + 1}{N}} \quad (6)$$

Donde  $n$  = tamaño de muestra;  $n_0$  = aproximación al tamaño de muestra;  $N$  = población.

El cálculo de  $n_0$  se realizó utilizando la siguiente fórmula:

$$n_0 = \frac{Z^2 pq}{d^2} \quad (7)$$

Donde  $Z$  = valor de la normal estándar;  $p$  = probabilidad de que ocurra el evento estudiado (éxito);  $q$  = probabilidad de que no ocurra el evento estudiado ( $1 - p$ ).

La población total de productores, de acuerdo con la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural (Sagarpa)-Delegación Lagunera para el año

2019 fue de 17 476. Se consideró una confiabilidad del 90 % y margen de error del 10 %, dado que la información se recopiló a través de entrevistas directas a los productores. El tamaño de muestra calculado fue de 67 productores a entrevistar, sin embargo, por la disposición de los productores se obtuvieron un total de 139 cuestionarios durante la segunda quincena del mes de abril de 2019. En la Tabla 1 se muestran las 18 variables explicatorias empleadas en el modelo.

**Tabla 1.** Variables utilizadas en el modelo logístico.

| Notación   | Nombre de la variable           | Tipo de variable/criterios                                |
|------------|---------------------------------|---|
| <b>Y</b>   | Adopción (variable dependiente) | <i>Dummy</i> : 1 si se adopta, 0 en caso contrario        |
| <b>X1</b>  | Género                          | <i>Dummy</i> : 1 = masculino, 0 = en caso contrario       |
| <b>X2</b>  | Edad                            | Variable continua (años)                                  |
| <b>X3</b>  | Educación                       | Variable continua (años de educación formal)              |
| <b>X4</b>  | Dependientes económicos         | Variable continua (número de personas)                    |
| <b>X5</b>  | Actividad principal             | <i>Dummy</i> : 1 en caso afirmativo, 0 en caso contrario  |
| <b>X6</b>  | Experiencia agrícola            | Variable continua (años)                                  |
| <b>X7</b>  | Ingreso por hectárea            | Variable continua (\$ ha <sup>-1</sup> )                  |
| <b>X8</b>  | Costo por hectárea              | Variable continua (\$ ha <sup>-1</sup> )                  |
| <b>X9</b>  | Pertenencia a organizaciones    | <i>Dummy</i> : 1 en caso afirmativo, 0 en caso contrario  |
| <b>X10</b> | Acceso a la información         | <i>Dummy</i> : 1 en caso afirmativo, 0 en caso contrario  |
| <b>X11</b> | Superficie en producción        | Variable continua (ha)                                    |
| <b>X12</b> | Cultivo                         | <i>Dummy</i> : 0 = alfalfa 1, 2, 3, 4, 5 = otros cultivos |
| <b>X13</b> | Precio medio rural por tonelada | Variable continua (\$ t <sup>-1</sup> )                   |
| <b>X14</b> | Asistencia técnica              | <i>Dummy</i> : 1 en caso afirmativo, 0 en caso contrario  |
| <b>X15</b> | Fuente de abastecimiento        | <i>Dummy</i> : 1 = bombeo, 0 = gravedad                   |
| <b>X16</b> | Conocimiento de programas       | <i>Dummy</i> : 1 en caso afirmativo, 0 en caso contrario  |
| <b>X17</b> | Ingreso neto por m <sup>3</sup> | Variable continua (\$ m <sup>-3</sup> )                   |
| <b>X18</b> | Rendimiento                     | Variable continua (t ha <sup>-1</sup> )                   |

La estimación del modelo logit se hizo bajo la sintaxis PROC LOGISTIC del paquete estadístico SAS (SAS, 2011). La bondad de ajuste para el modelo logit se determinó a través del índice de cociente de verosimilitudes (IVC), también llamado pseudo  $R^2$  de McFadden.

Una vez que el modelo sea estimado es necesario conocer su bondad de ajuste. Uno de los criterios de bondad de ajuste típicamente utilizado en este tipo de modelos es la razón de probabilidad de chi-cuadrado ( $\chi^2$ ) (Russell & Fraas, 2005). En este caso, se deben analizar dos modelos: uno con todas las variables explicativas (modelo completo) y el otro sin variables explicativas (modelo nulo).

Si el modelo tiene  $k$  variables explicativas, la hipótesis nula establece que ninguna de las  $k$  variables explicativas son iguales a cero, esto es, que  $H_0 = \beta_1 = \beta_2 = \dots = \beta_k = 0$ . Suponiendo que  $l_0$  denota el valor maximizado de la función de probabilidad del modelo nulo que tiene un solo parámetro, es decir; el intercepto  $l_0 = l(\hat{\beta}_0)$ , y asumiendo también que  $l_M$  denota el valor maximizado de la función de probabilidad del modelo  $M$  con todas las variables explicativas (teniendo  $k + 1$  parámetros), donde  $l_M = l(\hat{\beta}_0, \hat{\beta}_1, \hat{\beta}_2, \dots, \hat{\beta}_k)$ , entonces, la estadística de la prueba de razón de probabilidad es:

$$G^2 = -2 \log \log \left( \frac{l_0}{l_M} \right) = -2(\log l_0 - \log l_M) \sim \chi^2(k) \quad (8)$$

## Resultados y discusión

El índice de cociente de verosimilitudes (IVC), también llamado pseudo  $R^2$  de McFadden, obtenido por el modelo logístico fue 0.78, lo que confirma un buen ajuste del modelo de acuerdo con Smith y McKenna (2013), y Walker y Smith (2016), quienes afirman que el pseudo  $R^2$  ofrece una indicación del ajuste del modelo, y son similares a la varianza explicada por las métricas asociadas con  $R^2$  de los modelos de regresión de mínimos cuadrados ordinarios (MCO). Asimismo, a través del estadístico chi-cuadrada de la razón de verosimilitud con  $p < 0.0001$ , y del estadístico de Wald con un nivel de significancia  $p < 0.05$ , se determinó que el modelo analizado en el paquete SAS se ajusta de manera significativa, y que las variables incluidas en el modelo propuesto contribuyen a explicar la probabilidad de adopción, en este caso, del riego tecnificado en La Laguna (Tabla 2).

**Tabla 2.** Pruebas de bondad de ajuste del modelo logit.

| Estadístico  | Valor estadístico |
|--|-------------------|
| Índice de cociente de probabilidad o $R^2$ de McFadden | 0.7861            |
| Razón de verosimilitud (Chi-cuadrado)                  | 109.7946          |
| <b><i>Pr</i> &gt; ChiSq</b>                            | < 0.0001          |
| Estadístico de Wald (Chi-cuadrado)                     | 21.0965           |
| <b><i>Pr</i> &gt; ChiSq</b>                            | 0.0018            |
| -2 Log L (modelo completo)                             | 29.870            |
| -2 Log L (modelo nulo)                                 | 139.665           |

La hipótesis nula para la estadística que se prueba es  $H_0 = \beta_3 = \beta_5 = \beta_{14} = \beta_{16} = \beta_{17} = \beta_{18} = 0$ . El valor estadístico de prueba para la razón de probabilidad de chi-cuadrado se obtuvo sustituyendo el valor maximizado de la función de probabilidad en la Ecuación (8):

$$G^2 = -2 \log \log \left( \frac{l_0}{l_M} \right) = -2(\log l_0 - \log l_M) = 139.665 - 29.870 = 109.795$$

El valor obtenido es mayor que  $\chi^2_{0.05}(6) = 12.592$ , por lo tanto, se rechaza la  $H_0$  y se concluye que al menos uno de los parámetros del modelo es diferente de cero.

El análisis indica que de la muestra de entrevistados, el 79.9 % emplea métodos de riego tradicionales o rodado, mientras 20.1 % utiliza riego tecnificado, destacando el riego por goteo y aspersión de tipo pivote central. Estos resultados son consistentes con los de Baja California, donde aproximadamente entre 15 y 20 % de los agricultores han adoptado riego tecnificado (Troyo-Diéguez *et al.*, 2010). Asimismo, Villalobos-Cano, Sánchez-Chávez, Morales-Nieto, Esparza-Vela y Santellano-Estrada (2018) indican que en el Distrito de Riego 005 en Delicias Chihuahua, un 25 % cuenta con riego tecnificado. El área promedio bajo cultivo oscila entre 1 y 124 ha, con un promedio de 10.6 ha, con rendimiento promedio de 33.5 t ha<sup>-1</sup> (Tabla 3), siendo los principales cultivos alfalfa, sorgo y maíz forrajero, algodón, nogal y hortalizas.

**Tabla 3.** Estadística descriptiva de las variables continuas incluidas en el modelo.

| <b>Variable</b>                         | <b>Media</b> | <b>Desviación estándar</b> |
|---|--------------|----------------------------|
| <b>Edad</b>                             | 57.57        | 12.45                      |
| <b>Educación (años)</b>                 | 8.8          | 4.62                       |
| <b>Experiencia (años)</b>               | 29.48        | 14.28                      |
| <b>Superficie cultivada (ha)</b>        | 10.66        | 18.09                      |
| <b>Ingreso neto (\$ m<sup>-3</sup>)</b> | 3.74         | 7.15                       |
| <b>Rendimiento (t ha<sup>-1</sup>)</b>  | 33.52        | 22.94                      |

La muestra de agricultores de La Laguna estuvo integrada principalmente por hombres (94.2 %). La edad de los productores entrevistados varía entre 20 (edad mínima) y 85 años (edad máxima), siendo la edad promedio 57.5 años. Los resultados indicaron un bajo nivel educativo entre los productores; un 68 % cuenta con el nivel básico de educación, con promedio 8.8 años de estudio (Tabla 3). En tal sentido, se ha encontrado que las variable educación y promoción aumentan el índice de adopción de tecnología (Cremades *et al.*, 2015), por lo que el nivel educativo de los productores es fundamental para el desarrollo agrícola de México.

Distintas investigaciones argumentan que un bajo nivel educativo dificulta la comprensión de la información, así como las explicaciones técnicos, lo que afecta la adopción de tecnología (Li, Li, & Li, 2010). En promedio, la experiencia como productor agrícola fue de 29 años,

oscilando de 2 a 65 años. Kassie, Zikhali, Manjur y Edwards (2009) reportan que el acceso a la extensión agrícola es una variable asociada con la adopción de prácticas de agricultura sustentable. Menos de la mitad de los entrevistados (44.5 %) declaró que la agricultura es su principal negocio y única fuente de ingresos; al respecto, Macías (2013) menciona que los pequeños productores han tenido que diversificar sus opciones de ingreso, y que dicha diversificación en buena medida ha permitido que muchos pequeños productores se mantengan en la agricultura. En la Tabla 4 se muestran los coeficientes de las variables que resultaron significativas, diferentes de cero, para un nivel de significancia de 0.15. Dichas variables son educación, agricultura como actividad principal, asistencia técnica, conocimiento de programas, ingreso neto/m<sup>3</sup> y rendimiento.

**Tabla 4.** Estimaciones de los parámetros del modelo logit.

| Parámetro                            | Contraste | CE( $\beta$ ) | EE   | X <sup>2</sup> | Sig.     |
|--------------------------------------|-----------|---------------|------|----------------|----------|
| Intercepto                           |           | -14.68        | 3.67 | 16.01          | < 0.0001 |
| X3 (educación)                       |           | 0.16          | 0.11 | 2.17           | 0.1400   |
| X5 (agricultura principal actividad) | 0         | -1.59         | 0.66 | 5.76           | 0.0164   |
| X14 (asistencia técnica)             | 0         | -1.70         | 0.68 | 6.25           | 0.0124   |
| X16 (conocimiento de programas)      | 0         | -3.72         | 0.84 | 19.67          | < 0.0001 |
| X17 (ingreso neto m <sup>-3</sup> )  |           | 0.22          | 0.10 | 4.97           | 0.0257   |
| X18 (rendimiento)                    |           | 0.09          | 0.03 | 7.64           | 0.0057   |

CE = coeficiente estimado  
 EE = error estándar  
 X<sup>2</sup> = Chi cuadrada de Wald  
 Sig. = nivel de significancia

El análisis de regresión logística permitió elegir el siguiente modelo como el que mejor explicó la relación entre las variables explicativas y la adopción de tecnología de riego en La Laguna:

$$Z_i = -14.68 + 0.16X_3 - 1.59X_5 - 1.70X_{14} - 3.72X_{16} + 0.22X_{17} + 0.09X_{18}$$

La variable educación ( $X_3$ ) presentó un efecto positivo y estadísticamente significativo en 0.14, lo que indicaría que los años de estudio con los que cuenta el productor son importantes en la decisión de adoptar tecnología de riego (Tabla 4). Estos resultados concuerdan con los reportados por Mamitimin, Feike, Seifert y Doluschitz (2015), quienes para un nivel educativo alto encontraron un efecto positivo (0.3) en la adopción de tecnologías de riego en China. Al respecto, Cremades *et al.* (2015) señalan que el grado educativo tiene un efecto positivo (1.5) y altamente significativo en la adopción de tecnologías de riego modernas en China. Por el contrario, Afrakhteh *et al.* (2015) no encontraron efecto de la variable educación en la probabilidad de adopción de tecnologías de riego por aspersión en Irán. El efecto marginal de la variable  $X_3$  sobre la probabilidad de adopción revela que por cada aumento de 1 unidad en los años de estudio por parte de los agricultores, se incrementará 0.004 veces las probabilidades de adopción. Este resultado concuerda con el determinado por Cremades *et al.* (2015) en China, con un efecto marginal igual a 0.005 en la variable educación.

La variable  $X_5$  es una variable cualitativa, por lo que el modelo realiza una prueba de contraste (1 = el productor se dedica

exclusivamente a la actividad agrícola; 0 en caso contrario). La variable actividad agrícola como única actividad (X5) muestra un coeficiente negativo y estadísticamente significativo al 0.01 (Tabla 4). El efecto marginal de la variable X5 fue de 0.09, lo que indica que la probabilidad de adopción para los agricultores que se dedican exclusivamente a la actividad agrícola es 9 % mayor que la de los productores que tienen otras actividades económicas además de la agricultura. En este sentido, la búsqueda de ingresos no agrícolas por parte de los agricultores puede socavar su adopción de tecnologías modernas, al reducir la cantidad de trabajo asignado a las empresas agrícolas (Goodwin & Mishra, 2004). Al respecto, Huang, Lu, Wang, Cui y Yang (2020) señalan que el empleo fuera de la agricultura tiene un efecto negativo (-0.77) y altamente significativo ( $p < 0.01$ ) en China, lo que indica que el empleo fuera de la actividad agrícola inhibe la adopción de tecnología para conservación del suelo y agua.

De acuerdo con los resultados, los productores con menores ingresos buscan emplearse como asalariados, con el objetivo de hacer frente a las necesidades familiares. Este hecho actúa en sentido contrario a las decisiones de adopción, por la imposibilidad de hacer las actividades en tiempo y forma debido a la división del tiempo disponible entre actividades agrícolas y no agrícolas. Este resultado es importante si se considera que más de la mitad de los agricultores entrevistados manifestaron que desarrollan actividades no agrícolas para obtener ingresos alternativos.

Respecto a la variable asistencia técnica (X14), se determinó un estimador con signo negativo (-1.70) y altamente significativo ( $p < 0.01$ ), lo que indica que los productores que no cuentan con asistencia técnica

tienen menos probabilidades de adoptar sistemas de riego tecnificado en La Laguna (Tabla 4). Los resultados muestran que el acceso a la capacitación influye de manera positiva y significativa en la adopción del riego tecnificado. El efecto marginal de la variable X14 fue de 0.10 (Tabla 5); este resultado sugiere que los productores que tienen asistencia técnica tienen 10 % más probabilidad de adoptar tecnología de riego.

**Tabla 5.** Efecto marginal estimado para cada variable explicativa.

| Variable explicativa                 | Efecto marginal |
|--------------------------------------|-----------------|
| X3 (educación)                       | 0.0049816       |
| X5 (agricultura principal actividad) | 0.0951614       |
| X14 (asistencia técnica)             | 0.1017677       |
| X16 (conocimiento de programas)      | 0.2219374       |
| X17 (ingreso neto m <sup>-3</sup> )  | 0.0066642       |
| X18 (rendimiento)                    | 0.0028277       |

Los resultados encontrados en este trabajo son consistentes con los determinados por Kiruthika (2014), quien señala que cuando existen los servicios de extensión agrícola, la probabilidad de adoptar riego focalizado en la India incrementan 27 %. Por su parte, Cremades *et al.* (2015), y Abid, Scheffran, Schneider y Ashfaq (2015) determinaron indicadores positivos (3.2 y 1.12, respectivamente) para la variable servicios de extensionismo; respecto de las contribuciones marginales, Cremades *et al.* (2015) reportan que la probabilidad de adoptar tecnologías de riego

incrementan 10.6 % cuando los productores cuentan con servicios de extensionismo.

Este resultado es importante si se considera que solo el 44 % de los productores entrevistados en La Laguna manifestó tener asistencia técnica en alguna etapa de la producción; en particular, en el cultivo de algodón, 90.9 % de los productores entrevistados cuenta con asistencia técnica, mientras que en otros cultivos los porcentajes son 66.7 % nogal, 53.8 % hortalizas, 39.1 % alfalfa, 28.6 % sorgo forrajero y 26.1 % maíz forrajero.

Los agricultores de forrajes y hortalizas tienen asistencia técnica de proveedores de insumos y servicios, así como de instituciones, como del Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP), a diferencia de los productores de algodón, quienes manifestaron contar con asistencia técnica del Servicio Nacional de Sanidad, Inocuidad y Calidad Agroalimentaria (Senasica). La provisión de servicios de asistencia técnica son procesos continuos de difusión de información práctica relacionada con la agricultura, incluyendo insumos agrícolas, técnicas y habilidades agrícolas, con el objetivo de mejorar la unidad productiva, la producción y los ingresos, por lo que la asistencia técnica tiene un papel fundamental en la adopción de tecnologías de riego, toda vez que el productor se encuentra mejor informado sobre el uso efectivo, así como de los beneficios de adoptar determinadas tecnologías.

En la Tabla 4 se observa que la variable conocimiento de programas del gobierno que apoyan la tecnificación del riego (X16) tiene un estimador con signo negativo (-3.72) y altamente significativo, lo que indica que aquellos productores que desconocen la existencia de

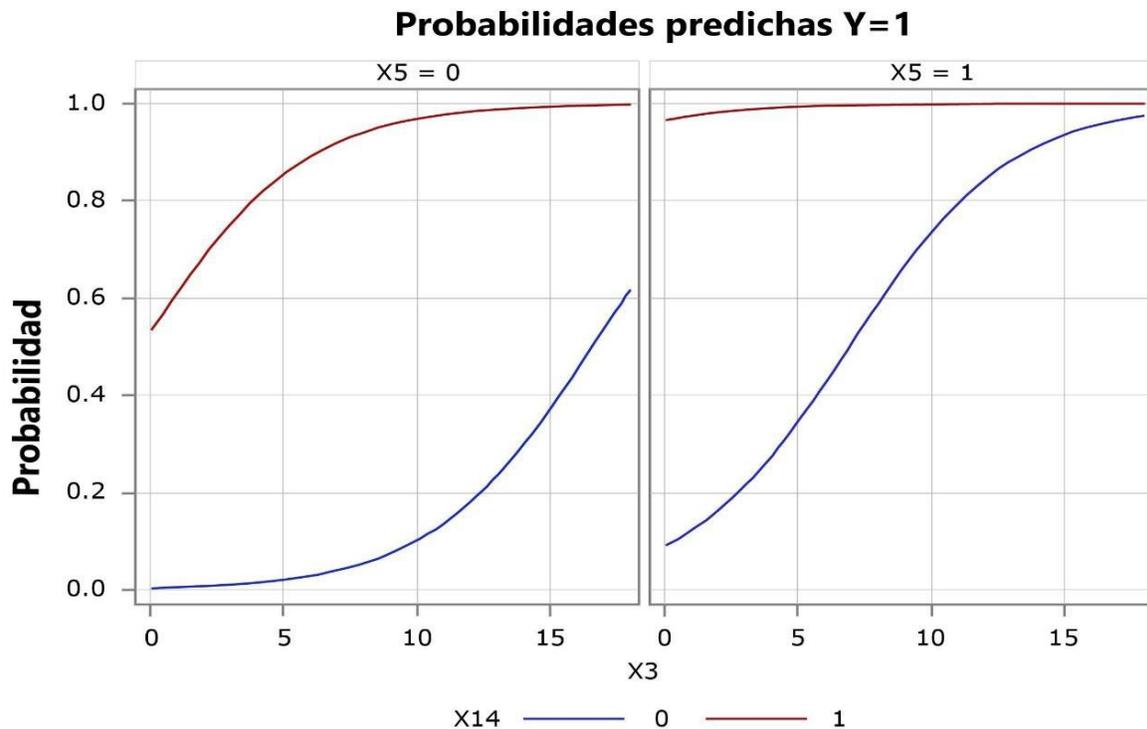
programas de tecnificación de riego tienen menor probabilidad de adoptar dichas tecnologías (Tabla 4). El efecto marginal de la variable X16 fue el que mayor efecto tuvo sobre la probabilidad de adopción e indica que los productores que conocen los programas del gobierno federal aumentan la probabilidad de tecnificar en 22 % (Tabla 5).

Los productores con los medios financieros a menudo instalan sistemas de riego que pueden estar parcialmente subsidiados con fondos gubernamentales. De acuerdo con los resultados, el 75 % de los productores que actualmente cuenta con sistemas de riego tecnificado empleó programas gubernamentales (p. ej., tecnificación de riego) para poder instalar sistemas de riego tecnificado, mientras que el 25 % restante utilizó recursos propios, así como créditos con la banca, para adquirir ese tipo de tecnología. Para aplicar nuevas técnicas de producción, los productores agrícolas utilizan diversas combinaciones de apoyo monetario e insumos agrícolas ofrecidos por programas gubernamentales, ahorros y crédito que se ofrece a través de Financiera Rural, o por los proveedores de servicios.

En investigaciones previas, Li *et al.* (2010) determinaron que el conocimiento con los incentivos gubernamentales están asociados de manera positiva con la probabilidad de adopción. Estos resultados son importantes si se considera que poco más del 86 % de los agricultores asegura desconocer la existencia de programas gubernamentales cuyo objetivo es la tecnificación del riego. Cabe señalar que el proceso de adopción de tecnologías se compone por las siguientes fases: 1) conocimiento de la tecnología, 2) interés sobre la innovación, 3) evaluación de la tecnología, 4) prueba y 5) adopción.

Para muchos agricultores el proceso de adopción, los procedimientos de solicitud, la elegibilidad y la entrega de los subsidios puede ser un proceso complicado, en especial para los pequeños productores. Por lo general los agricultores ignoran las reglas de operación, algunos no cuentan con financiamiento o no cumplen con los requisitos del programa; es decir, el desconocimiento de los programas gubernamentales encaminados al uso eficiente del agua limita la adopción de la tecnología, lo que pone de manifiesto que la promoción gubernamental de tecnologías agrícolas de ahorro de agua en el área de estudio necesita mejoras en cuanto a la difusión.

La Figura 1 representa las probabilidades predichas por el modelo contra la variable nivel educativo (X3) para cada combinación de actividad principal (X5 = 0 vs. X5 = 1) y asistencia técnica (X14 = 0 vs. X14 = 1). Con esta representación se puede confirmar que el nivel educativo (X3), la dedicación exclusiva a la actividad agrícola (X5), así como contar con asistencia técnica (X14) tienen un efecto positivo en la probabilidad de adopción de tecnologías de riego en La Laguna, manteniendo constantes los demás factores (X16, X17 y X18).



Ajuste calculado en X16=1 X17=3.74 X18=2.63

**Figura 1.** Probabilidades predichas por el modelo logit para nivel educativo.

La variable (X17) muestra un coeficiente positivo (0.22) y estadísticamente significativo al 0.02 (Tabla 4), lo que sugiere que cuanto más alto sea el ingreso neto generado por metro cúbico, la probabilidad de que el productor adopte tecnologías de riego es mayor. El efecto marginal de la variable X17 fue de 0.006, lo que indica que al incrementarse el ingreso neto por metro cúbico en 1 %, la probabilidad de adoptar riego tecnificado aumenta 0.6 %. Al respecto, Expósito y Berbel (2017), en un estudio de caso para España, mencionan que los agricultores deben adaptarse a la escasez de agua y a la continua disminución del ingreso agrícola (que ha caído 1.1 % cada año desde

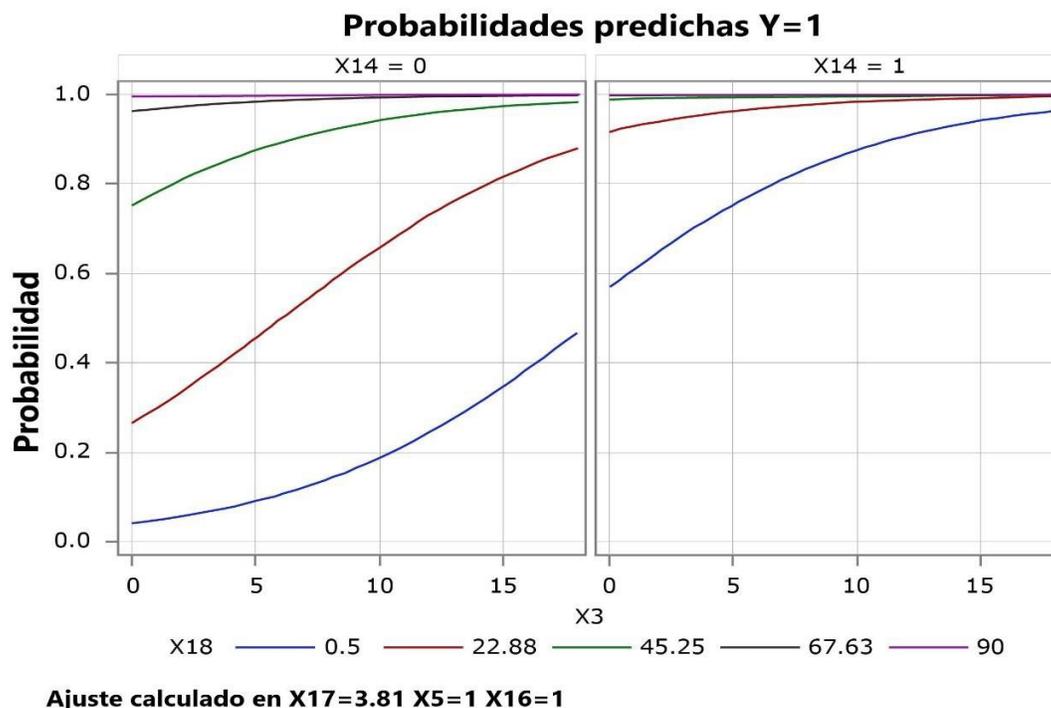
principios de la década de 1990 debido al aumento de los precios de los insumos y a la baja de los precios de los productos agrícolas) eligiendo cultivos con mayor ingreso neto ( $\$/m^3$ ), por lo que se han realizado importantes inversiones, tanto públicas como privadas, durante los últimos decenios para modernizar la superficie irrigada al sur de España.

La variable (X18) muestra un coeficiente positivo (0.09) y altamente significativo al 0.005 (Tabla 4), lo que sugiere que cuanto mayor es el rendimiento por hectárea mayor será la probabilidad de que el productor adopte tecnologías de riego. Estos resultados concuerdan con los determinados por diversos autores, quienes indican que el rendimiento es un factor que determina en gran medida la adopción de tecnologías, como la utilización de semilla mejorada (Luna-Mena, Altamirano-Cárdenas, Santoyo-Cortés, & Rendón-Medel, 2016); adopción de tecnologías para la agricultura de precisión (Tey & Bridal, 2012), y la adopción de tecnologías de riego (Pokhrel *et al.*, 2018).

El productor intentará ser más eficiente en el uso del agua de riego, tecnificando la superficie para obtener más rendimientos del cultivo, esperando con ello incrementar su ingreso. Asimismo, Mignouna, Manyong, Mutabazi y Senkondo (2011) mencionan que cuando los agricultores experimentan por sí mismos un alza en el rendimiento con la implementación de la tecnología, son más propensos a continuarlo hasta consolidar la adopción. El efecto marginal obtenido para esta variable fue 0.002, lo que indica que al incrementarse el rendimiento en 1 %, la probabilidad de adoptar riego tecnificado sube 0.2% (Tabla 5). Estos resultados son equiparables con los de Pokhrel *et al.* (2018), quienes encontraron que el incremento de 1 % en el rendimiento de algodón en

Texas y Oklahoma eleva la probabilidad de adoptar riego focalizado subsuperficial en 0.06%.

La Figura 2 representa las probabilidades predichas del modelo para la variable nivel educativo (X3) para cada combinación de asistencia técnica (X14 = 0 vs. X14 = 1) y rendimiento (X18). Con esta representación se puede confirmar que el incremento en el rendimiento, así como el aumento en el nivel educativo de los productores tiene un efecto positivo en la probabilidad de adopción de tecnologías de riego en La Laguna, manteniendo constantes los demás factores (X5, X16 y X17).



**Figura 2.** Probabilidades predichas por el modelo logit para rendimiento.

## Conclusiones

Los resultados de este trabajo indican que aun cuando hay un rápido aumento en la adopción de tecnologías de riego en el mundo, en México y en La Laguna la adopción de este tipo de tecnologías sigue siendo baja. La adopción de tecnología está determinada por múltiples factores, como la asistencia técnica, el nivel educativo, la dedicación exclusiva a la agricultura, el ingreso neto y el rendimiento, al igual que el conocimiento de los programas gubernamentales que apoyan la tecnificación de riego en la producción agrícola.

El ingreso neto generado por metro cúbico tiene un efecto positivo sobre la adopción de riego en La Laguna, sin embargo, el efecto marginal de esta variable resultó reducido en comparación con otras variables. Asimismo, la búsqueda de ingresos no agrícolas por parte de los agricultores disminuye la posibilidad de adoptar tecnologías de riego al contar con menos tiempo para asignarse al campo, por lo que se deben implementar políticas complementarias, a fin de promover la producción agrícola, lo que alentaría a los productores a permanecer en el campo. De no promover la permanencia, difícilmente ésta o cualquier otra política encaminada a mejorar una práctica o sistema productivo tendrá éxito. Los resultados sugieren que si se quiere promover la adopción de la tecnificación de riego en La Laguna, la promoción y la asistencia técnica en temas relacionados con el agua y los beneficios de este tipo de tecnologías podrían ser una herramienta de política efectiva. Si el gobierno establece una política para subsidiar la tecnología, ésta sería más efectiva si los programas tuvieran mayor promoción; y si los apoyos fueran dirigidos hacia cultivos que generen mayor ingreso por metro

cúbico empleado, ello alentaría a los agricultores a aplicar la tecnología para obtener mayor rendimiento y mejor calidad de producto.

### Agradecimientos

A los productores de la Comarca Lagunera, por la amable disposición y participación en las entrevistas; al personal de la Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural-Delegación La Laguna, por el apoyo otorgado para la realización de este trabajo.

### Referencias

- Abdulai, A., Owusu, V., & Bakang, J. E. A. (2011). Adoption of safer irrigation technologies and cropping patterns: Evidence from Southern Ghana. *Ecological Economics*, 70(7), 1415-1423. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2011.03.004
- Abid, M., Scheffran, J., Schneider, U. A., & Ashfaq, M. (2015). Farmers' perceptions of and adaptation strategies to climate change and their determinants: The case of Punjab province, Pakistan. *Earth System Dynamics*, 6(1), 225-243. DOI: 10.5194/esd-6-225-2015
- Afrakhteh, H., Armand, M., & Askari-Bozayeh, F. (2015). Analysis of factors affecting adoption and application of sprinkler irrigation by farmers in Famenin County, Iran. *International Journal of Agricultural Management and Development*, 5(2), 89-99. DOI: 10.5455/ijamd.158625
- Alcon, F., De-Miguel, M. D., & Burton, M. (2011). Duration analysis of adoption of drip irrigation technology in southeastern Spain. *Technological Forecasting and Social Change*, 78(6), 991-1001. DOI: 10.1016/j.techfore.2011.02.001

Aquastat. (2017). *Aquastat-FAO's Global Information System on Water and Agriculture*. Disponible en <https://www.fao.org/aquastat/statistics>

Arreguín-Cortés, F. I., García, N. H., González, C. A., & Guillen, G. J. A. (2019). Reforms in the administration of irrigation systems: Mexican experiences. *Irrigation and Drainage*, 68(1), 6-19. DOI: 10.1002/ird.2242

Aydogdu, M. H., & Bilgic, A. (2016). An evaluation of farmers' willingness to pay for efficient irrigation for sustainable usage of resources: the GAP-Harran Plain case, Turkey. *Journal of Integrative Environmental Sciences*, 13(2-4), 175-186. DOI: 10.1080/1943815x.2016.1241808

Bagheri, A., & Ghorbani, A. (2011). Adoption and non-adoption of sprinkler irrigation technology in Ardabil Province of Iran. *African Journal of Agricultural Research*, 6(5), 1085-1089. DOI: 10.5897/AJAR09.380

Chandran, K. M., & Surendran, U. (2016). Study on factors influencing the adoption of drip irrigation by farmers in humid tropical Kerala, India. *International Journal of Plant Production*, 10(3), 347-364.

Chuchird, R., Sasaki, N., & Abe, I. (2017). Influencing factors of the adoption of agricultural irrigation technologies and the economic returns: a case study in Chaiyaphum province, Thailand. *Sustainability*, 9(9), 1524. DOI: 10.21640/ns.v10i20.1348

Cochran, W. G. (1980). *Técnicas de muestreo* (2ª ed.). México, DF: CECSA.

- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2015). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Principal-Región Lagunera (0523), Estado de Coahuila*. Publicado en el Diario Oficial de la Federación el 20 de abril del 2015. Recuperado de [https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/102876/DR\\_0523.pdf](https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/102876/DR_0523.pdf)
- Cremades, R., Wang, J., & Morris, J. (2015). Policies, economic incentives and the adoption of modern irrigation technology in China. *Earth System Dynamics*, 6, 399-410. DOI: 10.3390/su9091524
- De-Graaff, J., Amsalu, A., Bodnar, F., Kessler, A., Posthumus, H., & Tenge, A. (2008). Factors influencing adoption and continued use of long-term soil and water conservation measures in five developing countries. *Applied Geography*, 28(4), 271-280. DOI: 10.1016/j.apgeog.2008.05.001
- Dung, L. T., Ho, D. P., Hiep, N. T. K., & Hoi, P. T. (2018). The determinants of rice farmers' adoption of sustainable agricultural technologies in the Mekong Delta, Vietnam. *Applied Economics*, 25(2), 55-69.
- Expósito, A., & Berbel, J. (2017). Agricultural irrigation water use in a closed basin and the impacts on water productivity: The case of the Guadalquivir river basin (Southern Spain). *Water*, 9(2), 136. DOI 10.3390/w9020136
- FAO, Food and Agriculture Organisation. (2012). *Statistical Yearbook 2012: World Food and Agriculture*. Roma, Italy: Food and Agriculture Organisation.

- FAO-Aquastat. (2017). Aquastat-FAO's Global Information System on Water and Agriculture. Recuperado de <https://www.fao.org/aquastat/statistics>.
- Feizabadi, Y., & Gorji, E. M. (2018). Analysis of effective factors on agricultural water management in Iran. *Journal of Water and Land Development*, 38(1), 35-41. DOI: 10.2478/jwld-2018-0040
- Frenken, K., & Kiersch, B. (2011). *Monitoring agricultural water use at country level: Experiences of a pilot project in Benin and Ethiopia*. FAO Land & Water Discussion Paper 9. Rome, Italy: Food and Agriculture Organisation.
- García, E. (1973). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen para adaptarlo a las condiciones de la república mexicana*. México, DF: Universidad Nacional Autónoma de México.
- Goodwin, B. K., & Mishra, A. K. (2004). Farming efficiency and the determinants of multiple job holding by farm operators. *American Journal of Agricultural Economics*, 86(3), 722-729. DOI: 10.1111/j.0002-9092.2004.00614.x
- Greene, W. H. (2001). *Análisis econométrico* (3ª ed.). Madrid, España: Prentice Hall.
- Gujarati, D.N. (2003). *Basic Econometrics*. 4ª ed.) McGraw-Hill, New York.
- Huang, Q., Xu, Y., Kovacs, K., & West, G. (2017). Analysis of factors that influence the use of irrigation technologies and water management practices in Arkansas. *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 49(2), 159-185. DOI: 10.1017/aae.2017.3

- Huang, X., Lu, Q., Wang, L., Cui, M., & Yang, F. (2020). Does aging and off-farm employment hinder farmers' adoption behavior of soil and water conservation technology in the Loess Plateau? *International Journal of Climate Change Strategies and Management*, 12(1), 92-107. DOI: 10.1108/IJCCSM-04-2019-0021
- Hunecke, C., Engler, A., Jara-Rojas, R., & Poortvliet, P. M. (2017). Understanding the role of social capital in adoption decisions: An application to irrigation technology. *Agricultural Systems*, 153, 221-231. DOI: 10.1016/j.agsy.2017.02.002
- Kassie, M., Zikhali, P., Manjur, K., & Edwards, S. (2009). Adoption of sustainable agriculture practices: Evidence from a semi-arid region of Ethiopia. *Natural Resource Forum*, 33, 189-198. DOI: 10.1111/j.1477-8947.2009.01224.x
- Kiruthika, N. (2014). Determinants of adoption of drip irrigation in sugarcane cultivation in Tamil Nadu. *American International Journal of Research in Humanities, Arts and Social Sciences*, 5(2), 143-146.
- Kumar, D. S. (2012). Adoption of drip irrigation system in India: Some experience and evidence. *The Bangladesh Development Studies*, 35(1), 61-78.
- Li, J. Y., Li, T. S., & Li, S. K. (2010). Analysis of farmer's technology adoption behavior in different environments of agritechnique diffusion—A case study of water-saving irrigation technology in the arid and semiarid area of northwest China. *Bulletin of Soil and Water Conservation*, 30(5), 201-205.

- Luna-Mena, B. M., Altamirano-Cárdenas, J. R., Santoyo-Cortés, V. H., & Rendón-Medel, R. (2016). Factores e innovaciones para la adopción de semillas mejoradas de maíz en Oaxaca. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 7(SPE15), 2995-3007.
- Macías, A. M. (2013). Pequeños agricultores y nueva ruralidad en el occidente de México. *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 10(71), 187-207.
- Mamitimín, Y., Feike, T., Seifert, I., & Doluschitz, R. (2015). Irrigation in the Tarim Basin, China: Farmers' response to changes in water pricing practices. *Environmental Earth Sciences*, 73(2), 559-569. DOI: 10.1007/s12665-014-3245-2
- Mignouna, D. B., Manyong, V. M., Mutabazi, K. D. S., & Senkondo, E. M. (2011). Determinants of adopting imazapyr-resistant maize for Striga control in Western Kenya: A double-hurdle approach. *Journal of Development and Agricultural Economics*, 3(11), 572-580.
- Mohammadzadeh, S., Sadighi, H., & Rad, G. P. (2014). Modeling the process of drip irrigation system adoption by Apple Orchardists in the Barandooz River Basin of Urmia Lake Catchment, Iran. *Journal of Agricultural Science and Technology*, 16(6), 1253-1266.
- Momvandi, A., Omid-Najafabadi, M., Hosseini, J., & Lashgarara, F. (2018). The identification of factors affecting the use of pressurized irrigation systems by farmers in Iran. *Water*, 10(11), 1532. DOI: 10.3390/w10111532

- Nato, G. N., Shauri, H. S., & Kadere, T. T. (2016). Influence of social capital on adoption of agricultural production technologies among beneficiaries of African Institute for capacity development training programmes in Kenya. *International Journal of Agriculture Innovations and Research*, 5(1), 2319-1473.
- Nejadrezaei, N., Allahyari, M. S., Sadeghzadeh, M., Michailidis, A., & El-Bilali, H. (2018). Factors affecting adoption of pressurized irrigation technology among olive farmers in Northern Iran. *Applied Water Science*, 8(6), 190. DOI: 10.1007/s13201-018-0819-2
- Olen, B., Wu, J., & Langpap, C. (2015). Irrigation decisions for major west coast crops: Water scarcity and climatic determinants. *American Journal of Agricultural Economics*, 98(1), 254-275. DOI: 10.1093/ajae/aav036
- Palacios-Vélez, O. L., & Escobar-Villagrán, B. S. (2016). La sustentabilidad de la agricultura de riego ante la sobreexplotación de acuíferos. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(2), 5-16.
- Pino, G., Toma, P., Rizzo, C., Miglietta, P., Peluso, A., & Guido, G. (2017). Determinants of farmers' intention to adopt water saving measures: Evidence from Italy. *Sustainability*, 9(1), 77. DOI: 10.3390/su9010077
- Pokhrel, B., Paudel, K., & Segarra, E. (2018). Factors affecting the choice, intensity, and allocation of irrigation technologies by US cotton farmers. *Water*, 10(6), 706. DOI: 10.3390/w10060706
- Russell, J. E., & Fraas, J. W. (2005). An application of panel regression to pseudo panel data. *Multiple Linear Regression Viewpoints*, 31(1), 1-15.

- Saeed, G., Sadegh, E. M., & Maryam, A. (2014). Factors affecting the adoption of new irrigation systems by Iranian farmers. *Indian Journal of Scientific Research*, 5(1), 9-15.
- SAS. (2011). *SAS® 9.3 Procedures Guide: Statistical Procedures*. Cary, USA: SAS Institute Inc.
- SIAP, Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. (2019). Anuarios estadísticos de la producción agropecuaria. México: Secretaría de Agricultura y Desarrollo Rural, y Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. Recuperado de <http://www.siap.gob.mx/>
- Smith, T. J., & McKenna, C. M. (2013). A comparison of logistic regression pseudo  $R^2$  indices. *Multiple Linear Regression Viewpoints*, 39(2), 17-26.
- Tang, J., Folmer, H., & Xue, J. (2016). Adoption of farm-based irrigation water-saving techniques in the Guanzhong Plain, China. *Agricultural Economics*, 47(4), 445-455. DOI: 10.21640/ns.v10i20.1348
- Tey, Y. S., & Brindal, M. (2012). Factors influencing the adoption of precision agricultural technologies: A review for policy implications. *Precision Agriculture*, 13(6), 713-730. DOI: 10.1007/s11119-012-9273-9276
- Troyo-Diéguéz, E., Cruz-Falcón, A., Norzagaray-Campos, M., Beltrán-Morales, L. F., Murillo-Amador, B., Beltrán-Morales, F. A., & Valdez-Cepeda, R. D. (2010). Agotamiento hidro-agrícola a partir de la Revolución Verde: extracción de agua y gestión de la tecnología de riego en Baja California Sur, México. *Estudios Sociales*, 18(36), 177-201.

- Villalobos-Cano, O., Sánchez-Chávez, E., Morales-Nieto, C. R., Esparza-Vela, M. E., & Santellano-Estrada, E. (2018). Análisis de la eficiencia productiva del cultivo de alfalfa mediante regresión logística de datos categóricos en el Distrito de Riego 05-Delicias, Chihuahua, México. *Nova Scientia*, 10(20), 352-368. DOI: 10.21640/ns.v10i20.1348
- Walker, D. A., & Smith, T. J. (2016). JMASM36: Nine pseudo  $R^2$  indices for binary logistic regression models (SPSS). *Journal of Modern Applied Statistical Methods*, 15(1), 848-854. DOI: 10.22237/jmasm/1462077720
- Wang, J., Zhu, Y., Sun, T., Huang, J., Zhang, L., Guan, B., & Huang, Q. (2019). Forty years of irrigation development and reform in China. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 59, 1-24. DOI: 10.1111/1467-8489.12334

DOI: 10.24850/j-tyca-14-06-05

Artículos

## **Calidad fisicoquímica del río Mulato en Mocoa Putumayo-Colombia**

### **Physicochemical quality of the Mulato River in Mocoa Putumayo-Colombia**

Lorena Agudelo<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1627-3401>

Angie Muñoz<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5367-1279>

Valeria Enriquez<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9555-2331>

Nilsa Silva<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4605-5934>

Ruth Lozano<sup>5</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6337-3889>

<sup>1</sup>Instituto Tecnológico del Putumayo, Facultad de Ingeniería, Grupo de Investigación en Recursos Naturales Amazónicos (GRAM), Putumayo, Colombia, [lorena.agudelo@itp.edu.co](mailto:lorena.agudelo@itp.edu.co)

<sup>2</sup>Instituto Tecnológico del Putumayo, Facultad de Ingeniería, Semillero de Investigación Hinchas del Medio Ambiente, Putumayo, Colombia, [angiemunoz2020@itp.edu.co](mailto:angiemunoz2020@itp.edu.co)

<sup>3</sup>Instituto Tecnológico del Putumayo, Facultad de Ingeniería, Semillero de Investigación Hinchas del Medio Ambiente, Putumayo, Colombia, [valeriaenriquez2020@itp.edu.co](mailto:valeriaenriquez2020@itp.edu.co)



<sup>4</sup>Instituto Tecnológico del Putumayo, Facultad de Ingeniería, Grupo de Investigación en Recursos Naturales Amazónicos (GRAM), Putumayo, Colombia, asilva@itp.edu.co

<sup>5</sup>Instituto Tecnológico del Putumayo, Facultad de Ingeniería, Grupo de Investigación en Recursos Naturales Amazónicos (GRAM), Putumayo, Colombia, gabriela.lozano@itp.edu.co

Autora para correspondencia: Lorena Agudelo-Obando, lorena.agudelo@itp.edu.co

## Resumen

El río Mulato abastece de agua para consumo humano el centro del municipio de Mocoa, departamento del Putumayo, Colombia. Las fuentes hídricas de esta zona del país no cuentan con estudios de calidad actualizados. Por ello, en el presente artículo se informa el análisis de los parámetros fisicoquímicos: pH, turbidez, OD, DBO<sub>5</sub> conductividad, temperatura, DQO y SST; posteriormente, se comparó el análisis estadístico con la normatividad colombiana y se estableció el ICA. Se evidenció que el río Mulato recibe las cargas contaminantes de 35 vertimientos provenientes de dos quebradas tributarias, que incidieron en las alteraciones de los parámetros de turbiedad y pH; en cuanto a la primera, en la parte media el valor fue de 6.38 NTU, el más alto de 3 NTU y en la zona baja de 3.73 NTU; el segundo referente al pH se encuentra entre 5.6 y 5.8. Con los datos obtenidos de las muestras de agua de las tres zonas, tomadas *in situ* y *ex situ*, se estableció que aunque existe

cierto grado de turbidez y contaminación, la calidad del agua del río Mulato se encuentra en aceptable, con alerta verde.

**Palabras clave:** aguas residuales, análisis fisicoquímicos, saneamiento básico, gestión ambiental.

### Abstract

The Mulato River supplies water for human consumption to the center of the municipality of Mocoa, department of Putumayo; the water sources in this area of Colombia do not have updated quality studies. Therefore, this study focused on the analysis of the physicochemical parameters: pH, turbidity, OD, DBO<sub>5</sub>, conductivity, temperature, DQO and SST, then the statistical analysis was compared with Colombian regulations and the ICA was established. It was found that the Mulato River receives pollutant loads from 35 discharges from two tributary streams, which had an impact on the alterations of the turbidity and pH parameters; as for the first, in the middle part the value was 6.38 NTU, the highest of the three points, and in the lower zone, 3.73 NTU, and the second, referring to pH, is between 5.6 and 5.8. With the data obtained from the water samples of the three zones, taken in situ and ex situ, it was established that, although there is a certain degree of turbidity and contamination, the water quality of the Mulato River is acceptable with a green alert.

**Keywords:** Wastewater, physicochemical analysis, basic sanitation, environmental management.

Recibido 29/07/2021

Aceptado 20/04/2022

Publicado online: 07/07/2022

## Introducción

Colombia es un territorio conocido a nivel mundial por su riqueza hídrica y biodiversidad, importantes en el desarrollo de diferentes actividades económicas. Domínguez, Rivera, Vanegas y Moreno (2008) afirman que la oferta hídrica de aguas superficiales en Colombia es de 1 150 km<sup>3</sup> al año, una estimación alta en cuanto al sistema de abastecimiento del recurso en el país; uno de los sectores con mayor demanda de agua es el agrícola. En el país existen cuatro vertientes principales: Caribe, Pacífico, Orinoco y Amazonas. Cerca del 70 % de la población está asentada en las vertientes del Caribe, siendo los ríos Cauca y Magdalena los más representativos; en las vertientes del Orinoco y el Amazonas se encuentran los ríos más caudalosos del país (Gualdrón, 2018). Dentro de la hidrografía colombiana, uno de los componentes hídricos de gran relevancia en el país es el río Amazonas, una fuente natural y representativa, que abarca una serie de procesos, los cuales aportan a la dinámica ambiental que se desarrolla en la zona. Conforme a lo expuesto por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) (IDEAM, 2015), en los resultados del estudio nacional de aguas se estima que el mayor caudal medio obtenido en el río Amazonas corresponde al 35.111 m<sup>3</sup>/s en el mes de mayo, mientras que en septiembre los análisis estadísticos arrojaron un dato de 18.797 m<sup>3</sup>/s.



Dicha variación puede ser ocasionada por dos aspectos principales: el extenso recorrido y las diferentes condiciones climáticas que se presentan en la zona.

En la Amazonía colombiana, pese a ser conocida como una zona rica en recursos naturales, sus fuentes hídricas están expuestas a diferentes perturbaciones antrópicas, como vertimiento de aguas residuales sin tratamiento, disposición de residuos sólidos, actividades agrícolas, porcinas, ganadera y extracción de material de arrastre, que alteran las propiedades del agua, al igual que en otras zonas del país, como es el caso de la quebrada Jui, afluente del río Sinú, donde “los parámetros presentaron mayores concentraciones en las estaciones ubicadas en el área de predominio de la zona urbana, caracterizadas por la influencia de actividades antrópicas, como son vertimiento de aguas residuales domésticas, residuos sólidos, ganadería porcina y minería de arena” (Hernández, Pinedo, Paternina, & Marrugo, 2021). De acuerdo con Torres (2012), “los países en desarrollo en general se ubican en regiones de clima tropical y subtropical y son los que presentan las más bajas coberturas en recolección y tratamiento adecuado de aguas residuales domésticas”. Ante tal situación, los países implementan alternativas que les permiten tener un control de las aguas residuales, y minimizar el impacto en la salud humana y de los ecosistemas. Buelow *et al.* (2020) destacan que los ecosistemas y su dinámica natural han estado gravemente amenazados por las descargas de aguas residuales y su inevitable control; esto lo verifican Salma, Hossain, Hussain y Hasan (2020) cuando afirman que las aguas residuales se constituyen como fuentes receptoras para la propagación de microbios y la resistencia de

éstos en el medio ambiente. Estas descargas no sólo afectan los ecosistemas acuáticos, sino que generan problemas de salud en las comunidades y, sobre todo, reducen la posibilidad de darles otros usos a las fuentes hídricas. Empleando las palabras de García (2018), en los estudios de calidad, otra de las variables asociadas es el crecimiento poblacional y las actividades de subsistencia, como es el caso de la agricultura, como lo afirman Jaramillo, Cardona y Galvis (2020). Dentro de la región amazónica se encuentra el río Putumayo, ubicado en el municipio de San Francisco, con un área total de 1 479 ha. El caudal hídrico corresponde a  $2.96 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ . Este río es utilizado para abastecimiento del casco urbano del municipio de San Francisco (Corpoamazonia, 2010). Una de las problemáticas de los ríos ubicados en la zona del sur de Colombia es la falta de estudios de calidad, por tal razón sus resultados se tornan poco claros y veraces en cuanto a la información obtenida (Barrera, 2017). De la misma manera, Rodríguez (2012) refiere esta situación como una crisis de gobernabilidad sobre el recurso, pues la articulación de políticas públicas han ido en descenso, lo que ha implicado un descontrol sobre los sectores productivos que demandan grandes cantidades de agua en sus industrias o empresas, como también en los hogares de la población. La situación expuesta es vivida en el departamento del Putumayo, lugar en el que ninguno de los 13 municipios que lo conforman dispone de agua potable ni de una planta de tratamiento para las aguas residuales. Por otra parte, los sistemas de abastecimiento y suministro de agua constituyen uno de los factores importantes para el aprovisionamiento, calidad y bienestar de vida de la población. Dichos mecanismos van enteramente arraigados a la sostenibilidad ambiental y económica, las cuales dan paso a la construcción y estructuración de

entes prestadores de servicios de agua. Dichos servicios están fundamentados bajo el cumplimiento del pago de tarifas monetarias que deben tener un nivel óptimo y considerable respecto a los costos de servicio y la capacidad de pago que pueden tener los usuarios que lo utilizan (Briseño & Rubiano, 2018).

A nivel local, en el municipio de Mocoa, el manejo de acueductos es direccionado por la empresa servicios públicos Aguas Mocoa S.A. E.S.P., entidad que gestiona y promueve el suministro de agua a la población urbana y rural del territorio. De entre las fuentes de abastecimiento se encuentra el río Mulato, el cual surte a cierta parte del centro del municipio y donde se desarrolla una dinámica socioeconómica (UNGRD (2018). En términos de la gestión del recurso hídrico, las empresas prestadoras del servicio de acueducto están obligadas a realizar un plan de seguimiento y monitoreo de vertimientos, en razón de que las aguas residuales sin ningún tratamiento están ocasionando cambios significativos en la calidad. En estas tres últimas décadas, los efectos negativos generados sobre los recursos hídricos han llevado a una constante preocupación ambiental, que cada vez gana más adeptos, como lo afirman Oñate y Cortés (2020). Este estudio se realizó en la microcuenca del río Mulato, localizada hacia el centro del municipio de Mocoa y al occidente del sector urbano, en el departamento del Putumayo; desemboca sobre el río Mocoa, en el piedemonte amazónico, sobre el borde oriental de la Codillera Oriental, haciendo parte de la cuenca del río Caquetá y a nivel nacional de la gran cuenca del río Amazonas; es fuente abastecedora del acueducto central de Mocoa. Pertenecen al área de influencia de la microcuenca un total de 10 059

personas, representadas en 2 448 familias; hay dos resguardos indígenas, Camentsa Biya e Inga, que poseen un área de 556.37 ha en Baldíos, un área de protección minera (Corpoamazonia, 2011). En su cuenca media, la intervención antrópica y los asentamientos humanos son evidentes, en donde predominan viviendas rurales, junto con mosaicos de pastos con espacios naturales y bosques secundarios. En su tránsito por las veredas San Luis de Chontayaco y El Líbano, la corriente transita por el resguardo indígena Inga de Líbano, la cual comparte territorio con múltiples arreglos de viviendas rurales construidas y ubicadas linealmente al cauce principal del río Mulato —en ocasiones en zonas vulnerables a los efectos de los eventos generadores de amenaza hidrofuvio torrencial—, las cuales fueron afectadas seriamente por el evento catastrófico del 31 de marzo de 2017 (UNGRD, 2018).

El objetivo del artículo es presentar información sobre el análisis de los parámetros fisicoquímicos que fueron evaluados para hallar el ICA de la fuente hídrica río Mulato, teniendo en cuenta que los ríos del Putumayo en su proceso de gestión no disponen con información actualizada referente a la calidad del agua, que sumado al crecimiento poblacional y la falta de alternativas desaneamiento básico están generando que la comunidad disponga de las aguas residuales sin ningún tratamiento, y que ésta sea utilizada por los acueductos como fuente de abastecimiento para consumo humano.

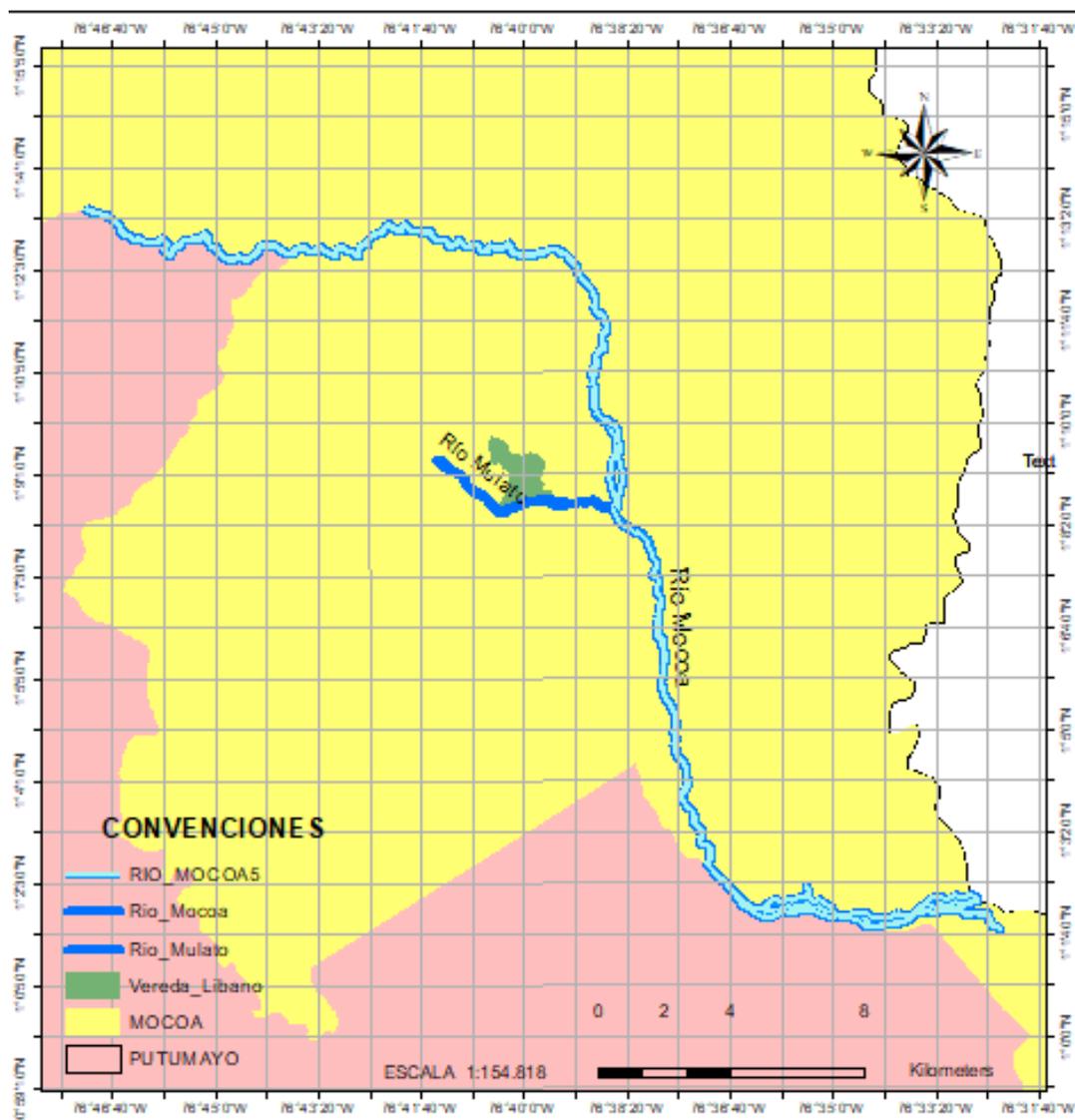
## Materiales y métodos

Las aguas residuales objeto de estudio procedieron de la vereda El Líbano, ubicada en el municipio de Mocoa, las cuales son vertidas en el río Mulato. Para el estudio se dividió la zona en alta (donde aparece la bocatoma); media (primera quebrada tributaria), y baja (segunda quebrada tributaria). En el recorrido se identificaron y caracterizaron los vertimientos, y se evaluaron los parámetros fisicoquímicos. El proceso de identificación y caracterización de los vertimientos tuvo en cuenta las siguientes variables: coordenada, tipo de vertimiento, caudal y procedencia. El análisis fisicoquímico se orientó por medio de los parámetros pH, conductividad, demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, oxígeno disuelto, sólidos suspendidos totales, temperatura, turbiedad, color y olor. El protocolo, la toma de muestras y los resultados fueron desarrollados por el laboratorio LAGSA, certificado por el IDEAM.

## Área de estudio

Mocoa es uno de los municipios de Colombia, se ubica en la parte norte del departamento del Putumayo, en las coordenadas 1° 08' 57" N, 76° 38' 47" O, con una superficie de 1 263 km<sup>2</sup> y una temperatura de 24.8 °C, y un clima tropical según datos de la alcaldía municipal; el río Mulato está al occidente del municipio de Mocoa (Figura 1); atraviesa el suroccidente del municipio y durante su trayecto recorre lugares como los siguientes: vereda El Líbano, barrio Miraflores, avenida 17 de julio, barrio

Centro, barrio 5 de enero y barrio El Naranjito. La importancia ecológica es diversa, permite albergar a sus alrededores riqueza y abundancia de especies. Recibe cargas contaminantes de centros poblados en su área de influencia, como el vertimiento de aguas residuales, actividades ganaderas, extracción de material de arrastre y actividades agrícolas.



**Figura 1.** Localización geográfica de la zona de estudio.

Para la identificación y caracterización de vertimientos se subdividió la zona en tres partes: zona alta, en la que se ubica la bocatoma del acueducto de la vereda; zona media, donde aparece la primera quebrada tributaria, primer afluente del río Mulato; y zona baja, en su trayecto se encuentra la segunda quebrada tributaria.

Se confirmó un total de 35 vertimientos de aguas residuales, los cuales se detallan en la Tabla 1, clasificados como aguas de tipo doméstico o grises y, aguas negras provenientes de inodoros. Estos dos tipos de aguas residuales se combinaron en varios puntos en un solo tipo de tubería para llegar a su disposición en suelo y/o agua. Además, se verificó la toma del caudal volumétrico, y se clasificó según la zona de ubicación (alta, media, baja), a fin de establecer la magnitud y diferencia de la concentración que se vierte en el río. En seguida se describieron los puntos de mayor perturbación; se estimó el tipo de flujo; medición del material de la tubería; lugar del vertimiento dispuesto; tipo de vertimiento; altitud, y sus respectivas coordenadas. Los puntos de vertimientos se organizaron de manera gráfica en la Figura 2.

**Tabla 1.** Identificación y caracterización de los vertimientos de la vereda El Líbano.

| Fecha     | Núm. de monitoreo | Coordenada vertimiento |               | Tipo de vertimiento |          | Caudal (l/s) | Lugar de procedencia |
|-----------|-------------------|------------------------|---------------|---------------------|----------|--------------|----------------------|
|           |                   | N                      | W             | Intermitente        | Continuo |              |                      |
| 4/11/2020 | 1                 | 01° 08' 32.6"          | 76° 40' 22.8" |                     | X        | 0.16286645   | Vivienda y galpón    |
| 4/11/2020 | 2                 | 01° 08' 33.9"          | 76° 40' 21.2" |                     | X        | 0.00449059   | Lavadero             |
| 4/11/2020 | 3                 | 01° 08' 34.0"          | 76° 40' 21.1" |                     | X        | 0.01807229   | Sanitario            |

| Fecha     | Núm. de monitoreo | Coordenada vertimiento |                | Tipo de vertimiento |          | Caudal (l/s) | Lugar de procedencia                                   |
|-----------|-------------------|------------------------|----------------|---------------------|----------|--------------|--|
|           |                   | N                      | W              | Intermitente        | Continuo |              |  |
| 4/11/2020 | 4                 | 01° 08' 38.1"          | 76° 40' 19.6"  | X                   |          |              | Sanitario y lavadero                                   |
| 4/11/2020 | 5                 | 01° 08' 39.7"          | 76° 40' 12.5"  | X                   |          |              | Sanitario  |
| 4/11/2020 | 6                 | 01° 08' 37.7"          | 76° 40' 17.0"  | X                   |          |              | Sanitario y aguas residuales domésticas grises (ducha) |
| 4/11/2020 | 7                 | 01° 08' 46.2"          | 76° 39' 58.3"  |                     | X        | 0.05164934   | Sanitario y aguas residuales domésticas                |
| 4/11/2020 | 8                 | 01° 08' 46.3"          | 76° 39' 58.2"  |                     | X        | 0.00402659   | Sanitarios y aguas residuales domésticas               |
| 4/11/2020 | 9                 | 01° 08' 47.6"          | 76° 39' 57.4"  |                     | X        | 0.02068224   | Sanitarios y aguas residuales domésticas               |
| 4/11/2020 | 10                | 01° 08' 47.2"          | 76° 39' 56.5"  | X                   |          |              | Aguas residuales domésticas grises y sanitarios        |
| 4/11/2020 | 11                | 01° 08' 47.3"          | 76° 39' 56.4"  |                     | X        | 0.02519167   | Aguas residuales domésticas grises, sanitario          |
| 4/11/2020 | 12                | 01° 08' 47.5"          | 76° 39' 56.4"  | X                   |          |              | Sanitarios y aguas residuales domésticas grises        |
| 4/11/2020 | 13                | 01° 08' 47.1"          | 76° 39' 56.3"  | X                   |          |              | Aguas residuales grises (cocina)                       |
| 4/11/2020 | 14                | 01° 08' 47.5"          | 76° 39' 56.5"  |                     | X        | 0.00305491   | Aguas residuales domésticas y sanitarios               |
| 4/11/2020 | 15                | 01° 08' 47.4"          | 76° 39' 56.1"  |                     | X        | 0.03571173   | Aguas residuales domésticas grises y sanitarios        |
| 4/11/2020 | 16                | 01° 08' 47.3"          | 76° 39' 56.1"  | X                   |          |              | Aguas residuales domésticas grises                     |
| 4/11/2020 | 17                | 01° 08' 47.5"          | 76° 39' 56.1"  | X                   |          |              | Aguas residuales domésticas grises                     |
| 4/11/2020 | 18                | 01° 08' 47.6"          | 76° 39' 56.0"  | X                   |          |              | Aguas residuales domésticas grises                     |
| 4/11/2020 | 19                | 01° 08' 47.7"          | 76° 39' 55.3 " | X                   |          |              | Aguas residuales domésticas grises                     |

| Fecha     | Núm. de monitoreo | Coordenada vertimiento |               | Tipo de vertimiento |          | Caudal (l/s) | Lugar de procedencia   |
|-----------|-------------------|------------------------|---------------|---------------------|----------|--------------|--|
|           |                   | N                      | W             | Intermitente        | Continuo |              |  |
| 4/11/2020 | 20                | 01° 08' 47.6"          | 76° 39' 55.7" | X                   |          |              | Aguas residuales domésticas grises   |
| 4/11/2020 | 21                | 01° 08' 47.5"          | 76° 39' 55.8" |                     | X        | 0.59535622   | Sanitarios y aguas residuales domésticas grises (lavadero, ducha)          |
| 4/11/2020 | 22                | 01° 08' 47.9"          | 76° 39' 55.7" |                     | X        | 0.16617737   | Sanitarios y aguas residuales domésticas grises                            |
| 4/11/2020 | 23                | 01° 08' 49.8"          | 76° 39' 55.6" |                     | X        | 0.1997071    | Sanitarios y aguas residuales domésticas grises                            |
| 4/11/2020 | 24                | 01° 08' 49.9"          | 76° 39' 57.1" | X                   |          |              | Aguas residuales domésticas grises (cocina)                                |
| 4/11/2020 | 25                | 01° 08' 47.2"          | 76° 39' 53.2" |                     | X        | 0.6          | Aguas residuales domésticas negras   |
| 4/11/2020 | 26                | 01° 08' 47.2"          | 76° 39' 53.3" |                     | X        | 0.00308642   | Aguas residuales domésticas negras   |
| 4/11/2020 | 27                | 01° 08' 47.2"          | 76° 39' 53.2" | X                   |          |              | Aguas residuales domésticas grises (cocina)                                |
| 4/11/2020 | 28                | 01° 08' 47.1"          | 76° 39' 53.3" |                     | X        | 0.2          | Sanitarios y aguas residuales domésticas grises                            |
| 4/11/2020 | 29                | 01° 08' 47.0"          | 76° 39' 53"   | X                   |          |              | Aguas residuales domésticas grises (cocina y lavadero)                     |
| 4/11/2020 | 30                | 01° 08' 46.4"          | 76° 39' 53.3" | X                   |          |              | Aguas residuales domésticas grises (cocina y ducha)                        |
| 4/11/2020 | 31                | 01° 08' 46.2"          | 76° 39' 53.3" |                     | X        | 0.49742995   | Sanitarios y aguas residuales domésticas grises (cocina, lavadero y ducha) |
| 4/11/2020 | 32                | 01° 08' 45.9"          | 76° 39' 53.2" |                     | X        | 0.13636364   | Sanitarios y aguas residuales domésticas grises (cocina, ducha)            |
| 4/11/2020 | 33                | 01° 08' 45.9"          | 76° 39' 53.0" | X                   |          |              | Aguas residuales domésticas grises (cocina)                                |

| Fecha     | Núm. de monitoreo | Coordenada vertimiento |               | Tipo de vertimiento |          | Caudal (l/s) | Lugar de procedencia                                   |
|-----------|-------------------|------------------------|---------------|---------------------|----------|--------------|--|
|           |                   | N                      | W             | Intermitente        | Continuo |              |  |
| 4/11/2020 | 34                | 01° 08' 45.6"          | 76° 39' 54.0" | X                   |          |              | Aguas residuales domésticas grises (cocina y lavadero) |
| 4/11/2020 | 35                | 01° 08' 45.4"          | 76° 39' 52.2" | X                   |          |              | Aguas residuales domésticas grises (cocina y lavadero) |



**Figura 2.** Localización geográfica de vertimientos.

## Aforo del río Mulato

La Tabla 2 muestra la medición del caudal. Para ello, se seleccionó un tramo de aproximadamente 20 metros de largo por 12 metros de ancho, que presentó un cauce amplio con alta manifestación de material rocoso, lo cual implica que el río mantenga una fuerte corriente torrencial.

**Tabla 2.** Caudal ( $Q$ ) del tramo alto del río Mulato.

| Velocidad (V)               |            | Área (A)         |           | Caudal (V * A)          |
|-----------------------------|------------|------------------|-----------|-------------------------|
| Distancia del recorrido (m) | Tiempo (s) | Profundidad (cm) | Ancho (m) |                         |
| 20                          | 12.85      | 14               | 12        | 5.119 m <sup>3</sup> /s |
| 20                          | 18.43      | 26               | 12        |                         |
| 20                          | 19.64      | 32               | 12        |                         |
| 20                          | 21.44      | 40               | 12        |                         |
| 20                          | 16.37      | 41               | 12        |                         |
| 20                          | 23.06      | 72               | 12        |                         |
| 20                          | 20.47      | 57               | 12        |                         |
| 20                          | 19.79      | 56               | 12        |                         |
| 20                          | 23         | 48               | 12        |                         |
| 20                          | 17.85      | 42               | 12        |                         |
| 20                          | 24.39      | 45               | 12        |                         |
| 20                          | 23.22      | 40.5             | 12        |                         |
| Promedio                    | 20.04      | 42.79            |           |                         |

## Recolección y análisis de muestras

Para evaluar los parámetros fisicoquímicos pH, temperatura, oxígeno disuelto, color y olor, se procedió de manera *in situ*, y los parámetros demanda química de oxígeno, demanda biológica de oxígeno, turbiedad y sólidos suspendidos totales (*ex situ*) de forma puntual. La muestra de cada parámetro *in situ* y *ex situ* mencionados requirió tomar muestras de agua homogenizadas en las zonas alta, media y baja, recolectadas bajo los criterios de colecta establecidos para estos casos. El análisis de dichos parámetros requirió de la toma de muestras de agua en la zona alta, media y baja, a fin de conocer las propiedades fisicoquímicas que estaban siendo alteradas por los vertimientos de la vereda. Los métodos utilizados por el laboratorio LAGSA fueron los dispuestos en la Tabla 3.

**Tabla 3.** Técnicas para el muestreo y análisis de parámetros fisicoquímicos.

| Parámetro                     | Método                             | Unidades             |
|-------------------------------|------------------------------------|----------------------|
| pH                            | SM 4500-H+B                        | Unidades de pH       |
| Conductividad                 | SM 2510 B                          | μS/cm                |
| Demanda química de oxígeno    | SM 5220 D                          | mg O <sub>2</sub> /l |
| Demanda bioquímica de oxígeno | SM 5210 B, SM 4500O-C, SM 4500 O-G | mg O <sub>2</sub> /l |
| Oxígeno disuelto              | ASTM D888 Met C                    | mg O <sub>2</sub> /l |
| Sólidos suspendidos totales   | SM 2540 D                          | mg/l                 |
| Temperatura                   | SM 2550 B                          | °C                   |
| Turbiedad                     | SM 2130 B                          | NTU                  |

## Muestreo en la zona alta

La zona seleccionada para el primer punto de muestreo fue la bocatoma, fuente de abastecimiento del sistema de acueducto. Se realizó el muestreo *in situ* (a) en el punto seleccionado y *ex situ* (b) en la toma de muestras homogenizadas para los parámetros descritos. Para la DQO, se debieron añadir como conservante 15 gotas de ácido sulfúrico, así la muestra mantuvo un  $\text{pH} < 2$ .

## Muestreo en la zona media

En este punto se identificó la primera quebrada tributaria afluente del río Mulato que vierte flujos de tipo intermitente. El punto de muestreo de los parámetros se hizo en un caudal medio con poco torrente, sin choque de rocas y profundidad media.

## Muestreo en la zona baja

En este sector se reconocieron cerca de 28 vertimientos de flujo continuo e intermitente a lo largo del trayecto de la quebrada. También se observó una serie de perturbaciones, y se confirmó la presencia de vectores, como moscas y malos olores, debido a la descarga de agua residual. En seguida y para tomar los parámetros fisicoquímicos *in situ*, fue necesario hacerlo

unos metros abajo, en la fuente hídrica, a fin de conocer su variabilidad en el río. Se hizo la toma de parámetros *ex situ* (turbiedad, SST, DQO, DBO<sub>5</sub>). En la Tabla 4 se registran los datos recolectados en campo.

**Tabla 4.** Resultados de campo para cada zona del río Mulato.

| Ítem                    | Punto 1       | Punto 2       | Punto 3       |
|-------------------------|---------------|---------------|---------------|
| Punto de muestreo       | Bocatoma      | Zona media    | Zona baja     |
| Fecha (a/m/d)           | 20/10/2020    | 20/10/2020    | 20/10/2020    |
| Latitud (N)             | 1° 08' 32.1"  | 01° 08' 38.9" | 01° 08' 43.9" |
| Longitud (W)            | 76° 40' 20.5" | 76° 40' 08.4" | 76° 39' 50.3" |
| pH (unidades de pH)     | 5.60          | 5.80          | 5.67          |
| Temperatura agua (°C)   | 24.2          | 24.8          | 25.2          |
| Conductividad (µS/cm)   | 67.6          | 65.2          | 67.2          |
| Oxígeno disuelto (mg/l) | 7.34          | 7.13          | 7.19          |
| Olor*                   | Aceptable     | Aceptable     | Inaceptable   |
| Color*                  | < 10          | < 10          | > 10          |

\*Parámetros organolépticos.

## Resultados

Dentro de los datos recogidos en la investigación, en términos de la caracterización de los vertimientos procedentes de la vereda El Líbano y las propiedades fisicoquímicas del río Mulato, se obtuvieron los siguientes resultados.

Se caracterizaron 35 vertimientos procedentes de dos quebradas tributarias, expuestos en la Tabla 1, procedentes de las aguas residuales domésticas.

El caudal evaluado en el río Mulato fue de 5.119 m<sup>3</sup>/s (se puede observar en la Tabla 2). Según la RAS 2000, en los numerales 3.4.2.6, con este caudal se categoriza como una fuente hídrica ecológica, ya que mantiene un nivel adecuado para la captación de agua dentro del sistema de abastecimiento para consumo humano y, sobre todo, para la permanencia de procesos ecológicos, como es la vegetación ribereña, situada a lo largo del margen de su recorrido. Además, estar situado en una zona Amazónica implica la presencia de altas precipitaciones, lo que genera el aumento del caudal del río y la capacidad de depuración del mismo.

Para el cálculo del caudal se procedió con las siguientes operaciones:

- Cálculo de la velocidad:

$$V = \frac{D}{t} V = \frac{20 \text{ m}}{20.04 \text{ seg}}$$

$$V = 0.998 \frac{\text{m}}{\text{seg}}$$

- Cálculo de área:



$$A = \text{profundidad} * \text{ancho}$$

$$A = 0.4279 \text{ m} * 12 \text{ m}$$

$$A = 5.13 \text{ m}^2$$

- Cálculo del caudal (Q):

$$Q = \text{velocidad} * \text{área}$$

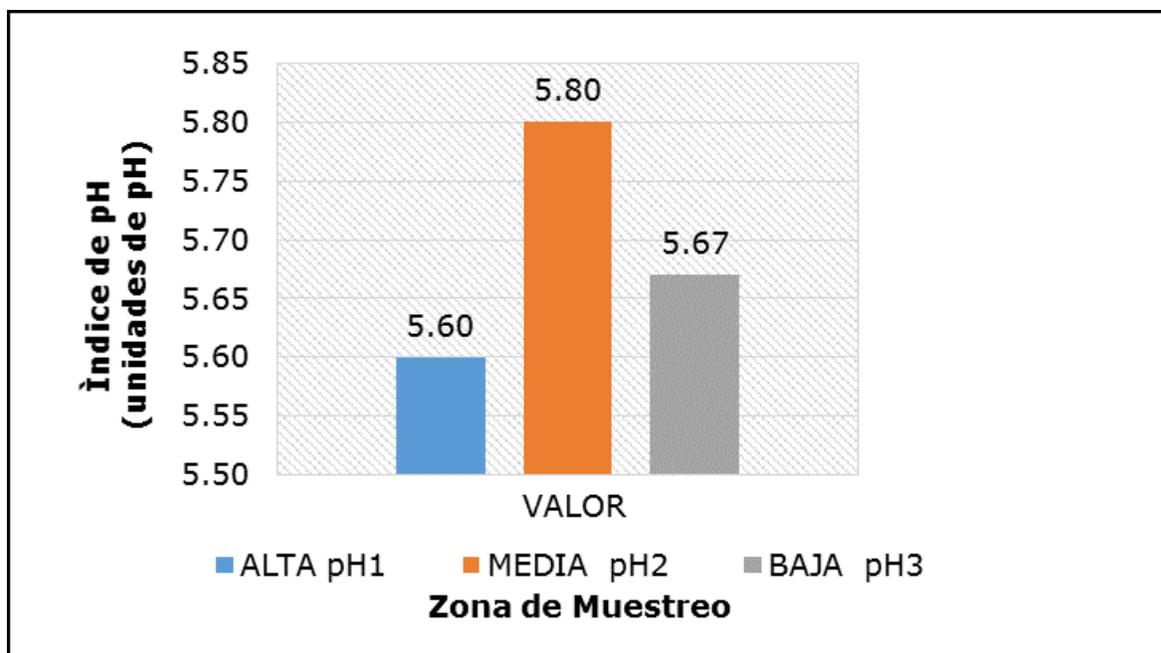
$$Q = 0.998 \frac{\text{m}}{\text{seg}} * 5.13 \text{ m}^2$$

$$Q = 5.119 \frac{\text{m}^3}{\text{seg}}$$

Los resultados de los análisis *in situ* y *ex situ* en las tres zonas delimitadas para el estudio permitieron comprender el comportamiento de la fuente y las alteraciones generadas por la descarga de aguas residuales domésticas al río Mulato, provenientes de la vereda El Líbano. Los parámetros estudiados fueron:

**pH.** El agua en las tres estaciones del río Mulato presentó un potencial de hidrógeno (pH) de 5.6 a 5.8 (Figura 3), es decir, una

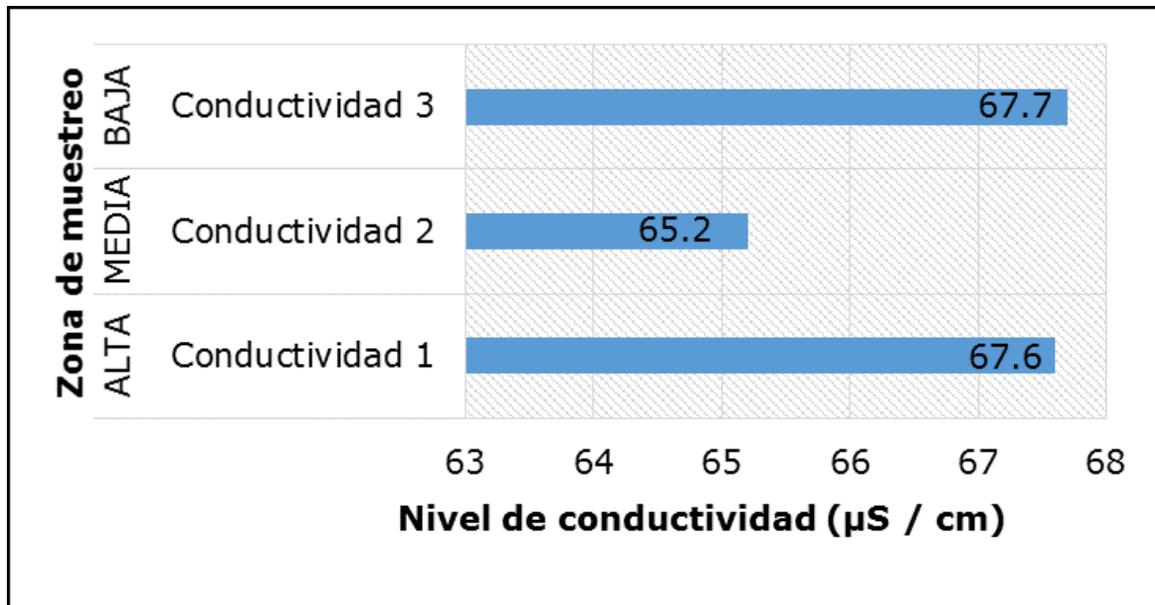
característica ácida. En las partes alta y baja del río, el pH no varió y se mantuvo en un rango entre 5.60 y 5.67; aunque hubo un incremento del parámetro en la zona media de 5.8, se observó que esta parte del río está expuesta a actividades humanas, como es el caso de la extracción de arena.



**Figura 3.** Estimación de variabilidad para el parámetro pH *in situ*.

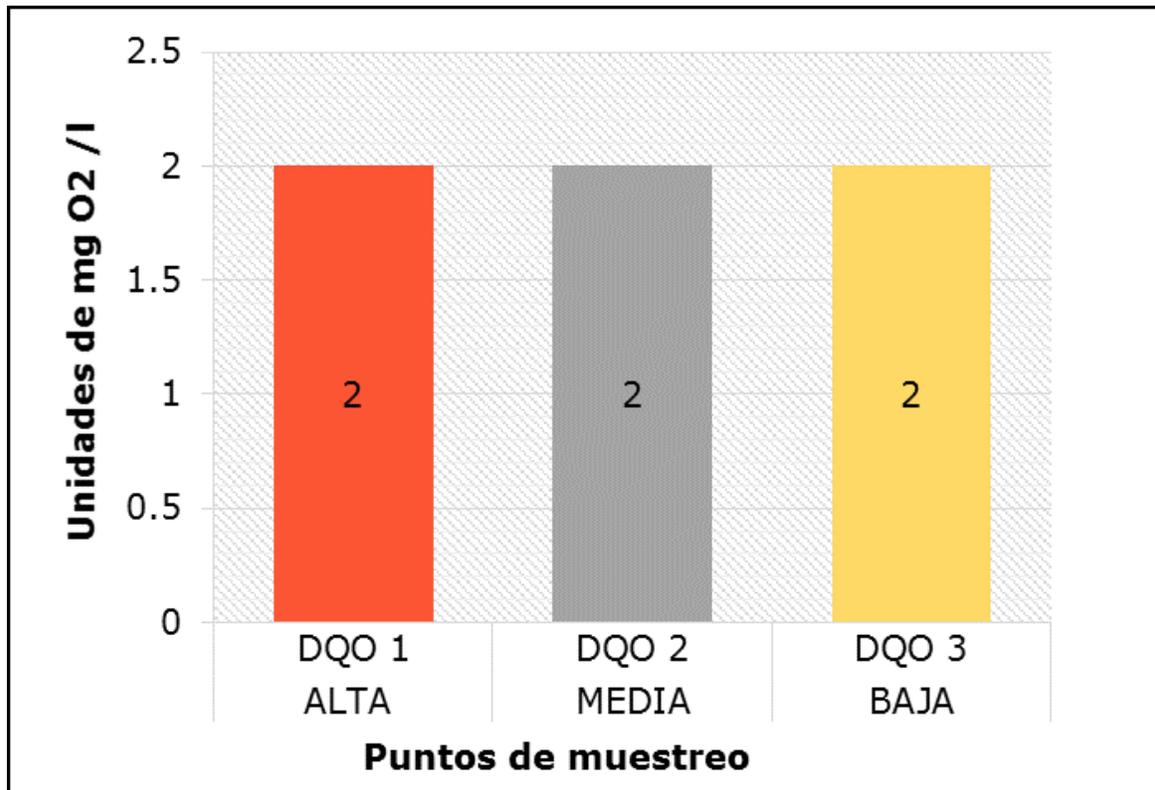
**Conductividad.** El valor más alto en relación con las tres zonas (Figura 4) se presentó en la parte alta y baja del río, con un puntaje entre 67.6 y 67.7  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , siendo este último influenciado por la quebrada tributaria que más afectación presentó en la descarga de vertimientos de aguas residuales. La zona media tuvo un valor bajo, con un 65.2  $\mu\text{S}/\text{cm}$  para las tres zonas; los valores estipulados quedaron dentro del rango

establecido por la RAS 2000 Título B, con un valor máximo permitido de 1.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .



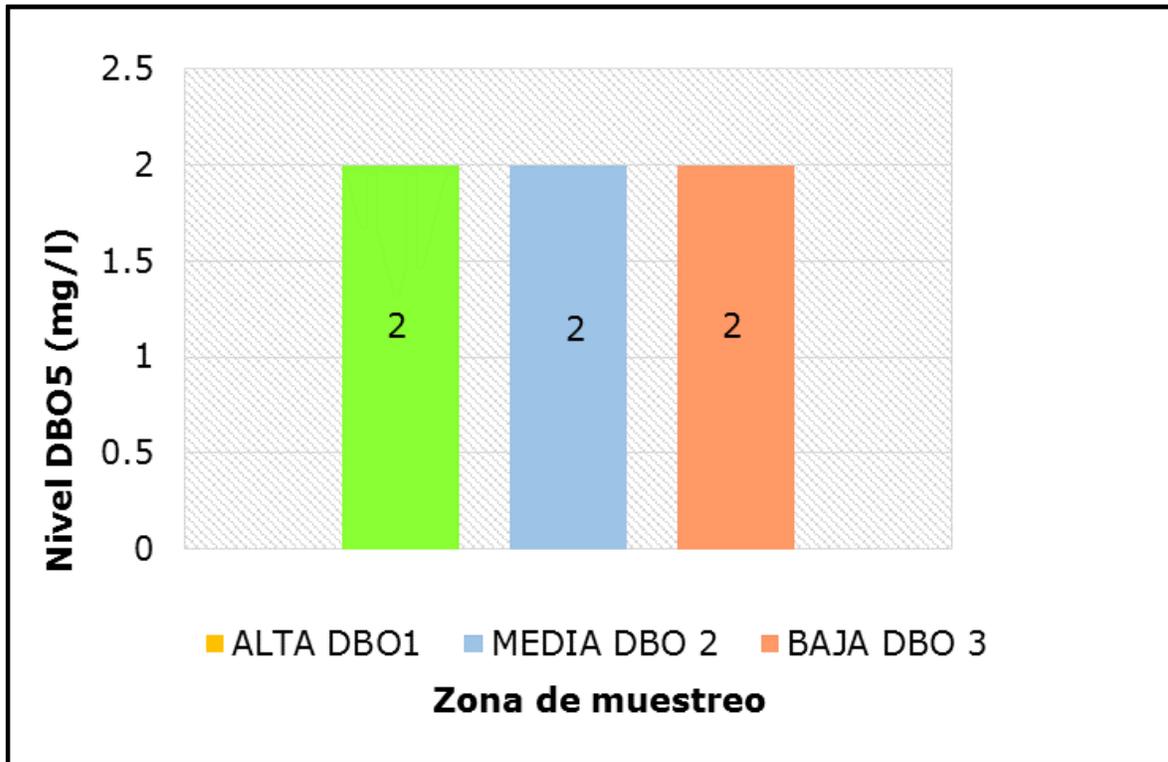
**Figura 4.** Valoración de conductividad.

**Demanda química de oxígeno.** En las tres zonas de muestreo se evidenció un equilibrio en la concentración de  $< 2 \text{ mg O}_2/\text{l}$ , según los análisis de laboratorio. Teniendo en cuenta los datos obtenidos en los tres puntos (Figura 5), el nivel  $< 2$  de DQO está dentro del rango establecido por la Resolución 0631 de 2015, que establece un valor máximo admisible de  $200 \text{ mg O}_2/\text{l}$ . Además, a esto se suma la autodepuración del río, ayudado por la presencia de material rocoso y las altas precipitaciones que generan crecimientos súbitos, lo que genera un constante cambio ecológico.



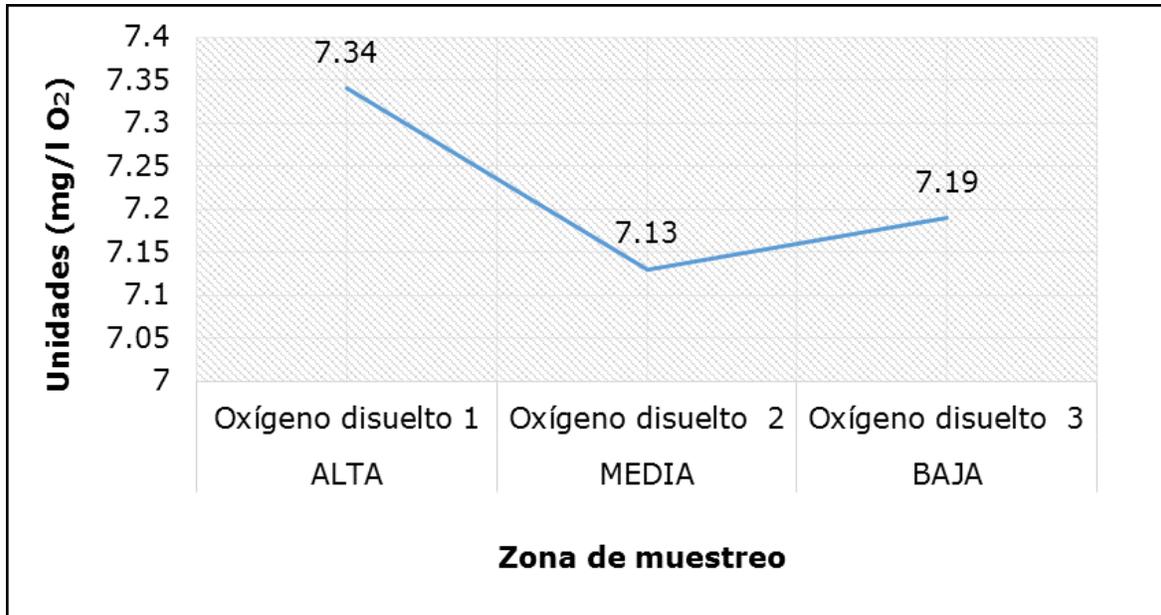
**Figura 5.** Comparación de parámetro DQO.

**Demanda biológica de oxígeno.** La tendencia equilibrada que se analizó, evidenció que en los tres puntos de muestreo no existe variabilidad alguna. En relación con los índices dados en las tres estaciones del río Mulato (Figura 6), dichos niveles de DBO<sub>5</sub> se mantuvieron en un equilibrio bajo de < 2, y entre el estándar estipulado por la RAS 2000, los rangos de 1 a 3 mg O<sub>2</sub>/l son dados como valores aceptables para la calidad de agua, en este caso, en la zona alta, en donde se encuentra la bocatoma.



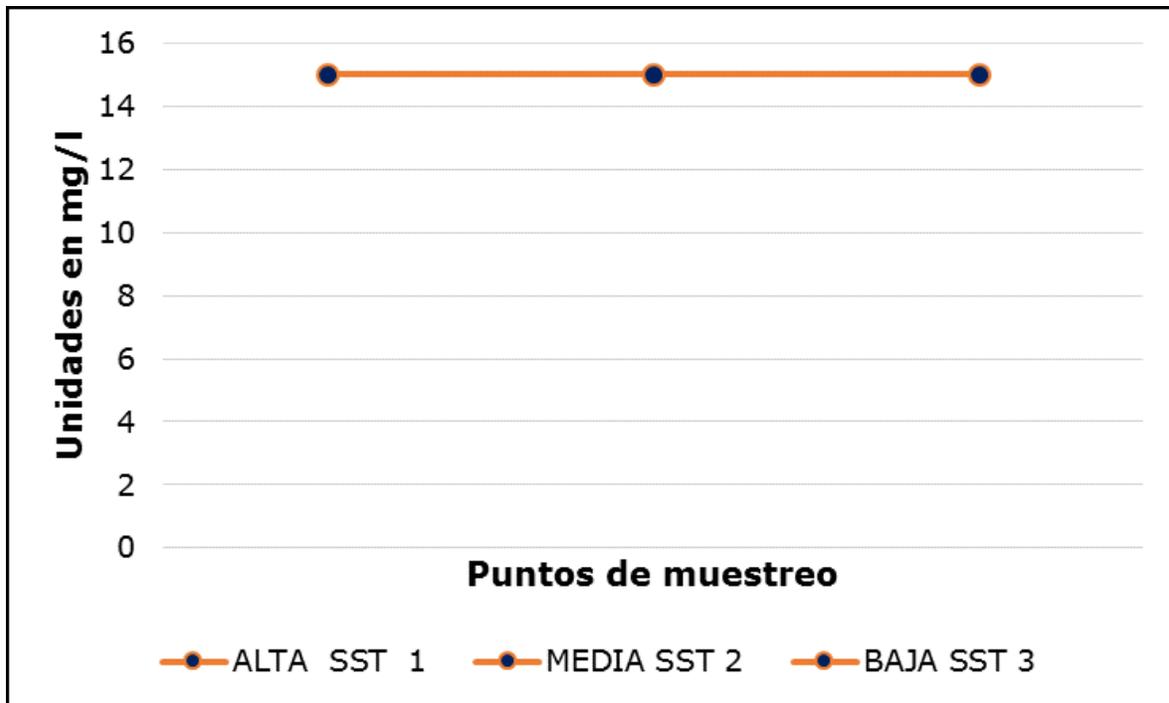
**Figura 6.** Comportamiento de la DBO<sub>5</sub>.

**Oxígeno disuelto.** Los tres puntos de muestreo en el río Mulato (Figura 7) presentaron un rango entre 7.19 y 7.34 mg/l O<sub>2</sub>, siendo el primero el valor más bajo para la primera zona y, el segundo el nivel más alto para el punto en el que se encuentra ubicada la bocatoma. Los balances estadísticos establecieron que con respecto a la resolución 1 096 de 2 000, este parámetro exige un valor admisible  $\geq 4.0$  para calificar a la fuente como aceptable.



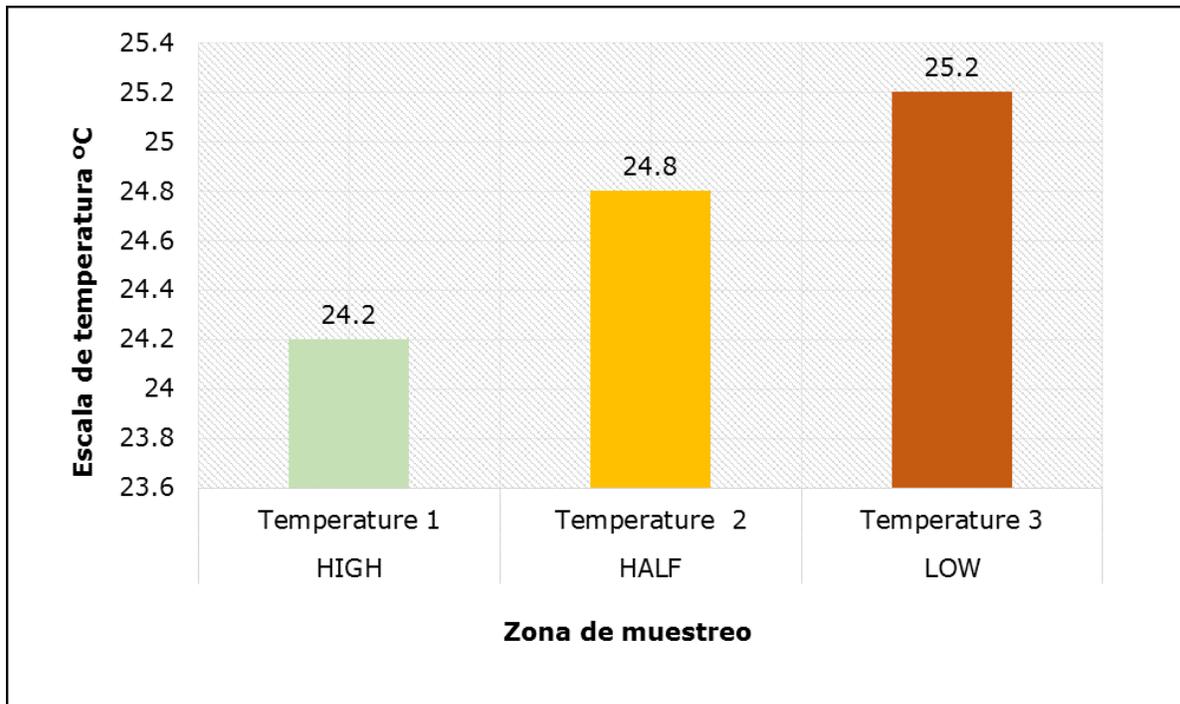
**Figura 7.** Medición de oxígeno disuelto.

**Sólidos suspendidos totales (SST).** En la Figura 8 se aprecia que la concentración de este parámetro se ponderó como  $< 15$  mg/l en las tres zonas de muestreo, lo cual evidencia que no hubo variación alguna y sí un valor constante en las tres. Los resultados estimados se encuentran dentro del límite máximo permisible de 100 mg/l.



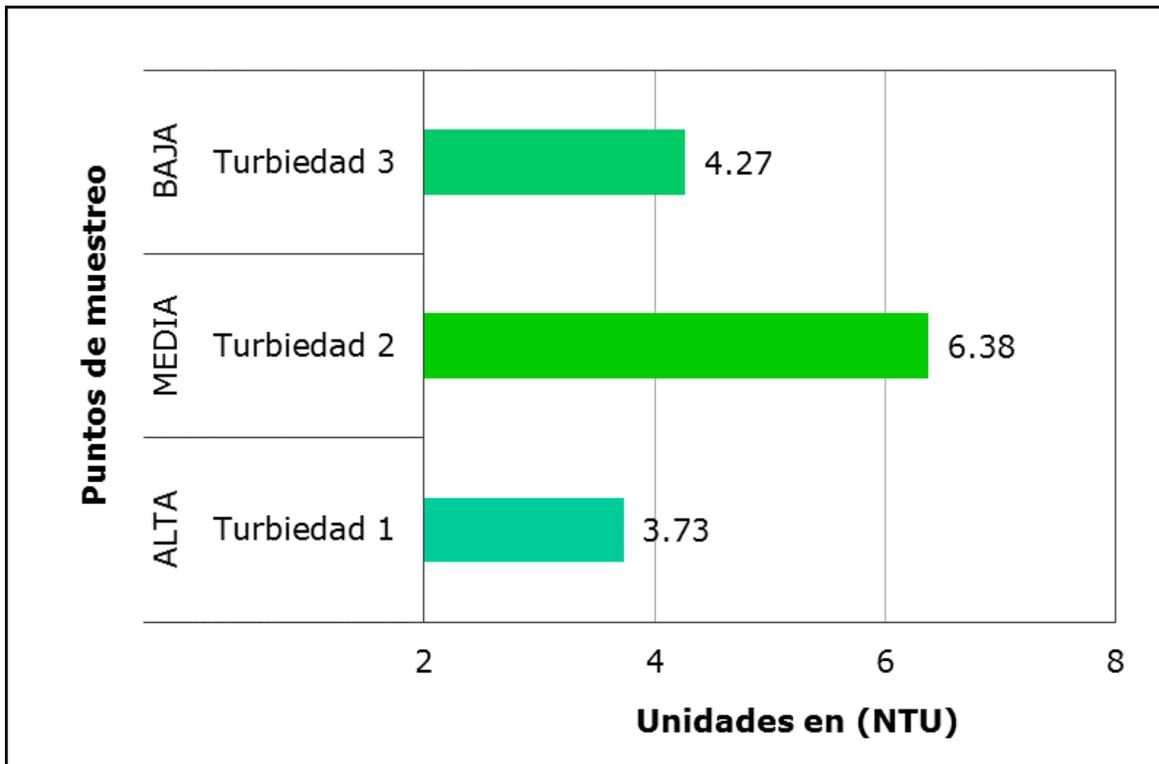
**Figura 8.** Concentración de STT.

**Temperatura.** La variación de la temperatura en las tres zonas estudiadas es notable, con respecto del incremento consecutivo de los grados en la fuente hídrica (Figura 9). En la zona alta de la bocatoma, se presenta una temperatura de 24.2 °C, mientras que en la zona media se incrementa en 0.6 °C; es decir, presenta una temperatura de 24.8 °C, con respecto de la primera. Pero en la zona baja se observa el mayor índice de temperatura, con un valor de 25.2 °C, tal vez debido a la falta de vegetación, pues no existe capacidad boscosa. El rango ponderado de la temperatura en las zonas alta, media y baja se encuentra en un nivel óptimo, y en una variable significativa para la estabilidad ecológica del sistema y otros factores.



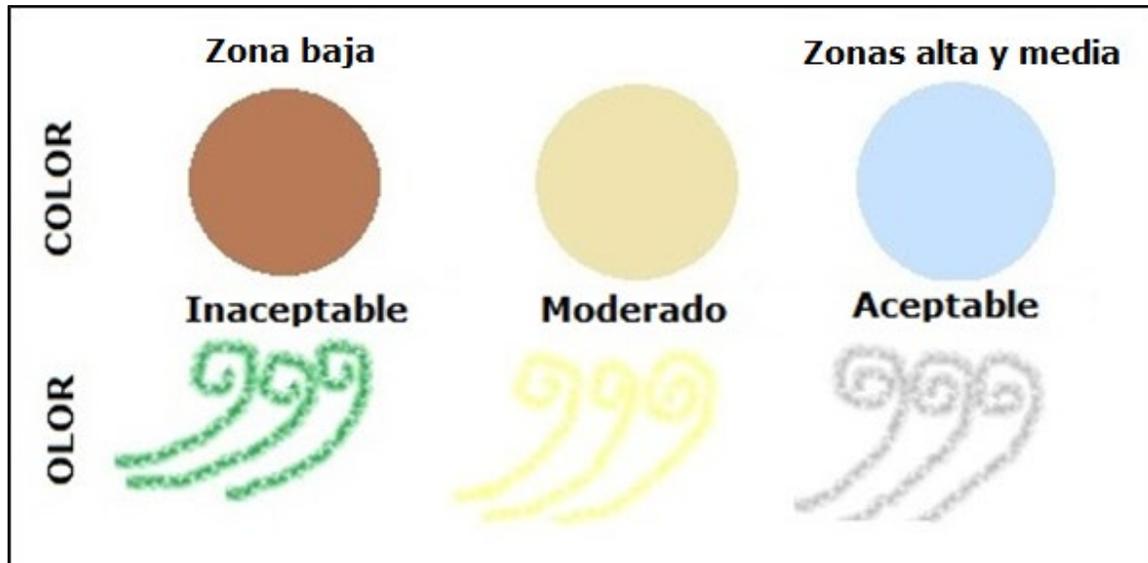
**Figura 9.** Valores de temperatura para las zonas alta, media y baja.

**Turbiedad.** La turbiedad evaluada presenta marcadas oscilaciones que varían en las tres zonas de muestreo e indican una vulnerabilidad en la fuente (Figura 10). Referente a este parámetro, el resultado de la turbiedad arrojó valores sobresalientes, pues el río está localizado sobre zona montañosa, bajo la vegetación y clima tropical, razón por la cual las precipitaciones son comunes. En el caso de la zona media, su valor fue de 6.38 NTU, el más alto de los tres puntos; y en la zona baja, de 3.73 NTU, estimación baja que sobrepasa el límite permitido. Si los niveles de turbiedad aumentan, pueden generar una resistencia en los microorganismos, que impediría una correcta desinfección del líquido.



**Figura 10.** Valores de turbiedad en las tres zonas de muestreo.

**Color y olor.** El análisis organoléptico evidenció que el parámetro de color en la zona alta y media es aceptable e inaceptable para la zona baja (Figura 11) debido a la perturbación generada por la descarga de aguas residuales en la quebrada. Asimismo, para el parámetro de olor en las zonas alta y media no se presentó alteración alguna; en la zona baja sí se alcanzan a percibir olores desagradables, producto de las aguas residuales que se vierten sin ningún tratamiento.



**Figura 11.** Valores de color y olor en las tres zonas de muestreo.

## Índice de calidad del agua para los puntos alto y bajo

Para determinar el índice de la calidad del agua del río Mulato, en las zonas alta y baja se tuvo en cuenta la guía metodológica del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM).

La fórmula que se empleó para encontrar el índice de cada parámetro asignado en las estaciones de muestreo fue:

$$ICA_{njk} = \left( \sum_{i=1}^n W_i * I_{ikjt} \right)$$

Donde  $ICA_{njt}$  es el índice de calidad del agua de una determinada corriente superficial, en la estación de monitoreo de la calidad del agua  $j$  en el tiempo  $t$ , evaluado con base en  $n$  variables;  $W_i$ , el ponderador o peso relativo asignado a la variable de calidad  $i$ ;  $I_{ikjt}$ , el valor calculado de la variable  $i$  (obtenido al aplicar la curva funcional o ecuación correspondiente) en la estación de monitoreo  $j$ , registrado durante la medición hecha en el trimestre  $k$  del periodo  $t$ ;  $n$  es el número de variables de calidad involucradas en el cálculo del indicador;  $n$  es igual a 5 o 6, según la medición del ICA que se seleccione.

Esta fórmula se usó para hallar el ICA promedio en las dos zonas muestreadas:

$$ICA \text{ Promedio }_{njt} = \sum_{k=1}^m \left( \sum_{i=1}^n W_i * I_{ikjt} \right) / m$$

Donde  $m$  es el número de muestreos en los cuales se midieron las variables de calidad involucradas en el cálculo del indicador  $1 \leq m \leq 4$ , si el periodo es anual.

Los cálculos realizados se compararon con lo que se determina en la normatividad colombiana, teniendo en cuenta que la fuente hídrica está siendo utilizada como abastecedora de un acueducto. El IDEAM establece descripción cualitativa y cuantitativa (Tabla 5).

**Tabla 5.** Calificación de calidad del agua según los valores que tome el ICA.

| <b>Categorías de valores que puede tomar el indicador</b> | <b>Calificación de la calidad del agua</b> | <b>Señal de alerta</b> |
|---|--|------------------------|
| 0.00-0.25   | Muy mala                                   | Rojo                   |
| 0.26-0.50   | Mala                                       | Naranja                |
| 0.51-0.70   | Regular                                    | Amarillo               |
| 0.71-0.90   | Aceptable                                  | Verde                  |
| 0.91-1.00   | Buena                                      | Azul                   |

Fuente: IDEAM (2015).

El ICA para la fuente hídrica río Mulato se presenta en La Tabla 6. El índice de calidad para la zona alta es de 0.76, y para la baja 0.758, es decir, que según la calificación del ICA, y teniendo en cuenta los parámetros de la Tabla 5 del IDEAM, la calidad del agua se considera aceptable y con señal de alerta verde, no representa peligro para la salud humana; sin embargo, no se hace referencia a un consumo directo, sino que el agua sometida a los tratamientos que establece la normatividad, puede ser utilizada para este fin. Pese a que la referencia del IDEAM y el resultado ICA es favorable, la empresa de acueducto debe tener en cuenta algunas variables, como el crecimiento poblacional, el asentamiento en estas zonas de Mocoa y los escasos recursos de la población rural para la

construcción de pozos sépticos que minimicen el impacto a las fuentes hídricas.

**Tabla 6.** Valores de índice de calidad de agua para cinco parámetros.

| Parámetro evaluador                   | Unidades de medida         | Valor índice de parámetro de la zona alta (Z1) | Valor índice de parámetro de la zona baja (Z2) |
|---------------------------------------|----------------------------|--|--|
| pH                                    | Unidad de pH               | 1  | 1  |
| Conductividad                         | µS/cm                      | 0.15   | 0.15   |
| Demanda química de oxígeno (DQO)      | mg/l                       | 0.91   | 0.91   |
| Sólidos suspendidos totales (SST)     | mg/l                       | 0.975  | 0.975  |
| Oxígeno disuelto                      | % Saturación               | 0.74   | 0.73   |
| Total índice de calidad de agua (ICA) |                            | 0.76   | 0.758  |
| Descriptor de calidad                 | Aceptable con alerta verde |  |  |

## Discusión

El río Mulato tiene un caudal de 5.119 m<sup>3</sup>/s, que favorece el proceso de depuración natural y le permite controlar las cargas contaminantes que le aportan sus dos quebradas tributarias. Por el contrario, los índices biológicos informan sobre la situación momentánea y lo acontecido antes de la toma de muestras. Los medios más estables están muy diversificados, aunque pequeñas alteraciones no afectan la diversidad,

sino que inducen su incremento, porque las especies intolerantes u oportunistas desaparecen o disminuyen (Guzy, 2019). Por tal razón, medir la diversidad es una forma de detectar la contaminación. El problema consiste en hacer corresponder a un cierto valor de índice un significado respecto de la calidad.

El río Mulato presenta un potencial de hidrógeno (pH) entre 5.6 y 5.8. Al compararlo con un estudio realizado en Costa Rica, en el que se analizó el pH para evaluar la calidad de agua para consumo humano en tres sectores, y de acuerdo con Pérez (2016), se encontraron diferencias entre las zonas, estableciendo que “la variabilidad del pH de un sector a otro puede verse influenciada por el tratamiento aplicado al agua o por el tipo de cuenca del cual proviene debido a la riqueza de minerales que ésta posee, lo que altera el potencial de hidrógeno presente en el agua”. En estudios fisicoquímicos realizados por Aguas Mocoa, en el sector Las Palmeras, en la parte alta del río Mulato, se registró un pH de 7.13, que comparado con los datos recogidos, evidencia que la fuente hídrica a medida que se desciende va teniendo una pérdida considerable de este parámetro.

En cuanto a la conductividad, el valor obtenido en la parte alta y baja del río fue 67.6 y 67.7  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , respectivamente, y coincide con otros estudios referenciados por Aveiga, Noles, De-la-Cruz, Peñarrieta y Alcantara (2019), en los que se afirma que “la mayor conductividad en sitios perturbados ha sido reportada y se asocia con la mayor entrada de materia orgánica, nutrientes y mayor concentración de iones producto del impacto humano y también con la mayor entrada de sedimentos debido a la falta de vegetación ribereña”, y coincide con Sulbarán-Rangel,

Madrigal-Oliveira, Romero-Arellano y Guzmán-González (2019), cuando afirman que “La conductividad tuvo valores altos en estaciones de monitoreo en las que hubo presencia de aguas residuales”. Dos meses después de las tomas realizadas en la vereda El Líbano, la empresa de acueducto realizó estudios fisicoquímicos en la parte de arriba del río Mulato, sector Las Palmeras, en los que la conductividad tuvo un valor de 164.2  $\mu\text{s}/\text{cm}$ ; estas variaciones pudieron ser influidas por el horario en el que se tomó la muestra y la zona alta de la fuente hídrica rodeada por montaña.

Respecto al oxígeno disuelto, hubo diferencia entre las zonas de muestreo, que osciló en un rango entre 7.19 y 7.34 mg/l  $\text{O}_2$ ; el nivel más alto se registró en la zona donde se encuentra la bocatoma; estos resultados se compararon con el estudio llevado a cabo en Ecuador, en el que se estableció el impacto ambiental generado por el vertimiento de aguas residuales en la capacidad de autodepuración del río Portoviejo, los valores más bajo de la constante de consumo de oxígeno y de reoxigenación, respectivamente, y que indican los tramos del río en los cuales la capacidad de autodepuración fue menor (Gutiérrez, 2018). De la misma manera, en el estudio de impacto de las aguas residuales del municipio de Ayapel en calidad de agua de la Ciénaga se establecieron zonas de muestreo y se tuvieron presentes las variaciones horarias (Chalarca, Mejía, & Aguirre, 2006), considerando que las diferencias temporales horarias en las concentraciones de OD sí son representativas. Sin embargo, autores como Pérez, Nardini y Galindo (2018), cuestionando los requerimientos establecidos por la OMS, afirman que niveles ideales

de oxígeno disuelto de 14.6 mg/l evidentemente es una exigencia adicional extrema; este valor solo es posible a temperatura de 0 °C.

En referencia a la temperatura, la zona baja presentó un incremento de 0.7 °C con relación a la zona alta; De acuerdo con Chatanga, Ntuli, Mugomeri, Keketsi y Chikowore (2019), el aumento de temperatura podría deberse al hecho de que el segmento del río en ese tramo es más abierto y menos profundo, lo que permite un mayor intercambio de calor con la atmósfera. Teniendo en cuenta a Posada, Mojica, Pino, Bustamante y Monzón (2013), "Existe abundante evidencia de que la temperatura de una corriente de agua, bajo condiciones de equilibrio, está relacionada con la temperatura del aire ambiente en una forma propia para cada corriente considerada, con un comportamiento que se ajusta a una línea de tendencia que en algunos casos puede ser lineal y en otros tiene un comportamiento un poco más complejo".

Los niveles de DBO<sub>5</sub> se mantuvieron en un equilibrio. De acuerdo con Gualdrón (2018), resultados de la investigación realizada a los ríos de Colombia en 2016, señalan que la demanda biológica de oxígeno en cinco días (DBO<sub>5</sub>) presentó un valor promedio de 6.7 mg/l, considerándose dentro del límite permisible para calidad de agua para hábitat de peces. Los diferentes estudios han considerado que las variaciones en el DBO<sub>5</sub> se deben a las descargas de aguas residuales, teniendo en cuenta a Jaramillo *et al.* (2016). La variación mensual de la DBO<sub>5</sub> presenta valores máximos en los abril y mayo, meses en los que se realiza la cosecha principal de café en la región. Esto implica una mayor generación de carga contaminante (2.3 ton DBO<sub>5</sub> /día). Por otro lado, Cerdeña, Lázaro y Vàsquez (2014), en el estudio de contaminación de las aguas del río Itaya

en el Perú, evidenciaron que el cociente de  $\text{DBO}_5/\text{DQO}$  en el puerto Masusa es de 0.46 y el del río Amazonas es de 0.5, considerando que en ambos casos la materia orgánica presente en las aguas es fácilmente biodegradable.

Escobal, Chávez y Roncal (2020) refieren que el agua con abundantes sólidos no suele ser potable y puede inducir una reacción fisiológica desfavorable en el consumidor. Tal como lo hacen notar Aveiga *et al.* (2019), la más alta concentración de sólidos totales ( $360 \text{ mg.l}^{-1}$ ) fue encontrada en el punto control (Azucena), lo que se relaciona con la alta concentración de sulfatos ( $212 \text{ mg.l}^{-1}$ ); mientras que para los sólidos suspendidos (SS), la tendencia fue de incremento a nivel del embalse (zona 2) y la subcuenca (zona 3). Esto evidenció la incorporación de sedimentos y aguas residuales provenientes de actividades domésticas a lo largo del curso de agua.

La turbiedad tuvo variaciones en las tres zonas, en palabras de Rodríguez, Polania, Zapata, Villegas y Montañez (2019), según la normatividad colombiana, sobre una gran cantidad de ríos de esta nación se presentan partículas en suspensión que reducen la transparencia del agua, la cual es exhibida por los procesos de arrastre y remoción de tierra, y los vertimientos de tipo industrial y/o urbano.

En el departamento del Putumayo no existen artículos publicados que hagan referencia a investigaciones similares, no obstante, se dispone de alguna literatura gris que se utilizó como insumo para generar el contraste con los resultados obtenidos. Así, Muñoz (2017), en el estudio realizado con la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Sur de la Amazonía Colombiana (Corpoamazonia), los parámetros fisicoquímicos

pH y conductividad fueron bajos con respecto a los analizados en la presente investigación; caso contrario para el oxígeno disuelto, el cual adquirió un aumento significativo en los análisis efectuados. Referente al estudio citado, el pH en la parte alta tuvo un valor de 7.37, y 5.60 unidades de pH para los resultados actuales. Un factor que pudo generar esta disminución es la alta cantidad de material rocoso y el tipo de suelo presente en la fuente hídrica, lo que posibilita una mayor disolución de sus componentes en el agua como el aluminio, otro aspecto a considerar es la presencia de materia orgánica. Al respecto, Barahona-Palomo y Beita-Sandi (2011) afirman que la concentración de ésta genera un control en el pH en correlación, que con la disolución del aluminio provocará una liberación de H<sup>+</sup>, reduciendo el pH en el agua.

Otro parámetro que evidenció cambios fue la conductividad. Los valores que mostraron diferencia significativa se obtuvieron en la parte media de la fuente 93 para el estudio citado y 65.2 mS/cm, respectivamente, siendo una de las variables incidentes el caudal del río Mulato, equivalente a 1.462 y 5.119 l/s. La conductividad obtenida fue mayor en relación con el estudio realizado por Muñoz (2017), lo cual se puede atribuir a que el estudio de este último se realizó días después de una avenida fluviotorrencial presentada en la zona y la presente investigación tres años después de dicho evento. Además, la conductividad mostró una reducción ocasionada por el aumento de iones en la fuente, originado por el incremento de la precipitación presente en la zona (Morell-Bayard, Bergues-Garrido, & Portuondo-Ferrer, 2015).

Los agentes que pudieron provocar el alza del oxígeno disuelto son las precipitaciones, la luz solar y la vegetación amazónica presente

alrededor del río, ya que la relación entre ellas promueve una subida de oxígeno en el agua, así lo aseguran Muñoz *et al.* (2015), quienes resaltan que la radiación solar aumenta la temperatura del agua y por ende una mayor fotosíntesis en el lecho del río; por tanto, el oxígeno disuelto es mayor que el consumo. Para el caso del río Mulato, se comparó la parte alta. Los valores fueron 5.09 mg/l para el estudio citado y 7.34 mg/l registrada en la presente investigación.

## Conclusiones

El río Mulato recibe las descargas de aguas residuales de dos quebradas ubicadas en las coordenadas 01° 08' 39.7" N y 76° 40' 12.5 "W para la primera quebrada, y 01° 08' 47.2" N y 76° 39' 53.2 "W para la segunda. Se evidencia que aunque existe cierto grado de turbidez y contaminación, la calidad del agua del río Mulato no presenta un impacto ambiental grave, gracias a la acción de autodepuración natural y la influencia del material rocoso que recorre su caudal. Las quebradas tributarias no descargan igual cantidad de carga contaminante y por no persistir una alteración directa no se evidencia si existe un impacto indirecto, a pesar de los vertimientos en las tres zonas objeto de estudio.

La falta de alcantarillado público impide que la comunidad adelante una correcta gestión y disposición de las aguas residuales, y que las viertan en las quebradas, sin tener en cuenta la importancia ecológica que representan. En el marco de la gestión integral del recurso hídrico, la comunidad tiene una corresponsabilidad en el manejo de las aguas residuales; sin embargo, las diversas investigaciones advierten que los

recursos económicos no les permiten construir pozos sépticos que podrían minimizar el problema. Por tal razón, esta investigación considera que en atención a los intereses ambientales y la disposición de recursos, la implementación de los programas de reconversión del agua, la sensibilización ambiental y el aprovechamiento de los residuos de las actividades económicas de la comunidad de la vereda El Líbano son alternativas que se pueden trabajar de manera eficiente en un proceso articulado entre la academia, comunidad e institucionalidad.

La no potabilización de agua y la ausencia de planta de tratamiento de aguas residuales y alcantarillado público en Mocoa, capital del departamento del Putumayo, aunado a la inexistencia de información publicada a manera de productos de nuevo conocimiento inherentes a estudios de calidad de agua en la región, convierten el presente artículo en un acervo bibliográfico con un aporte valioso para que la comunidad implemente acciones acordes con sus recursos y que garanticen la sostenibilidad del agua.

### **Agradecimientos**

Al Grupo de Investigación en Recursos Naturales Amazónicos y al Semillero de Investigación Hinchas del Medio Ambiente del Instituto Tecnológico del Putumayo.

## Referencias

- Aveiga, A. M., Noles, P., De-la-Cruz, A., Peñarrieta, F., & Alcantara, F. (2019). Variaciones físico-químicas de la calidad del agua del río Carrizal en Manabí. *Enfoque UTE*, 10(3), 30-41. DOI: <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.v10n3.423>
- Barahona-Palomo, M., & Beita-Sandi, W. (2011). Físico-química de las aguas superficiales de la cuenca del río Rincón, península de Osa, Costa Rica. *Revista de Investigación UNED*, 2(2), 157-179. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=515651982004>
- Barrera, D. V. (2017). *El monitoreo de la calidad del agua en ríos caudalosos de Colombia* (pp. 1-15). Recuperado de <https://repository.unimilitar.edu.co/bitstream/handle/10654/16477/BARRERANI%C3%91ODERLYVIVIANA2017.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Briseño, H., & Rubiano, J. (2018). El servicio de agua potable para uso residencial. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 21(1), 235-242. DOI: <https://doi.org/10.31910/rudca.v21.n1.2018.682>
- Buelow, E., Gaschet, M., Lourenço, J., Kennedy, S. P., Rico, A., Wiest, L., Ploy, M. C., & Dagot, C. (2020). Hospital discharges in urban sanitation systems: Long-term monitoring of wastewater resistome and microbiota in relationship to their eco-exposome. *Water Research X*, 7. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100045>

- Cerdeña, C. P., Lázaro, W., & Vásquez, A. (2014). Contaminación de las aguas del río Itaya por las actividades portuarias en el Puerto Masusa, Iquitos, Perú. *Ciencia Amazónica*, 100-105. DOI: <https://doi.org/10.22386/ca.v4i1.73>
- Chatanga, P., Ntuli, V., Mugomeri, E., Keketsi, T., & Chikowore, N. V. (2019). Análisis de la situación de la calidad fisicoquímica, bioquímica y microbiológica del agua a lo largo del río Mohokare, Lesotho. *La Revista Egipcia de Investigación Acuática*, 45(1), 45-51. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2018.12.002>
- Chalarca, D. A., Mejía, R., & Aguirre, N. J. (2006). *Aproximación a la determinación del impacto de los vertimientos de las aguas residuales domésticas del municipio de Ayapel, sobre la calidad del agua de la ciénaga*. (pp. 41-58). Recuperado de <https://www.researchgate.net/deref/http%3A%2F%2Fwww.redalyc.org%2Farticulo.oa%3Fid%3D43004004>
- Corpoamazonia, Corporación para el Desarrollo Sostenible del Sur de la Amazonía. (2010). *Plan de ordenamiento y manejo de la cuenca alta del río Putumayo*. Recuperado de [https://www.corpoamazonia.gov.co/images/Publicaciones/11%202010\\_Pomca\\_cuenca\\_alta\\_rio\\_Putumayo/7%202010\\_POMCA\\_Cuenca\\_alta\\_Rio\\_Putumayo.pdf](https://www.corpoamazonia.gov.co/images/Publicaciones/11%202010_Pomca_cuenca_alta_rio_Putumayo/7%202010_POMCA_Cuenca_alta_Rio_Putumayo.pdf)
- Corpoamazonia, Corporación para el Desarrollo Sostenible del Sur de la Amazonía. (2011). *Caracterización ambiental plan departamental de agua departamento de Putumayo*. Recuperado de [http://www.corpoamazonia.gov.co/files/documento\\_putumayo.pdf](http://www.corpoamazonia.gov.co/files/documento_putumayo.pdf)

- Domínguez, E. A., Rivera, H. G., Vanegas, R., & Moreno, P. (2008). Relaciones demanda-oferta de agua y el índice de escasez de agua como herramientas de evaluación del recurso. *Revista de la Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 32(123), 195-212. Recuperado de [https://www.researchgate.net/profile/Efrain-Dominguez-Calle/publication/228463075\\_Demanda-oferta\\_de\\_agua\\_y\\_el\\_indice\\_de\\_escasez\\_de\\_agua\\_como\\_herramientas\\_de\\_evaluacion\\_del\\_recurso\\_hidrico\\_colombiano/links/00b4952f3daff28cd2000000/Demanda-oferta-de-agua-y-](https://www.researchgate.net/profile/Efrain-Dominguez-Calle/publication/228463075_Demanda-oferta_de_agua_y_el_indice_de_escasez_de_agua_como_herramientas_de_evaluacion_del_recurso_hidrico_colombiano/links/00b4952f3daff28cd2000000/Demanda-oferta-de-agua-y-)
- Escobal, L., Chávez, G. E., & Roncal, M. R. (2020). Eficiencia del tejido vegetal de *Armatocereus rauhii* subsp. *balsasensis* (F. Ritter) Ostolaza y *Espostoa mirabilis* F. Ritter (*Cactaceae*) en la remoción de sólidos suspendidos totales en el agua para consumo humano del distrito de Balzas-Amazonas. *Arnaldoa*, 27(1), 157-167. DOI: <http://dx.doi.org/10.22497/arnaldoa.271.27108>
- García, F. R. (2018). Aguas residuales urbanas y sus efectos en la comunidad de Paso Blanco, municipio de Jesús María, Aguascalientes. *Revista de El Colegio de San Luis*, 8(16), 267-293. DOI: <https://doi.org/10.21696/rcsl9162018760>
- Gutiérrez, L. S. (2018). Estudio del impacto ambiental del vertimiento de aguas residuales sobre la capacidad de autodepuración del río Portoviejo, Ecuador. *Centro Azúcar*, 45(1), 73-83. Recuperado de [http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2223-48612018000100008](http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2223-48612018000100008)

- Guzy, J. H. (2019). Respuestas diferenciales de conjuntos de anfibios y reptiles al tamaño de las zonas de amortiguamiento ribereñas dentro de los bosques gestionados. New York. *EcolAppl*, 29. DOI: <https://doi.org/10.1002/eap.1995>
- Gualdrón, D. L. (2018). Evaluación de la calidad de agua de los ríos de Colombia usando parámetros físicoquímicos y biológicos. *Dinámica Ambiental*, 83-102. DOI: <https://doi.org/10.18041/2590-6704/ambiental.1.2016.4593>
- Hernández, U., Pinedo, J., Paternina, R., & Marrugo, J. L. (2021). Evaluación de calidad del agua en la quebrada Jui, afluente del río Sinú, Colombia. *Revista UDCA Actualidad y Divulgación Científica*, 24(1), 1-10. DOI: <https://doi.org/10.31910/rudca.v24.n1.2021.1678>
- IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2015). *Estudio Nacional del Agua 2014. Bogotá*. Recuperado de [http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023080/E\\_NA\\_2014.pdf](http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/023080/E_NA_2014.pdf)
- Jaramillo, M. F., Cardona D. A., & Galvis, A. (2020). Reutilización de las aguas residuales municipales como estrategia de prevención y control de la contaminación hídrica. Caso de estudio: cuencas de los ríos Bolo y Frayle (Colombia). *Ingeniería y Competitividad*, 22(2). DOI: <https://doi.org/10.25100/iyc.v22i2.9412>

- Jaramillo, M. F., Galvis, A., Escobar, M., Fomi, L., David, P., Siebel, J., Lozano, G., Rodríguez, C., Castaño, J., & Sabas, C. (2016). Integración de los modelos WEAP y QUAL2K para la simulación de la calidad agua de fuentes superficiales. Caso de estudio: cuenca del río La vieja, Colombia. *Aqua-LAC*, 8(2), 14-24. DOI: <http://dx.doi.org/10.29104/phi-aqualac/2016-v8-2-02>
- Morell-Bayard, A., Bergues-Garrido, P., & Portuondo-Ferrer, E. (2015). Valoración de los parámetros fisicoquímicos de las aguas del río San Juan en los periodos húmedo y seco de 2014. *Ciencia en su PC*, 1, 1-12. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=181338814001>
- Muñoz, H., Osorio, S., Vera, A., Suárez, J., García, E., Neria, M., & Jiménez, J. (2015). Relación entre oxígeno disuelto, precipitación pluvial y temperatura: río Zahuapan, Tlaxcala, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(5), 59-74. Recuperado de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S2007-24222015000500005&lng=es&tlng=es](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-24222015000500005&lng=es&tlng=es)
- Muñoz, Y. L. (2017). *Evaluación de índice de escasez del agua superficial neta y análisis de la calidad del agua en la microcuenca el Mulato del municipio de Mocoa Putumayo*. Recuperado de <http://repositorio.ufpso.edu.co/handle/123456789/1731>
- Oñate, H. C., & Cortés, G. Y. (2020). Estado del agua del río César por vertimientos residuales de la ciudad de Valledupar. Bioindicación por índice BMWP/Col. *Tecnura*, 24(65), 39-48. DOI: <https://doi.org/10.14483/22487638.15766>

- Pérez, E. (2016). Control de calidad en aguas para consumo humano en la región occidental de Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 29(3), 3-14. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.18845/tm.v29i3.2884>
- Pérez, J., Nardini, A. G., & Galindo, A. A. (2018). Análisis comparativo de índices de calidad del agua aplicados al río Ranchería, La Guajira-Colombia. *SciELO Analytics*. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=46146927009>
- Posada, E., Mojica, D., Pino, N., Bustamante, C., & Monzón, A. (2013). *Establecimiento de índices de calidad ambiental de DYNA*, 192-200. Recuperado de <https://revistas.unal.edu.co/index.php/dyna/article/view/38234/42275>
- Rodríguez, S. C. (2012). Gobernabilidad sobre el recurso hídrico en Colombia: entre avances y retos. *Gestión y Ambiente*, 15(3), 99-112. Recuperado de <https://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/36284/37827>
- Rodríguez, J., Polania, A., Zapata, E., Villegas, P., & Montañez, M. N. (2019). Caracterización físicoquímica del agua de la quebrada La Toma de la ciudad de Neiva, Huila, Tolima, Colombia. *Teknos*, 27-36. Recuperado de <https://dialnet.uniroja.es/servlet/articulo?codigo=7444773>

- Salma, K. S., Hossain, A. K., Hussain, S. Z., & Hasan, N. (2020). Utilización de langostinos para reducir el valor de DBO y DQO de aguas residuales textiles. *Ingeniería y Tecnología más Limpia*, 1. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.clet.2020.100021>
- Sulbarán-Rangel, B. C., Madrigal-Oliveira, A. E., Romero-Arellano, V. H., & Guzmán-González, C. A. (2019). Nanomateriales celulósicos para la adsorción de contaminantes emergentes. *Tecnura*, 23(62), 13-20. DOI: <https://doi.org/10.14483/22487638.15451>
- Torres, P. (2012). Perspectivas del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas en países en desarrollo. *Revista EIA*, 18, 115-129. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5688315>
- UNGRD, Unidad Nacional para la Gestión de Riesgos de Desastres. (2018). *Diagnóstico socioterritorial de las microcuencas de los ríos Mulato y Sangoyaco y las quebradas la Taruca y Taruquita del municipio de Mocoa-Putumayo*. Bogotá, Colombia: Pontificia Universidad Javeriana. Recuperado de [https://repositorio.gestiondelriesgo.gov.co/bitstream/handle/20.500.11762/27207/Productos\\_Mocoa3\\_Diagn%C3%B3stico\\_Socioterritorial.pdf?sequence=2&isAllowed=y](https://repositorio.gestiondelriesgo.gov.co/bitstream/handle/20.500.11762/27207/Productos_Mocoa3_Diagn%C3%B3stico_Socioterritorial.pdf?sequence=2&isAllowed=y)

DOI: 10.24850/j-tyca-14-06-06

Artículos

## **Calidad de agua para uso recreativo del Río Ctalamochita en Villa María, Córdoba, Argentina**

### **Water quality for recreational use of the Río Ctalamochita, Córdoba, Argentina**

Graciela N. Marín<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-9203-2101>

Silvia A. Moyano<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-1114-0540>

Fernanda G. Biolé<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3950-7709>

Paula Debernardi<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-6747-7470>

<sup>1</sup>Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Villa María, Córdoba, Argentina, [gramarin@hotmail.com](mailto:gramarin@hotmail.com)

<sup>2</sup>Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Villa María, Córdoba, Argentina, [silmoyano@hotmail.com](mailto:silmoyano@hotmail.com)

<sup>3</sup>Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Villa María, Córdoba, Argentina, [fernandabirole@hotmail.com](mailto:fernandabirole@hotmail.com)

<sup>4</sup>Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Villa María, Córdoba, Argentina, [paula.debernardi96@gmail.com](mailto:paula.debernardi96@gmail.com)

Autora para correspondencia: Graciela Marín, [gmarin@frvm.utn.edu.ar](mailto:gmarin@frvm.utn.edu.ar)



## Resumen

El Río Tercero o Ctalamochita a lo largo de la ciudad de Villa María, Córdoba, Argentina, es utilizado con fines recreativos, entre otros. El objetivo de este trabajo es evaluar la calidad del agua para tal uso en el tramo correspondiente a la ciudad, a través del análisis de variables microbiológicas, fisicoquímicas y del índice de calidad de agua (WQI) del Canadian Council of Ministers of the Environment. Para ello se realiza el muestreo del río aguas arriba, en puntos intermedios y aguas abajo en distintos momentos del año, abarcando un periodo de dos años (de octubre 2017 a septiembre 2018). Se determinaron coliformes totales, coliformes termotolerantes y *Escherichia coli*. Además, se registraron la temperatura, pH, turbiedad, sólidos totales, demanda biológica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), demanda química de oxígeno, oxígeno disuelto, nitratos y nitritos. Los resultados muestran que los coliformes totales superaron el límite permitido en el 60 % de las muestras; los coliformes termotolerantes son acordes con la normativa en el 100 % de las muestras y la determinación de *E. coli*; sólo un valor supera el límite establecido. El WQI resultante es "Bueno" para dos de los sitios estudiados, mientras que aguas abajo, en Barrancas del Río, es "Marginal" (WQI = 62.2). Se concluye que en las zonas estudiadas, el uso recreativo no implicaría un riesgo para la salud humana. Sin embargo, es importante identificar los factores que influyen en el decrecimiento del WQI luego de atravesar la ciudad y las posibilidades de actuación sobre los mismos, si se quieren lograr mejoras en dicho tramo.

**Palabras clave:** agua de río, parámetros físico químicos, parámetros microbiológicos, *Escherichia coli*, índice de calidad de agua.

## Abstract

The Río Tercero or Ctalamochita river along Villa María city, Córdoba, Argentina, is used for recreational purposes, among others. The aim of this work was to evaluate the quality of water for that use in the section that runs through the city, through the microbiological and physicochemical analysis and water quality index (WQI) of the Canadian Council of Ministers of the Environment. Seasonal sampling was performed in three points of the city (ingress, center and end) between October 2017 and September 2018. Total coliforms, thermotolerant coliforms and *Escherichia coli* were determined. In addition, temperature (°C), pH, turbidity (UNT), total dissolved solids, biological oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), dissolved oxygen, nitrates and nitrites were recorded. The results showed that in 60 % of the samples the total coliforms exceeded the allowed limit, however, in the total of samples the thermotolerant coliforms were acceptable by the normative and in the determination of *E. coli*, only one value exceeded the limit set up by Health Canada. The WQI was "Good" for two of the sites studied, while downstream, while in Barrancas del Río, it was "Marginal" (WQI =62.2). Therefore, it is concluded that in the studied areas, the recreational use of water from the Ctalamochita river would not imply a risk to the human health. However, the factors that produce the WQI

decrease, after crossing the city, should be identified if improvements are to be achieved in that area.

**Keywords:** River water, physicochemical parameters, microbiological parameters, *Escherichia coli*, water quality index.

Recibido: 07/05/2021

Aceptado: 20/04/2022

Publicado online: 07/07/2022

## Introducción

Los ecosistemas acuáticos (ríos, arroyos, lagos, lagunas, embalses y acuíferos) brindan numerosos beneficios y servicios, tales como agua para consumo humano y animal, para producción de alimentos, generación de energía eléctrica y hábitat para la vida acuática, entre otros (UNEP, 2017).

En la actualidad, el crecimiento exponencial de la población ha generado un incremento de las actividades antrópicas, las cuales son responsables de muchas de las alteraciones que sufren los cuerpos de agua superficiales, siendo los problemas de calidad de agua acrecentados con el uso multipropósito de estos sistemas (Bazán, 2006). En general, las aguas superficiales están sometidas a contaminación de origen natural, arrastre de material particulado y disuelto, presencia de materia orgánica natural y de origen antrópico, descargas de aguas residuales,



domésticas, escorrentía agrícola y efluentes de procesos industriales, entre otros (Torres, Cruz, & Patiño, 2009; Carnicelli *et al.*, 2018).

Para evaluar la calidad de un cuerpo de agua determinado es necesario establecer los usos a los cuales está destinado (Karr, 1998; Naiman & Bilby, 1998; Boccolini, Oberto, & Corigliano, 2005). Acuña-del-Pino, Abramovich, Meyer, Haye y Gilli (1998) indican, por ejemplo, que la calidad bacteriológica del agua para uso recreativo no es la misma que para consumo humano. Sin embargo, son parámetros que deben tenerse en cuenta, ya que se han registrado casos donde las aguas recreacionales protagonizaron un papel importante en la transmisión de agentes patógenos, con incremento del riesgo de infecciones bacterianas, entre ellas *Shigella spp.* y *Escherichia coli*, pero también de infecciones por parásitos como la giardiasis (Acuña-del-Pino *et al.*, 1998).

Por lo normal, el riesgo potencial de exposición a parámetros físico-químicos es inferior al riesgo ocasionado por microorganismos bacterianos presentes en aguas recreacionales. Las concentraciones de variables fisicoquímicas (pH, temperatura, oxígeno disuelto, salinidad, sólidos totales y materia orgánica) encontradas por lo general en agua no resultan significativamente elevadas como para provocar enfermedades crónicas (WHO, 2003). Sin embargo, se deben tener en cuenta a guardavidas, prefectos, buzos tácticos, rescatistas, acuicultores, pescadores artesanales y personal de servicio en playas, ya que es el grupo de la población con mayor exposición en los ambientes de uso recreativo.

La cuenca del Río Tercero o Ctlamochita abarca un área aproximada de 9 580 km<sup>2</sup>. La cuenca alta está regulada por un sistema de embalses que generan energía eléctrica para la provincia de Córdoba y otras ciudades del centro del país, que además actúa como regulador y condiciona el caudal escurrido en el Río Tercero (Ctalamochita) (Lenarduzzi, 2013; Carnicelli *et al.*, 2018).

El cauce del Río Tercero (Ctalamochita) recorre una longitud aproximada de 300 km en sentido oeste-este (Ochoa *et al.*, 2016). A lo largo de su recorrido atraviesa numerosas localidades, abarcando los centros turísticos de la región serrana, hasta la confluencia con el río Saladillo (Cossavella *et al.*, 2013; Carnicelli *et al.*, 2018). Es una fuente de agua potable en las zonas sur y este de la provincia de Córdoba (Harguinteguy, Gudiño, Arán, Pignata, & Fernández-Cirelli, 2019); se utiliza para riego, extracción de áridos, recreación y pesca. Sin embargo, se emplea como cuerpo receptor para disposición final de las aguas residuales industriales y de estaciones depuradoras de efluentes cloacales (Cossavella *et al.*, 2003).

Es por ello que la gestión de los recursos hídricos requiere monitoreos que documenten la variabilidad de la calidad del agua (Betancur-Vargas, Campillo-Pérez, & García-Leoz, 2011). Además, mediante el uso de diferentes índices se pueden evaluar cambios en la calidad del agua a partir de una única variable unificadora, en contraposición de considerar numerosos parámetros (Chapman, 1996; Debels, Figueroa, Urrutia, Barra, & Niell, 2005; Carnicelli *et al.*, 2018).

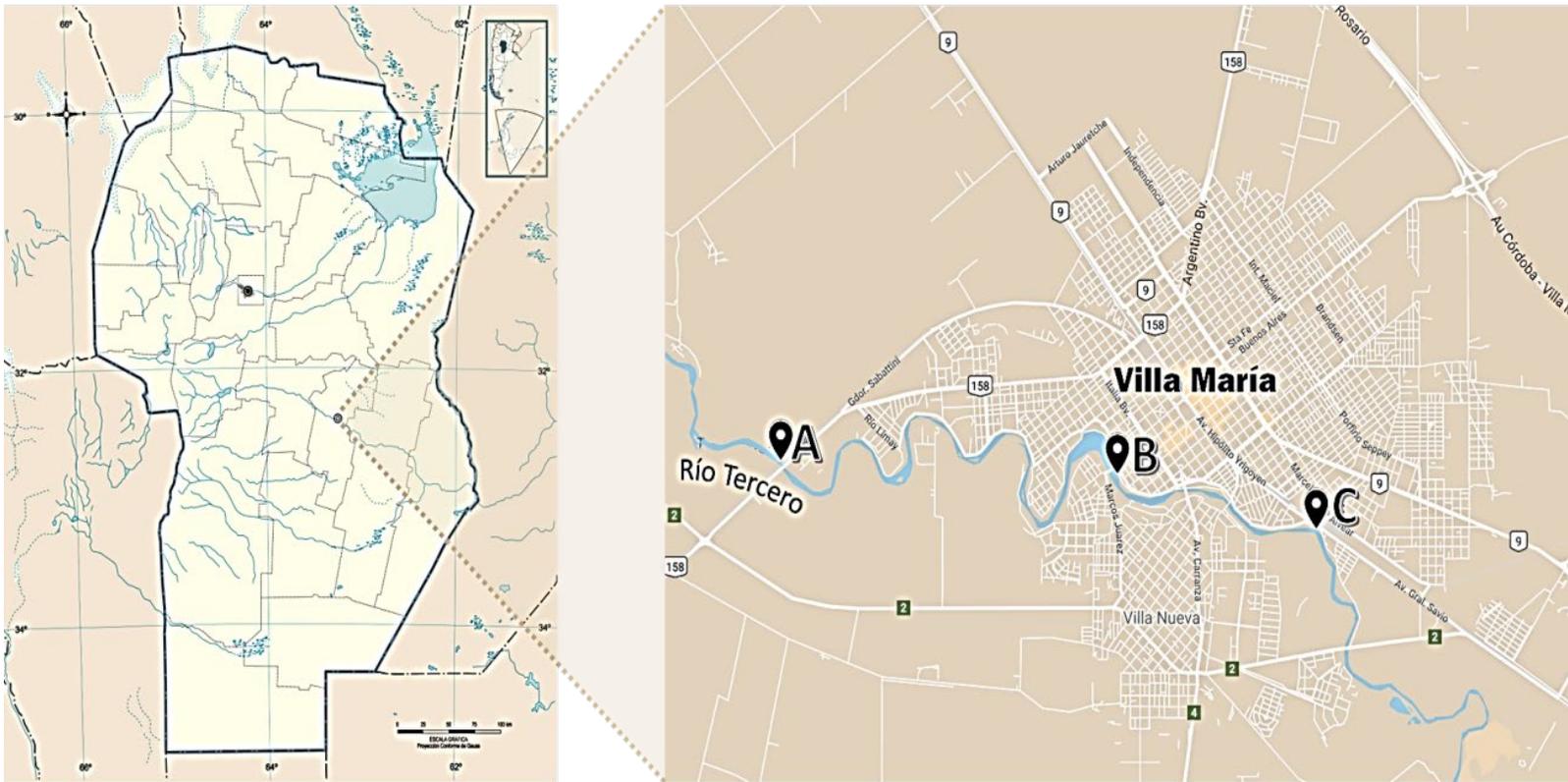
El objetivo de este estudio es evaluar la calidad del agua para uso recreativo del río Ctlamochita, en el tramo correspondiente al paso por la ciudad de Villa María, Córdoba, a través de variables microbiológicas y fisicoquímicas, y determinar el índice de calidad de agua (WQI) según el Canadian Council of Ministers of the Environment.

## Metodología

En el desarrollo de este trabajo se delimita el área en estudio y la normativa referida a la evaluación de calidad de agua de río y para uso recreativo. Con base en ello, se definen los parámetros a analizar y las técnicas a utilizar, cuyos resultados se evalúan y comparan con la legislación vigente. Por último, se determina el WQI y su aptitud para fines recreativos.

## Área de estudio

Se seleccionaron tres puntos de muestreo del Río Tercero en su paso por la ciudad de Villa María (Figura 1). El primer sitio se ubica en el ingreso de la ciudad en la zona llamada Puente Andino (PA) (Lat. 32° 25' 2.91" S, Long. 63° 18' 16.30" O). El segundo está localizado en la parte media del curso del río y se denomina Bajada calle Entre Ríos (BE), (Lat. 32° 25' 15.79" S, Long. 63° 15' 15.55" O). Finalmente, el tercero está luego de atravesar la ciudad en el acceso al barrio Barrancas del Río (BR) (Lat. 32° 25' 50.85" S, Long. 63° 13' 23.31" O).



**Figura 1.** Ubicación de los puntos de muestreo. Ciudad de Villa María, Córdoba, Argentina.

Se realizan cinco muestreos desde octubre de 2017 hasta septiembre de 2018: 10/2017, 04/2018, 06/2018, 08/2018 y 09/2018.

## Legislación, parámetros y valores referenciales

Los niveles de exposición para las diferentes actividades recreativas son establecidos por el Ministerio de Salud de la República Argentina, donde la natación y vadeo surfeo a velas son las actividades recreacionales de impacto alto, con un patrón de exposición mediante la ingestión o inhalación (Ministerio de Salud, 2017).

Por otra parte, en la Tabla 1 y Tabla 2 se realiza una recopilación de parámetros de referencia indicados en diversas fuentes. En cuanto a los parámetros microbiológicos, se recomiendan coliformes totales, coliformes fecales, termotolerantes y *Escherichia coli* (Saracho, Segura, Moyano, Rodríguez, & Carignano, 2006; Ministerio de Salud, 2017; Health Canada, 2012).

**Tabla 1.** Valores de referencias para determinaciones microbiológicas.

| Análisis                   | Límite recomendado           | Referencia  |
|----------------------------|------------------------------|---|
| Coliformes totales         | 1 000 NMP/100 ml             | Brandalise <i>et al.</i> (2012); López-Sardi, García, Reynoso, González y Larroudé (2016) |
| Coliformes termotolerantes | 1 000 NMP/100 ml             | WHO (2003)  |
| <i>E. coli</i>             | ≤ 400 <i>E. coli</i> /100 ml | Health Canada (2012)  |
|                            | Excelente: 500/100 ml        | EU (2006)   |
|                            | Bueno: 1 000/100 ml          |   |
|                            | Máximo: 235/100 ml           | EPA US (2006)   |

**Tabla 2.** Valores de referencias para determinaciones fisicoquímicas.

| Análisis                | Límite recomendado | Referencia   |
|-------------------------|--------------------|--|
| Temperatura (°C)        | -                  | No existe límite recomendado   |
| pH                      | 5 a 9              | Health Canada (2012)   |
| Turbiedad (UNT)         | 5 UNT              | López-Sardi <i>et al.</i> (2016)   |
|                         | 50 UNT             | Health Canada (2012)   |
| Sólidos totales (mg/l)  | ≤ 500 mg/l         | López-Sardi <i>et al.</i> (2016)   |
| DBO (mg/l)              | ≤ 30 mg/l          | López-Sardi <i>et al.</i> (2016)   |
| DQO (mg/l)              | ≤ 250 mg/l         | MAA y SP (2016), límite para efluente apto para vertido de aguas superficiales |
| Oxígeno disuelto (mg/l) | 5 a 9 mg/l         | Health Canada (2012)   |
| Nitratos (mg/l)         | ≤ 10 mg/l          | MAA y SP (2016), límite para efluente apto para vertido de aguas superficiales |
| Nitritos (mg/l)         | ≤ 1 mg/l           | MAA y SP (2016), límite para efluente apto para vertido de aguas superficiales |

La presencia de *Pseudomonas aeruginosa* en este estudio no se realiza, pues en el análisis microbiológico de agua para uso recreacionales no se incluye este parámetro microbiológico debido a que es un indicador que se utiliza para la calidad de agua de bebida por ser una bacteria

aerobia muy resistente a la cloración y exigido por los sistemas de distribución de agua potable. Además, *Pseudomonas aeruginosa* se desarrolla con la presencia de escasa materia orgánica, lo que hace que se presencia sea muy frecuente en aguas superficiales, y es un patógeno oportunista que causa infección (generalmente intrahospitalarias) en personas inmunosuprimidas.

Asimismo, la presencia de los enteropatógenos en aguas recreativas es aportada por múltiples fuentes, como el vuelco puntual de desagües cloacales sin tratamiento o tratamiento parcial; desechos generados a partir de eventos deportivos acuáticos y navegación; el aporte directo de desechos a la arena de playa por los bañistas, y de desechos de animales presentes en las mismas. Otras fuentes de contaminación fecal de origen humano incluyen tanques sépticos cerca de la costa, que percolan directamente a napas freáticas y luego derivan en las aguas recreativas (Ministerio de Salud, 2017).

En la Tabla 1 y Tabla 2 se hace una recopilación de parámetros de referencia indicados en diversas fuentes. En cuanto a los parámetros microbiológicos, se recomiendan coliformes totales, coliformes fecales, termotolerantes y *Escherichia coli* (Saracho *et al.*, 2006; Ministerio de Salud, 2017; Health Canada, 2012). A la presencia de enteropatógenos en estas aguas recreativas en estudio también contribuyen múltiples fuentes, como vuelcos de desagües pluviales; desechos generados por la navegación; la aportación directa de residuos por parte de los bañistas, y animales presentes en los mismos. Además, existen otras fuentes de

contaminación fecal de origen humano, como las fosas sépticas cercanas a la costa, por la cercanía de la población que allí reside.

Además, en la Tabla 2 se observa que es necesario evaluar al menos los parámetros referenciados, como temperatura, pH, turbidez, sólidos totales, demanda biológica de oxígeno (DBO5), demanda química de oxígeno (DQO), oxígeno disuelto, nitrógeno, nitratos y nitritos (Cattaneo & López-Sardi, 2016; Health Canada, 2012).

## Materiales y métodos

Las técnicas utilizadas son las establecidas por Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA-AWWA, 2017):

- En la determinación de pH se aplica el método APHA-4500-H<sup>+</sup> A y B, utilizando un pH-metro Hanna HI 9025. En la turbidez, el APHA -2130 A y B midiendo con Hanna HI 88713.
- Para sólidos totales el APHA-2520 A y B; para DBO, el APHA 5210 mediante cabezales (Velp BOD Sensor System), registrando valores durante cinco días consecutivos.
- La DQO se realiza por APHA 5220 A, B y C, empleando para las lecturas un espectrofotómetro HACH DR 6000.
- Los nitratos se determinan mediante el método espectrofotométrico ultravioleta APHA-4500-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>
- Para los nitritos se aplica el método colorimétrico APHA- 4500-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> B.

- En cuanto a las variables microbiológicas mencionadas tanto para la detección de coliformes totales como para la de termotolerantes se emplea el método de fermentación en tubos múltiples (tres tubos) (Collins & Taylor, 1969). La presencia de *E. coli* se identifica mediante la prueba de producción de indol en agua a peptonada a  $44.5 \pm 0.2$  °C durante 24 horas (ISO 9308-1, 2000).

## Estimación del índice de calidad de agua

El índice de calidad de agua (Water Quality Index, WQI) del Canadian Council of Ministers of the Environment se estima a partir de parámetros establecidos según el uso asignado al cuerpo de agua en estudio.

Los parámetros utilizados para el cálculo se detallan en la Tabla 1 y Tabla 2. El WQI es obtenido a partir de la determinación del alcance (F1), la frecuencia (F2) y la amplitud (F3), cuyos valores se determinan como se detalla a continuación.

- Alcance F1: porcentaje de parámetros que no cumplen con el valor de referencia (definido en función del uso del agua) al menos una vez, en el periodo de tiempo analizado (parámetros fallidos), con respecto al número total de parámetros empleados (Ecuación (1)):

$$F1 = \frac{N^{\circ} \text{ de parámetros fallidos}}{N^{\circ} \text{ total de parámetros}} \quad (1)$$

- Frecuencia F2: porcentaje de ensayos individuales que dieron resultados diferentes a la guía (ensayos fallidos), del total de ensayos realizados en el período estudiado. Con ensayo se hace referencia a los análisis de laboratorio realizados para cada parámetro (Ecuación (2)):

$$F2 = \frac{\text{N}^{\circ} \text{ de ensayos fallidos}}{\text{N}^{\circ} \text{ total de ensayos realizados}} \quad (2)$$

- Amplitud F3: magnitud con la cual el resultado de cada ensayo se desvía del criterio de conformidad o valor límite (Ecuación (5)). Para obtenerla, se calcularon las excursiones (Ecuación (3)), que son el número de veces que el valor de un parámetro excede su valor de referencia. Posteriormente, se realiza la suma normalizada de las excursiones (sne) según la Ecuación (4):

$$exc = \frac{\text{valor inaceptable}}{\text{valor límite}} - 1 \quad (3)$$

$$sne = \frac{\sum exc}{\text{N}^{\circ} \text{ total de ensayos realizados}} \quad (4)$$

$$F3 = \frac{sne}{0.01*sne+0.01} \quad (5)$$

Una vez obtenidos los valores según las ecuaciones (1) a (5), el índice se calcula según la siguiente ecuación (Ecuación (6)):

$$WQI = 100 - \frac{(\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}) * 100}{173.2} \quad (6)$$

La interpretación de los resultados fue establecida según (CCME) y las categorías se detallan en la Tabla 3.

**Tabla 3.** Categorías del índice de calidad de agua (WQI) establecidas por el Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente (CCME).

| Valor del índice (CCME WQI) | Categoría |
|-----------------------------|-----------|
| 95-100                      | Excelente |
| 80-94                       | Buena     |
| 65-79                       | Aceptable |
| 45-64                       | Marginal  |
| 0-44                        | Pobre     |

## Análisis estadísticos

Para el análisis de los datos se probaron los supuestos de Normalidad (Test Shapiro-Wilk) y homogeneidad de varianzas (Test de Levene). Posteriormente, las variables que cumplieron los supuestos fueron analizadas con test paramétricos, mientras que las que no se trataron con test no paramétricos.

Se realizaron comparaciones (ANOVA de una vía o Kruskal Wallis) entre los sitios de muestreo y entre las fechas (estaciones del año) para cada variable estudiada. Cuando se registraron diferencias significativas se realizaron test a posteriori. Para el análisis de los datos se utilizaron los programas Statgraphics Centurion XVI versión 16.1.03 e InfoStat versión 2011.

## Resultados

Los valores obtenidos en las determinaciones microbiológicas se muestran en la Tabla 4, y los de los parámetros fisicoquímicos en la Tabla 5 y Tabla 6.

**Tabla 4.** Resultados de los análisis microbiológicos.

| Lugar de muestreo            | Muestreo | Coliformes totales | Coliformes termotolerantes | <i>Escherichia coli</i>      |
|------------------------------|----------|--------------------|----------------------------|------------------------------|
|                              |          | (NMP/100 ml)       |                            |                              |
| Puente Andino (PA)           | 10/2017  | 9 300              | 400                        | 400                          |
|                              | 04/2018  | 15 000             | 300                        | 300                          |
|                              | 06/2018  | 70                 | 30                         | 30                           |
|                              | 08/2018  | 9 600              | 30                         | 40                           |
|                              | 09/2018  | 240                | 9                          | 15                           |
| Bajada calle Entre Ríos (BE) | 10/2017  | 9 300              | 300                        | 300                          |
|                              | 04/2018  | 4 300              | 300                        | 300                          |
|                              | 06/2018  | 390                | 70                         | 30                           |
|                              | 08/2018  | 230                | 30                         | 30                           |
|                              | 09/2018  | 240                | 23                         | 9                            |
| Barrancas del Río (BR)       | 10/2017  | 46 000             | 300                        | 300                          |
|                              | 04/2018  | 39 000             | 300                        | 300                          |
|                              | 06/2018  | 4 600              | 70                         | 70                           |
|                              | 08/2018  | 11 000             | 930                        | 2 400                        |
|                              | 09/2018  | 2 400              | 75                         | 75                           |
| Referencia                   |          | 1 000              | 1 000                      | < 400 (Canadá)<br>1 000 (EU) |

**Tabla 5.** Resultados de los parámetros fisicoquímicos.

| Lugar de muestreo            | Muestreo /fecha | Temperatura (°C) | pH    | Turbiedad (UNT) | Sólidos totales (mg/l) |
|------------------------------|-----------------|------------------|-------|-----------------|------------------------|
| Puente Andino (PA)           | 10/2017         | 19               | 8.2   | 21.6            | 294                    |
|                              | 04/2018         | 20               | 7.7   | 4.71            | 232                    |
|                              | 06/2018         | 8.8              | 7.5   | 7.18            | 245                    |
|                              | 08/2018         | 12.9             | 7     | 5.46            | 226                    |
|                              | 09/2018         | 16               | 7     | 1.64            | 242                    |
| Bajada calle Entre Ríos (BE) | 10/2017         | 19               | 8.0   | 10.1            | 267                    |
|                              | 04/2018         | 20               | 7.8   | 5.15            | 223                    |
|                              | 06/2018         | 9.4              | 7     | 3.75            | 229                    |
|                              | 08/2018         | 13.4             | 7     | 4.77            | 221                    |
|                              | 09/2018         | 17.1             | 7     | 3.42            | 241                    |
| Barrancas del Río (BR)       | 10/2017         | 20               | 8.3   | 11.3            | 270                    |
|                              | 04/2018         | 20               | 7.8   | 6.82            | 232                    |
|                              | 06/2018         | 9.4              | 7     | 10.4            | 224                    |
|                              | 08/2018         | 13.6             | 7     | 4.79            | 215                    |
|                              | 09/2018         | 17.3             | 7     | 3.28            | 254                    |
| Referencia                   |                 | -                | 5 a 9 | 50              | ≤ 500                  |

**Tabla 6.** Resultados de parámetros fisicoquímicos.

| Lugar de muestreo            | Muestreo /fecha | DBO | DQO   | Oxígeno disuelto | Nitratos | Nitritos |
|------------------------------|-----------------|-----|-------|------------------|----------|----------|
|                              |                 |     |       | (mg/l)           |          |          |
| Puente Andino (PA)           | 10/2017         | ND  | ND    | 7.6              | 7        | 0.005    |
|                              | 04/2018         | 3,2 | 54    | 8.2              | 5        | 0.014    |
|                              | 06/2018         | ND  | 4     | 9.8              | 7        | 0.005    |
|                              | 08/2018         | ND  | ND    | 8.4              | 3.53     | 0.005    |
|                              | 09/2018         | ND  | ND    | 8.2              | 3.22     | 0.005    |
| Bajada calle Entre Ríos (BE) | 10/2017         | ND  | ND    | 7.6              | 5        | 0.005    |
|                              | 04/2018         | 3.2 | 45    | 8.2              | 5        | 0.013    |
|                              | 06/2018         | ND  | 6     | 10.3             | 7        | 0.005    |
|                              | 08/2018         | ND  | ND    | 8.4              | 3.66     | 0.005    |
|                              | 09/2018         | ND  | ND    | 8.2              | 3.29     | 0.005    |
| Barrancas del Río (BR)       | 10/2017         | ND  | ND    | 7.9              | 7.9      | 0.005    |
|                              | 04/2018         | 5.4 | 45    | 8.2              | 8.2      | 0.017    |
|                              | 06/2018         | ND  | 6     | 9.7              | 9.7      | 0.007    |
|                              | 08/2018         | ND  | ND    | 8.4              | 8.4      | 0.005    |
|                              | 09/2018         | ND  | ND    | 8.2              | 8.2      | 0.005    |
| Referencia                   |                 | ≤ 3 | ≤ 250 | 5 a 9            | ≤ 10     | ≤ 0.3    |

ND: no detectado

Del total de variables analizadas, sólo los nitratos mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios estudiados ( $F = 10.48$ ;  $p = 0.002$ ).

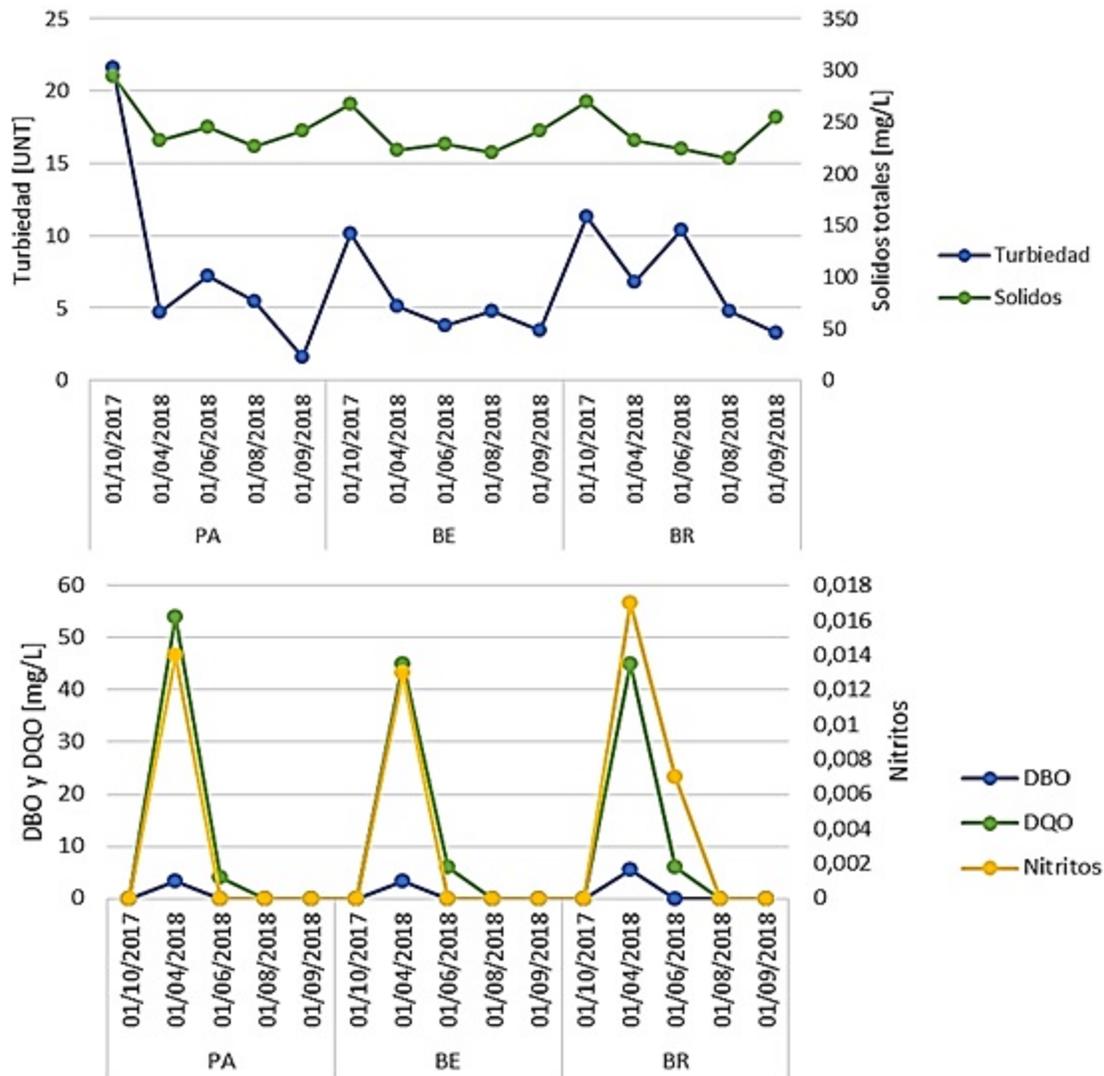
En el caso de coliformes totales, a pesar de no registrarse diferencias estadísticamente significativas ( $F = 2.73$ ;  $p > 0.05$ ) entre los sitios, cabe destacar que el número de colonias halladas en BR fueron superiores a los obtenidos en los demás sitios (PA y BE) durante todo el periodo en estudio.

En cuanto a coliformes termotolerantes y *E. coli*, es interesante destacar que en Puente Andino (PA) y Bajada calle Entre Ríos (BE) presentaron un comportamiento análogo, con mínimos en las muestras de junio y septiembre de 2018; mientras que en Barrancas del Río (BR) se registró un valor superior extremo en la muestra de agosto de 2018.

Sin embargo, no se encuentran diferencias estadísticamente significativas entre las fechas estudiadas para coliformes termotolerantes y *E. coli* ( $F = 7.40$ ,  $p > 0.05$ ;  $F = 7.93$ ,  $p > 0.05$ , respectivamente).

En cuanto a los resultados de los parámetros fisicoquímicos, se destaca que la temperatura del agua coincide con la variación estacional, encontrándose valores mínimos durante los meses de fríos y máximos en los meses de temperatura más elevadas. En todos los sitios, el pH muestra valores decrecientes durante los muestreos, los máximos se observan durante octubre de 2017 y abril de 2018, teniendo diferencias significativas en relación con las demás fechas ( $F = 42.42$ ;  $p = 0.0001$ ). En cuanto a la turbiedad, el valor máximo se registra durante septiembre

de 2017 (Figura 2), con diferencias significativas solo con los valores de agosto y septiembre de 2018 ( $F = 5.45$ ;  $p = 0.0136$ ).



**Figura 2.** Análisis de parámetros fisicoquímicos: (A) turbiedad y sólidos totales; (B) DBO, DQO y nitritos. Lugares: Puente Andino (PA), Bajada calle Entre Ríos (BE), Barrancas del Río (BR).

Como se observa en la Figura 2, la concentración de sólidos totales varía entre 215 y 294 mg/l; el valor máximo se registra en octubre de 2017, mostrando diferencias estadísticamente significativas respecto al resto de los periodos analizados ( $F = 16.24$ ;  $p = 0.0002$ ).

El oxígeno disuelto presenta un máximo durante junio de 2018 (Figura 2), con diferencias estadísticamente significativas respecto a las demás fechas analizadas ( $F = 81.10$ ;  $p = 0.0001$ ).

En cuanto a los nitratos, tal como ya se mencionó, se registraron diferencias entre los sitios muestreados, con máximos en Barrancas del Río (BR). Sin embargo, no hubo diferencias entre los periodos analizados ( $F = 0.90$ ;  $p > 0.05$ ). Los nitritos, DQO y DBO presentaron, en general, valores inferiores al límite de detección de los equipos utilizados; por lo tanto, para dichas variables no se hicieron comparaciones estadísticas (Tabla 5 y Tabla 6).

Los valores del Índice de Calidad de Agua (WQI) se detallan en la Tabla 7. A partir de los resultados obtenidos, el agua de la zona de Puente Andino (PA) y Bajada calle Entre Ríos (BE) pertenecieron a la categoría "Buena", mientras que la del sitio Barrancas del Río (BR) correspondió a "Marginal".

**Tabla 7.** Valores del índice de calidad de agua (WQI). F1: alcance, F2: frecuencia, F3: amplitud.

| Punto de muestreo       | F1    | F2    | F3     | WQI    | Categoría |
|-------------------------|-------|-------|--------|--------|-----------|
| Puente Andino           | 0.364 | 0.091 | 29.266 | 83.102 | Buena     |
| Bajada calle Entre Ríos | 0.273 | 0.073 | 17.678 | 89.792 | Buena     |
| Barrancas del Río       | 0.364 | 0.145 | 65.382 | 62.250 | Marginal  |

## Discusión

Todas las variables analizadas en este trabajo (físicoquímicas y microbiológicas) muestran una variación a lo largo del tramo del Río Tercero en el área en estudio, y en los diferentes periodos analizados, lo cual evidencia la dinámica de los ambientes acuáticos naturales y su estrecha relación con el impacto antrópico.

A partir del análisis de los resultados en función de los límites recomendados, se observa que para el pH y la turbiedad, todos los valores se encuentran dentro de los límites establecidos por Health Canada (2012). Los resultados de turbiedad son inferiores a lo registrado por Carnicelli *et al.* (2018) para la misma zona de estudio, así como a lo registrado por López-Sardi *et al.* (2016) para la provincia de Buenos Aires. Los sólidos totales disueltos se encontraron por debajo del límite establecido (500 mg/l) y coinciden con lo reportado por Martínez-de-

Fabricius, Luque, Lombardo y Bruno (2007) para el río Cuarto. Además, un 73.33 % de los valores obtenidos en este trabajo fueron inferiores al valor registrado por López-Sardi *et al.* (2016) para un ambiente lagunar de la provincia de Buenos Aires. López-Sardi *et al.* (2016) mencionan que valores de DBO por encima de 30 mg/l podrían indicar contaminación o eutrofización. Sin embargo, en este trabajo se registran valores inferiores, con un máximo de 5.4 mg/l. Estos resultados indican que el impacto antrópico en el río Ctalamochita no es relevante en el tramo analizado y que los valores de DQO están en su totalidad por debajo del límite recomendado para efluentes aptos para vertido de aguas superficiales, siendo de 250 mg/l (MAAySP, 2016).

En el caso del oxígeno disuelto, todos los valores estuvieron dentro de los límites recomendados por Health Canada (2012), con excepción de la muestra obtenida durante junio de 2018, siendo en los tres puntos de muestreo el valor máximo para el sitio. Debido que la solubilidad de los gases en el agua es inversamente proporcional a la temperatura, es razonable que el oxígeno disuelto durante los meses más fríos se vea incrementado. Los valores obtenidos de nitratos y nitritos se encuentran por debajo de los máximos permitidos para efluentes aptos para vertido en aguas superficiales ( $\leq 10$  y  $\leq 0,3$  mg/l, respectivamente) (MAA y SP, 2016). Por otra parte, nuestros resultados coinciden con el rango de valores registrados por Martínez-de-Fabricius *et al.* (2007) para el río Cuarto, Córdoba. En este sentido, los parámetros fisicoquímicos indicadores de contaminación (DQO, DBO, nitritos) no revelan un grado de contaminación de materia orgánica significativo.

En cuanto a los parámetros microbiológicos, los coliformes totales muestran valores entre 70 y 46 000 NMP/100 ml, los cuales resultaron inferiores a lo registrado por Bertrand, Monferrán, Mouneyrac y Amé (2018), para la región. Sin embargo, los resultados encontrados en este trabajo son en ocasiones superiores a los máximos registrados por Brandalise *et al.* (2012) para los embalses San Roque y Los Molinos, provincia de Córdoba (1 300 y 1 400 NMP/100 ml, respectivamente). El total de los valores de recuento de microorganismos termotolerantes se encuentra notoriamente por debajo del límite máximo (1 000 NMP/100 ml), establecido por la World Health Organization (WHO).

Por último, en contraste con los límites establecidos por European Union (EU), el valor obtenido de *E. coli* es "Aceptable", con excepción de lo registrado en Barrancas del Río (BR) durante agosto de 2018 (valor máximo = 2 400 UFC/100 ml) y los resultados obtenidos se consideran "Excelentes", sin considerar el valor mencionado previamente. Sin embargo, al tomar en cuenta el valor máximo establecido por United States Environmental Protection Agency (EPA) (235 UFC/100 ml), nuestros resultados superaron en reiteradas ocasiones dicho límite (Tabla 5).

El índice de calidad de agua (WQI), en referencia a las categorías del índice de calidad de agua (WQI) establecidas por el Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente (CCME) (Tabla 3) resulta "Bueno" para dos de los sitios estudiados, lo que sugiere que las aguas son aptas para su uso recreativo. Sin embargo, en el sitio Barrancas del Río (BR se obtuvo un WQI = 62,2 el cual se encuentra dentro de la

categoría "Marginal". Esta disminución del WQI podría encontrarse asociada con el vertido de efluentes de industrias ubicadas en la zona de estudio. Esta observación también fue realizada por Bertrand *et al.* (2018) en un estudio en un área de superficie de muestreo mayor, donde registraron un descenso del índice de calidad a lo largo del curso del Río Tercero o Ctlamochita. Sin embargo, Bertrand *et al.* (2018) utilizaron un procedimiento diferente para estimar el índice de calidad de agua, lo que hace que el índice calculado en este trabajo no sea estrictamente comparable.

## Conclusiones

A partir de investigado en este trabajo se pueden inferir las siguientes conclusiones:

- En la mayoría de los casos, los parámetros fisicoquímicos estudiados presentan un comportamiento acorde con las variaciones estacionales o espaciales, y se encuentran dentro de los límites establecidos por las distintas normas internacionales analizadas.
- En cuanto a los parámetros microbiológicos, se observó que el 66.67 % de los valores registrados de coliformes totales superan el límite establecido como "Aceptable" (1 000 NMP/100 ml) por las normativas existentes. Sin embargo, los coliformes termotolerantes resultaron inferiores, en todas las muestras, al límite establecido por WHO.

- Los valores para *E. coli* están por debajo del límite establecido por Health Canada ( $\leq 400/100$  ml), excepto el valor obtenido en BR durante agosto de 2018. Sin embargo, si se considera el valor establecido por EPA (235/100 ml), casi la mitad de los valores superan dicho límite.
- Debido a que las normativas nacionales respecto al uso recreativo de los cuerpos de agua (lóticos y lénticos) en Argentina toman como valores de referencia los establecidos por organismos internacionales (WHO, Health Canada, UE, USEPA), se destaca la necesidad de establecer niveles guía específicos permitidos acordes con las actividades realizadas en la región de la ciudad de Villa María.

Por su parte, y como principal aporte al conocimiento de la calidad del agua del río en el tramo en estudio, se puede decir que:

- A partir de los resultados del índice de calidad de agua (WQI), se observa una disminución del mismo conforme avanza el cauce del río Ctalamochita, lo cual se traduce en el deterioro de la calidad del agua y esto podría asociarse directamente con el impacto de las actividades antrópicas. De esta forma, resulta imprescindible generar conciencia en la población (usuarios) respecto a las consecuencias que generan sus acciones, principalmente aquellas asociadas con actividades industriales, cuya repercusión es más acentuada.

## Referencias

- Acuña-del-Pino, N. B., Abramovich, B., Meyer, R., Haye, M. A., & Gilli, M. I. (1998). Evaluación de niveles de contaminación bacteriana en aguas recreacionales. Factores intervinientes. *FABICIB*, 2(1), 61-67. DOI: <https://doi.org/10.14409/fabicib.v2i1.598>
- APHA-AWWA, American Public Health Association in American Water Works Association. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23th ed.). Washington, DC, USA: American Water Works Association.
- Bazán, R. (2006). *Evaluación de la calidad del agua, nivel de eutroficación y sus consecuencias en el embalse Los Molinos (Córdoba)* (doctoral dissertation, Tesis de Maestría en Ciencias Químicas). Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Bertrand, L., Monferrán, M. V., Mouneyrac, C., & Amé, M. V. (2018). Native crustacean species as a bioindicator of freshwater ecosystem pollution: A multivariate and integrative study of multi-biomarker response in active river monitoring. *Chemosphere*, 206, 265-277.
- Betancur-Vargas, T., Campillo-Pérez, A. K., & García-Leoz, V. (2011). Una metodología para la formulación de planes de ordenamiento del recurso hídrico. *Ingenierías Universidad de Medellín*, 10(19), 67-78.
- Boccolini, M. F., Oberto, A. M., & Corigliano, M. D. C. (2005). Calidad ambiental en un río urbano de llanura. *Biología Acuática*, 22, 59-69.

- Brandalise, M. V., Nadal, F., Rodríguez, M. I., Larrosa, N., Ruiz, M., Halac, S., Olivera, P., & Licera, C. (junio, 2012). *Índice de calidad de agua para uso recreativo en ambientes con cianobacterias*. 1<sup>er</sup> Encuentro de Investigadores en Formación en Recursos Hídricos, Ezeiza, Argentina.
- Carnicelli, G., Cossavella, A., Lubrina, E., OMill, P., Rodríguez, I., & Roqué, M. (noviembre, 2018). *Estudio de calidad de agua para diversos usos en el Río Tercero (Ctalamochita) Córdoba*. 4<sup>to</sup> Encuentro de Investigadores en Formación en Recursos Hídricos, Buenos Aires, Argentina.
- Cattaneo, M. P., & López-Sardi, E. M. (2013). Evolución de la calidad del agua de la cuenca Matanza Riachuelo. *Ciencia y Tecnología*, 1(13), 251-278.
- Chapman, D. V. (eds.). (1996). *Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. Boca Ratón, USA: CRC Press.
- Collins, C. H., & Taylor, C. E. D. (1969). *Métodos microbiológicos*. Zaragoza, España: Acribia.
- Cossavella, A. M., Carranza, P., Monarde, F., Larrosa, N., Roqué, M., Nuño, C., Hunziker, M. L., Ferreyra, M., & Melián J. (octubre, 2013). *Gestión de efluentes líquidos en la cuenca del Río Tercero (Ctalamochita)*. XXIV<sup>o</sup> Congreso Nacional del Agua, San Juan, Argentina.

- Debels, P., Figueroa, R., Urrutia, R., Barra, R., & Niell, J. (2005). Evaluation of water quality in the Chillan river (central Chile) using physicochemical parameters and a modified water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 110, 301-322. DOI: 10.1007/s10661-005-8064-1
- EPA US, United States Environmental Protection Agency. (2006). *Approved methods for microorganisms*. Washington, DC, USA: Office of Ground Water and Drinking Water.
- EU, European Union. (2006). *Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC*. Official Journal of the European Union.
- Harguinteguy, C. A., Gudiño, G. L., Arán, D. S., Pignata, M. L., & Fernández-Cirelli, A. (2019). Comparison between two submerged macrophytes as biomonitors of trace elements related to anthropogenic activities in the Ctalamochita River, Argentina. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102(1), 105-114.
- Health Canada. (2012). *Guidelines for Canadian Recreational Water Quality* (3d ed.). Ottawa, Canada: Health Canada.
- Karr, J. R. (1998). Rivers as sentinels: Using the biology of rivers to guide landscape management. In: *River ecology and management: Lessons from the Pacific Coastal ecoregion* (pp. 502-528). New York, USA: Springer.

- Lenarduzzi, M. G. (2013). *Caracterización hidrodinámica experimental de un tramo del Río Tercero (Ctalamochita) con fines hidroambientales* (tesis de grado de la carrera Ingeniería Civil). Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Córdoba, Argentina.
- López-Sardi, E. M., García, B., Reynoso, Y., González, P., & Larroudé, V. (2016). *Calidad del agua para usos recreativos desde las perspectivas de la seguridad e higiene laboral y la salud pública. Estudio de caso*. Buenos Aires, Argentina: Escuela Superior Técnica, Facultad de Ingeniería del Ejército, Universidad de la Defensa Nacional.
- Martínez-de-Fabrizius, A. L., Luque, M. E., Lombardo, D., & Bruno, E. (2007). Potamoplancton en la cuenca media del río Cuarto (Cordoba, Argentina). *Limnetica*, 26(1), 25-38.
- MAA y SP, Ministerio de Agua, Ambiente y Servicios Públicos de la provincia de Córdoba. (2016). *Normas para la protección de los recursos hídricos superficiales y subterráneos*. Decreto 847. Córdoba, Argentina.
- Ministerio de Salud. (2017). *Directrices sanitarias para uso seguro de aguas recreativas*. Resolución Ministerial 125/2016. Argentina.
- Naiman, R. J., & Bilby, R. E. (1998). River ecology and management in the Pacific coastal ecoregion. In: Naiman, R. J., & Bilby, R. E. (eds). *River ecology and management. Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion* (p. 1-10). New York, USA: Springer-Verlag.

- Ochoa, S., Reyna, T., Reyna, S., García, M., Labaque, M., & Díaz, J. M. (2016). Modelación hidrodinámica del tramo medio del río Ctlamochita, Provincia de Córdoba. *Revista Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 3(2), 95-101.
- Saracho, M., Segura, L., Moyano, P., Rodríguez, N., & Carignano, E. (2006). Calidad del agua del río del Valle, Catamarca, para uso recreativo. *Revista de Ciencia y Técnica*, Universidad Nacional de Catamarca, 12, 1-14.
- Torres, P., Cruz, C. H., & Patiño, P. J. (2009). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano: Una revisión crítica. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8(15, Suppl. 1), 79-94.
- UNEP, United Nations Environment Programme. (2017). *Freshwater Strategy 2017-2021*. Nairobi, Kenia: United Nations Environment Programme.
- WHO, World Health Organization. (2003). *Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1, Coastal and Fresh Waters*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

DOI: 10.24850/j-tyca-14-06-07

Artículos

**Índice de riesgo por acaparamiento del agua:  
propuesta metodológica de justicia hídrica**

**Water grabbing risk index: A methodological proposal  
for water justice**

Guadalupe Azuara-García<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7605-0413>

Efrén Palacios<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0348-3760>

José Alcántara<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2858-9035>

Ricardo Pérez-Avilés<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4616-6615>

Benjamín Ortiz<sup>5</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6201-6452>

<sup>1</sup>Centro de Investigación en Biodiversidad, Alimentación y Cambio Climático, Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, México, [guadalupe.azuara@viep.com.mx](mailto:guadalupe.azuara@viep.com.mx)

<sup>2</sup>Centro de Investigación en Biodiversidad, Alimentación y Cambio Climático, Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, México, [efrenpalacios00@gmail.com](mailto:efrenpalacios00@gmail.com)

<sup>3</sup>Centro de Química, Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, México, [jose.alcantara@viep.com.mx](mailto:jose.alcantara@viep.com.mx)

<sup>4</sup>Centro de Investigación en Biodiversidad, Alimentación y Cambio Climático, Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, México, ricardo.perez@viep.com.mx

<sup>5</sup>Centro de Investigación en Biodiversidad, Alimentación y Cambio Climático, Instituto de Ciencias, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla / El Colegio de Puebla A.C., Puebla, México, ortizespejel56@gmail.com

Autora para correspondencia: Guadalupe Azuara-García, guadalupe.azuara@viep.com.mx

## Resumen

Se propone la conformación de un índice de riesgo por acaparamiento del agua (IRAA) capaz de diferenciar territorialmente a los acaparadores, tomando en consideración el uso que éstos le dan al agua, los volúmenes que acumulan, así como el estatus del recurso en cada cuenca y acuífero. El patrón de acaparamiento se establece al identificar a concesionarios y usos cuando los volúmenes otorgados concentran al menos 80 % de las aguas superficiales y/o subterráneas del municipio. El IRAA integra el grado de presión sobre el recurso hídrico para determinar el riesgo y permite vincular la gestión hídrica y la gestión de los usos de suelo, puesto que las actividades acaparadoras de agua quedan identificadas en cada municipio. El índice se aplicó en el estado de Puebla, donde de 174 municipios que cumplieron con los requerimientos metodológicos, 45.4 % resultó con riesgo muy alto, 41.4 % con riesgo alto, 10.9 % con riesgo

medio y 2.3 % con riesgo bajo. Ninguno entró en la categoría de riesgo muy bajo, mostrando una tendencia marcada de riesgo hídrico por acaparamiento en el estado, que se corrobora con la presencia de acaparadores intermunicipales, también identificados en este estudio. A través del IRAA es posible determinar zonas de prioridad en la transformación de la gestión del agua que trasciende los organismos de cuenca e incorpora los territorios municipales. Propone a su vez argumentos para la justicia ambiental. Los métodos y técnicas empleadas se ubican en el ámbito de la ciencia de datos.

**Palabras clave:** concesionarios acaparadores, usos acaparadores, grado de presión hídrica, concesionarios intermunicipales acaparadores, municipios.

## Abstract

This is a proposal to establish a Water Grabbing Risk Index (IRAA, according to its initials in Spanish) capable of territorially differentiating grabbers, considering the use they give to water, the volumes they accumulate, as well as water status in each basin and aquifer. Grabbing pattern is established by identifying concessionaires and water uses when the volumes granted concentrate at least 80 % of the municipality surface and/or groundwater. The IRAA integrates water stress index to determine risk and makes it possible to link water management and land use management, since water grabbing activities are identified in each municipality. The index was applied in the state of Puebla where, from 174 municipalities that met methodological requirements, 45.4 % were

at very high risk, 41.4 % were at High risk, 10.9 % were at medium risk and 2.3 % were at low risk. None entered the very low risk category, showing a strong tendency towards water grabbing risk in the state, which is confirmed by the presence of inter-municipal grabbers, also identified in this study. Through the IRAA it is possible to identify priority areas in the transformation of water management that transcends basin organizations and integrates municipal territories. In turn, it proposes arguments for environmental justice. The methods and techniques used are in the field of data science.

**Keywords:** Grabbing concessionaires, grabbing uses, water stress index, inter-municipal grabbing concessionaires, municipalities.

Recibido: 03/08/2021

Aceptado: 22/05/2022

Publicado online: 07/07/2022

## Introducción

En las últimas décadas, el análisis de las problemáticas ambientales se ha dirigido a identificar, de forma crítica, los patrones y causas del deterioro planetario que conllevan una crisis ecológica global (Leff, 2004; Toledo, 2013; Barkin, Ortega, Saldaña, Mirafuentes, & Pérez-Riaño, 2020). El recurso hídrico no ha sido excluido de este diagnóstico, siendo las comunidades organizadas, académicos y organizaciones internacionales

las que han exhibido el deterioro sin que los estratos gubernamentales, ni mucho menos los económicamente dominantes, se dirijan hacia la transformación sustancial de las formas de apropiación de la naturaleza.

El antropocentrismo capitalista, cuyos beneficios sólo se hacen plausibles para una minoría, es el marco económico e ideológico que ha garantizado la validación y reproducción del deterioro, en el que los recursos físicos y bióticos del planeta están sometidos a una intensidad de explotación salvaje y a niveles de quebranto de los que se pretende responsabilizar al ciudadano común.

La identificación del acaparamiento verde, acaparamiento del agua, y acaparamiento del suelo, así como su estrecha interrelación (Rulli & D'Odorico, 2013; Dell'Angelo, D'Odorico, & Rulli, 2017) ha sido documentada sobre todo en países de África (Grain, 2012; Duvail, Médard, Hamerlynck, & Nyingi, 2012), Latinoamérica (Rocheleau, 2015; Vázquez, 2017) y Asia (Corbera, Hunsberger, & Vaddhanaphuti, 2017). No es casualidad que así suceda, pues son precisamente los países pobres en los que recae el mayor extractivismo de los capitales transnacionales (Dell'Angelo, Rulli, & D'Odorico, 2018). Aunque las repercusiones del deterioro y la sobreexplotación del agua sean, a final de cuentas de carácter global, los impactos directos tienen grandes diferencias regionales, siendo los países del sur global los más afectados (Fairhead, Leach, & Scoones, 2012), y también en donde los conflictos por el agua, y en general los conflictos socioambientales se han multiplicado ante la amenaza de la propia existencia de la vida de las comunidades (Weeber, 2016).

Algunos datos de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) (UNESCO, 2019; UNESCO, 2020) indican que la demanda y el uso del agua tiene un crecimiento sostenido de 1 % anual desde la década de 1980; su disponibilidad, en contraparte, decrece aceleradamente, teniendo a más de 2 mil millones de personas habitando países con un fuerte estrés hídrico, pérdida de cuerpos de agua de calidad óptima, fuertes impactos asociados con los cambios en la hidromorfología, aumento de contaminantes emergentes y propagación de especies invasoras. Además, la variabilidad y el cambio climático muestran que 90 % de los eventos extremos están asociados con el agua, causando episodios de sequía e inundaciones en todo el planeta. El uso del agua está involucrado, por tanto, en la mayoría de los procesos de deterioro ambiental, que devienen en pérdida de biodiversidad vegetal y animal, incluido el ser humano.

Si bien la alta complejidad de los problemas relacionados con el agua impide soluciones simplistas, la orientación de dichas soluciones debe encaminarse a revertir los procesos destructivos de apropiación de los recursos planetarios; es decir, debe revertir la privatización y el acaparamiento que los marcos legales de la mayoría de los países han permitido en favor, fundamentalmente, de la inversión de capital nacional o extranjero.

El sistema de concesión actual del recurso por parte del Estado mexicano data de la aún vigente Ley de Aguas Nacionales de 1992, misma que se apropia del enfoque neoliberal emanado de la Conferencia de Dublín (Rolland & Vega, 2010), realizada en enero del mismo año, y en la que el recurso hídrico se establece como un “bien económico” (UNEP,

1992) que se concesiona. Con ello, en México queda relegada la orientación prioritaria del recurso a la satisfacción de necesidades humanas y en consecuencia al derecho humano al agua (Martínez-Austria & Vargas-Hidalgo, 2017). En la actualidad, más de 7.8 millones de viviendas (INEGI, 2020), que representan 28.3 millones de personas, no cuentan con agua entubada en México.

Diversos estudios han evidenciado las formas en las que México ha transitado en la gestión del recurso hídrico (Peña, 2006; De-Alba, Noiseux, & Nava, 2006; Ethos, 2019; Franco, 2020). Asimismo, se han desarrollado propuestas de mejora a partir del enfoque de cuencas para el manejo integral del agua (Cottler, 2007). No obstante, el organismo que concentra las decisiones sobre el recurso es federal (con representaciones regionales, denominados consejos de cuenca), cuya vinculación con instancias locales ha demostrado su carácter excluyente y discrecional (Pérez & Fuerte, 2019), su carencia de efectividad y su incapacidad institucional para resolver los problemas de cada cuenca (Pineda, Moreno, & Díaz, 2017; Parra & Salazar, 2017). Al final, dichas decisiones obedecieron a las políticas neoliberales plasmadas en la legislación, mismas que han producido a los grandes millonarios o acaparadores del agua (Gómez-Arias & Moctezuma, 2020). La corrupción, gratificadora de los diseñadores y/o ejecutores de la legislación y la normativa, amplifica las desigualdades en el acceso al agua, las posibilidades de ecocidios y, en sí, el control del recurso en unas cuantas manos.

Una tarea académica para contribuir en el combate a la injusticia ambiental, y en particular a la injusticia hídrica, consiste en generar

herramientas que puntualicen de modo territorial zonas de riesgo hídrico derivadas del acaparamiento, así como la construcción de instrumentos de orientación y dimensionamiento del daño ambiental que la concentración del recurso impone en diferentes contextos regionales, a fin de que dichas herramientas coadyuven en acciones comunitarias de defensa, nutran de argumentos nuevas directrices de política pública y abonen en la transformación de la legislación vigente. Esas herramientas deben tomar en consideración que la presencia y cantidad del agua varía geográfica y temporalmente, y los niveles de acaparamiento y deterioro causan diferentes impactos en las regiones dependiendo de esas diferencias espacio-temporales, pudiendo incrementar la vulnerabilidad regional de la población y el medio ambiente en zonas sobreexplotadas, contaminadas, con habitantes sin acceso al agua y con daños a la salud, entre otros.

## Materiales y métodos

En este trabajo, el índice de riesgo por acaparamiento del agua (IRAA) propuesto se elaboró a partir de los datos de concesiones inscritas en el Registro Público de Derechos del Agua (Repda) (Repda, s.f.; Conagua, s.f.) y los trabajos de georreferenciación —hasta 2019— de dicha información por parte de la organización Agua para Todos (aguaparatodos, s.f.), previamente cotejada y validada. Se expresa a nivel de municipio en el estado de Puebla, donde la gestión puede darse de forma más directa. Este indicador evalúa y expresa en el territorio la

indisoluble relación agua-suelo, pues los usos del agua, como actividades humanas, presentan una alta correspondencia con los usos de suelo. Esta perspectiva da un paso adelante en la unificación de la gestión agua-suelo orientada a la búsqueda de justicia ambiental.

También se utilizó en este trabajo la información de la Comisión Nacional del Agua (Conagua), a través de las geodatabases descargables (Conagua, 2019), en específico para la información del grado de presión (GP) sobre el recurso hídrico.

El marco geoestadístico utilizado es el de INEGI 2018 (INEGI, s.f.), con desagregación municipal. Para los propósitos de este estudio, se evalúan solo los usos consuntivos, por lo que se excluye la generación de energía eléctrica (hidroeléctrica). Asimismo, se excluye el uso público-urbano en esta escala de trabajo debido a que se asume que su distribución es a la población en general, aunque al interior de los centros urbanos vale la pena profundizar en las inequidades de su distribución. No obstante, ese aspecto rebasa por ahora el alcance del presente trabajo.

## Formulación del problema

La formulación del índice de riesgo por acaparamiento del agua (IRAA) a nivel municipal tiene dos componentes que se exponen de forma general a continuación y que luego se detallan. El primer componente es el índice de acaparamiento del agua (IAA) y el segundo el grado de presión (GP)

sobre el recurso. Por acaparador(es) se entiende al conjunto de concesionarios (o concesionario), por una parte, y al conjunto de usos (o uso) del agua, por otra, que concentran al menos 80 % del volumen registrado a 2019 en el municipio  $i$  ante el Repda. A menor cantidad de concesionarios o usos que concentran 80 % del volumen total (superficial y subterráneo), mayor acaparamiento. El concepto de riesgo se introduce en el índice a partir de la consideración del GP, que alerta del peligro de nula disponibilidad de agua. Altos niveles de acaparamiento aunados a altos grados de presión sobre el agua generan un riesgo mayor para garantizar la seguridad hídrica del municipio en estudio, pues se pierde “capacidad para proteger el acceso sostenible al agua para el sostenimiento de los medios de vida, el bienestar y el desarrollo socioeconómico” actual y futuro (fondosdeagua.org, s.f.).

El índice de acaparamiento del agua (IAA) se evalúa de dos formas: la primera considera a los concesionarios acaparadores (CrA) de ambas fuentes de extracción del recurso; la segunda mide la concentración por tipo de uso del agua e identifica los usos acaparadores (UA) en cada tipo de fuente de extracción de acuerdo con la siguiente formulación (Ecuación (1)):

$$IAA_i = CrA_i w_1 + UA_i w_2 \quad (1)$$

Donde  $w_1$  y  $w_2$  son factores de ponderación que pueden otorgarse a uno o a otro componente para el análisis, ajustando el IAA a valores entre 0 y 1. El 0 representa el máximo acaparamiento y 1 la máxima

distribución entre concesionarios del municipio  $i$ . Esta relación es la que permite ligar la gestión hídrica y de suelo, pues como ya se ha descrito, el acaparamiento de ambos recursos está íntimamente ligado en el territorio.

El componente de los concesionarios acaparadores (CrA) se calculó de la siguiente manera:

$$CrA_i = \frac{Ca_i}{\sum Cs_i} \quad (2)$$

$$\forall \sum Cs_i > 1$$

Donde  $Ca_i$  es la cantidad de titulares que acaparan al menos 80 % del agua concesionada, mientras que  $\sum Cs$  es el total de títulos concesionados en el municipio  $i$ . Cabe recordar que varios títulos pueden ser otorgados a un mismo concesionario y a través de este cociente se mide dicha concentración. De acuerdo con la Ecuación (2), con esta operación solo se evalúan aquellos municipios en los que haya más de una concesión, con el propósito de no sesgar los resultados con una aparente máxima distribución con una única concesión que cumpla las condiciones de uso consuntivo, excluyendo el público urbano.

El segundo componente del IAA es el acaparamiento de los usos del agua (UA), y se evaluó de acuerdo con la siguiente formulación:

$$UA_i = \beta_{sup,i} \frac{Ua_{i,sup}}{\sum U_{i,sup}} + \beta_{sub,i} \frac{Ua_{i,sub}}{\sum U_{i,sub}} \quad (3)$$

$$\forall (\sum U_{i,sup} + \sum U_{i,sub}) > 1, \text{ si } (\sum U_{i,sup} + \sum U_{i,sub}) = 1$$

entonces

$$UA_i = \beta_{sup,i} (Ua_{i,sup} - \sum U_{i,sup}) + \beta_{sub,i} (Ua_{i,sub} - \sum U_{i,sub}) \quad (3.a)$$

Donde los factores  $\beta_{sup}$  y  $\beta_{sub}$  representan el porcentaje de agua superficial y/o subterránea concesionada en el municipio  $i$ , otorgando con ello el peso que tiene cada fuente de extracción en la unidad de análisis territorial (municipio).  $Ua_i$  superficial o subterránea se refiere al uso o usos que concentran al menos 80 % del agua por tipo de fuente; mientras que  $\sum U_i$  representa el total de los usos del agua presentes en el municipio  $i$ , según su fuente de extracción. La suma de la proporción de agua acaparada de cada una de las fuentes de extracción arroja el acaparamiento de los usos en valores que van de 0 a 1.

La doble pinza que establece este indicador para la determinación del acaparamiento a nivel municipal radica, por una parte, en que se asegura la medición de todo el volumen concesionado para un mismo titular, aunque corresponda a diversos usos del agua y, por otra, evalúa la concentración del agua para un mismo uso, como actividad predominante en el municipio.

El IAA es, por sí mismo, un parámetro que evidencia injusticia hídrica en los municipios, sin considerar otros elementos del entorno. No obstante, el contexto municipal puede ayudar a perfilar, de inicio, qué tan grave es el acaparamiento dadas otras condiciones. Por su relevancia

actual y futura, introducimos, como segundo gran componente del IRAA, el grado de presión sobre el recurso hídrico que existe en los territorios municipales de acuerdo con lo descrito anteriormente. Con ello se puede reflejar con mayor nitidez el riesgo del acaparamiento en términos de la disponibilidad de la misma, con base en la siguiente fórmula:

$$IRAA_i = IAA_i - GP_i \quad (4)$$

En el que ahora se habla del índice de riesgo por acaparamiento del agua (IRAA) del municipio  $i$ , cuyos componentes son el índice de acaparamiento (IAA) menos el grado de presión (GP) sobre el recurso hídrico evaluado en el mismo municipio. A partir de la formulación de Conagua (2019), el GP se obtiene de la siguiente manera (Ecuación (5)):

$$GP = \text{Agua extraída} / \text{disponibilidad natural media} \quad (5)$$

Donde el agua extraída corresponde con el volumen anual (en  $\text{hm}^3$ ) de extracción de agua de cualquier fuente, sea ésta superficial o subterránea (solo aplica para los usos consuntivos), entre la disponibilidad natural media total (o agua renovable, en  $\text{hm}^3$ ). El GP es un componente que considera de forma integral el ciclo del agua, quedando incluidas ambas fuentes de extracción. El GP varía espacial y temporalmente, dependiendo de las condiciones específicas de las cuencas y acuíferos, y se estima que es alto o muy alto cuando el

porcentaje es mayor a 40 %; permite hacer más sensible la medición de los niveles de acaparamiento, puesto que éstos pueden empeorar el acceso al agua para otros usos/usuarios en aquellas zonas con menor o nula disponibilidad actual del recurso. En este trabajo, los valores de  $GP_i$  no se calcularon, se retomaron de los valores por región hidrológico-administrativa (RHA) elaborados por Conagua para el año 2019 (Conagua, 2019), en los que hay un traslape geográfico idóneo de las unidades de superficie evaluadas (municipio).

Al integrar el grado de presión del agua en el índice, su rango de valores se amplía, pudiendo llegar a ser negativos o superar la unidad, dependiendo de las condiciones específicas de cada municipio. Para establecer una medición más homogénea, se propone la normalización del índice obtenido con la siguiente formulación:

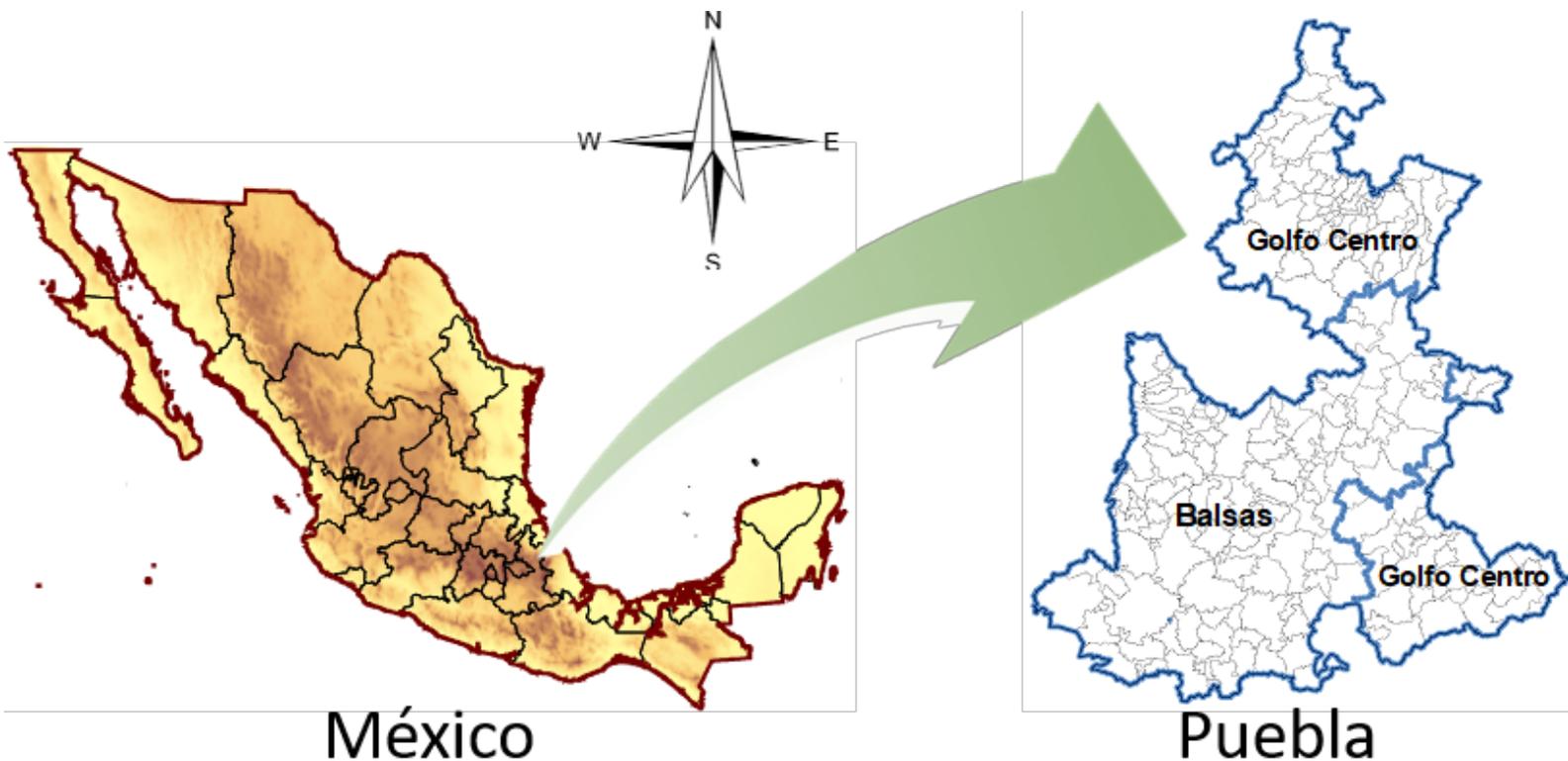
$$IRAA_{i,nor} = \frac{IRAA_i - \min IRAA}{\max IRAA - \min IRAA} \quad (6)$$

Donde los valores máximo y mínimo del índice de riesgo se extraen del conjunto de datos municipales del ámbito estudiado (región, estado, país).

## Resultados

### Área de estudio

El índice se aplicó en el estado de Puebla, México (Figura 1). Se identificaron en el Repda registros de usos consuntivos, excluyendo el público urbano en 189 de los 217 municipios de la entidad. De ellos se excluyeron, de acuerdo con la metodología, los municipios donde el número de concesiones municipales fue igual a 1, que puede ser interpretado en ambos sentidos, como máxima distribución o máxima concentración, y sesga los resultados de la evaluación; por lo que el universo de evaluación del índice se circunscribió a 174 municipios (ver Anexo 1, archivo titulado ANNEX\_1.xlsx, que encuentra en la página web dela revista), quedando fuera 15 con una sola concesión (ver Anexo 2, archivo titulado ANNEX\_2.xlsx).



**Figura 1.** Localización del área de estudio y sus regiones hidrológico-administrativas (RHA).

De este conjunto sumaron 117 los municipios con fuente de extracción superficial y 142 con fuente subterránea. Los municipios con concesiones en ambas fuentes de extracción fueron 85. El volumen analizado, que corresponde a los usos evaluados, sumó 1 838.72 hm<sup>3</sup> concesionados en 7 703 títulos para 6 653 concesionarios.

Las bases de datos se procesaron con las aplicaciones Visual FoxPro (VFP, 2007) para luego ligarlas con un sistema de información geográfica.

Los valores asignados para los ponderadores  $\omega_1$  y  $\omega_2$  fueron 0.8 y 0.2, respectivamente.

La minería de datos previa al cálculo del índice de acaparamiento consistió en totalizar los datos de las concesiones a nivel municipal ordenados en cada tipo fuente de extracción. Después, acumulando frecuencias y porcentajes de volúmenes de agua por concesión, se identificó el número de títulos, usos y concesionarios que acaparan al menos 80 % del agua en cada municipio, excluyendo, como se ha descrito, los usos no consuntivos (generación de energía eléctrica de hidroeléctricas) y el uso público urbano.

Con estos datos se procedió al cálculo de los componentes del índice de riesgo por acaparamiento, incluyendo el grado de presión sobre el agua de cada municipio, conforme a la formulación descrita. Los resultados obtenidos de cada componente del índice se agruparon en cinco clases iguales, con un rango de 0.2, obteniendo los siguientes grados cualitativos: muy alto (de 0 a  $\leq 0.2$ ); alto ( $> 0.2$  a  $\leq 0.4$ ); medio ( $> 0.4$  a  $\leq 0.6$ ); bajo ( $> 0.6$  a  $\leq 0.8$ ), y muy bajo ( $> 0.8$  a 1), que arrojaron los siguientes resultados.

## Sobre los concesionarios acaparadores (CrA)

Este componente se calculó, como indica la formulación, para todos aquellos casos en los que el total de concesiones del municipio fue mayor a 1. De acuerdo con la Tabla 1, el cociente de los concesionarios que acaparan al menos 80 % del agua (considerando ambas fuentes de

extracción) respecto del total de concesiones del municipio resultó de grado muy alto y alto en 53.4 % de los municipios evaluados; 32.2 % de grado medio; y el acaparamiento de concesionarios en grado bajo y muy bajo se presentó en 14.4 %, con la distribución geográfica que se muestra en la Figura 1a.

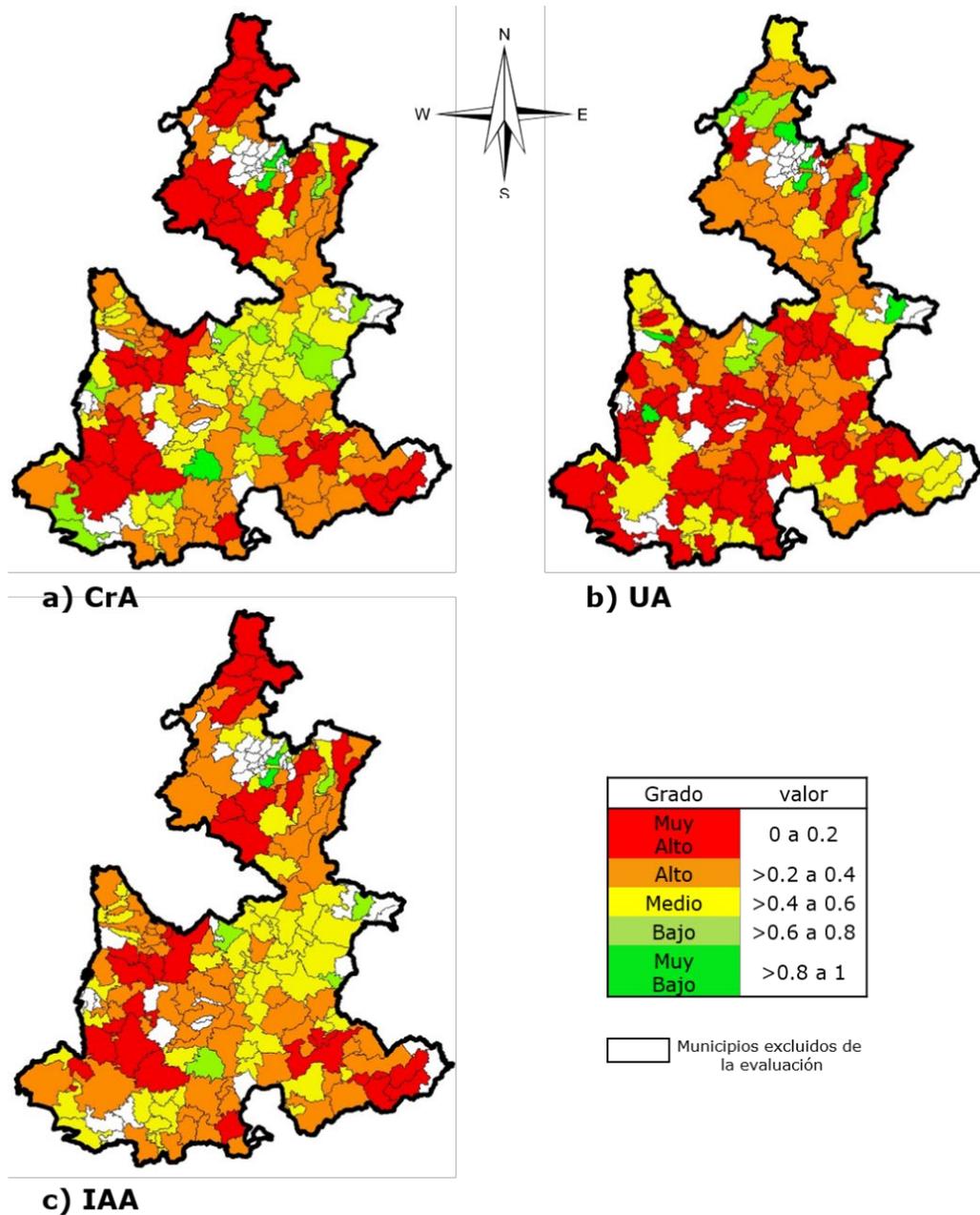
**Tabla 1.** Cantidad de municipios de acuerdo con su grado de acaparamiento, por componente del IRAA.

| <b>Grado</b> | <b>valor</b> | <b>CrA</b> | <b>UA</b> | <b>IAA</b> | <b>IRAA</b> |
|--------------|--------------|------------|-----------|------------|-------------|
| Muy alto     | 0 a 0.2      | 36         | 77        | 32         | 79          |
| Alto         | > 0.2 a 0.4  | 57         | 46        | 73         | 72          |
| Medio        | > 0.4 a 0.6  | 56         | 36        | 61         | 19          |
| Bajo         | > 0.6 a 0.8  | 21         | 6         | 4          | 4           |
| Muy bajo     | > 0.8 a 1    | 4          | 9         | 4          | 0           |

El volumen de agua que concentran los CrA en los municipios resultó de 1 579.4 hm<sup>3</sup>, equivalente a 85.9 % del volumen evaluado, repartido en poco más de la tercera parte de los concesionarios (2 305) que poseen 2 796 títulos de concesión ante el Repda. Los 15 municipios de mayor acaparamiento por los concesionarios fueron Pantepec, Francisco Z. Mena, Tianguismanalco, Coxcatlán, Jalpan, Venustiano Carranza, Santa Isabel Cholula, Coyomeapan, Xicotepec, Santiago Muahuatlán, Izúcar de Matamoros, Tlacuilotepec, San Miguel Xoxtla, Huehuetlán el Chico y Tlapanala (Anexo 1, archivo titulado ANNEX\_1.xlsx).

## Sobre los usos acaparadores (UA)

La evaluación por usos acaparadores también arrojó resultados que tienden a la concentración del agua en pocos usos, como puede observarse en la Figura 2b; 70.7 % de los municipios analizados presentó grados muy alto y alto de concentración del agua en pocos usos. En este grupo se incluyen 50 municipios en los que solo existe un uso consuntivo (excluyendo el público-urbano). Con ello se logró diferenciar dónde realmente se presentó la máxima diversificación de los usos y dónde existe un acaparamiento total (con valor 0). En este último caso se identificaron 50 de los 77 municipios con grado muy alto de acaparamiento del agua por tipo de uso del agua; por lo que corresponde al grado medio, se contabilizó 20.7 % de los municipios; mientras que en grado bajo y muy bajo de acaparamiento por uso se tiene solo 8.6 % de los municipios evaluados.



**Figura 2.** Clasificación y distribución espacial de los municipios según valores obtenidos por componente: a) acaparamiento por concesionarios (CrA); b) acaparamiento por usos del agua (UA), y c) índice de acaparamiento del agua (IAA).

Los 15 municipios con mayor acaparamiento por uso dentro de la clasificación de muy alto son Chietla (agrícola), Tehuacán (agrícola), Huaquechula (agrícola), Tepeojuma (agrícola), Coatzingo (industrial y agrícola), Tilapa (agrícola), San Salvador el Seco (agrícola), Huauchinango (industrial y acuícola), Zinacatepec (agrícola), Tepanco de López (agrícola), San Gabriel Chilac (agrícola), Acatzingo (agrícola), Chiautzingo (agrícola), Santa Isabel Cholula (agrícola) y Tlatlauquitepec (agrícola).

## Índice de acaparamiento del agua (IAA)

Al agregar los componentes descritos anteriormente de acuerdo con la formulación establecida, los resultados obtenidos arrojaron el índice de acaparamiento del agua (IAA), cuya distribución en los municipios corresponde con la Figura 1c.

Se observó que solo 4.6% de los municipios evaluados presentó un acaparamiento de grado bajo o muy bajo; 35.1% se encuentra en un grado medio, y en el restante 60.4 % de los municipios prevalece el acaparamiento de los recursos hídricos con grado alto y muy alto.

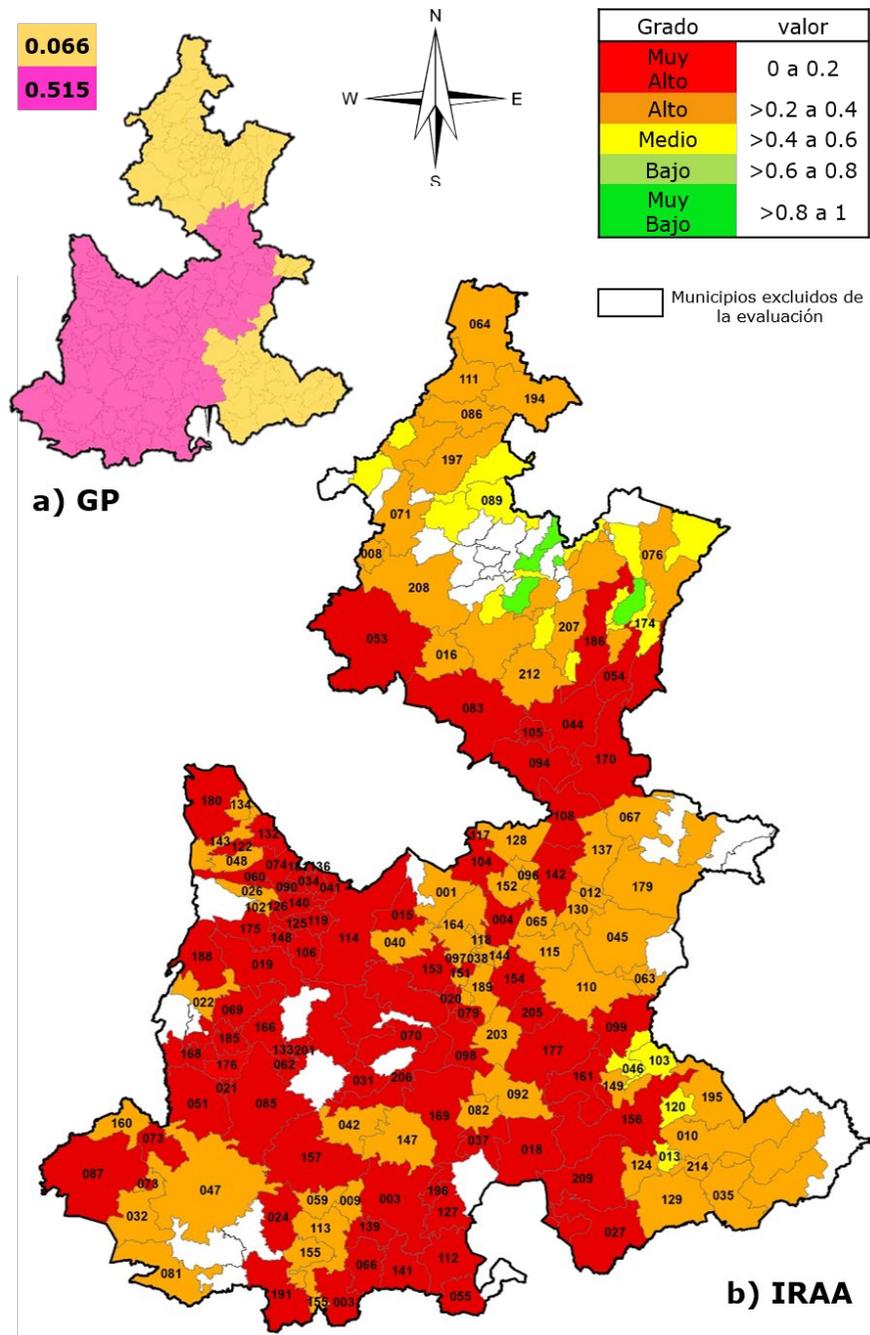
En grado muy alto del IAA destacan, por el volumen de agua acaparado (en  $\text{hm}^3$ ), los siguientes municipios: Izúcar de Matamoros, con 123.3; Chietla, con 86.05; Atlixco, con 65.6; Tehuacán, con 50.6; Tianguismanalco, con 37.8, y Tepeojuma, con 34.1. Solo estos seis

municipios suman, en volumen acaparado, 397.6 hm<sup>3</sup> anuales de agua en manos de 132 titulares acaparadores; es decir, 21.6 % del agua concesionada en el estado para usos consuntivos, descontando el público-urbano, está en manos de 1.7 % del total de los titulares (Anexo 1, archivo titulado ANNEX\_1.xlsx).

En el grado alto del IAA, que agrupa la mayor cantidad de municipios, sobresalen, también por el volumen acaparado (en hm<sup>3</sup> al año): Huaquechula, con 44.3; Coatzingo, con 32.66; San Martín Texmelucan, con 21.2; Tlauapan, con 17.8; Chignahuapan, con 15.9, y Zacatlán, con 12.9, cuya suma (144.8 hm<sup>3</sup>) representa 7.9 % del volumen anual concesionado en los usos evaluados en manos de 1.9 % de los representantes de los títulos de concesión.

## Índice de riesgo por acaparamiento del agua (IRAA)

Con estos resultados se calculó el índice de riesgo de acaparamiento del agua, incorporando el grado de presión sobre el recurso. Al restar el grado de presión del agua del IAA, el rango de valores se amplió de -0.442 a 0.934, por lo que se procedió a su normalización entre 0 y 1. El agrupamiento de municipios respecto de los valores obtenidos se expresa en la Figura 3 y Figura 3a.



**Figura 3.** Clasificación y distribución espacial del índice de riesgo de acaparamiento del agua (IRAA): a) componente de grado de presión (GP) sobre el recurso hídrico, y b) IRAA por municipio.

## Nombres de municipios

|                                       |                              |                               |                                  |
|---------------------------------------|------------------------------|-------------------------------|----------------------------------|
| 001, ACAJETE                          | 055, CHILA                   | 111, PANTEPEC                 | 169, TEPEXI DE RODRIGUEZ         |
| 002, ACATENO                          | 056, CHILA DE LA SAL         | 112, PETLALCINGO              | 170, TEPEYAHUALCO                |
| 003, ACATLAN                          | 057, CHILA HONEY INEGI HONEY | 113, PIAXTLA                  | 171, TEPEYAHUALCO DE CUAUHTEMOC  |
| 004, ACATZINGO                        | 058, CHILCHOTLA              | 114, PUEBLA                   | 172, TETELA DE OCAMPO            |
| 006, AHUACATLAN                       | 059, CHINANTLA               | 115, QUECHOLAC                | 173, TETELES DE AVILA CASTILLO   |
| 008, AHUAZOTEPEC                      | 060, DOMINGO ARENAS          | 117, RAFAEL LARA GRAJALES     | 174, TEZIUTLAN                   |
| 009, AHUEHUETITLAN INEGI AHUEHUETITLA | 062, EPATLAN                 | 118, LOS REYES DE JUAREZ      | 175, TIANGUISMANALCO             |
| 010, AJALPAN                          | 063, ESPERANZA               | 119, SAN ANDRES CHOLULA       | 176, TILAPA                      |
| 011, ALBINO ZERTUCHE                  | 064, FRANCISCO Z MENA        | 120, SAN ANTONIO CANADA       | 177, TLACOTEPEC DE BENITO JUAREZ |
| 012, ALJOJUCA                         | 065, GENERAL FELIPE ANGELES  | 122, SAN FELIPE TEOTLALCINGO  | 178, TLACUILOTEPEC               |
| 013, ALTEPEXI                         | 066, GUADALUPE               | 124, SAN GABRIEL CHILAC       | 179, TLACHICHUCA                 |
| 014, AMIXTLAN                         | 067, GUADALUPE VICTORIA      | 125, SAN GREGORIO ATZOMPA     | 180, TLAHUAPAN                   |
| 015, AMOZOC                           | 069, HUAQUECHULA             | 126, SAN JERONIMO TECUANIPAN  | 181, TLALTENANGO                 |
| 016, AQUIXTLA                         | 070, HUATLATLAUCA            | 127, SAN JERONIMO XAYACATLAN  | 182, TLANEPANTLA                 |
| 017, ATEMPAN                          | 071, HUAUCHINANGO            | 128, SAN JOSE CHIAPA          | 183, TLAOLA                      |
| 018, ATEXCAL                          | 072, HUEHUETLA               | 129, SAN JOSE MIAHUATLAN      | 184, TLAPACOYA                   |
| 019, ATLIXCO                          | 073, HUEHUETLAN EL CHICO     | 130, SAN JUAN ATENCO          | 185, TLAPANALA                   |
| 020, ATOYATEMPAN                      | 074, HUEJOTZINGO             | 132, SAN MARTIN TEXMELUCAN    | 186, TLATLAUQUITEPEC             |
| 021, ATZALA                           | 075, HUEYAPAN                | 133, SAN MARTIN TOTOLTEPEC    | 187, TLAXCO                      |
| 022, ATZITZIHUACAN                    | 076, HUEYTAMALCO             | 134, SAN MATIAS TLALANCALECA  | 188, TOCHIMILCO                  |
| 023, ATZITZINTLA                      | 077, HUEYTLALPAN             | 136, SAN MIGUEL XOXTLA        | 189, TOCHTEPEC                   |
| 024, AXUTLA                           | 078, HUITZILAN DE SERDAN     | 137, SAN NICOLAS BUENOS AIRES | 191, TULCINGO                    |
| 025, AYOTOXCO DE GUERRERO             | 079, HUITZILTEPEC            | 139, SAN PABLO ANICANO        | 192, TUZAMAPAN DE GALEANA        |
| 026, CALPAN                           | 081, IXCAMILPA DE GUERRERO   | 140, SAN PEDRO CHOLULA        | 193, TZICATLACOYAN               |
| 027, CALTEPEC                         | 082, IXCAQUIXTLA             | 141, SAN PEDRO YELOIXTLAHUACA | 194, VENUSTIANO CARRANZA         |
| 031, COATZINGO                        | 083, IXTACAMAXTITLAN         | 142, SAN SALVADOR EL SECO     | 195, VICENTE GUERRERO            |
| 032, COHETZALA                        | 085, IZUCAR DE MATAMOROS     | 143, SAN SALVADOR EL VERDE    | 196, XAYACATLAN DE BRAVO         |
| 034, CORONANGO                        | 086, JALPAN                  | 144, SAN SALVADOR HUIXCOLOTLA | 197, XICOTEPEC                   |
| 035, COXCATLAN                        | 087, JOLALPAN                | 147, SANTA INES AHUATEMPAN    | 198, XICOTLAN                    |
| 036, COYOMEAPAN                       | 088, JONOTLA                 | 148, SANTA ISABEL CHOLULA     | 199, XIUTETELCO                  |
| 037, COYOTEPEC                        | 089, JOPALA                  | 149, SANTIAGO MIAHUATLAN      | 200, XOCHIAPULCO                 |
| 038, CUAPIAXTLA DE MADERO             | 090, JUAN C BONILLA          | 150, HUEHUETLAN EL GRANDE     | 201, XOCHILTEPEC                 |
| 039, CUAUTEMPAN                       | 092, JUAN N MENDEZ           | 151, SANTO TOMAS HUEYOTLIPAN  | 202, XOCHITLAN DE VICENTE SUAREZ |
| 040, CUAUTINCHAN                      | 093, LAFRAGUA                | 152, SOLTEPEC                 | 203, XOCHITLAN TODOS SANTOS      |
| 041, CUAUTLANCINGO                    | 094, LIBRES                  | 153, TECALI DE HERRERA        | 204, YAONAHUAC                   |
| 042, CUAYUCA DE ANDRADE               | 096, MAZAPILTEPEC DE JUAREZ  | 154, TECAMACHALCO             | 205, YEHUALTEPEC                 |
| 043, CUETZALAN DEL PROGRESO           | 097, MIXTLA                  | 155, TECOMATLAN               | 206, ZACAPALA                    |
| 044, CUYOACO                          | 098, MOLCAXAC                | 156, TEHUACAN                 | 207, ZACAPOAXTLA                 |
| 045, CHALCHICOMULA DE SESMA           | 099, CANADA MORELOS          | 157, TEHUITZINGO              | 208, ZACATLAN                    |
| 046, CHAPULCO                         | 102, NEALTICAN               | 158, TENAMPULCO               | 209, ZAPOTITLAN                  |
| 047, CHIAUTLA                         | 103, NICOLAS BRAVO           | 159, TEOPANTLAN               | 210, ZAPOTITLAN DE MENDEZ        |
| 048, CHIAUTZINGO                      | 104, NOPALUCAN               | 160, TEOTLALCO                | 211, ZARAGOZA                    |
| 050, CHICHIQUILA                      | 105, OCOTEPEC                | 161, TEPANCO DE LOPEZ         | 212, ZAUTLA                      |
| 051, CHIETLA                          | 106, OCOYUCAN                | 162, TEPANGO DE RODRIGUEZ     | 213, ZIHUATEUTLA                 |
| 053, CHIGNAHUAPAN                     | 107, OLINTLA                 | 164, TEPEACA                  | 214, ZINACATEPEC                 |
| 054, CHIGNAUTLA                       | 108, ORIENTAL                | 165, TEPEMAXALCO              | 216, ZOQUIAPAN                   |
|                                       | 109, PAHUATLAN               | 166, TEPEOJUMA                | 217, ZOQUITLAN                   |
|                                       | 110, PALMAR DE BRAVO         | 168, TEPEXCO                  |                                  |

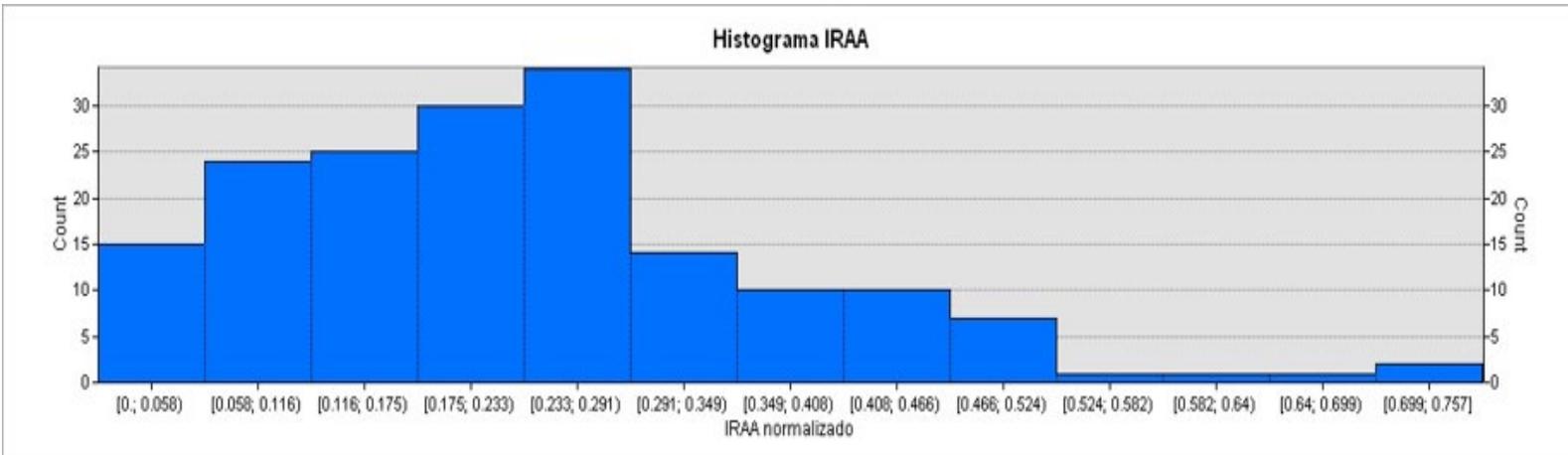
**Figura 3a.** Listado de municipios del estado de Puebla.

El riesgo por acaparamiento de agua resultó muy alto y alto en 86.8 % de los municipios evaluados; en riesgo medio se ubicó el 10.9 %, y solo 2.3 % se identificó con grado bajo de riesgo por acaparamiento. De acuerdo con este índice, no hay municipios con riesgo muy bajo.

## Discusión

La construcción del IRAA constituye una investigación novedosa y no pudieron encontrarse elementos que permitieran la comparación de los resultados. Por ello, en esta sección se ofrecen aspectos adicionales identificados en el proceso intermedio de la minería de datos que, sin ser parte del índice, arrojaron elementos que corroboran las tendencias de acaparamiento.

Se inicia con la distribución de los valores en el histograma, que muestra una clara tendencia hacia su concentración en el área de mayor acaparamiento (Figura 4).



**Figura 4.** Distribución de los valores municipales del IRAA (normalizado).

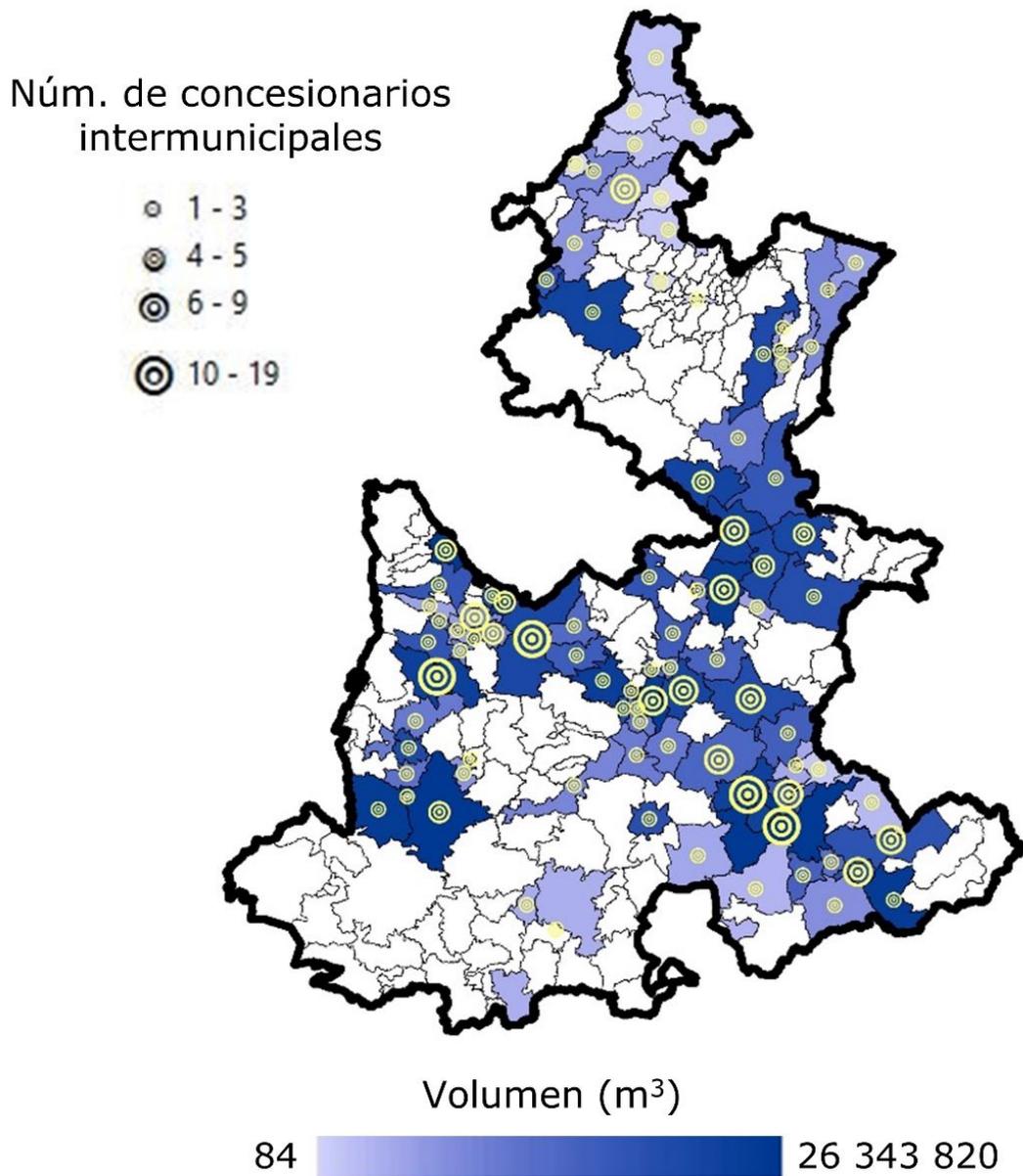
La introducción del grado de presión en el índice propicia, como era de esperarse, un incremento del riesgo por acaparamiento. Ello indica la importancia de su consideración en el contexto actual, que cubre este estudio, pero también en escenarios futuros, tomando en cuenta las variaciones de precipitación asociadas con el cambio climático.

## Los concesionarios acaparadores intermunicipales

Para los propósitos de incidir en la gestión del recurso desde el ámbito municipal, el CrA refleja el acaparamiento del agua por representantes de los títulos de concesión al interior de cada municipio. No obstante, el alcance del acaparamiento rebasa dichas demarcaciones. Dentro de los procesos intermedios de la minería de datos fue posible establecer a titulares con concesiones en más de un municipio. Para los propósitos de

este análisis específico se incluyeron los 189 municipios que hasta 2019 registraron concesiones en los usos consuntivos evaluados (con 7 718 títulos de concesión de 6 668 representantes), pues se pretendió determinar a acaparadores que denominamos "intermunicipales". Sin contabilizar las concesiones a las unidades de riego para el desarrollo (Urderales), el total de concesionarios intermunicipales sumó 113, localizados en 90 municipios de Puebla, los cuales concentran 431 títulos con un volumen de 72.36 hm<sup>3</sup> al año (ver Anexo 3, archivo titulado ANNEX\_3.xlsx). Dentro de este grupo, 23 concesionarios con más de 0.5 hm<sup>3</sup> acaparan 55.74 hm<sup>3</sup> (77 %) y con base en los parámetros de este trabajo, se consideran *acaparadores intermunicipales* (ver Anexo 3, archivo titulado ANNEX\_3.xlsx).

Los municipios con mayor presencia de acaparadores (con más de tres concesionarios intermunicipales) son 22, en los que se extrae 71.2 % (51.5 hm<sup>3</sup>) del volumen acaparado intermunicipalmente (Figura 5). Sobresale Izúcar de Matamoros, donde se extraen 26.34 hm<sup>3</sup> (36.3 %) a través de los acaparadores intermunicipales. Los municipios con más presencia de acaparadores son Tehuacán, Tepanco de López, Atlixco y Puebla, que albergan, respectivamente, 19, 14, 13 y 12 titulares con estas características.



**Figura 5.** Volumen acaparado y cantidad de concesionarios intermunicipales presentes en el municipio.

En la Figura 5 se observa que en 41 de los municipios con grado muy alto de riesgo por acaparamiento existe traslape con aquellos en los que hay presencia de concesionarios acaparadores intermunicipales. Con grado alto, el traslape se presenta en 37 municipios y en 11 con grado medio. El impacto que los acaparadores intermunicipales ejercen en el incremento del IRAA queda demostrado a través de estos resultados.

Para concluir la discusión del acaparamiento intermunicipal de los concesionarios, se apunta que en este estudio se evaluaron solamente las coincidencias de nombres completos en varias concesiones. En esa evaluación fue común encontrar el mismo nombre del titular como persona física y como persona moral; otro tipo de coincidencias fue encontrar el nombre del titular solo, y también junto con otro u otros titulares (como personas físicas), o como personas morales con diferentes denominaciones (Anexo 4, archivo titulado ANNEX\_4.xlsx).

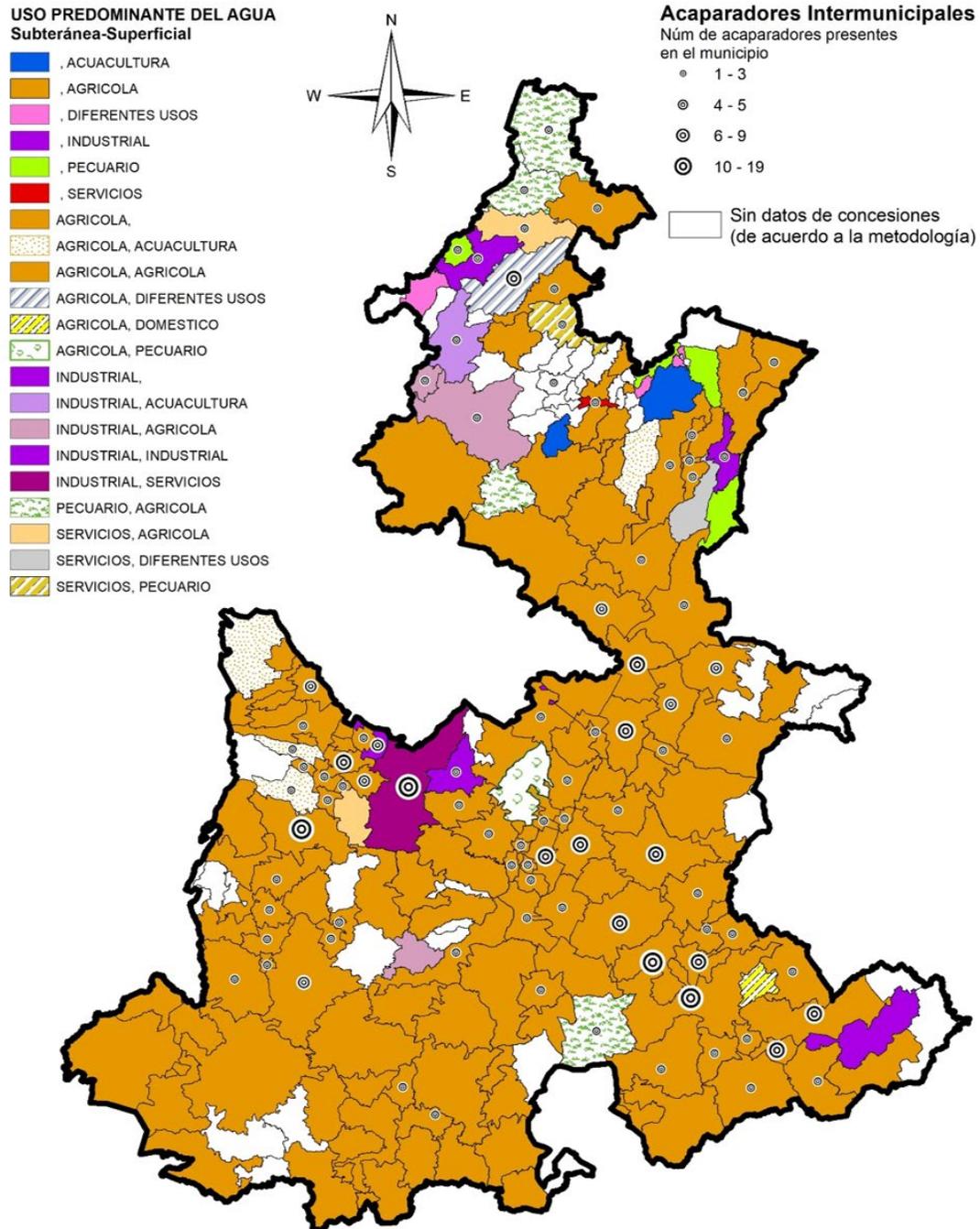
Las dimensiones del acaparamiento podrían elevarse si se agregaran las concesiones otorgadas a familias, pues se encontraron títulos diferentes a nombre personas con los mismos apellidos, o con apellidos en común, por lo que se infiere algún tipo de relación familiar. Estos casos fueron más frecuentes en Tehuacán, Santiago Miahuatlán, Ajalpan y Tepanco de López, entre otros. En este trabajo no se pudieron agregar, pues se trata de titulares diferentes y la indagación de las relaciones familiares rebasa el alcance de la investigación.

## Los usos acaparadores como actividades predominantes en los municipios

Con esta medición se alcanzó una aproximación a los conceptos de especialización o diversificación económica de los municipios en términos de los usos del agua para sus actividades productivas, mismo que ofrece elementos territoriales para una gestión hídrica más justa.

Los siete usos consuntivos documentados en el estado de Puebla, (excluyendo el público urbano) son los siguientes: acuícola, agrícola, diferentes usos, doméstico, industrial, pecuario y servicios. Se identificó una mayor diversidad de usos del agua predominantes por municipio en el caso de las aguas superficiales (7 de 7), mientras que para las aguas subterráneas, de los 7 usos, los predominantes en los municipios fueron 4.

El uso agrícola es el predominante en 80.3 % de los municipios, con extracción superficial, y en 87.7 %, con extracción subterránea. El uso industrial, aunque para las aguas superficiales es el cuarto después del uso pecuario y acuícola, es predominante en tres municipios en los que el volumen de agua que acapara representa 31.7 % del agua concesionada en el estado de dicha fuente de extracción. En el agua subterránea, el uso industrial es el segundo en importancia, después del agrícola, siendo predominante en 10 municipios, en los que acapara el 2.9 % del agua subterránea concesionada (Figura 6).



**Figura 6.** Uso predominante del agua por municipio, según fuente de extracción.

## Conclusiones

El índice de riesgo por acaparamiento del agua (IRAA) es una herramienta útil en la construcción de alternativas hacia la justicia hídrica que puede aplicarse a nivel nacional. Su evaluación en el estado de Puebla mostró una tendencia de acaparamiento fuerte que somete a un riesgo muy alto y alto a 86.8 % de los municipios evaluados; a riesgo medio a 10.9 %, y solamente a 2.3 % a un grado bajo. Ningún municipio obtuvo un grado muy bajo de riesgo por acaparamiento.

Los concesionarios acaparadores de los 174 municipios analizados (2 305) representan al 34.6 % del total, en cuyas manos se concentra 85.9 % del agua concesionada de ambas fuentes de extracción. El uso predominante es el agrícola (80.3 % de los municipios con extracción superficial y 87.7 % con extracción subterránea), aunque el empleo industrial predomina en 13 municipios, destacando el municipio de Puebla y la zona metropolitana al centro, así como la sierra norte del estado; esta última sobre todo por las actividades mineras.

Los resultados del componente IAA mostraron que en solo seis municipios donde el uso predominante es el uso agrícola (Izúcar de Matamoros, Chietla, Atlixco, Tehuacán, Tianguismanalco y Tepeojuma), 132 titulares acaparan 397.6 hm<sup>3</sup>; esto significa que 21.6 % del agua concesionada (para usos consuntivos descontando el público-urbano) está en manos del 1.7 % de los concesionarios del estado.

Aunque no formó parte del IRAA, el acaparamiento intermunicipal identificado con 113 concesionarios en 90 municipios corroboró, con su traslape, la tendencia de alto y muy alto riesgo por acaparamiento del agua en 78 municipios y en 11 con riesgo medio. Tehuacán, Tepanco de López, Atlixco y Puebla concentran más de la mitad (51.3 %) de esta clase de acaparadores en sus territorios.

Trasladar la evaluación del acaparamiento del agua a escala municipal fomenta la intromisión del resto de los sujetos sociales (en este caso, los incluidos en los territorios municipales) en la toma de decisiones sobre la utilización del recurso.

El índice puede aplicarse tanto en ámbitos de gestión sectorial como territorial (regiones, entidades federativas y municipios) y puede arrojar focos rojos de zonas con grave riesgo de acaparamiento que, aunado a la presión hídrica, pongan en riesgo su seguridad hídrica. Si bien la reversión del acaparamiento por la distribución justa no implica por sí sola la solución al complejo problema del agua, sí representa un paso fundamental para transformar las formas deteriorantes de apropiación de uno de los recursos vitales para la continuidad de la existencia del ser humano y de sus entornos biodiversos.

Posterior a esta investigación es deseable hacer el cálculo de grado de presión hídrica a un nivel más desagregado, al menos por subcuenca, para hacer más específicos los resultados. También resulta necesario incorporar escenarios de cambio climático que clarifiquen el orden de prioridades en el tiempo en la gestión del agua.

Por último, es necesario contrastar este índice con otras evaluaciones socioambientales cualitativas y cuantitativas, para otorgar una dimensión territorial integral del acaparamiento, en las que se identifiquen necesidades y emergencias regionales y/o municipales en materia de agua.

## Referencias

- Aguaparatodos. (s.f.). *Busca y descarga las concesiones de aguas de tu estado*. Recuperado de <http://datos.aguaparatodos.org.mx/concesiones/>
- Barkin, D., Ortega, M., Saldaña, M., Mirafuentes, C., & Pérez-Riaño, T. (2020). Construyendo una economía ecológica radical para la autonomía local. *Polis. Revista Latinoamericana*, 56(2020). DOI: <http://dx.doi.org/10.32735/S0718-6568/2020-N56-1523>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (s.f.). *Consulta a la base de datos del REPDA*. Recuperado de <https://app.conagua.gob.mx/consultarepda.aspx>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2019). *Sistema Nacional de Información del Agua (SINA). Grado de Presión hídrica*. Recuperado de <http://sina.conagua.gob.mx/sina/index.php?p=17>
- Corbera, E., Hunsberger, C., & Vaddhanaphuti, C. (2017). Climate change policies, land grabbing and conflict: Perspectives from Southeast Asia. *Canadian Journal of Development Studies / Revue Canadienne d'Etudes du Développement*, 38(3), 297-304. DOI: 10.1080/02255189.2017.1343413

- Cottler, H. (2007). *El manejo integral de cuencas en México. Estudios y reflexiones para orientar la política ambiental* (2ª ed.). . México, DF, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado de <https://agua.org.mx/wp-content/uploads/2008/06/El-Manejo-Integral-de-Cuencas-en-Mexico-segunda-edici%C3%B3n.pdf>
- De-Alba, F., Noiseux, Y., & Nava, I. (2006). Neoliberalismo y privatización del agua en México: una década de reformas estructurales. *Mundo Urbano*, 24(30). Recuperado de <http://www.mundourbano.unq.edu.ar/index.php/ano-2006/24-numero-30/199-neoliberalismo-y-privatizacion-del-agua-en-mexico-una-decada-de-reformas-estructurales>
- Dell'Angelo, J., Rulli, M., & D'Odorico, P. (2018). The global water grabbing syndrome. *Ecological Economics*, 143, 276-285. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800916307121?via%3Dihub>
- Dell'Angelo, J., D'Odorico, P., & Rulli, M. (2017). Threats to sustainable development posed by land and water grabbing. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26(27), 20-128. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2017.07.007>
- Duvail, S., Médard, C., Hamerlynck, O., & Nyingi, D. W. (2012). Land and water grabbing in an East African coastal wetland: The case of the Tana delta. *Water Alternatives*, 5(2), 322-343. Recuperado de <https://www.water-alternatives.org/index.php/volume5/v5issue2/172-a5-2-8/file>

- Ethos. (2019). *Corrupción en el sector agua. ¿Quién es responsable de la crisis?* México, DF, México: Ethos Laboratorio de Políticas Públicas. Recuperado de <https://www.ethos.org.mx/wp-content/uploads/2019/10/Corrupci%C3%B3n-en-el-sector-agua-qui%C3%A9n-es-responsable-de-la-crisis.pdf>
- Fairhead, J., Leach, M., & Scoones, I. (2012). Green Grabbing: A new appropriation of nature? *The Journal of Peasant Studies*, 39(2), 237–261. DOI: 10.1080/03066150.2012.671770
- Franco, L. (6 de enero, 2020). Los dueños del agua: trasnacionales acaparan reservas, mientras México avanza al temido “Día Cero”. *Contralínea*. Recuperado de <https://www.contralinea.com.mx/archivorevista/2020/01/06/los-duenos-del-agua-trasnacionales-acaparan-reservas-mientras-mexico-avanza-altemido-dia-cero/>
- Fondosdeagua.org. (s.f.). *Alianza Latinoamericana de Fondos de Agua*. Recuperado de <https://www.fondosdeagua.org/es/los-fondos-de-agua/el-reto-del-agua/securidad-hidrica/>
- Gómez-Arias, W., & Moctezuma, A. (2020). Los millonarios del agua. Una aproximación al acaparamiento del agua en México. *Argumentos. Estudios Críticos de la Sociedad*, 2(93), 17-38. Recuperado de <https://doi.org/10.24275/uamxoc-dcsh/argumentos/202093-01>
- Grain. (2012). *Squeezing Africa dry: Behind every land grab is a water grab*. Recuperado de <https://grain.org/article/entries/4516-squeezing-africa-dry-behind-every-land-grab-is-a-water-grab>

- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2020). *Viviendas particulares habitadas por entidad federativa según disponibilidad de servicios, serie de años censales de 2000 a 2020*. Recuperado de [https://www.inegi.org.mx/app/tabulados/interactivos/?pxq=Vivienda\\_Vivienda\\_04\\_1fb94584-4816-4435-a1b7-4689b8d2ee81](https://www.inegi.org.mx/app/tabulados/interactivos/?pxq=Vivienda_Vivienda_04_1fb94584-4816-4435-a1b7-4689b8d2ee81)
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (s.f.). *Marco geoestadístico*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/temas/mg/>
- Leff, E. (2004). *Racionalidad ambiental. La reapropiación social de la naturaleza*. México, DF, México: Siglo XXI. Recuperado de [http://ru.iis.sociales.unam.mx/jspui/bitstream/IIS/4937/1/Racionalidad\\_ambiental.pdf](http://ru.iis.sociales.unam.mx/jspui/bitstream/IIS/4937/1/Racionalidad_ambiental.pdf)
- Martínez-Austria, P. F., & Vargas-Hidalgo, A. (2017). Sistema de asignaciones, concesiones y política hídrica en México. Efectos en el derecho humano al agua. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(5), 117-125, Recuperado de <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-05-08>
- Parra, E., & Salazar, A. (2017). La gestión integral del agua en dos consejos de cuenca del noroeste de México. *Entreciencias: Diálogos en la Sociedad del Conocimiento*, 5(15), 79-94. DOI: 10.22201/enesl.20078064e.2017.15.62580
- Peña, A. (2006). Una perspectiva social de la problemática del agua. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 62, 125-137. DOI: 10.14350/rig.29979

- Pérez, E., & Fuerte, M. (2019). Reglas informales en los consejos de cuenca. El caso del río Santiago. *Espiral*, 26(74), 201-231. Recuperado de <https://doi.org/10.32870/espiral.v26i74.7047>
- Pineda, N., Moreno, J., & Díaz, R. (2017). La capacidad institucional de los consejos de cuenca en México. El caso del Alto Noroeste, 1999-2017. *Región y Sociedad*, 31, e2019. Recuperado de <https://doi.org/10.22198/rys2019/31/1029>
- Repda, Registro de Propiedad de Derechos del Agua. (s.f.). *Consulta Repda*. Recuperado de <https://app.conagua.gob.mx/consultarepda.aspx>
- Rocheleau, D. (2015). Networked, rooted and territorial: Green grabbing and resistance in Chiapas. *The Journal of Peasant Studies*, 42(3), 4, 695-723, DOI: 10.1080/03066150.2014.993622
- Rolland, L., & Vega, Y. (2010). La gestión del agua en México. *Polis*, 6(2). Recuperado de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1870-23332010000200006](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1870-23332010000200006)
- Rulli, M., & D'Odorico, P. (2013). The water footprint of land grabbing. *Geophysical Research Letters*, 40, 6130-6135, DOI: 10.1002/2013GL058281
- Toledo, V. (2013). El paradigma biocultural: crisis ecológica, modernidad y culturas tradicionales. *Sociedad y Ambiente*, 1(1), 50-60. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/4557/455745075004.pdf>

- UNEP, United Nations Environment Programme. (1992). *International Conference on Water and the Environment: Development Issues for the 21st century*. Recuperado de <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/30961>
- UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2020). *Informe mundial de Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos. Agua y cambio climático*. Recuperado de <https://es.unesco.org/themes/water-security/wwap/wwdr/2020>
- UNESCO, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2019). *Informe mundial de Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos. No dejar a nadie atrás*. Recuperado de <https://es.unesco.org/water-security/wwap/wwdr/2019>
- Vázquez, V. (2017). Land grabbing in Mexico: Extent, scale, purpose and novelty. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 8 (44). Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=63454707002>
- VFP. (2007). *Microsoft Visual FoxPro v 9.0*.
- Weeber, S. (2016). Nodes of resistance to green grabbing: A political ecology. *Environment and Social Psychology*, 1(2), 116-129. Recuperado de <http://dx.doi.org/10.18063/ESP.2016.02.006>

DOI: 10.24850/j-tyca-14-06-08

Artículos

**Impacto del uso del rodillo aireador para la siembra de  
pasto en el proceso hidrológico de una cuenca con  
lluvia natural y en condiciones de lluvia simulada**

**Land imprinter hydrological impacts for grasslands in a  
watershed with natural rainfall and rainfall simulation**

Azucelli Maythe Mauricio-Pérez<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8467-2549>

Ignacio Sánchez-Cohen<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-9063-7114>

Aurelio Pedroza-Sandoval<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-8008-8641>

Miguel Agustín Velásquez-Valle<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8793-5543>

<sup>1</sup>Universidad Autónoma Chapingo, Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas, Bermejillo, Durango, México, [mauricioazucelli@hotmail.com](mailto:mauricioazucelli@hotmail.com)

<sup>2</sup>Instituto Nacional de Investigaciones Forestales Agrícolas y Pecuarias, Centro Nacional de Investigación Disciplinaria Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera, Gómez Palacio, Durango, México, [sanchez.ignacio@inifap.gob.mx](mailto:sanchez.ignacio@inifap.gob.mx)



<sup>3</sup>Universidad Autónoma Chapingo, Unidad Regional Universitaria de Zonas Áridas, Bermejillo, Durango, México, apedroza@chapingo.uruza.edu.mx

<sup>4</sup>Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Centro Regional de Investigaciones Noreste, Buenavista, Saltillo, Coahuila, México, miguel60vv@yahoo.com.mx

Autor para correspondencia: Ignacio Sánchez-Cohen, sanchez.ignacio@inifap.gob.mx

## Resumen

La investigación se realizó en la Región Hidrológica 36 (ríos Nazas-Aguanaval), zona árida del norte de México. En 2017, parte de la cuenca fue alterada durante el establecimiento de pasto buffel (*Cenchrus ciliaris* L.) con rodillo aireador (RA). El objetivo de esta investigación fue proponer un marco metodológico para integrar y analizar la información experimental de una cuenca de zonas áridas. El impacto del RA se cuantificó mediante el uso de simulador de lluvia *in situ* en el área de la cuenca. Los resultados indican que el empleo de RA provoca un retraso en el inicio del escurrimiento. De igual manera, la producción de escurrimiento fue menor en la parcela donde se utilizó el RA, con una producción media de  $0.000004 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , mientras que la producción media de escurrimiento en las parcelas bajo condiciones naturales (testigo) fue de  $0.000016 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Además, la producción de sedimentos en la parcela con paso de RA fue significativamente mayor en la producción de sedimentos, con un valor medio de  $833 \text{ mg l}^{-1}$ ; en tanto que en la parcela

experimental bajo condiciones naturales, la producción media de sedimentos fue de  $470 \text{ mg l}^{-1}$ . Se infiere que las microdepressiones causadas por el RA capturaron el agua de lluvia ejerciendo una mayor retención del líquido en el suelo, lo cual redujo la escorrentía y aumentó la infiltración de agua en la cuenca. Los hallazgos muestran que, debido al tamaño, la cuenca (158.87 ha) es muy sensible a los cambios en los regímenes de precipitación y la cubierta vegetal.

**Palabras clave:** cobertura vegetal, rodillo aireador, microdepressiones, simulador de lluvia, escurrimiento, sedimentos.

## Abstract

The research was carried out in Hydrological Region 36 (Nazas-Aguanaval rivers), arid land in northern Mexico. In 2017, part of the watershed was altered during the establishment of buffel grass (*Cenchrus ciliaris L.*) with the land imprinter (AR). The objective of this research was to propose a methodological framework to integrate and analyze the experimental information of a watershed in arid lands. The impact of the AR was measured by using an in situ rainfall simulator in the watershed area. As a result, the use of AR caused a delay in the onset of runoff. The production of runoff was lower in the plot under conditions of passage in the soil of the AR, with an average production of  $0.000004 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , while the average production of runoff in the plots under natural conditions (control) was  $0.000016 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Additionally, the production of sediments in the plot with AR passage was significantly higher in the production of sediments with an average value of  $833 \text{ mg l}^{-1}$ , while in the experimental

plot under natural conditions, the average production of sediments was 470 mg l<sup>-1</sup>. It is inferred that the microdepressions captured the rainwater exerting greater retention of the liquid in the soil, which reduced the runoff and increased the infiltration of water in the watershed. The results show that, due to its size, the watershed (158.87 ha) is very sensitive to changes in precipitation regimes and vegetation cover.

**Keywords:** Vegetation cover, land imprinter, micro depressions, rainfall simulator, runoff, sediments.

Recibido: 01/02/2022

Aceptado: 06/06/2022

Publicado online: 07/07/2022

## Introducción

En México, los principales tipos de degradación del suelo son la erosión hídrica, eólica y química, siendo la erosión hídrica la más importante (Bolaños *et al.*, 2016). Algunos problemas de degradación del suelo son la pérdida de estructura del suelo, disminución de materia orgánica y nutrientes del suelo, reducción de la disponibilidad de agua en el suelo, y también aumento de sedimentos en la red de drenaje de las cuencas hidrográficas que reducen la capacidad de transporte y calidad del agua (Ffolliott, Brooks, Neary, Tapia, & Garcia-Chevesich, 2013).

Las zonas áridas y semiáridas son ecosistemas frágiles donde se incrementa la necesidad de estudios sobre el funcionamiento de las aguas pluviales y superficiales en relación con la presión que ejercen los diferentes sistemas productivos (Esquivel-Arriaga, Bueno-Hurtado, Sánchez-Cohen, Velásquez-Valle, & Muñoz-Villalobo, 2015). La fragilidad de estos ecosistemas tiene su origen de la escasa y errática precipitación pluvial, baja cobertura vegetal, altos índices de erosión del suelo y baja diversidad biológica, entre otros (FAO, 2021).

El impacto en la degradación de los recursos naturales de estas regiones de alta vulnerabilidad se ha agudizado debido a la explotación intensiva de estos recursos por cuestiones antrópicas y naturales, estas últimas derivadas del impacto ambiental por efecto del cambio climático (Forero, Saldarriaga, & Vargas, 2017). Lo anterior hace necesario la aplicación sistemática de estrategias de planeación, uso y manejo integral de los recursos naturales con visión de cuenca hidrológica como unidad de estudio (Cotler-Ávalos, Galindo-Alcántar, González-Mora, Pineda-López, & Ríos-Patrón, 2013).

La importancia de la caracterización de la cuenca radica en que el balance hídrico de la cuenca puede verse alterado por factores como el clima, la geología, la hidrografía, la topografía, el tipo de suelo y vegetación, y las actividades agrícolas (Pereira, Almeida, Martínez, & Rosa, 2014; Alvez, Mello, Colombo, & Cuartas, 2017).

A partir de la caracterización de cuencas hidrográficas y el análisis de la información, Sánchez, Velásquez, Esquivel, Bueno y Pedroza (2015) demostraron que la estimación cuantitativa del balance hídrico debe desarrollarse en cuencas hidrográficas experimentales donde se puedan

controlar variables "modificables". Por otro lado, un método para revertir la degradación de suelo es mediante la reducción del escurrimiento del agua y la mejora en la infiltración del agua en el suelo; esto es posible con el aumento de la cubierta vegetal de la superficie del suelo (Sastre, Bienes, García, & Cuevas, 2016).

Una técnica empleada para revertir la degradación del suelo es el rodillo aireador. El rodillo aireador fue desarrollado con el objetivo de revegetar suelos degradados mediante la impresión de la tierra (genera un aumento del almacenamiento del agua) y la siembra simultánea de semillas de algunas plantas (Clary, 1989).

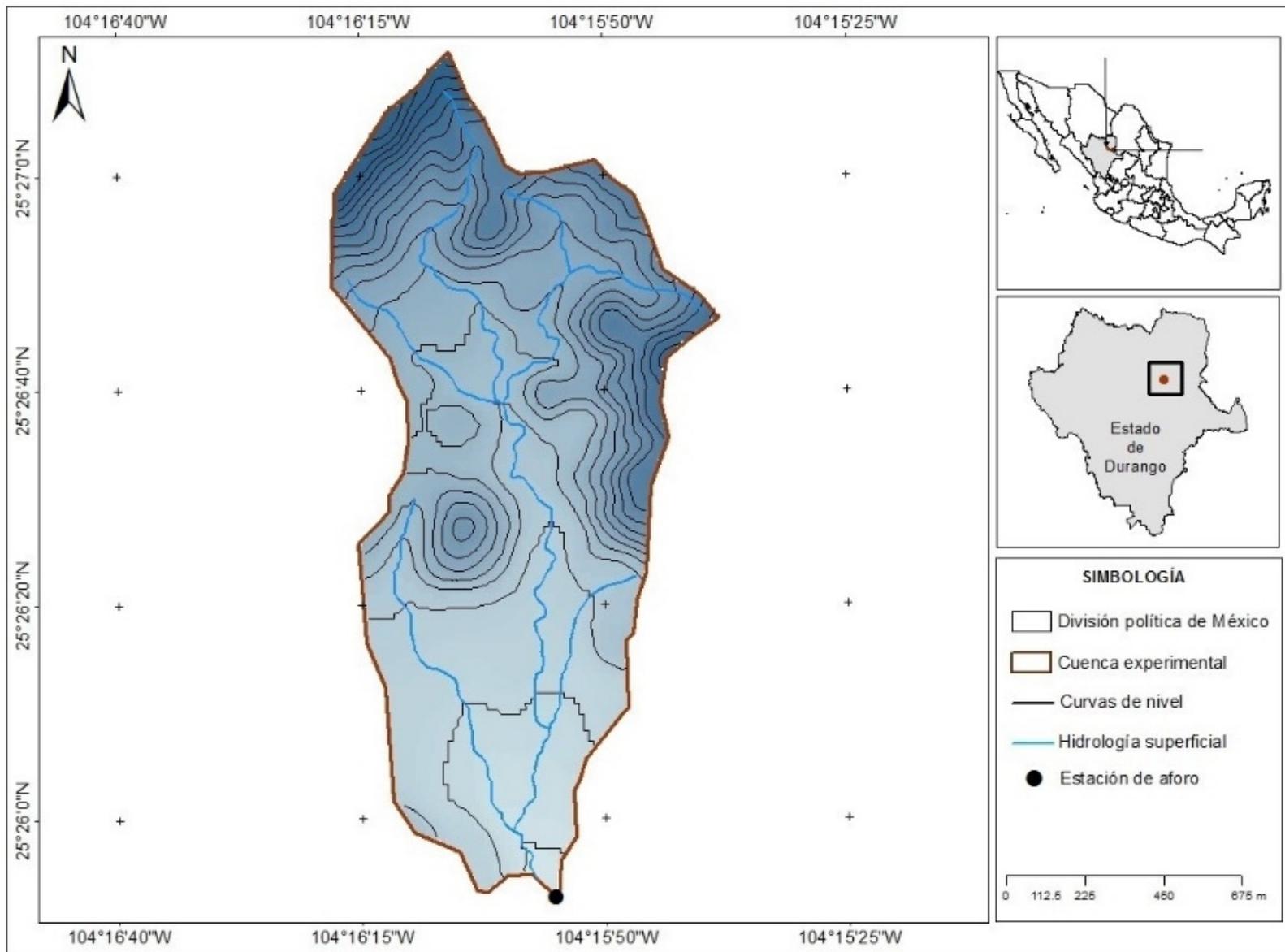
En áreas de pastizal, una de las maneras de cómo se puede alterar el balance hidrológico es a través de la manipulación de la vegetación nativa. En la actualidad, con el propósito de incrementar la disponibilidad de forraje en las zonas semiáridas y áridas se ha considerado el uso del rodillo aireador para el establecimiento de zacates y la rehabilitación de los pastizales deteriorados (Berlanga, Beltrán, Martínez, Hernández, & Torres, 2009). El objetivo de este estudio es proponer un marco metodológico para integrar y analizar la información experimental de una cuenca de zonas áridas, referente al impacto del manejo de sus recursos naturales sobre la respuesta hidrológica y la producción de sedimentos.

## Materiales y métodos

### Localización geográfica del área de estudio

El área de estudio es una cuenca experimental dentro del municipio de San Luis del Cordero en el estado de Durango, México. Se ubica en la Región Hidrológica 36 (ríos Nazas-Aguanaval), entre las coordenadas 25° 15' 00" a 25° 31' 00" de latitud norte y 104° 07' 00" a 104° 33' 00" de longitud oeste, a una altura de 1 508 msnm (Esquivel-Arriaga *et al.*, 2015; Yáñez *et al.*, 2018).

La superficie de la cuenca es de 158.87 ha (Figura 1). Las temperaturas máximas ocurren de mayo a agosto, alcanzando 40 °C, mientras que las temperaturas más bajas, que rondan los 0 °C, comienzan en diciembre y terminan en marzo (Bueno, Sánchez, Esquivel, Velásquez, & Inzunza, 2013).



**Figura 1.** Cuenca experimental San Luis del Cordero en la región hidrológica No36 en el estado de Durango.

El clima predominante es de semiseco a semicálido seco, con altitudes que oscilan entre 1 300 y 1 900 msnm, con una precipitación

media anual de 360 mm (Castillo *et al.*, 2009), por lo que en el ejido San Luis del Cordero, el desarrollo de la actividad agrícola se ve limitada por el factor agua. La clase de textura representativa del suelo en la cuenca es franco arenoso con vegetación tipo matorral desértico (INEGI, 2016). Los componentes de la cobertura superficial del suelo son roca (26.85 %), suelo desnudo (52.4 %), materia orgánica (4.44 %) y vegetación (15.92 %) (Sánchez, Pedroza, Velásquez, Bueno, & Esquivel, 2018).

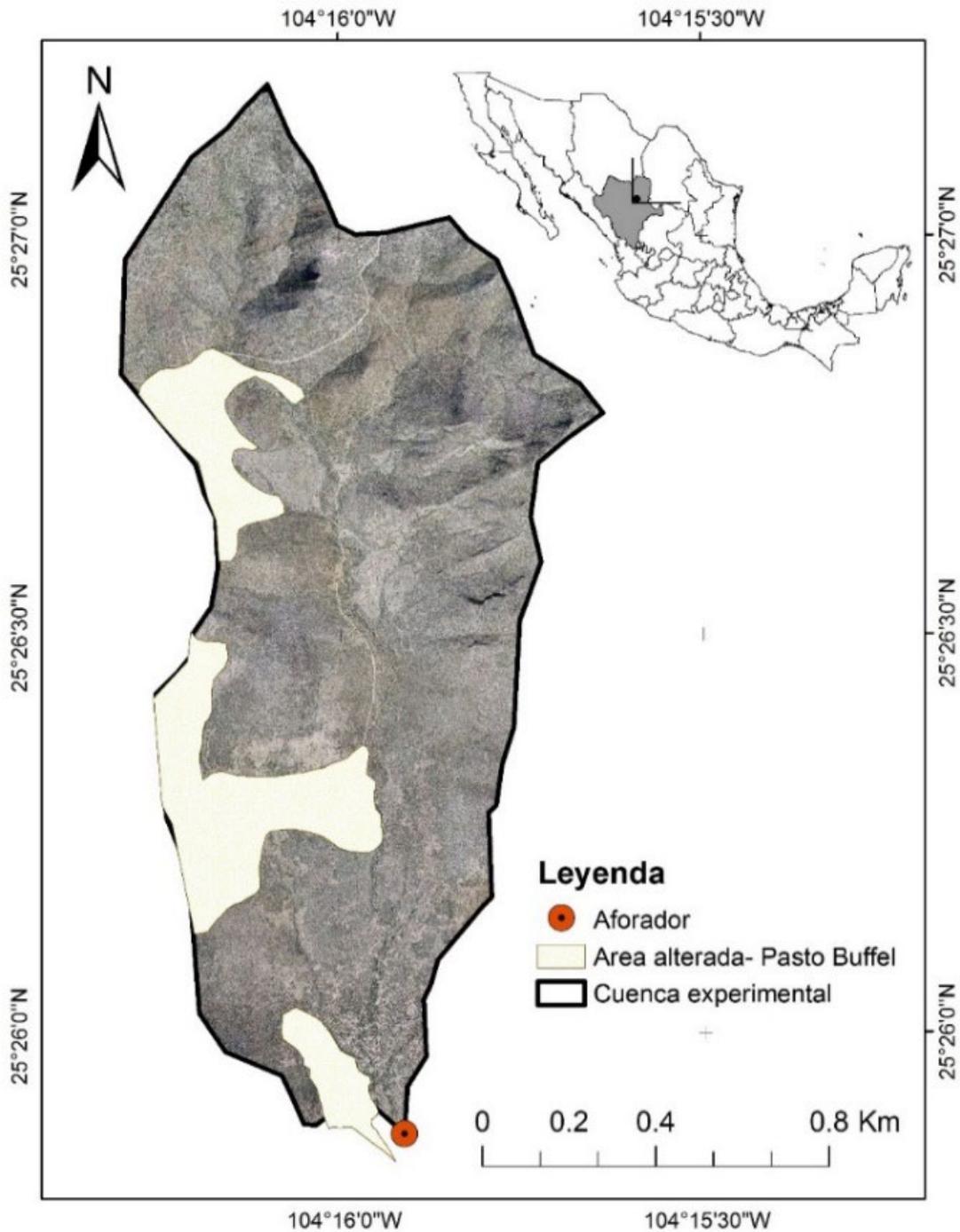
San Luis del cordero es un área ganadera, representando la ganadería el 45 % de sus ingresos económicos. Aunque hay una gran emigración de sus pobladores, los hatos ganaderos se mantienen, lo que genera un pastoreo excesivo y la disminución de los pastizales; el periodo de pastoreo en el agostadero comunal se realiza en promedio durante 6.3 meses al año (junio-diciembre); a pesar del intento de incrementar el número de ganado, esto se ha visto limitado por la falta de pastizal (Castillo *et al.*, 2009).

En 2017, en partes de la cuenca se utilizó el rodillo aireador para sembrar pasto buffel (*Cenchrus ciliaris* L.), a fin de incrementar la disponibilidad de forraje, incrementando la cobertura vegetal y alterando propiedades físicas del suelo. Esta práctica implica eliminar parte de la vegetación nativa (Figura 2).



**Figura 2.** Uso del rodillo aireador para la siembra de pasto buffel en áreas de la cuenca experimental.

En 2017, el rodillo fue usado en la cuenca para establecer pasto buffel y captar de agua de lluvia en 24 ha de la cuenca, lo que representa el 15 % de su superficie (Figura 3).



**Figura 3.** Superficie sembrada con pasto buffel en la cuenca San Luis del Cordero.

## Descripción de los procesos hidrológicos en la cuenca

### Precipitación pluvial

Las mediciones de precipitación en la cuenca iniciaron en 2016 y del escurrimiento empezaron en 2017. Para medir los eventos de lluvia dentro de la cuenca se instalaron tres pluviómetros (HOBO-Tipping-Bucket®), con una programación de registros cada minuto en temporada de lluvia y cada hora para el resto del año (Figura 4); los pluviómetros tienen una precisión de 0.2 mm por pulso y una capacidad de registrar intensidades de lluvia de hasta 127 mmh<sup>-1</sup>; los pluviómetros se dispusieron en la cuenca tomando como criterio de instalación la representatividad de la altitud, tipo de vegetación y suelos.



**Figura 4.** Recopilación de la información pluviométrica en la cuenca San Luis del Cordero.

Considerando los criterios anteriores para la instalación de los pluviómetros, los tres pluviómetros quedaron ubicados en partes de la cuenca donde no se usó el rodillo aireador, esto ayudó a que los pluviómetros no quedaran en lugares expuestos al ganado o paso de la maquinaria que pudiera dañarlos. De modo que con respecto a la intensidad de la lluvia en diferentes partes de la cuenca, falta hacer este análisis siempre y cuando exista al menos un pluviómetro en cada condición (alterada por el uso del rodillo y con vegetación nativa).

## Escurrimiento superficial

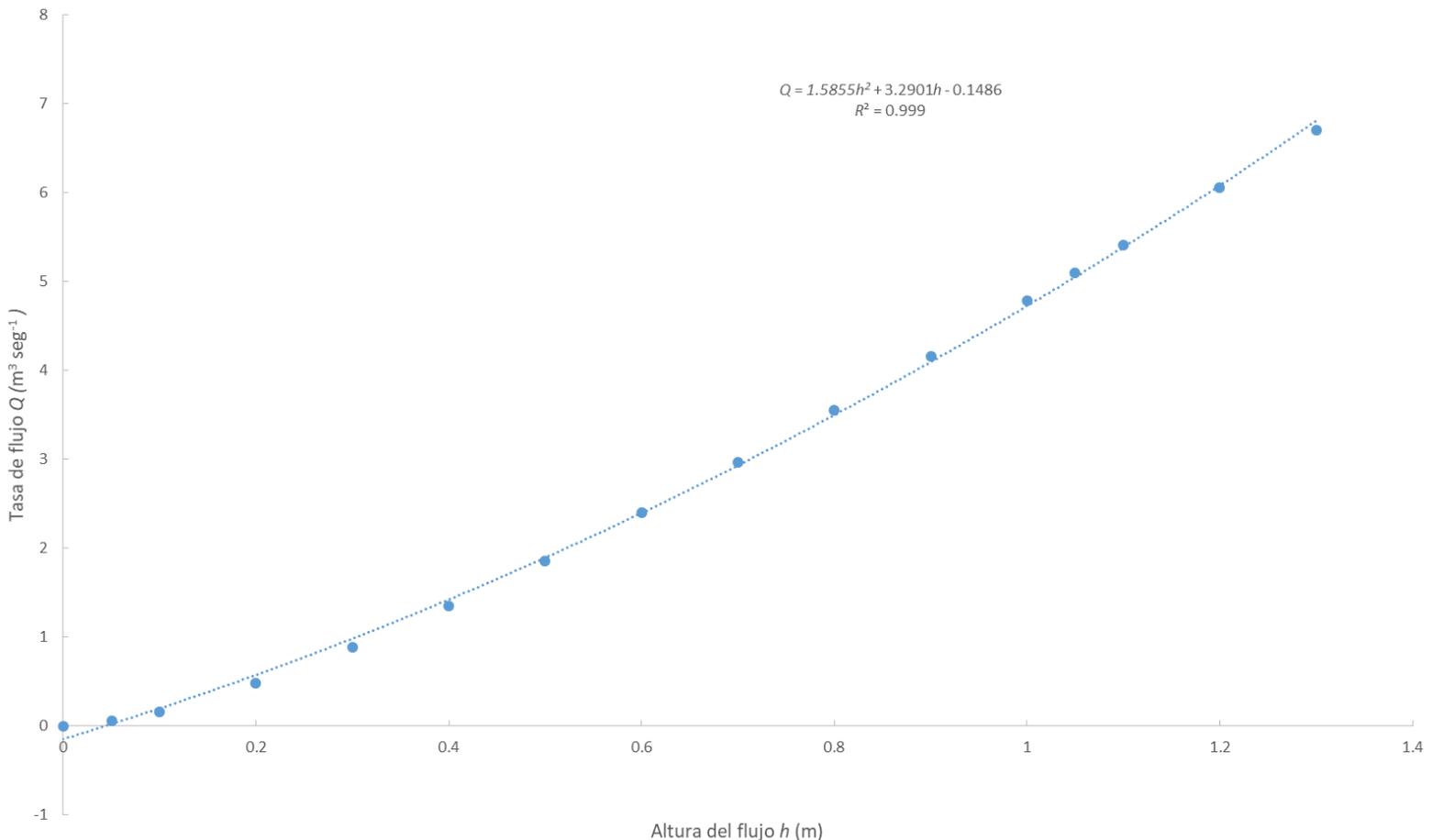
Las mediciones de escurrimiento en el sitio de estudio se iniciaron en 2017, utilizando un aforador rectangular con una sección hidráulica y una relación altura-volumen conocida (Figura 5). El aforador tiene un ancho de 1.76 m, una longitud de 4.8 m, una altura de 1 m y una pendiente de 0.20 %, que fue diseñado para forzar el tránsito del escurrimiento a través de una estructura de geometría conocida que facilita el monitoreo del tirante hidráulico y la conversión del flujo ( $Q$ ) por unidad de tiempo. La estación de aforo se ubicó en la parte baja de la cuenca experimental.



**Figura 5.** Sección hidráulica del aforador a la salida de la cuenca experimental.

Las lecturas de la altura del flujo se realizaron utilizando una escala pintada en la pared del aforador con precisión de un centímetro. Las mediciones de la altura del flujo se registraron cada minuto al comienzo del escurrimiento, luego cada cinco minutos. Una vez que se obtuvieron tres lecturas consecutivas similares, se asumía que el hidrograma había alcanzado el punto de estabilización y las lecturas de la altura del flujo se registraron cada cinco minutos hasta el final del evento de escorrentía.

Posteriormente, las lecturas se correlacionaron con la curva de calibración del canal para calcular la tasa de escurrimiento ( $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ) (Figura 6). Se tomó una muestra de un litro de escorrentía en cada lectura para estimar la carga de sedimentos de cada evento de escorrentía. La información hidrológica presentada corresponde al año 2017, en el cual se registraron tres eventos de lluvia en la cuenca: el primero el 4 de agosto, el segundo el 17 de agosto por la mañana y el tercero el 17 de agosto por la tarde.



**Figura 6.** Relación entre la altura del tirante hidráulico y la tasa de flujo en la sección de aforo de la corriente principal de la cuenca.

### Simulación de lluvia en la cuenca

Para determinar el impacto del rodillo aireador sobre los procesos hidrológicos de la cuenca se hizo un estudio de simulación de lluvia en 2018, en áreas donde se usó el rodillo aireador y áreas donde no fue utilizado (Figura 7).



**Figura 7.** Simulador de lluvia en la cuenca.

Se empleó el simulador de lluvia Miller modificado, que tiene tres electroválvulas para controlar la intensidad de la lluvia (Miller, 1987, modificado por Velásquez, Esquivel, Bueno, Sánchez, & Flores, 2014). Las simulaciones de lluvia se llevaron a cabo en parcelas de escurrimiento experimentales bajo dos tratamientos: área donde se utilizó el rodillo aireador (rodillo) y áreas donde no se utilizó (condición natural). Para cada tratamiento se consideraron dos contenidos antecedentes de humedad: seco (al momento de la primera simulación) y húmedo (24 horas después de la primera simulación). La aplicación de la lluvia simulada fue con una intensidad de  $60 \text{ mm.h}^{-1}$ .

Las parcelas experimentales fueron de 1 m de ancho por 3 m de largo; cada parcela con una caja para recolectar la esorrentía. Antes de iniciar la simulación de lluvia, cada parcela fue etiquetada, se midió el microrrelieve de la capa superficial del suelo, se caracterizó la cobertura del suelo y se midió la temperatura tanto del ambiente como del suelo dentro de la parcela (Figura 8). Aunque la cuenca tiene pendientes pronunciadas que hace a los suelos susceptibles a erosión (Muriel & Trujillo, 2013), la variable pendiente no fue considerada como fuente de variación de los resultados de la simulación de la lluvia, ya que la pendiente fue la misma en los tratamientos.



**Figura 8.** Caracterización de parcelas experimentales.

Una vez iniciado el escurrimiento, se cuantificó el volumen escurrido cada minuto y después cada dos minutos; en función de la disponibilidad de volumen escurrido se tomaron muestras de un litro para determinar la concentración y cantidad de sedimentos (Figura 9).



**Figura 9.** Simulación de lluvia y toma de muestra del escurrimiento.

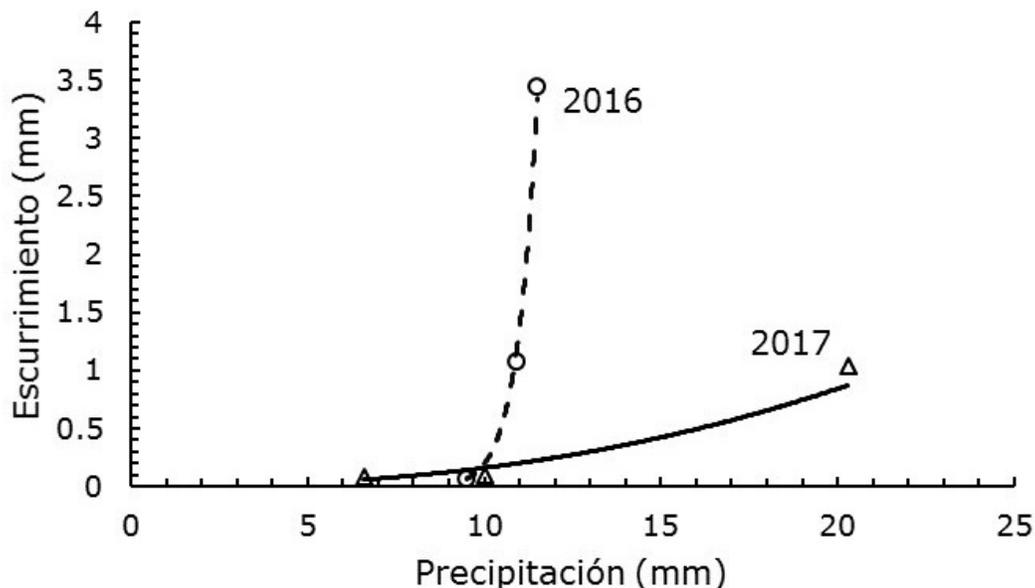
## Resultados

### Cuenca experimental

La precipitación media anual para 2016 fue de 502 mm y se tuvieron 68 días de lluvia. Para 2017 se tuvieron 43 días de lluvia, con una precipitación media anual de 288 mm. Para 2016 y 2017, las temperaturas máxima y mínima promedio anual fueron 29 y 11 °C, respectivamente.

La relación precipitación-escurrimiento de la cuenca se observa en la Figura 10, donde se puede apreciar un cambio en el comportamiento

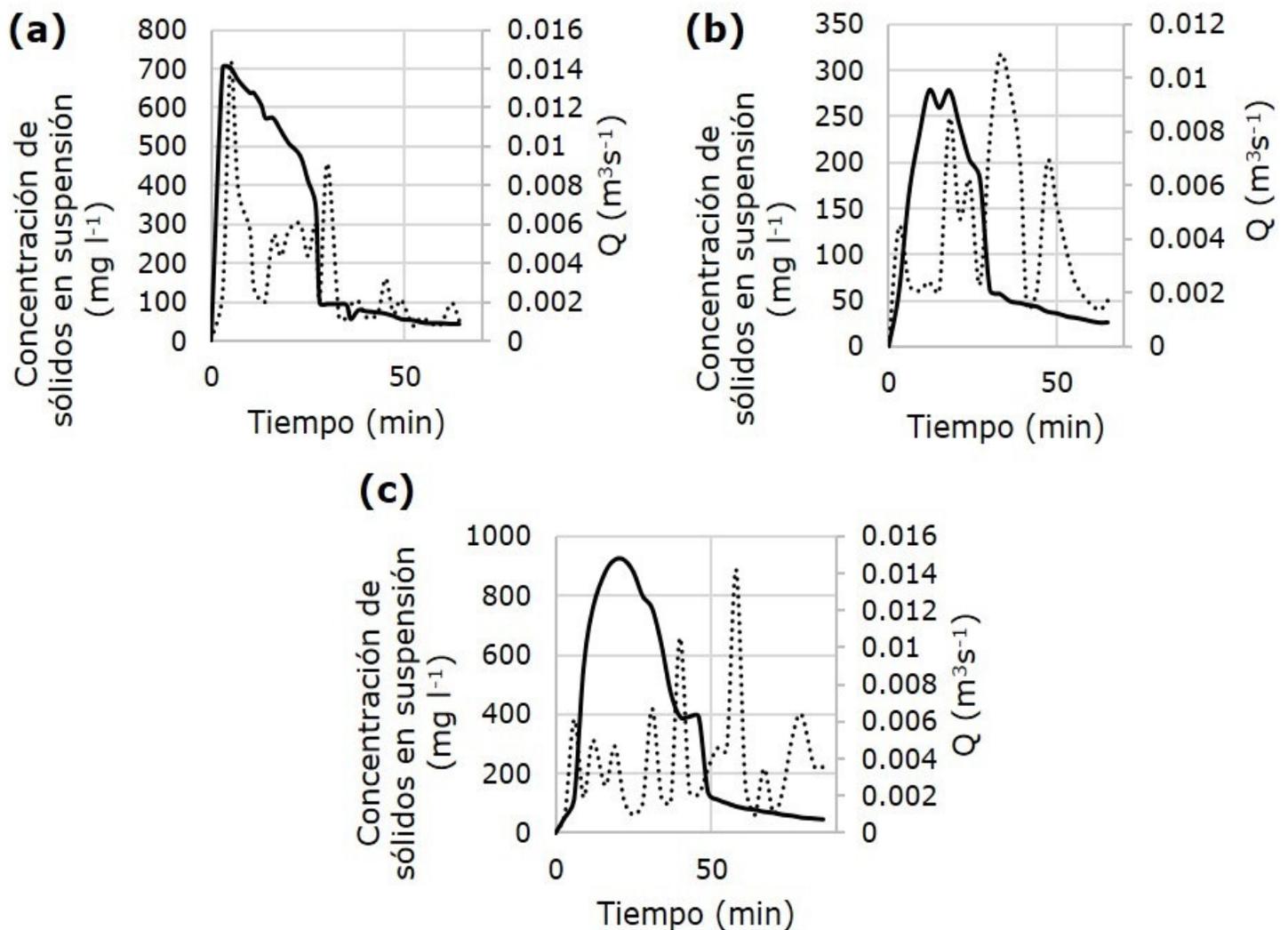
de la escorrentía. Para 2016, donde la cuenca tiene sus condiciones naturales, el escurrimiento da inicio con una precipitación de 9 mm; mientras que para 2017, el escurrimiento da inicio con 6 mm de precipitación. Además, en condiciones naturales, una precipitación de 10 mm produjo una escorrentía de 0.99 mm, mientras que para 2017 una precipitación de 10 mm produjo un escurrimiento de 0.1 mm.



**Figura 10.** Relaciones precipitación-escurrimiento del año 2016 (sin rodillo aireador) y 2017 (con rodillo aireador).

De lo anterior se puede asentar que el uso del rodillo produjo un adelanto en el inicio de la escorrentía; pero, por otro lado, la escorrentía en la cuenca después del uso del rodillo disminuyó. La Figura 11 muestra los resultados de la concentración de sólidos en suspensión y el hidrograma de tres eventos de escorrentía ocurridos durante 2017; el

evento de mayor precipitación corresponde al 17 de agosto por la tarde. Este evento duró 1 hora y 26 minutos, mientras que los eventos del 4 y 17 de agosto por la mañana tuvieron una duración aproximada de 1 hora.



**Figura 11.** Concentración de sólidos en suspensión (línea punteada) e hidrograma (línea continua) durante tres eventos de 2017: a) 4 de agosto, b) 17 de agosto por la mañana y c) 17 de agosto por la tarde.

Los eventos de lluvia del año 2017 muestran un comportamiento similar del hidrograma. En el caso del evento del 17 de agosto por la tarde, hay una mayor producción de sedimentos, lo cual se debe a la mayor cantidad de precipitación y la humedad antecedente del suelo. Por otro lado, el evento del 4 de agosto con la condición de suelo seco al inicio de la lluvia mostró una menor producción de sedimentos.

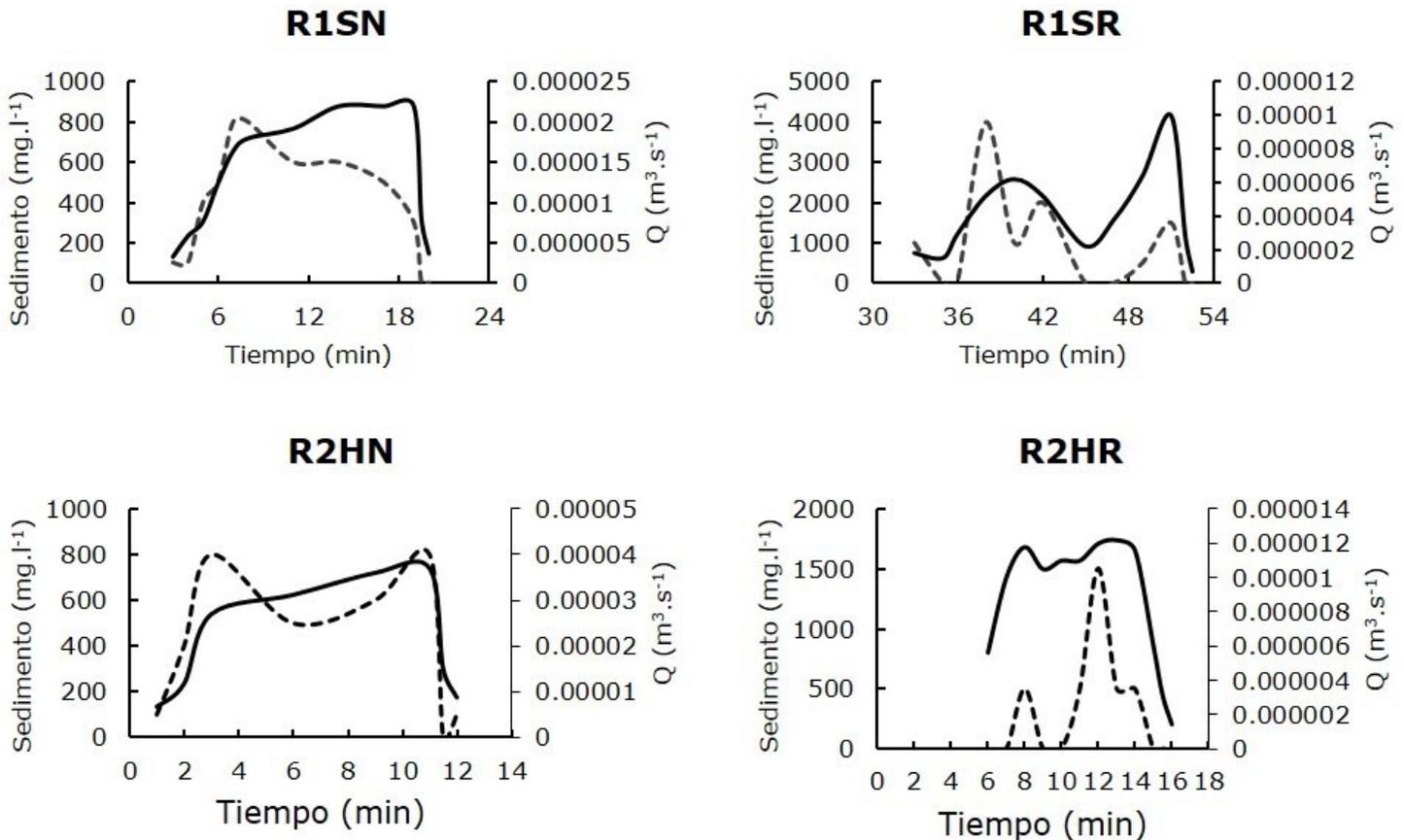
## Simulación de lluvia

De la caracterización de las parcelas se cuantificó el contenido de materia orgánica total en la superficie de la parcela y las temperaturas tanto ambientales como la del suelo (Tabla 1). Se observan temperaturas que varían de 27 a 56 °C en el suelo seco, y de 25.7 a 42 °C en suelo húmedo. Por otra parte, el contenido de materia orgánica fue mayor para las parcelas con el uso del rodillo (2.028 %), principalmente en la repetición 1.

**Tabla 1.** Resultados de la caracterización de las parcelas: R1, R2 (número de repetición), N (condición natural), R (rodillo).

| Parcela    | Materia orgánica (kg) | Temperatura Suelo seco (°C) |       | Temperatura Suelo húmedo (°C) |       |
|------------|-----------------------|-----------------------------|-------|-------------------------------|-------|
|            |                       | Ambiente                    | Suelo | Ambiente                      | Suelo |
| <b>R1N</b> | 1.02                  | 35.6                        | 56    | 36.6                          | 42    |
| <b>R1R</b> | 2.028                 | 34.6                        | 34.2  | 39.6                          | 37.2  |
| <b>R2N</b> | 0.28                  | 27.6                        | 27    | 31                            | 25.7  |
| <b>R2R</b> | 0.312                 | 39.8                        | 47.6  | 38.2                          | 35.8  |

A partir de las simulaciones de lluvia, se obtuvo la producción de escurrimiento y sedimentos en las parcelas experimentales con el efecto del rodillo y sin efecto del rodillo (condición natural) bajo condiciones de suelo seco y suelo húmedo (Figura 12).



**Figura 12.** Sedigramas (línea punteada) e hidrogramas (línea continua) durante la simulación de lluvia con suelo seco (R1SN y R1SR) y con suelo húmedo (R2HN y R2HR).

Dado que las condiciones de humedad del suelo en las parcelas experimentales fueron las mismas, de la Figura 12 se puede deducir que un cambio significativo debido al uso del rodillo fue el retraso en el inicio del escurrimiento tanto para suelo seco como húmedo.

Para la condición de suelo seco, la escorrentía en la parcela experimental R1SN comenzó tres minutos después del inicio de la lluvia;

mientras que el inicio de la escorrentía en la parcela R1SR fue 33 minutos después del inicio de la lluvia. Por otro lado, el gasto del escurrimiento para R1SR fue menor, con una producción media de  $0.000004 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , mientras que el gasto medio del escurrimiento en la parcela R1SN fue de  $0.000016 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ .

Contrario a lo anterior, hubo un aumento considerable en la producción de sedimentos en la parcela experimental R1SR, donde se obtuvo una producción media de sedimentos de  $833 \text{ mg l}^{-1}$ ; mientras que en la parcela experimental R1SN, la producción media de sedimentos fue de  $470 \text{ mg l}^{-1}$ .

Para la condición de suelo húmedo, el escurrimiento ocurrió 4 minutos antes en las parcelas sin efecto del rodillo aireador; el gasto del escurrimiento para R1HR fue menor, con un gasto medio de  $0.0000088 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ; mientras que el gasto medio de escurrimiento en la parcela R1HN fue de  $0.000022 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Respecto a la producción media de sedimentos, para R1HR y R1HN fue de  $291.6$  y  $412.5 \text{ mg l}^{-1}$ , respectivamente.

## Discusión

### Cuenca experimental

El objetivo de utilizar el rodillo es rehabilitar suelos donde hay escasa vegetación y evitar procesos de degradación del sitio. En el área de estudio se utilizó el rodillo para incrementar la producción de forrajes, ignorando los efectos potenciales de la remoción de vegetación natural

que impacta en el hábitat de la microfauna, así como en las características físicas y biológicas del suelo.

El empleo del rodillo produce cambios en la vegetación. Un estudio realizado en el condado de Northern Johnson, en el estado de Wyoming, EUA, donde se utilizó el rodillo aireador para mejorar las condiciones de los agostaderos, reveló que los terrenos tratados con el rodillo aireador tuvieron una disminución de los pastos nativos, como el navajita (*Bouteloua gracilis*), y de los arbustos (Sanez, Cantú, Armenta, & Barreras, 2017).

Por otro lado, el rodillo aireador fue usado para el establecimiento de pasto buffel, y una de las cualidades del pasto buffel es su alto potencial de rendimiento, de hasta 2 y 10 veces más forraje que los pastos nativos, por lo que el potencial del agostadero no se ve afectado y se favorece al desarrollo de la ganadería. Aunado a lo anterior, el cambio del uso del suelo de un pastizal nativo al establecimiento de pasto buffel no representa diferencias estadísticamente significativas en la hidrología del terreno (Valle, Cohen, Luna, Villalobos, & Rodríguez, 2014).

El cambio de cobertura vegetal, la formación de microdepresiones y mantillo, realizado en 24 ha de la cuenca por el paso del rodillo, modificó la hidrología de la cuenca. El mantillo evitó que las gotas de lluvia cayeran directamente sobre la superficie del suelo y retrasó el inicio del escurrimiento, favoreciendo así la infiltración del agua a la cuenca. La cobertura vegetal reduce la pérdida de suelo por erosión hídrica, también mejora la infiltración del agua en el suelo y reduce la velocidad de escorrentía.

Eso también coincide con lo que proponen Esquivel, Nevarez, Velásquez, Sánchez y Bueno (2017) en relación con que la capacidad de los suelos para producir escorrentía está fuertemente ligada con el estado superficial, así como con las propiedades físicas del suelo. Además, Olguín y Pineda (2010) reportaron que el tamaño de la cuenca influye en el comportamiento de su hidrología, siendo las cuencas pequeñas las más sensibles a la forma de los hidrogramas y cantidad de la escorrentía; esta última influenciada por las características físicas del suelo y cubierta vegetal.

Por tanto, las características de la cuenca donde se realizó el estudio, específicamente el tamaño de la cuenca, hicieron que el cambio en la cobertura superficial del suelo modificara los patrones de escorrentía, infiltración, producción de sedimentos y la relación precipitación-escorrentía en toda la cuenca (Simanton, Hawkins, Mohseni, & Renard, 1996).

Con base en los resultados observados del uso del rodillo, la hidrología de la cuenca es sensible a los cambios en su cobertura superficial; incluso cuando la superficie modificada es pequeña, la modificación del 15 % de la superficie de la cuenca (cobertura de suelo y vegetación) provoca cambios notables en su hidrología.

Dentro de la cuenca hay áreas que deben ser identificadas y monitoreadas más a fondo, como son las zonas de recarga, a fin de mantener un equilibrio en el ciclo hidrológico y lograr un mejor manejo del recurso hídrico. Por otro lado, los resultados obtenidos en esta investigación solo reflejan el efecto inicial del uso del rodillo; una vez que

crezca el pasto buffel sembrado y se establezca un nuevo manejo de la cuenca (carga animal), la hidrología de la cuenca puede cambiar.

## Simulación de lluvia

Además del retraso en el inicio de la escorrentía atribuido a la mayor cantidad de materia orgánica en la superficie del suelo, el empleo del rodillo provocó una reducción en la cantidad de escorrentía. La disminución de la escorrentía en las parcelas con efecto del rodillo coincide con el comportamiento de la hidrología de la cuenca para 2017, año en que se utilizó el rodillo en la cuenca y donde hubo un descenso de la escorrentía. Por tanto, la simulación de lluvia puede utilizarse como una herramienta para comprender el comportamiento de la hidrología de una cuenca en relación con el estado de su cobertura vegetal y del suelo.

En las parcelas en condición natural el hidrograma se distribuye típicamente, es decir, comienza de manera ascendente, que corresponde a la concentración del flujo hasta alcanzar el flujo máximo y luego la línea del hidrograma desciende a medida que el flujo disminuye. Por otro lado, el hidrograma de las parcelas con efecto del rodillo se comporta de manera diferente: tiene dos caudales máximos durante la simulación de lluvia, lo cual se atribuye a las microdepresiones; la escorrentía inicialmente fue solo de las áreas sin microdepresiones; una vez que las microdepresiones estaban llenas de agua, el área de escorrentía aumentó, dando como resultado un segundo pico en el hidrograma.

González *et al.* (2006) encontraron que la escorrentía está condicionada esencialmente por la cobertura vegetal y la intensidad de la lluvia. Asimismo, Calvo, Jiménez y De-Saá (2012), y Pérez, Moreno y Roldán (2016) concluyeron que el porcentaje de lluvia interceptada es directamente proporcional al porcentaje de cobertura terrestre. Para esta investigación, la intensidad de la lluvia fue la misma para todas las simulaciones, por lo que el cambio en la respuesta de la escorrentía está directamente relacionado con la cobertura vegetal y la condición del suelo.

En las parcelas de escorrentía donde se realizó la alteración de la vegetación nativa existe una mayor pérdida de suelo, lo que coincide con los impactos de la alteración de la cobertura vegetal y microtopografía superficial del suelo referidos por Chavéz *et al.* (2012). La alteración de la cobertura vegetal no solo tiene como efecto la erosión del suelo, sino que también puede haber menor producción de agua, menor captura de carbono, alteración del clima e impactos en la biodiversidad de la cuenca (Brüschweiler, Höggel, & Kläy, 2004; Vargas & Rosales, 2014).

## Conclusiones

En condiciones de simulación *in situ*, la remoción de suelo con uso de rodillo aireador como práctica que propicie el establecimiento de pasto buffel (*Cenchrus ciliaris* L.) redujo el flujo de escorrentía superficial mediante la formación de microdepresiones que actuaron como retenedores del agua de lluvia, pero con el consecuente aumento en la producción de sedimentos con impacto en una mayor erosión del suelo. Adicionalmente, el paso de RA propicia la disminución de la cobertura

vegetal nativa e impacta la biodiversidad de la flora, al menos en un primer periodo de tiempo, lo cual debe evaluarse a mediano plazo, en cuanto a una posible regeneración y vigorización vegetal por la práctica de aireación del suelo y su mayor poder de retención de humedad.

### Agradecimientos

Este estudio fue apoyado económicamente por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) de México, y el Posgrado en Ciencias en Recursos Naturales y Medio Ambiente en Zonas Áridas de la Universidad Autónoma Chapingo.

### Referencias

- Alvez, A. L. A., Mello, C. R. D., Colombo, A., & Cuartas, L. A. (2017). Performance of a distributed hydrological model based on soil and moisture zone maps. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 41. DOI: 10.1590/18069657rbcS20160551
- Berlanga, R. C. A., S. Beltrán, O. U. Martínez, P., Hernández, R., & Torres, E. (2009). Rehabilitación de pastizales en el norte de Coahuila con el uso del rodillo aireador. En: *Memorias del VI Simposio Internacional de Pastizales*. Monterrey, México: Universidad Autónoma de Nuevo León-Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey.

- Bolaños, G., Martín, A., Paz, P. F., Cruz, G., Carlos, O., Argumedo, E. J. A., Romero, B. V. M., & De-la-Cruz, C. J. C. (2016). Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoamericana*, 34(3), 271-288. Recuperado de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0187-57792016000300271&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0187-57792016000300271&script=sci_arttext)
- Bueno, H. P., Sánchez, C. I., Esquivel, A. G., Velásquez, V. M., & Inzunza, I. M. A. (2013). Caracterización hidrológica para cuencas en zonas áridas en México. *Agrofaz: publicación semestral de investigación científica*, 13(2). Recuperado de [https://www.researchgate.net/profile/Gerardo-Arriaga-3/publication/313596674\\_Caracterizacion\\_Hidrologica\\_para\\_cuencas\\_en\\_zonas\\_aridas\\_en\\_Mexico/links/5d6ecbf5299bf16522f30ca2/Caracterizacion-Hidrologica-para-cuencas-en-zonas-aridas-en-Mexico.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Gerardo-Arriaga-3/publication/313596674_Caracterizacion_Hidrologica_para_cuencas_en_zonas_aridas_en_Mexico/links/5d6ecbf5299bf16522f30ca2/Caracterizacion-Hidrologica-para-cuencas-en-zonas-aridas-en-Mexico.pdf)
- Brüschweiler, S., Höggel, U., & Kläy, A. (2004). Los bosques y el agua: interrelaciones y su manejo. *Geographica Bernensia*. Recuperado de <https://core.ac.uk/download/pdf/48018126.pdf>
- Calvo, A. J., Jiménez, R. C., & De-Saá, Q. M. (2012). Intercepción de precipitación en tres estadios de sucesión de un bosque húmedo tropical, Parque Nacional Guanacaste, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 9(22). Recuperado de <https://doi.org/10.18845/rfmk.v9i22.355>

- Castillo, I. O., Ávalos, J. E., Ramírez, G. R., Arellano, J. D. J. E., Vázquez, C. V., & Sosa, E. S. (2009). Ganadería ejidal y emigración en el municipio de San Luis del Cordero, Durango, norte de México. *Revista Mexicana de Agronegocios*, 25, 46-57. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/141/14118560006.pdf>
- Chavéz, L. G., Tapia, V. L. M., Bravo, E. M., Sáenz, R. T., Muñoz, F. H. J., & Vidales, F. I. (2012). *Impacto del cambio de uso de suelo forestal a huertos de aguacate*. Recuperado de [https://www.researchgate.net/publication/265125083\\_Impacto\\_d\\_el\\_cambio\\_de\\_uso\\_del\\_suelo\\_forestal\\_a\\_huertos\\_de\\_aguacate\\_IMPACT\\_OF\\_FOREST\\_LAND\\_USE\\_CHANGE\\_TO\\_AVOCADO\\_ORCHARD\\_S#:~:text=El%20cambio%20de%20uso%20del%20suelo%20en%20terrenos%20forestales%20para,Flora%20y%20Fauna%20Pico%20de](https://www.researchgate.net/publication/265125083_Impacto_d_el_cambio_de_uso_del_suelo_forestal_a_huertos_de_aguacate_IMPACT_OF_FOREST_LAND_USE_CHANGE_TO_AVOCADO_ORCHARD_S#:~:text=El%20cambio%20de%20uso%20del%20suelo%20en%20terrenos%20forestales%20para,Flora%20y%20Fauna%20Pico%20de)
- Clary, W. P. (1989). Revegetation by land imprinter and rangeland drill. *Wildfires*. Paper 1. Fort Collins, USA: US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station.
- Cotler-Ávalos, H., Galindo-Alcántar, A., González-Mora, I. D., Pineda-López, R. F., & Ríos-Patrón, E. (2013). *Cuadernos de divulgación ambiental. Cuencas hidrográficas. Fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión*. México, DF, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado de <https://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/Libros2013/CD001596.pdf>

- Esquivel-Arriaga, G., Bueno-Hurtado, P., Sánchez-Cohen, I., Velásquez-Valle, M. A., & Muñoz-Villalobo, J. A. (2015). Delimitación y análisis morfométrico de tres cuencas del norte-centro de México. *Agrofaz: publicación semestral de investigación científica*, 15(2), 151-161.
- Esquivel, A. G., Nevarez, F. M. M., Velásquez, V. M. A., Sánchez, C. I., & Bueno, H. P. (2017). Modelación hidrológica de una cuenca del norte árido de México y su respuesta a cambios ambientales. *Ingeniería agrícola y biosistemas*, 9(1), 3-18. Recuperado de <https://doi.org/10.5154/r.inagbi.2016.12.008>
- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2021). *Un ambicioso programa de 104 millones de USD aborda la degradación del suelo en países de África y Asia central*. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Recuperado de <https://www.fao.org/news/story/es/item/1411476/icode/>
- Forero, C. G. A., Saldarriaga, M. J. P., & Vargas, R. M. (2017). Cambio climático: impactos y perspectivas de investigación desde una visión multidisciplinar. *Tendencias* (2), 122-138. DOI: <http://dx.doi.org/10.22267/rtend.171802.80>

- Ffolliott, P. F., Brooks, K. N., Neary, D. G., Tapia, R. P., & Garcia-Chevesich, P. (2013). *Soil erosion and sediment production on watershed landscapes: Processes and control*. UNESCO Special Technical Publication No. 32. Montevideo, Uruguay: Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, International Hydrological Programme, Regional Office for Science for Latin American and the Carribbean. Recuperado de [https://www.fs.fed.us/rm/pubs\\_other/rmrs\\_2013\\_ffolliott\\_p001.pdf](https://www.fs.fed.us/rm/pubs_other/rmrs_2013_ffolliott_p001.pdf)
- González, C. G., Estrada, A. J., González, B. J. L., Cueto, W. J. A., Sánchez, C. I., & Castillo, S. G. (2006). Análisis de los factores que afectan la relación precipitación-escurrimiento en una zona semiárida del norte de México. *Terra Latinoamericana*, 24(3), 337-345. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/573/57311103005.pdf>
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2016). *Conjunto de datos vectoriales de uso de suelo y vegetación. Escala 1:250 000. Serie VI (Capa Unión), escala: 1:250 000*. Aguascalientes, México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Miller, W. P. (1987). A selenoid-operated, variable intensity rainfall simulator. *Soil Science of America Journal*, 51(3), 832-834. Recuperado de <https://doi.org/10.2136/sssaj1987.03615995005100030048x>

- Muriel, S. L. A., & Trujillo, A. R. (2013). Evaluación de la erodabilidad de los suelos typic dystrodepts, typic hapludands y andic dystrodepts mediante simulador de lluvia en la microcuenca La Centella (Dagua-Valle del Cauca). *Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, (12), 49-57. Recuperado de <http://revistaaidenar.univalle.edu.co/revista/ejemplares/12/f.htm>
- Olguín, L. J. L., & Pineda, L. R. (2010). Importancia de la priorización hidrológica en la toma de decisiones de manejo en la subcuenca del río Ayuquila, Jalisco, México. *Ciencia@uaq*, 3(2), 42-51. Recuperado de [https://www.uaq.mx/investigacion/revista\\_ciencia@uaq/ArchivosPDF/v3-n2/Importancia.pdf](https://www.uaq.mx/investigacion/revista_ciencia@uaq/ArchivosPDF/v3-n2/Importancia.pdf)
- Pereira, D. D. R., Almeida, A. Q. D., Martínez, M. A., & Rosa, D. R. Q. (2014). Impacts of deforestation on water balance components of a watershed on the Brazilian East Coast. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 38(4), 1350-1358. DOI: 10.1590/S0100-06832014000400030
- Pérez, A. R., Moreno, P. M. F., & Roldán, C. J. (2016). Comparación de modelos de interceptación de agua de lluvia en individuos aislados de *Pinus pinea* y *Cistus ladanifer*. *Ingeniería del Agua*, 20(3), 153-168. Recuperado de <https://polipapers.upv.es/index.php/IA/article/view/4713>

- Sánchez, C. I., Velásquez, V. M. A., Esquivel, A. G., Bueno, H. P., & Pedroza, S. A. (2015). Minimum hydrologic characterization for research in experimental watersheds with limited availability of information in arid lands. *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 14(2), 185-208. DOI: 10.5154/r.rchsza.2015.07.007
- Sánchez, C. I., Pedroza, S. A., Velásquez, V. M. A., Bueno, H. P., & Esquivel, A. G. (2018). Expresiones analíticas de la erosión de suelo e impacto en su productividad. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 9(6), 1109-1122. Recuperado de [http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-09342018000601109&script=sci\\_arttext](http://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S2007-09342018000601109&script=sci_arttext)
- Sanez, F. J. R., Cantú, J. M. P., Armenta, M. D. L. P. M., & Barreras, G. L. (2017). Uso del rodillo aireador en la restauración de pastizales en Agua Prieta, Sonora. *Biotecnia*, 19(3), 23-28. DOI: 10.18633/biotecnia.v19i3.444
- Sastre, B., Bienes, R., García, D. A., & Cuevas, A. (2016). *Incidencia de las cubiertas vegetales sobre la infiltración del agua de lluvia*. I Congreso Ibérico de Olivicultura / V Jornadas Nacionales del Grupo de Olivicultura de la Sociedad Española de Ciencias Hortícolas (SECH), 13-15 de abril de 2016. Recuperado de [https://www.researchgate.net/profile/Blanca-Sastre/publication/301351776\\_Incidencia\\_de\\_las\\_cubiertas\\_vegetales\\_sobre\\_la\\_infiltracion\\_del\\_agua\\_de\\_lluvia/links/5714d38b08ae6f3b8abe7201/Incidencia-de-las-cubiertas-vegetales-sobre-la-infiltracion-del-agua-de-lluvia.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Blanca-Sastre/publication/301351776_Incidencia_de_las_cubiertas_vegetales_sobre_la_infiltracion_del_agua_de_lluvia/links/5714d38b08ae6f3b8abe7201/Incidencia-de-las-cubiertas-vegetales-sobre-la-infiltracion-del-agua-de-lluvia.pdf)

- Simanton, J. R., Hawkins, R. H., Mohseni, S. M., & Renard, K. G. (1996). Runoff curve number variation with drainage area, Walnut Gulch, Arizona. *Transactions of the ASAE*, 39(4), 1391-1394. DOI: 10.13031/2013.27630
- Valle, M. A. V., Cohen, I. S., Luna, R. G., Villalobos, J. A. M., & Rodríguez, H. M. (2014). Impacto hidrológico del cambio de uso del suelo de un pastizal nativo a praderas de zacate buffel (*Pennisetum ciliare* L.). *Revista Chapingo Serie Zonas Áridas*, 13(2), 47-58. DOI: 10.5154/r.rchsza.2013.10.004
- Vargas, V. T. C., & Rosales, S. C. A. (enero-junio, 2014). Pérdida de la cobertura vegetal y sus repercusiones ambientales y legales. *Geoenseñanza*, 19(1), 61-79. Recuperado de <http://www.revencyt.ula.ve/storage/repo/ArchivoDocumento/geoz a/v19n1/art05.pdf>
- Velásquez, M. A., Esquivel, A. P., Bueno, H. I., Sánchez, C., & Flores, L. (2014). El uso de la lluvia artificial en la investigación en zonas áridas de México. *Agrofaz: publicación semestral de investigación científica*, 14, 83-89.
- Yáñez, C. L. G., Pedroza, S. A., Martínez, S. M., Sánchez, C. I., Echavarría, C. F. G., Velásquez-Valle, M. A., & López, S. A. (2018). Uso de retenedores de humedad edáfica en la sobrevivencia y crecimiento de dos especies de pastos *Bouteloua curtipendula* (Michx.) Torr. y *Chloris gayana* Kunth. *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, 9(4), 702-718. Recuperado de <https://doi.org/10.22319/rmcp.v9i4.4333>

DOI: 10.24850/j-tyca-14-06-09

Notes

## Improving rural water supply in Paraguay in times of COVID-19

### Mejoramiento del suministro de agua rural en Paraguay en tiempos de COVID-19

Jorge Silva<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0961-4696>

<sup>1</sup>Instituto Politécnico Nacional, Escuela Superior de Comercio y Administración Unidad Santo Tomás, Ciudad de México, México, [j.a.silva@outlook.com](mailto:j.a.silva@outlook.com)

Corresponding author: Jorge Silva, [j.a.silva@outlook.com](mailto:j.a.silva@outlook.com)

#### Abstract

Water supply and access has gained widespread attention especially with the ongoing coronavirus pandemic. Summations from the documents show that the pandemic has led to investors holding out on channeling funds into water systems in Paraguay, thus leaving people in rural areas being unable to gain basic protection against the virus. The challenges faced are explored in the subsequent systematic review. Results show that Paraguay has a more than functional water system, which can, however, be improved through collaboration between private and



government entities. Recommendations drawn call on the involvement of all stakeholders in decision making to find an iron-clad solution to the issue.

**Keywords:** COVID-19, rural water, water supply.

## Resumen

El suministro y acceso al agua han ganado una atención generalizada, especialmente con la pandemia de coronavirus en curso. Los resúmenes de los documentos muestran que la pandemia ha provocado que los inversores se retengan para canalizar fondos hacia los sistemas de agua en Paraguay, lo que deja a las personas de las zonas rurales sin poder obtener la protección básica contra el virus. Los desafíos enfrentados se exploran en la revisión sistemática posterior. Los resultados muestran que Paraguay tiene un sistema de agua más que funcional que, sin embargo, puede mejorarse mediante la colaboración entre entidades privadas y gubernamentales. Las recomendaciones formuladas exigen la participación de todas las partes interesadas en la toma de decisiones para encontrar una solución férrea al problema.

**Palabras clave:** COVID-19, agua rural, suministro de agua.

Received: 06/10/2020

Accepted: 20/04/2022

Published online: 07/07/2022

## Introduction

Pandemics have, for centuries, now been used by scholars and practitioners alike in the field of administration to gauge the preparedness of society. The novel coronavirus is no different with its advent and subsequent spread revealing the weakness in the systems wiring the contemporary globalized world and how destructive system disturbances can be (UNECLAC, 2020). One of the topmost systems that has been affected by the pandemic is water, which connects most if not all of society's systems.

United Nations Water (UN-Water, 2019b) highlights that natural/built environment, water bodies, and systematic infrastructures like policy and governance have all been exposed to the negated effect of the pandemic. While human health and life are the main concerns addressed by society, the water and environmental systems have degenerated, especially with the surge in demand for people to wash their hands and practice hygiene. Anecdotal evidence postulates that the most hit populations are the ones living in rural areas located in Latin America, especially because the water systems put in place do not entirely meet the supply and demand levels.

The issue of water supply and access in rural Latin America is cited by UN-Water (2019b) to be a subject of disputatious debates, especially with the wrangles going on between the government and private institutions. Evidence from international reports back this disposition by highlighting that billions of dollars were provided to governments in Latin America with the intent of consolidating and expanding the coverage of

water supply in the 1980s (World Bank, 2002; Bertoméu-Sánchez & Serebrisky, 2019). Despite the fact that a lot of success is recorded, there are major components of the Latin American society which do not have safe and secure access to water (UN-Water, 2019a; UN-Water, 2019b; Estache, Gomez-Lobo, & Leipziger, 2001). The substantial reason behind this is said to be the dysfunctional shelter/ land markets located in rural areas as well as the insufficient guiding principles and venture responses which leave less alternatives for the underprivileged as they are forced to access water by paying copious amounts to private institutions (World Bank, 2013; Bertoméu-Sánchez, Camós, & Estache, 2017). Specific reference is made to how Paraguay has addressed the issue of rural water supply with the government setting up infrastructure geared towards gaining and retaining the interest of private international entities/ donors (OECD, 2012; Andrés, Schwartz, & Guasch, 2013; Bell, Conant, Olivera, Pinkstaff, & Terhorst, 2009). Also, the government has created a conducive environment whereby smaller local firms can invest in the provision of water to rural areas without being subjected to intense scrutiny and business practices that undermine their investments.

The overarching objective of this study is to explore the rural water supply in Paraguay during the coronavirus pandemic. The literature is guided by the thesis that the collaborative effort of the government and private entities in the distribution of water will help improve the response, recovery, and resilience of the Paraguayan community. The thesis is substantiated by conducting a systematic literature review of conventional and contemporary works of erudition into the type of water supply systems put in place in Paraguay and how the government can tweak the systems in lieu of the raging pandemic. The rationale of the study is to

contribute new data on the performance and sustainability of rural water systems in Paraguay. At least two queries are presented which are inclusive of:

1. Is the government prepared to handle the water demand that comes with the coronavirus pandemic?
2. Looking ahead, what infrastructure, models, or policies can the government put in place to ensure for medium- and long-term sustainability of the water distribution services?

Advertently, this study is divided into five major sections, with the first one being the methodology, which will highlight the tool and design used to collect the data. The second section is the results that will briefly highlight the type of literature identified and whether they are efficient in handling the topic and research questions. The third section is the discussion section, which will analyze the information in the articles and classify them in terms of themes. The final section is the conclusion wherein the researcher will collect and summarize all the information written in the article and provide recommendations for future research.

## Methodology

The Scopus database was use with searches in others such as Microsoft Academic, CORE, World Bank, Web of Science, among others. The researcher further identified the Scimago Institutions Ranking as a major tool that could help narrow down the identification of the best-fit literature (Martín-Martín, Orduna-Malea, Thelwall, & López-Cózar, 2018).

A percentage variation of production scheme, according to Yeung (2019), was also applied by the researcher which was vital in determining the time period for the journals. This ergo means that the timeline for the journal articles ranges between 1990 and 2020. The percentage variation between the two years would be determined through the subtraction of the normalized impact of the studies formulated in 2019 with the ones developed in the 1970s.

On top of this, the researcher deemed it fit to implement the Newcastle Ottawa Scale, which allowed for the evaluation of the divergent case study articles that focus on Paraguay. The Newcastle Ottawa scale took three quality parameters into account, which checked the selection process of the content, levels of comparison, and study outcomes (Wells *et al.*, 2019). The quality parameters were then divided across 8 key items, which were different in terms of scoring percentiles (Martín-Martín *et al.*, 2018).

The final tool used in the research is a checklist called STROBE. The tool contains at least 21 items that are important in the research classification. The researcher noted that at least 18 of the 21 items were vital for this research, with the remaining three somewhat undermining the efficacy of the paper.

Additionally, the researcher conducted searches on Google for government reports on the water supply systems used in rural Paraguay. The search process involved the utilization of keywords such as rural water supply, Paraguay, COVID- 19, pandemic, the impact of a pandemic, and recommendations for improving water supply.

The inclusion criteria were tailored to identify sources that showed collaborative efforts by the government and private entities to accentuate water access to people living in rural Paraguay. The criterion also utilized three major factors, with the first being that the articles had to be quantitative by nature with the information presented being analytical. This served the main strategy used by this paper, whereby it is more analytical than descriptive.

The second factor required that the papers focus on the development of strategic initiatives that can help increase the response, recovery, and resilience efforts of the rural Paraguayan communities with regards to the novel coronavirus pandemic. The third factor was that any and all information found in the studies should explore conventional, contemporary, and future plans put in place by the stakeholders to improve water supply in the nation.

## Results

The utilization of the five techniques in identifying, selecting, authenticity analysis and the inclusion of the research studies allowed the researcher to identify at least 60 papers. Out of all these, six were deemed to be ineffective as their scope was wide. Another eight were removed from the study because they did not meet half of the requirements postulated in the STROBE checklist. The remaining 45 documents were cited to be highly efficient after their results were evaluated by use of the Nelson Ottawa Scale. The Institutions Ranking system formulated by Scimago

also showed that the 30 journals were viable for answering the topic at hand and developing recommendations for future research. The results derived are shown in Table 1.

**Table 1.** Literature selected.

| Type of Document | Authors and date                                 | Comments   |
|------------------|--|--|
| Report           | Abrams, Palmer, and Hart (1998)                  | It provides guidelines into water supply for rural communities                           |
| Report           | Biesinger (1998)                                 | It was important in understanding how a water and sanitation program can be put in place |
| Journal article  | Carter, Tyrrel, and Howsam (1999)                | It helped define the impact of community programs in developing nations                  |
| Report           | Troyano (1999)                                   | It explored the strategies used by independent water providers                           |
| Journal article  | Loach, Melgarejo, and Lombardo (2000)            | It explored the strategies used by independent water providers                           |
| Report           | Mejia (2000)                                     | It explores the issue of water access in southern America                                |
| Report           | Fragano (2000)                                   | It sheds light on the management models used in small towns in Paraguay                  |
| Report           | Blagbrough (2001)                                | It identifies the long-term impacts of the sanitation projects                           |
| Report           | Bosch, Hommann, Rubio, Sadoff and Travers (2001) | It identifies the long-term impacts of the sanitation projects                           |

| Type of Document | Authors and date  | Comments   |
|------------------|---|--|
| Book             | Wisner and Adams (2002)   | It explores the issue of water supply in the international community                   |
| Report           | Lockwood, Bakalian and Wakeman (2003)                               | It assesses the role of community engagement in water management                       |
| Report           | Jouravlev (2004)  | It explores the importance of water management   |
| Report           | Kebede and Gobena (2004)  | It explores the importance of water management   |
| Report           | World Health Organization and United Nations Children's Fund (2004) | It identifies the millennium development goals   |
| Report           | Drees-Gros, Schwartz, Sotomayor, and Bakalian (2005)                | It explores the outcome of effective water schemes in Paraguay                         |
| Working note     | Thelma, Requeno and Kariuki (2006)                                  | The working note explores the outcome of effective water schemes in Paraguay           |
| Report           | UNDP (2009)   | It offers insight into the success of water management strategies in divergent nations |
| Report           | Inter-American Development Bank (2009)                              | It explores the outcome of effective water schemes in Paraguay                         |
| Report           | Water and Sanitation Program (2010)                                 | It offers insight into the success of water management strategies in divergent nations |
| Website          | WHO (2010)  | It defines pandemics and their impact on communities                                   |

| Type of Document       | Authors and date                                  | Comments  |
|------------------------|---|---|
| Article                | Doshi (2011)                                      | It defines pandemics and their impact on communities  |
| Report                 | Pearce-Oroz (2011)                                | It explores the changing stature of water management in Latin America                         |
| Report                 | Smits <i>et al.</i> (2012)                        | It evaluates the governance structures put in place in Colombia for water management purposes |
| Book                   | Adank (2013)                                      | It explores how water scarcity causes conflict between communities                            |
| Conference proceedings | Alvarez and Corrales (2014)                       | It explores the main issues causing water scarcity in Canada                                  |
| Journal Article        | Barde and Lehmann (2014)                          | It explores the impact of water tariffs on water access                                       |
| Journal article        | Smith <i>et al.</i> (2014)                        | It explores the growing number of disease outbreaks   |
| Journal article        | Houben, Eisenkölbl, Dose, and Vera (2015)         | It defined how groundwater is impacted by high intensity agriculture                          |
| Report                 | Inter-American Development Bank (2016)            | It analyzed how Latin American communities manage water                                       |
| Journal article        | Redding, Moses, Cunningham, Wood and Jones (2016) | It presented recommendations on how communities/ governments can estimate water availability  |
| Report                 | UNEP (2016)                                       | It analyzed the main issues affecting water availability                                      |

| Type of Document | Authors and date  | Comments  |
|------------------|---|---|
| Journal Article  | Barde (2017)  | It explored how people move and the telltale factors behind international migration                   |
| Report           | FAO and WWC (2018)  | It provides an overview of the main drivers behind increased water availability                       |
| Book             | Browder, Ozment, Rehberger-Bescos, Todd, and Glenn-Marie (2019)     | It provides an assessment of the green and gray infrastructure to be used for water management        |
| Journal article  | Houben (2019)   | The author focuses on how knowledge on groundwater can be instilled into Paraguayans from a young age |
| Report           | Aquastat (2020)   | It focuses on the number of water sources in the case nation  |
| Journal article  | Soldi, Aparicio-Meza, Guareschi, Donati and Insfrán-Ortiz (2019)    | It offers recommendations on how to improve water access and management                               |
| Policy brief     | UN-Water (2019a)  | It analyzes the various methods to be used to improve water management                                |
| Report           | UN-Water (2019b)  | It offers recommendations on how to improve water access and management                               |
| Report           | World Health Organization and United Nations Children's Fund (2019) | It analyzes the importance of improving WASH procedures   |

| Type of Document | Authors and date                         | Comments  |
|------------------|--|---|
| Report           | Cooper (2020)                            | It explores the impact of coronavirus on water security |
| Report           | International Finance Corporation (2020) | It explores the impact of coronavirus on water security |
| Report           | Kumar <i>et al.</i> (2020)               | It explores the impact of coronavirus on water security |
| Journal article  | Lee <i>et al.</i> (2020)                 | It explores the impact of coronavirus on water security |
| Article          | Sadoff and Smith (2020)                  | It explores the impact of coronavirus on water security |

## Discussion

### Definition of a pandemic and its impact on water supply to rural areas

The concept and meaning of pandemics have been the same ever since the advent of the World Health Organization with its *modus operandi* being different from that of an epidemic. The World Health Organization (WHO, 2010) defines a pandemic as any disease which has spread all over the world affecting the day to day livelihoods of societies (WHO, 2010; De-Albuquerque & Coates, 2020). An epidemic, on the other hand is

defined as a disease which occurs and spreads in a specific community at a set time period (Doshi, 2011).

Now, the coronavirus is deemed to be a pandemic due to the fact that it initially started as an epidemic in China after which it started spreading to other parts of the world. The disease movement has been exacerbated by the fact that it is transmitted through coming into contact with an infected surface or being close to an infected person. Its attack rates have been quite high as well as its level of explosiveness. The disease contains an epidemiologic feature which typifies common source acquisition and a short incubation period which is similar to that of the Black Plague (Smith *et al.*, 2014; Kumar *et al.*, 2020). Cooper (2020) opines that the disease is quite novel due to the fact that the doctors have been unable to find a cure for it which has stopped the global operations with succinct measures such as hygiene and sanitation being put in place to curb its spread.

Cooper (2020) presents an alternative perspective into the pandemic by noting that COVID-19 has the features of a zoonotic disease. In most instances, the zoonotic diseases are passed from animals to humans and vice versa (Redding *et al.*, 2016). Some of the most notable and devastating zoonotic diseases are inclusive of the Middle East Respiratory Syndrome, Ebola, Zika virus and the sudden acute respiratory syndrome (UNEP, 2016). Smith *et al.* (2014) and UNEP (2016) exposit that the richness of such diseases is that they increase with approximately one new infections disease being apparent in human beings after every four months.

Cooper (2020) adumbrates that a number of human drivers are linked to the emergence of COVID-19 as a zoonotic disease which include wildlife trade, extractive activities, habitat destruction, intensified agriculture, deforestation and changes in land usage. The human drivers can lead to the reduction of the barriers between the host animals and the humans in the rural areas with increased interaction altering the distribution of the diseases' reservoirs and vectors thus accentuating the manner through which they are passed from the host animals to humans and livestock (Lee *et al.*, 2020; UNEP, 2016; Prado, 2015).

A substantial link is drawn between climate change and the spreading of zoonotic diseases like coronavirus in the form of increased landscape suitability for contact rates between humans and the host animals (Lee *et al.*, 2020). Redding *et al.* (2016) opine that the climate change increases flooding with failed sanitation and safe water creating a viable environment for the spread of the diseases.

The International Finance Corporation (2020) cites that prior to the occurrence of the pandemic, the global water sector was influenced largely by the aging infrastructure, rapid urbanization, increased number of people living in areas facing water stress and global warming. There were specific frameworks and strategies in place which were geared towards handling these issues although those plans have been scuttled by the pandemic due to the fact that the demand and supply levels of water have increased (International Finance Corporation, 2020; Redding *et al.*, 2016).

International Finance Corporation (2020) further explains that the plans initially depended on private and government investment into

facilities with the novel pandemic forcing the stakeholders to direct their funds towards other areas such as healthcare or even hold out on relaying the funds out of fear of economic downturn. The coronavirus is criticized for increasing the significance of operational reliability as a result of the cost of disruption with the operational needs being derived from shifts in the supply and demand patterns as well as the emergency measures put in place by the governments to deal with the pandemic (International Finance Corporation, 2020). The author opines that the people living in rural areas have been most hard hit due to the fact that the government has down scaled the provision of water into the areas.

The downscaling has been geared towards minimizing the cost incurred by the government and private entities when pumping water. Take for instance; factories have closed down their facilities in order to exercise social distancing with this decreasing the amount of funds paid to the government to direct water into the facilities (International Finance Corporation, 2020). Losing their biggest customers means that the revenue collected by the government will be hard hit due to the fact that citizens pay less. The International Finance Corporation (2020) indicates that the industrial water demand has fallen by at least 27 % due to the COVID-19 with deeper revenue loss being projected across the supply chain including consultants, chemical suppliers, contractors, technology companies and operators (International Finance Corporation, 2020).

To make matters worse, wastewater utilities around the world expect to see reductions in the revenue collections by 15 % with well governed markets compensating for the losses through the use of tariff adjustments, government transfers and deferred amounts (International Finance Corporation, 2020). Sadoff and Smith (2020) argue that the

measures will most likely impact the governance levels of the utilities with the user payment culture being usurped especially if the pandemic ranges on for extended periods.

Another estimate provided by the International Finance Corporation (2020) is that the capital expenditures from the government and public entities will decline in the short-term period with municipalities prioritizing emergency response and operational expenditure. There will be a downward adjustment of 7 % in the water sectors capital expenditures (International Finance Corporation, 2020). It is however unclear how much the water and sanitation capital expenditures will decline and how long it will take for the society to return to investment levels recorded before the crisis (International Finance Corporation, 2020).

Sadoff and Smith (2020) highlight that the coronavirus has shed a harsh spotlight on the global health risks, hardships and inequalities which are brought forth by the collective failure of the society to uphold the human right to water and sanitation. The article shows that many communities in the world are deprived of their most basic protections due to a lack of water supply and sanitation. In order to better understand the administrative and social impact of the virus, the authors' use the recovery ideology whereby they argue that society will only get back to where it was through effective water management (Sadoff & Smith, 2020).

The recovery ideology further postulates that the water management is important in reinforcing the stability of food systems that have been disrupted. Rural areas have been affected the most due to the fact that lockdowns have impacted their agricultural cycles through the

depression of demand and interruption of input supply (Sadoff & Smith, 2020).

The resumption of farming in rural activities is cited by Sadoff and Smith (2020) to be quite risky because it will cause a demand for irrigation water in the case that dry season cropping will expand to counter the deficits in food supply. This conflicts with the deductions drawn by International Finance Corporation (2020) whereby increased demand will be affected by no supply because the investments have been channeled to other areas so as to manage operational expenditure and improve on emergency response efforts. Recommendations drawn by Sadoff and Smith (2020) highlight that a critical priority is to prepare for unplanned withdrawals in irrigation with governments having to ensure that they do not undermine the basic domestic water needs.

Sadoff and Smith (2020) also cite that the risk of natural disasters like flooding, extreme weather and drought occurring during the COVID-19 pandemic is another major issue as this threatens water security and the long-term recovery efforts of people in rural Paraguay. The authors cite that the people displaced by the prevalence of the pandemic have been forced to move to areas where they are densely populated thus increasing the demand for water which can meet their basic hygiene and sanitation requirements. This has in turn increased the risk from water crises and placed it above the infectious or food crises (Sadoff & Smith, 2020).

## Rural water supply in Latin America

Latin American governments have exploited measures that can be summed up in the following main categories (Silva-Rodríguez-de-San-Miguel, 2021).

### Ensuring water quality, access, and continuity

Fighting coronavirus warrants access to water source, the continuity of services, and ensuring the water people access is of good quality (Serrano & Gutierrez-Torres, 2020). Governments in Latin America are keen to repurpose water meant for irrigation. Getting water to underserved rural areas within a short time frame is extremely difficult. Prolonged disenfranchisement means that there are vast areas that are not only inaccessible but also lack the type of systems needed to facilitate prompt provision of adequate volumes of water. This is where approaches like providing bottled water and the transportation of water to rural Latin America is applicable. In a nutshell, this step involves ferrying water from areas that have surplus to those that experience water scarcity (UNICEF & Somalia WASH Cluster, 2019; Sikder, Mirindi, String, & Lantagne, 2020a).

Smets (2009) notes that “water should be available to all at an affordable price”. Now more than ever, this statement holds true given the centrality of water in stemming the spread of coronavirus. The full realization of water rights means ensuring that the resource is affordable and accessible to everyone (Smets, 2009). Equity requires that vulnerable

groups should not be unduly burdened with water expenses vis-à-vis richer households (Smets, 2009). The gist of water subsidies and the suspension of restrictions lies in ensuring that there are no burdens or obstacles that hinder immediate access to quality and sufficient water.

### **Direct support to cover water services fees**

Latin American governments have been keen to offer direct support as well Central to facilitating access to quality water is the necessity to lower obstacles like price and the need to pay bills. The restrictions occasioned by coronavirus present insurmountable economic barriers, as communities cannot engage in meaningful economic activities. The pandemic has brought entire industries to a standstill and threatens to plunge the global economy into a crippling crisis. Economic headwinds witnessed in the global arena have a direct impact on the livelihoods of the rural populace in Latin America. Job losses and income crunches hurt people's ability to meet financial obligations like paying water bills. This situation calls for measures that can shield households. Suitable steps range from lowering price points to lifting any suspension of water services because of the inability to pay bills. Besides suspending disconnections to those who have stopped payment, certain administrations have pursued measures to lift water bills altogether for certain durations, cover up to 50 % of qualifying users' bills, waiving late payment tolls, suspending tariff adjustments, and blanket service reconnection for defaulters. These steps seek to ensure that those who

can access piped water do not experience any disruption until things resume normalcy.

## Support given to utilities

There have also been notable measures to support water utilities, including private ones. Identifiable steps undertaken in this regard include suspending taxes imposed on potabilization products to facilitate water treatment, donating sodium hypochlorite, and facilitating the procurement of chlorine to foster safe water standards. Scholarly literature suggests that running chlorination programs that cover both providers and households during emergencies can be useful during emergencies (Wilner *et al.*, 2017; Rajasingham *et al.*, 2019; Sikder *et al.*, 2020b). The state is often the dominant actor in water services and resource management. Even so, there is a strong case to depart from the focus on government-driven strategies alone. State owned utilities have been implicated for inefficiency, the lack of quality, and poor coverage of water service (Rogers, 2002). They are also encumbered by serious financial constraints especially because the health crisis was completely unprecedented. There is great promise in expanding utility sector liberalization policies that will lead to the growth of private sector participation (Rogers, 2002). Measures like donations, lifting taxes, and facilitating access to inputs shore up the capacity to provide water services. This kind of support strengthens private actors who step in with the funding and capabilities that is lacking in governments and expand existing infrastructure to penetrate underserved rural areas. An elemental

concern regarding privatization is that they import welfare losses that will have an adverse impact on the most vulnerable groups (Rogers, 2002). Care must be taken to ensure that privatization does not actually produce the same disenfranchisement it is purported to resolve. Collaboration can be helpful in sealing the inadequacies that plague water management.

## Rural water supply in Paraguay

Water supply is termed to be vital in rural areas as it helps in the establishment of an environment which is not only clean but also sanitary (Kebede & Gobena, 2004; World Health Organization and United Nations Children's Fund, 2004). The government of Paraguay has for years now viewed water access in rural areas as a millennium development goal with its objective being to achieve coverage of 65 % by 2015 (Inter-American Development Bank, 2016).

Thus far, it goes without saying that the government has surpassed the goal with coverage in rural areas being set at 69.3 % as per the Inter-American Development Bank (2016). Alvarez and Corrales (2014) cite that Paraguay has in the last two decades put up infrastructure which has boosted water access with at least 88 % of the people having continued supply. Paraguay leads the globe with 53 percentage points which signify how it has been able to ensure that the government and private entities collaborate for the sake of the people (Alvarez & Corrales, 2014; Howell, 2019; Mejia, 2000).

Alvarez and Corrales (2014) opine that the water sector in Paraguay is characterized by a select number of features. The first is that the nation

is one of the many that have more water resources available although the distribution is unequal (Alvarez & Corrales, 2014; Aquastat, 2020). The second feature is that the water supply and access in rural areas is decentralized with community-based operators being prevalent. Furthermore, the classification of the supply operators proves to be an issue in terms of supervision and regulation (Pearce-Oroz, 2011).

The topmost opportunity which changed the water supply levels of the communities can be traced to the separation of the formal public water and sanitation sector prior to 2000. Loach *et al.* (2000) opine that the government divided the sector into two groups which include:

- Rural communities with over 4 000 people.
- Rural settlements with less than 4 000 people.

Now, the first group was serviced and provided with water access by the Corporation for Sanitary Works (CORPOSANA) which is state run while the second group is managed by the National Environmental Sanitation Service (SENASA) (Loach *et al.*, 2000). The CORPOSANA is tasked with maintaining close to 300,000 connections while its counterpart manages only 120,000 connections through the use of water committees (Loach *et al.*, 2000; Drees-Gros *et al.*, 2005). Loach *et al.* (2000) cite that both institutions have divergent managerial, legal, organizational and institutional characteristics. The SENASA mandates focuses highly on the community participation with cost recovery being top on its agenda. The SENASA largely deals with most of the rural communities that are small, and it relies exclusively on the generation of

water from groundwater sources which have low unit costs (Loach *et al.*, 2000).

Furthermore, SENASA is known for its ability to put in place Juntas or local sanitation committees in the rural areas to improve access and monitor usage. The Juntas are provided with assets that are managed by the ministry of health that aid in the setting up of water usage projects (Loach *et al.*, 2000). The Juntas work in tandem with the ministry to guide SENASA on how they can complete the system design and cost structure (Loach *et al.*, 2000; Houben *et al.*, 2015). Out of the investment costs incurred, Loach *et al.* (2000) note that SENASA is required to donate between 40 to 60 %. The investment costs are often financed by multilateral loans to the central government with Juntas borrowing between 15 to 30 % in soft terms from the regulatory agency.

The effective environment created by SENASA has allowed for the propping up of independent and small-scale entities who provide water to the people living in the rural areas. Loach *et al.* (2000) explain that most of the communities in the Eastern Region get their water from acquirers and shallow wells. In the case of any water issues, the communities depend on the small-scale entities to pump water using cheap electricity supplied by the Itaipu hydroelectric project. Loach *et al.* (2000) opine that there are between 350 and 600 independent small-scale entities in the outskirts of Asunción and Ciudad del Este with their services meeting the needs and demands of 600 000 people using only 115 000 connections.

The small-scale independent entities are referred to as aguateros and they have little legal footing due to the fact that most of their connections are unregulated and informal. Loach *et al.* (2000) highlight

that the entities are developed with the objective of serving a third of the population thus the government does not see them as a threat. The main logic behind this line of thought can be traced back to the end of Alfredo Stroessner's 35-year rule with Paraguay shifting from a dictatorial nation towards one which is more democratic (Weisskoff, 1992). The end of the rule came with it a new environment with the business environment gaining space as well as the growth of the investor confidence (Houben, 2019).

The government removed restrictions placed on the private sector with businessmen working towards opportunities that are independent. As opined prior, Paraguay has a lot of water resources with this observation being used by the independent businesses to set up their new ventures. Loach *et al.* (2000) cite that it did not take long for international and domestic investors to develop small scale water supply systems that were based on a small distribution network reliant on a small well. The shift was lauded as dynamic because it caused a move from the use of water carts and trucks towards the setting up of pipes served by 200-meter-deep wells (Fragano, 2000). Furthermore, the wells were proven to be insulated from contamination with water meters being added to them so as to rationalize the consumption rates (Loach *et al.*, 2000; Water and Sanitation Program, 2010). Loach *et al.* (2000) cite that the cost regime started becoming unitary with new connections being made at prices that were affordable.

The customers shifted from depending on government supplied water towards family wells in their communities. There was a surge in the number of small-scale independent water systems with aguateros serving Paraguay for generations. Water and Sanitation Program (2010)

highlights that the aguateros shifted the attention of the market with high quality services being channeled towards rural areas while entities like CORPOSANA were left to dominate the urban areas (Soldi *et al.*, 2019).

The CORPOSANA is said quite reserved and it does not involve the rural communities in the identification, expansion, function and management of the water supply systems. The organization's principal water sources come from the Paraguay and Parana rivers to serve the Ciudad del Este and the Asunción where most people live in (Loach *et al.*, 2000).

Calculations provided by Loach *et al.* (2000) show that the initial cost of setting up a new connection when the entity was formed is set at \$1800 to \$2800. This has in turn caused clashes with the users preferring to set up illegal connections. Loach *et al.* (2000) argue that the operational indicators of CORPOSANA show that the firm has weak cost recovery with its administration levels being poor. Furthermore, it has high rates of commercial and physical loss of water at 40 % compared to SENASA. The high losses have caused financial instability in the public utility with its heavy reliance on the infusions of finances from the central government loans undermining its objective to serve the rural communities (Loach *et al.*, 2000).

The moment the government realized the failure of the CORPOSANA, they started setting up policies which favored private operator models. The policies would however be implemented under the careful eye of the government (Loach *et al.*, 2000). The Juntas would work with the government to monitor compliance which further cut on the cost incurred by the central government when establishing a regulatory

body. Troyano (1999) explains that the aguatero offered a better price compared to others. The SENASA subsidizes at least 100 % of the construction costs incurred by the cooperatives which ensures for the growth of the options (Troyano, 1999; Thelma *et al.*, 2006).

The success of SENASA in rural Paraguay is explored by Inter-American Development Bank (2016) which denotes that the nation has made significant progress in the expansion of the low levels of water access in the rural areas. From 1990 to 2015, the entity has accentuated the supply of water to the areas by 83 % (Inter-American Development Bank, 2016). Whereas there was no water coverage in the rural area in 1990, by 2015, the number increased to 68 % from the 30 %. A period of heavy investment between 2008 and 2014 saw significant improvements in rural coverage reaching more than a million Paraguayans (Inter-American Development Bank, 2016).

Inter-American Development Bank (2016) further shows that a good chunk of the investments is overseen by SENASA with at least 67 % of the projects coming to fruition (Inter-American Development Bank, 2016). At least 90 % of SENA investments have been financed by:

- Spanish Cooperation Fund.
- MERCOSUR Structural convergence fund.
- World Bank.
- Inter-American Development Bank.

Ever since the first project approved in 2001, the Inter-American Development Bank has supported over 600 rural water systems which have benefitted close to 30 000 people the majority of the systems are in

constant review and are in working order (Inter-American Development Bank, 2016). At the time of the Inter-American Development Bank (2016) survey, only four of the systems installed by SENASA and the Inter-American Development Bank were not working effectively. Furthermore, the Inter-American Development Bank projects are lauded for having high water quality by the sanitation boards and the independent users.

Inter-American Development Bank (2016) explains that the high rate of performance and perception of quality is linked intermittently to the fact that the systems are examined physically by representatives from the entity. The tank and distribution systems are cited to be in pristine condition. Furthermore, the operational performance levels are deemed to be consistently high since the systems were installed with their performance index being set at an average of 0.9 at a scale which has a minimum score of 0 and a maximum score of 1 (Inter-American Development Bank, 2016). There are however issues related with contamination whereby 12 % of the water sources have been found to have issues which might cause diseases (Inter-American Development Bank, 2016).

Along with the progress comes with it the challenge of ensuring that the existing water systems are performing well. Despite the fact that information on performance of the water systems in Paraguay is hard to locate, summative dispositions presented by government critics show that an estimated 40 % of the water supply systems in rural Paraguay are not functional (Inter-American Development Bank, 2016). The low service rate has generated quantitative research which explains sustainability so that more effective schemes can be formulated. As a matter of fact, sustainability concerns have caused a change in the intervention

paradigm from one which focuses on infrastructure to one which is geared towards the delivery of services (Inter-American Development Bank, 2016).

Scholars indicate that the rural population is growing with the maintenance of the 65 % of the coverage goal being quite hard as it requires investment from the government and private entities (Inter-American Development Bank, 2016). Estimates derived by UNDP (2009) highlighted that at least US \$81 million was needed in setting new systems back at the time. Additionally, \$330 million was required to ensure that the 65 % rate is continuing with future financial commitments in water studies and projects being set at \$97 million (UNDP, 2009).

UNDP (2009) draws specific reference to a 2004 financial policy which noted that uptake is low in rural areas due to the fact that users have to pay 100 % of the loan in order to set up water systems in their homes. The unit costs of a borehole with a fitted pump are set at \$2525 with the per capita for water supply being \$200 (UNDP, 2009). Most of these tariffs are defined by politics and they do not in any way reflect the real service costs (UNDP, 2009). The rural users thus resort to the option of using the services provided by the Juntas with the community boards only requiring them to pay for maintenance and operation. UNDP (2009) cites that even this is an issue as most incomes are not efficient to cover the expansion and replacement costs thus undermining the operational stature of the systems.

Water and Sanitation Program (2010) informs the growing concern and move towards service delivery by noting that the shift is reliant on a number of factors with the topmost being that increased demand for

quality services in rural areas. This has led to the current rural water supply paradigm utilizing a project-based funding dubbed the feast or famine (Water and Sanitation Program, 2010). This paradigm is criticized by the Water and Sanitation Program (2010) for having issues like unpredictable funding, exclusion of poor communities, minimal follow up after construction and increased capital expenditures (CAPEX) or operational expenditures (OPEX). There have been cases of practitioners arguing that the recuperation of investment costs into the water supply systems stops completely once an upfront payment has been made which in turn strains the relationship that they hold with the governments (Water and Sanitation Program, 2010). This minimizes the ability of the entities to implement their plans as required thereby causing a breakdown in infrastructure and the stopping of water flow (Water and Sanitation Program, 2010).

## Recommendations

Troyano (1999) presented a research paper which argued that the best fit strategy to improve water access in times of pandemics such as the coronavirus is to privatize public water companies and organizations like the CORPOSANA. The logic behind the privatization is cited by the author to be that the operating expenses and the capital expenditures will shift from the public entities to private hands (Troyano, 1999). Furthermore, there is a high probability that both social equity and economic efficiency will be improved more in the case that privatization allows for the creation

of an open market whereby suppliers will offer alternative types of services (Smits *et al.*, 2012; Lockwood *et al.*, 2003).

A select number of guidelines are offered by Troyano (1999) with the topmost being the privatizing of the commercial supply units one at a time. The privatization will begin with the small and medium sized systems of service with the local small-scale operators being promoted to meet the demand for water during the pandemic. The second guideline is that the privatization will take the form of an operational contract which is similar to the one used by water companies and aguateros (Carter *et al.*, 1999; Bosch *et al.*, 2001). The entities have to adopt a competitive bidding approach with the bid documents being doled out to the available small-scale operators. Owing to the below par economy in lieu of the coronavirus, no entry requirements or conditions should be put in place. This will allow for the effective competition from small scale operators including those from other nations.

The third guideline is that the government has to put in place a conscious framework which will promote the experiences of the competitive bidding (Troyano, 1999). The framework will be modified to ensure that information is disseminated through national and international channels. Additionally, focus groups of small-scale operators have to be brought on board with cheaper and more effective methods to produce a rapid and effective answer to the issue being formulated (Barde, 2017; Barde & Lehmann, 2014). After the round of competitive bids is finished, a reminder will be implemented which will assimilate the experiences of the entities. SENASA is required to control the small-scale private operators more using the Juntas which will work as separate entities.

Water and Sanitation Program (2010) argues that the only way to address the issue of rural water supply during the coronavirus pandemic period is to adopt the FRUGAL Model which represents a potential response to the changing patterns of demand and supply. The model is conceived with the objective of improving sustainability and coverage through the improvement of cost recover. In addition, it addresses the problems that SENASA's community management model has experienced over the past decade or so. Water and Sanitation Program (2010) denotes that the FRUGAL model should have select characteristics with the first being that it should contain an aggregate service liberation area that will allow for the stipulation and preservation of water supplies (Bartram *et al.*, 2014; UN-Water, 2019a). The second characteristics is that the infrastructure will require legal ownership which will be maintained by communities or the government (Water and Sanitation Program, 2010).

The third characteristic is that a local operator at the service area will be tasked with the management of the state investment funds. The local operator will monitor how the finances are used to set up new infrastructure or even rehabilitate the pre-existing infrastructure in rural Paraguay (Biesinger, 1998; Blagbrough, 2001; Bardhan & Mookherjee, 2006). The local operator, read Junta, will also ensure that the users regularly pay for the services. The payment structure has to however be formulated with specific reference being drawn to the income levels of the denizens (FAO & WWC, 2018). The finances collected will then be used to develop the operational stature of the water supply systems and ensure for significant cost recovery over time. Water and Sanitation Program (2010) highlights that there is a need for the local operator(s) to better react to the needs and desires of the customers during the pandemic.

They have to try and create synergies over time so as to work together towards economic recovery.

Cooper (2020) adopts a different approach to the administration of water supply in the rural areas with the main recommendation being the implementation of nature-based solutions as they increase water storage and availability. The nature-based solutions have to utilize and or impersonate natural processes which in turn improve management of water (Cooper, 2020; UN-Water, 2019a). This will be attained through the protection, management and restoration of natural processes in ecosystems that are both natural and modified (Water and Sanitation Program, 2010; Browder *et al.*, 2019). Examples might include the enhancement of groundwater recharge, restoration of Paraguayan forests as well as conservation of the watersheds (Jouravlev, 2004).

Cooper (2020) also highlights that the nature-based solutions can aid with trade-offs between divergent water users. Take of example, enhancing the storage of aquifers, harvesting of rainwater and conservation agriculture will generate constructive merits for water supply, thus reducing antagonism between communities which cause water conflicts. The author draws insight into the management of groundwater especially because most wells in Paraguay are at risk of short-term water shortages. The soil in the rural areas can further be improved to ensure that they store water during the rainy season which will be used in the dry season (Abrams *et al.*, 1998).

An initial priority identified by Cooper (2020) is improving the information base with regards to the extent and availability of ground water (UNEP, 2016). Data collection networks will be established that will

facilitate the assessment of available ground water resources. An accurate evaluation of the groundwater will inform decision making and plans on how to recover post COVID-19 (World Health Organization and United Nations Children's Fund, 2019). There is a need for gray infrastructure solutions to be put in place as they will lock Paraguay into efficient water solutions (Smith *et al.*, 2014).

The next recommendation provided by Cooper (2020) is for the government to improve its water governance metrics. The governance has to be fragmented with interventions such as regulatory frameworks or policies being put in place to allow for the adoption of green infrastructure (Andrés *et al.*, 2013; Adank, 2013). In response to the coronavirus, the policy responses should address a solution which is more inclusive and holistic. Through inclusivity, UNDP (2009) cites that the main stakeholders like the Ministry of Public Works and Communications, Empresa de Servicios Sanitarios del Paraguay (ESSAP), SENASA, Sanitary Services Regulatory Entity (ERSSAN), sanitation boards and aguaterías will be involved.

The ongoing public health crisis have caused myriad people to suffer serious losses because of quarantines and other restrictions, possibly on a far-reaching scale. It is tempting to give up in the face of the ongoing crises. Even so, the ongoing crisis actually presents valuable opportunities for change and lessons that can inform policy going forward. It is important to seize this chance to quicken the pace of meaningful changes that can increase access to quality water. Urgent solutions are necessary to save lives. The conundrum now is how to quickly resolve water access issues caused by longstanding systemic factors. As the preceding analysis shows, there is no single panacea to the complex and interconnected

issues surrounding water stress and shortages in rural areas. The solutions that Latin America, and in this case Paraguay, needs to implement include:

1. Streamlining bureaucratic processes.
2. Improving storage infrastructure.
3. Promoting efficiency in water usage.
4. Finding new sources of water (including rainwater collection, desalination, and enhancing reuse).
5. Protecting the environment.
6. Supporting optimal water treatment.
7. Ensuring pricing and bills do not impede access to water.
8. Leverage steps that ensure prompt water availability like delivery and repurposing water.

In Paraguay it has worked over the years the support of the government to provide the necessary conditions to make rural water supply possible through various efficient mechanisms of public-private collaboration. Likewise, community organizations have played a decisive role, locally. However, support and joint work between the different sectors involved in rural water supply should be strengthened.

## Conclusions

In due summation, the raging coronavirus has caused more harm than ever predicted with its subsequent spread causing bottlenecks in every facet of society. This paper explores how the virus has disrupted water supply in one of the top nations lauded for their water supply systems. The systematic review shows that the demand for water has affected supply entities because of the operational costs and capital expenditure incurred. On the contrary, however, the growth of the independent small-scale entities is shown to be vital in handling the demand and supply rates.

The 45 documents explored in the discussion section have presented a novel insight into pandemics and water supply. They have further shown how private and public entities can work together to improve sustainability. But the private sector particularly needs more support from the government. Paraguay has water resources available although the distribution is unequal, and the water supply and access in rural areas is decentralized with community-based operators being prevalent.

In general, rural Latin America faces the risk of receiving scant state attention and support as the region grapples with the pandemic. The coronavirus pandemic introduces unique pressures and underscores the nexus between access to water and health.

Recommendations drawn call for the adoption of the FRUGAL Model which will solve or better handle the issues affecting the current structural frameworks. Also, the collaborative effort of the government and private

entities in the distribution of water will help improve the response, recovery, and resilience of the Paraguayan community.

In the short term, according to Sadoff and Smith (2020), governments and international organizations should work to ensure access to safe and reliable water supply and sanitation. This includes emergency provision for underserved communities and care to protect women and girls responsible for fetching water from exposure. To address potential supply disruptions, a clear understanding of where and how municipal or rural water infrastructure is dealing with spikes in demand related to the pandemic is also needed.

The results derived from the study will contribute to quantitative analysis of the sustainability and performance of Paraguayan and Latin America water systems. Furthermore, the insight provided by the researcher will set forth the foundation for future research on pandemics and how their impact can be mitigated effectively.

## References

- Abrams, L., Palmer, I., & Hart, T. (1998). *Sustainability management guidelines for water supply in developing communities*. Recovered from [https://www.waterfund.go.ke/waterresource/Downloads/003.%20Sustainability%20\\_Management\\_Guidelines.pdf](https://www.waterfund.go.ke/waterresource/Downloads/003.%20Sustainability%20_Management_Guidelines.pdf)
- Adank, M. (2013). *Small town water services: Trends, challenges and models*. Recovered from [https://www.ircwash.org/sites/default/files/small\\_towns\\_top27.pdf](https://www.ircwash.org/sites/default/files/small_towns_top27.pdf)

- Alvarez, L., & Corrales, M. (2014). Factors impacting sustainability in rural drinking water: An integrated approach in Paraguay. In: *Sustainable water and sanitation services for all in a fast changing world: Proceedings of the 37th WEDC International Conference* (p. 6). Hanoi, Vietnam: Shaw, R. J., Anh, N. V., & Dang, T. H.
- Andrés, L. A., Schwartz, J., & Guasch, J. L. (2013). *Uncovering the drivers of utility performance: Lessons from Latin America and the Caribbean on the role of the private sector, regulation, and governance in the power, water, and telecommunication sectors*. Washington, DC, USA: World Bank.
- Aquastat. (2020). *Computation of long-term annual renewable water resources (RWR) by country (in km<sup>3</sup>/year, average) Paraguay*. Recovered from [http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/wrs/readPdf.html?f=PRY-WRS\\_eng.pdf](http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/wrs/readPdf.html?f=PRY-WRS_eng.pdf)
- Barde, J. A., & Lehmann, P. (2014). Distributional effects of water tariff reforms: An empirical study from Lima, Peru. *Water Resources and Economics*, 6, 30-57. DOI: 10.1016/j.wre.2014.05.003
- Barde, J. A. (2017). What Determines access to piped water in rural areas? Evidence from small-scale supply systems in rural Brazil. *World Development*, 95, 88-110. DOI: 10.1016/j.worlddev.2017.02.012
- Bardhan, P., & Mookherjee, D. (2006). Decentralisation and accountability in infrastructure delivery in developing countries. *The Economic Journal*, 116(508), 101-127. DOI: 10.1111/j.1468-0297.2006.01049.x

- Bartram, J., Brocklehurst, C., Fisher, M., Luyendijk, R., Hossain, R., Wardlaw, T., & Gordon, B. (2014). Global Monitoring of water supply and sanitation: History, methods and future challenges. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 11(8), 8137-8165. DOI: 10.3390/ijerph110808137
- Bell, B., Conant, J., Olivera, M., Pinkstaff, C., & Terhorst, P. (2009). *Changing the flow. Water movements in Latin America*. Recovered from [https://www.municipalservicesproject.org/sites/municipalservicesproject.org/files/Changing\\_The\\_Flow\\_Water\\_Movements\\_in\\_Latin\\_America\\_2009.pdf](https://www.municipalservicesproject.org/sites/municipalservicesproject.org/files/Changing_The_Flow_Water_Movements_in_Latin_America_2009.pdf)
- Bertoméu-Sánchez, S., & Serebrisky, T. S. (2019). *Water and sanitation in Latin America and the Caribbean: An update on the state of the sector* (EUI Working Paper RSCAS 2018/10). Recovered from [https://cadmus.eui.eu/bitstream/handle/1814/52205/RSCAS\\_2018\\_10.pdf?sequence=1&isAllowed=y0](https://cadmus.eui.eu/bitstream/handle/1814/52205/RSCAS_2018_10.pdf?sequence=1&isAllowed=y0)
- Bertoméu-Sánchez, S., Camós, D., & Estache, A. (2017). *Do private water utility operators care about regulatory agencies in developing countries?* (EUI Working Paper RSCAS 2018/10). Recovered from [https://cadmus.eui.eu/bitstream/handle/1814/52205/RSCAS\\_2018\\_10.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://cadmus.eui.eu/bitstream/handle/1814/52205/RSCAS_2018_10.pdf?sequence=1&isAllowed=y)
- Biesinger, B. (1998). *Paraguay. Sector agua potable y saneamiento*. Asunción, Paraguay: Secretaría Técnica de Planificación del Desarrollo Económico y Social.
- Blagbrough, V. (ed.) (2001). *Looking back: The long-term impacts of water and sanitation projects*. London, England: WaterAid.

Bosch, C., Hommann, K., Rubio, G., Sadoff, C., & Travers, L. (2001). *Water, sanitation and poverty*. Recovered from <http://cidbimena.desastres.hn/filemgmt/files/Aguaypobreza.pdf>

Browder, G., Ozment, S., Rehberger-Bescos, I., Todd, G., & Glenn-Marie, L. (2019). *Integrating green and gray: Creating next generation infrastructure*. Washington, DC, USA: World Bank and World Resources Institute.

Carter, C., Tyrrel, S. F., & Howsam, P. (1999). Impact and sustainability of community water supply and sanitation programmes in developing countries. *Journal of the Chartered Institution of Water and Environment*, 13(4), 292-296. DOI: 10.1111/j.1747-6593.1999.tb01050.x

Cooper, R. (2020). *Water security beyond Covid-19*. Brighton, UK: Institute of Development Studies.

Doshi, P. (2011). The elusive definition of pandemic influenza. *Bulletin of the World Health Organization*, 89(7), 469-544. DOI: 10.2471/BLT.11.086173

De-Albuquerque, C., & Coates, S. (2020). *Opinion: COVID-19 a collective failure, an unprecedented opportunity*. Recovered from <https://www.devex.com/news/sponsored/opinion-covid-19-a-collective-failure-an-unprecedented-opportunity-96811>

Drees-Gros, F., Schwartz, J., Sotomayor, M. A., & Bakalian, A. (2005). *Output-based aid in water lessons in implementation from a pilot in Paraguay*. Recovered from <https://openknowledge.worldbank.org/bitstream/handle/10986/11043/343030rev0PY0water0OBApproaches07.pdf?sequence=1>

Estache, A., Gomez-Lobo, A., & Leipziger, D. (2001). Utilities privatization and the poor: Lessons and evidence from Latin America. *World Development*, 29(7), 1179-1198. DOI: 10.1016/S0305-750X(01)00034-1

FAO & WWC, Food and Agriculture Organization & World Water Council. (2018). *Water accounting for water governance and sustainable development*. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization.

Fragano, F. (2000). *Management models for small towns: Community water board in Itagua, Paraguay*. Recovered from [http://www.ehproject.org/PDF/Strategic\\_Papers/LACDEC/Paraguay.pdf](http://www.ehproject.org/PDF/Strategic_Papers/LACDEC/Paraguay.pdf)

Houben, G. J., Eisenkölbl, A., Dose, E. J., & Vera, S. (2015). The impact of high intensity no-till agriculture on groundwater quality in the subtropical Capiibary catchment, SE Paraguay. *Environmental Earth Science*, 74, 479-491. DOI: 10.1007/s12665-015-4055-x

Houben, G. J. (2019). Teaching about groundwater in primary schools: Experience from Paraguay. *Hydrogeology Journal*, 27, 513-518. DOI: 10.1007/s10040-018-1876-1

Howell, S. K. (2019). *Adapting in rural Paraguay: Drought, authoritarianism, and social-ecological poverty traps* (master's thesis). San Diego State University, California, United States of America.

Inter-American Development Bank. (2009). *Paraguay: Drinking water supply and sanitation in small communities program*. Washington, DC, USA: Inter-American Development Bank.

- Inter-American Development Bank. (2016). *Study on the performance and sustainability of water and sanitation initiatives in rural areas. Drinking Water Supply and Sanitation in Small Communities (PR 0118)*. Washington, DC, USA: Inter-American Development Bank.
- International Finance Corporation. (2020). *The impact of COVID-19 on the water and sanitation sector*. Washington, DC, USA: International Finance Corporation.
- Jouravlev, A. (2004). *Drinking water supply and sanitation services on the threshold of the XXI century*. Santiago, Chile: United Nations.
- Kebede, Z., & Gobena, T. (2004). *Water supply I*. Alemaya, Ethiopia: Alemaya University.
- Kumar, P., Steefel, C. I., Van Breukelen, B. M., Evers, M., Ganguly, A. R., & Franssen, H.-J. H. (2020). *Assessment of the impact of Covid-19 pandemic on water, environment and related ecological and human systems*. Recovered from <https://www.frontiersin.org/research-topics/13978/assessment-of-the-impact-of-covid-19-pandemic-on-water-environment-and-related-ecological-and-human>
- Lee, V. J., Aguilera, X., Heymann, D. L., Wilder-Smith, A. Bausch, D. G., Briand, S., Brusckke, C., Carmo, E. H., Cleghorn, S., Dandona, L., Donnelly, C., Fall, I. S., Halton, J., Hatchett, R., Hong, F., Horby, P., Ihekweazu, C., Jacobs, M., Khan, K...., & Yeo, W. Q. (2020). Preparedness for emerging epidemic threats: A Lancet Infectious Diseases Commission. *The Lancet Infectious Diseases*, 20(1), 17-19. DOI: 10.1016/S1473-3099(19)30674-7.

Loach, P. W., Melgarejo, S., & Lombardo, M. (2000). The small-scale water provider in Paraguay: Bringing private sector efficiency to water resource use and the provision of drinking water to the poor. *Natural Resources Forum*, 24(4), 263-271. DOI: 10.1111/j.1477-8947.2000.tb00951.x

Lockwood, H., Bakalian, A., & Wakeman, W. (2003). *Assessing sustainability in rural water supply: The role of follow-up support to communities. Literature review and desk review of rural water supply and sanitation project documents*. Washington, D.C., United States of America: World Bank.

Martín-Martín, A., Orduna-Malea, E., Thelwall, M., & López-Cózar, E. (2018). Google Scholar, Web of science, and Scopus: A systematic comparison of citations in 252 subject categories. *Journal of Informetrics*, 12(4), 1160-1177. DOI: 10.1016/j.joi.2018.09.002

Mejia, A. (2000). *Water scarcity in Latin America and the Caribbean*. Recovered from <https://ucanr.edu/sites/rosenbergforum/files/313058.pdf>

OECD, Organisation for Economic Co-operation and Development. (2012). *Water governance in Latin America and the Caribbean: A multi-level approach*. Paris, France: Organisation for Economic Co-operation and Development.

Pearce-Oroz, G. (2011). *Rural water supply and sanitation challenges in Latin America for the next decade*. Recovered from <http://documents1.worldbank.org/curated/en/977701468148518828/pdf/660230WSP00PUB0nitiation0Next0Decade.pdf>

- Prado, L. A. (2015). *Rural water sustainability in Latin America and the Caribbean*. (doctoral thesis). Universitat Autònoma de Barcelona, Barcelona, Spain.
- Rajasingham, A., Hardy, C., Kamwaga, S., Sebuya, K., Massa, K., Mulungu, J., Martinsen, A., Nyasani, E., Hullah, E., Russell, S., Blanton, C., Nygren, B., Eidex, R., & Handzel, T. (2019). Evaluation of an Emergency bulk chlorination project targeting drinking water vendors in cholera-affected wards of Dar es-Salaam and Morogoro, Tanzania. *The American Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 100(6), 1335-1341. DOI: 10.4269/ajtmh.18-0734
- Redding, D. W., Moses, L. M., Cunningham, A. A., Wood, J., & Jones, K. E. (2016). Environmental-mechanistic modelling of the impact of global change on human zoonotic disease emergence: A case study of Lassa fever. *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 646-655. DOI: 10.1111/2041-210X.12549
- Rogers, P. (2002). *Water governance in Latin America and the Caribbean*. Recovered from <https://www.ircwash.org/sites/default/files/202.2-02WA-17802.pdf>
- Sadoff, C., & Smith, M. (2020). *Water in the COVID-19 crisis: Response, recovery, and resilience*. Recovered from <https://reliefweb.int/report/world/water-covid-19-crisis-response-recovery-and-resilience>
- Serrano, A., & Gutierrez-Torres, D. (April 8, 2020). *Latin America moving fast to ensure water services during COVID-19*. *World Bank Blogs*. Recovered from <https://blogs.worldbank.org/water/latin-america-moving-fast-ensure-water-services-during-covid-19>

- Sikder, M., Mirindi, P., String, G., & Lantagne, D. (2020a). Delivering drinking water by truck in humanitarian contexts: Results from mixed-methods evaluations in the Democratic Republic of the Congo and Bangladesh. *Environmental Science & Technology*, 54(8), 5041-5050. DOI: 10.1021/acs.est.9b07375
- Sikder, M., String, G., Kamal, Y., Farrington, M., Sadiqur-Rahman, A. S., & Lantagne, D. (2020b). Effectiveness of water chlorination programs along the emergency-transition-post-emergency continuum: Evaluations of bucket, in-line, and piped water chlorination programs in Cox's bazar. *Water Research*, 178, 115854. DOI: 10.1016/j.watres.2020.115854
- Silva-Rodríguez-de-San-Miguel, J. A. (2021). *La administración pública del agua en América Latina y el Caribe en tiempos de pandemia por Covid-19*. DOI: 10.17993/EcoOrgyCso.2021.64
- Smets, H. (2009). Access to drinking water at an affordable price in developing countries. In: El Moujabber, M., Mandi, L., Trisorio-Liuzzi, G., Martín, I., Rabi, A., & Rodríguez, R. (eds.). *Technological perspectives for rational use of water resources in the Mediterranean region* (pp. 57-68). Paris, France: International Centre for Advanced Mediterranean Agronomic Studies (CIHEAM).
- Smith, K. F., Goldberg, M., Rosenthal, S., Carlson, L., Chen, J., Chen, C., & Ramachandran, S. (2014). Global rise in human infectious disease outbreaks. *Journal of the Royal Society Interface*, 11, 20140950. DOI: 10.1098/rsif.2014.0950

- Smits, S., Tamayo, S. P., Ibarra, V., Rojas, J., Benavidez, A., & Bey, V. (2012). *Gobernanza y sostenibilidad de los sistemas de agua potable y saneamiento rurales en Colombia*. Washington, DC, USA: Interamerican Development Bank.
- Soldi, A., Aparicio-Meza, M. J., Guareschi, M., Donati, M., & Insfrán-Ortiz, A. (2019). Sustainability assessment of agricultural systems in Paraguay: A comparative study using FAO's SAFA framework. *Sustainability*, 11(13), 3745. DOI: 10.3390/su11133745
- Thelma, T., Requeno, S., & Kariuki, M. (2006). *Engaging local private operators in water supply and sanitation services, initial lessons from emerging experience in Cambodia, Colombia, Paraguay, the Philippines, and Uganda*. Recovered from <https://www.ircwash.org/sites/default/files/Triche-2006-Engaging.pdf>
- Troyano, F. (1999). *Los pequeños operadores en el sector de agua potable y saneamiento en Paraguay*. Washington, DC, USA: World Bank Group.

UNDP, United Nations Development Programme. (2009). *Country sector assessments: Volume 1. UNDP GoAL WaSH Programme Governance, Advocacy and Leadership for Water, Sanitation and Hygiene. Paraguay.* Recovered from [https://www.undp.org/content/dam/aplaws/publication/en/publications/environment-energy/www-ee-library/water-governance/undp-goal-wash-programme-country-sector-assessments/goal-wash-paraguay-country-sector-assessment-english/UNDP\\_GOAL%20WASH\\_Complete%20Brochure\\_Paraguay.pdf](https://www.undp.org/content/dam/aplaws/publication/en/publications/environment-energy/www-ee-library/water-governance/undp-goal-wash-programme-country-sector-assessments/goal-wash-paraguay-country-sector-assessment-english/UNDP_GOAL%20WASH_Complete%20Brochure_Paraguay.pdf)

UNEP, United Nations Environment Programme. (2016). *UNEP frontiers 2016 report: Emerging issues of environmental concern.* Recovered from [https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/7664/Frontiers\\_2016.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/7664/Frontiers_2016.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

UNECLAC, United Nations Economic Commission for Latin America and the Caribbean. (2020). *Measuring the impact of COVID-19 with a view to reactivation.* Recovered from [https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/45477/6/S2000285\\_en.pdf](https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/45477/6/S2000285_en.pdf)

UNICEF & Somalia WASH Cluster. (2019). *Somalia WASH cluster guidelines: Emergency water trucking (EWT).* Recovered from [https://www.humanitarianresponse.info/sites/www.humanitarianresponse.info/files/documents/files/emergency\\_watertrucking.pdf](https://www.humanitarianresponse.info/sites/www.humanitarianresponse.info/files/documents/files/emergency_watertrucking.pdf)

UN-Water. (2019a). *Climate change and water: UN-Water Policy Brief*.  
Recovered from  
[https://www.unwater.org/app/uploads/2019/10/UN\\_Water\\_Policy\\_Brief\\_ClimateChange\\_Water.pdf](https://www.unwater.org/app/uploads/2019/10/UN_Water_Policy_Brief_ClimateChange_Water.pdf)

UN-Water, United Nations Water. (2019b). *National systems to support drinking-water, sanitation and hygiene: Global status report 2019*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

Water and Sanitation Program. (2010). *Private operator models for community water supply*. Recovered from  
[https://www.wsp.org/sites/wsp.org/files/publications/Private\\_OperatorModelsforCommunity\\_WaterSupply.pdf](https://www.wsp.org/sites/wsp.org/files/publications/Private_OperatorModelsforCommunity_WaterSupply.pdf)

Weisskoff, R. (1992). The Paraguayan agro-export model of development. *World Development*, 20(10), 1531-1540. DOI: 10.1016/0305-750X(92)90072-4

Wells, G., Shea, B., O'Connell, D., Peterson, J., Welch, V., Losos, M., & Tugwell, P. (2019). *The Newcastle-Ottawa Scale (NOS) for assessing the quality of nonrandomised studies in metaanalyses*. Recovered from  
[http://www.ohri.ca/programs/clinical\\_epidemiology/oxford.asp](http://www.ohri.ca/programs/clinical_epidemiology/oxford.asp)

Wilner, L., Wells, E., Ritter, M., Casimir, J. M., Chui, K., & Lantagne, D. (2017). Sustained use in a relief-to-recovery household water chlorination program in Haiti: Comparing external evaluation findings with internal supervisor and community health worker monitoring data. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 7(1), 56-66. DOI: 10.2166/washdev.2017.035

- Wisner, B., & Adams, J. (2002). *Environmental health in emergencies and disasters: A practical guide*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.
- World Bank. (2002). *Social funds: Assessing effectiveness*. Recovered from <http://documents1.worldbank.org/curated/en/456231467989537699/pdf/multi0page.pdf>
- World Bank. (2013). *Maintaining the sustainability of rural water systems*. Washington, DC, USA: World Bank.
- WHO, World Health Organization. (2010). *What is a pandemic?* Recovered from [https://www.who.int/csr/disease/swineflu/frequently\\_asked\\_questions/pandemic/en/](https://www.who.int/csr/disease/swineflu/frequently_asked_questions/pandemic/en/)
- World Health Organization and United Nations Children's Fund. (2004). *Meeting the MDG drinking water and sanitation target: A mid-term assessment of progress*. Geneva, Switzerland: World Health Organization and United Nations Children's Fund.
- World Health Organization and United Nations Children's Fund. (2019). *WASH in health care facilities: Global baseline report 2019*. Recovered from <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/311620/9789241515504-eng.pdf?ua=1>
- Yeung, A. W. K. (2019). Comparison between Scopus, Web of Science, PubMed, and publishers for. *Current Science*, 116(11), 1909-1914. DOI: 10.18520/cs/v116/i11/1905-1909

DOI: 10.24850/j-tyca-14-06-10

Notas

## **Análisis hidráulico de la red presurizada de la sección 01 del Distrito de Riego 001 ante diferentes escenarios de operación**

### **Hydraulic analysis of the pressurized network of section 01 of the Irrigation District 001 at different operation scenarios**

Oswaldo Galván-Cano<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8761-2218>

Adolfo Antenor Exebio-García<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3280-0278>

Jorge Víctor Prado-Hernández<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6045-1661>

Enrique Palacios-Vélez<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1716-9377>

<sup>1</sup>Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México, México, [galvan.osvaldo@colpos.mx](mailto:galvan.osvaldo@colpos.mx)

<sup>2</sup>Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México, México, [exebio@colpos.mx](mailto:exebio@colpos.mx)

<sup>3</sup>Universidad Autónoma Chapingo, Texcoco de Mora, Estado de México, México, [vpradohdez@gmail.com](mailto:vpradohdez@gmail.com)



<sup>4</sup>Colegio de Postgraduados, Montecillo, Estado de México, México,  
epalacio@colpos.mx

Autor para correspondencia: Jorge Víctor Prado-Hernández,  
vpradohdez@gmail.com

## Resumen

La modernización del Distrito de Riego 001 inició en 2004, actualmente sigue en proceso de construcción y operando las secciones de riego completamente terminadas. El proyecto presenta cambios constructivos y de operación respecto al original, por lo que se planteó como objetivo analizar el comportamiento hidráulico de la red de distribución de la sección 01 en siete escenarios de operación, para identificar el más idóneo para el manejo del riego. La demanda de los 126 hidrantes de la sección de estudio se obtuvo por gasto modular, asignando aleatoriamente uno de los cultivos del patrón. Se consideraron el patrón de cultivos e intervalo de riego actuales, y una precipitación nula en todos los escenarios. Los tres primeros escenarios consideran una distribución por turnos, con diferencias en las necesidades de riego y en las láminas horarias de los emisores. El cuarto escenario consideró una distribución mixta por turnos y a la demanda. Estos cuatro escenarios consideraron un intervalo de riego de 48 horas, tiempo de riego de 3.2 horas por turno y fueron simulados en el programa EPANET. El quinto, sexto y séptimo escenario consideraron una distribución a la demanda, aplicando la primera fórmula generalizada de Clément, con una garantía de suministro de 90, 95 y 99

%, respectivamente, con un intervalo de riego diario, y se implementaron en MATLAB. Los resultados indicaron que la red no está capacitada para operar con un riego a la demanda y que, ante el patrón actual de cultivos, un riego por turnos estrictos es una mejor opción.

**Palabras clave:** redes de riego, riego por turnos, riego a la demanda, Distrito de Riego 001, escenario de riego, simulación hidráulica de redes.

## Abstract

The modernization of the 001 Irrigation District began in 2004, currently it is still under construction and only the completely finished irrigation sections are operating. The project presents constructive and operational changes compared to the original, so the objective this study was to analyze the hydraulic behavior of the distribution network of section 01 at seven operation scenarios to identify the one most suitable for irrigation management. The demand for the 126 hydrants in the study section was obtained by modular flow, randomly assigning each one of them one of the crops of the pattern. The current crop pattern and current irrigation interval and zero precipitation were considered in all scenarios. The first three scenarios consider a shift distribution, with differences in the irrigation needs and in the precipitation rates of the emitters. The fourth scenario considered a mixed distribution by shifts and demand. These four scenarios considered an irrigation interval of 48 hours, irrigation time of 3.2 hours per shift and were simulated in the EPANET program. The fifth, sixth and seventh scenarios considered a distribution on demand, applying the first generalized formula of Clément with a guarantee of

supply of 90, 95 and 99 %, respectively, with a daily irrigation interval, and were implemented in MATLAB. The results indicated that the network is not capable of operating with demand irrigation and that, with the current pattern of crops, a strict shift irrigation is a better option.

**Keywords:** Irrigation networks, shift irrigation, on-demand irrigation, Irrigation District 001, irrigation scenario, networks hydraulic simulation.

Recibido: 01/10/2021

Aceptado: 18/04/2022

Publicado online: 07/07/2022

## Introducción

El agua es empleada de diversas formas en todas las actividades humanas, ya sea para subsistir, o producir e intercambiar bienes y servicios (Conagua, 2018). Es importante destacar que el sector agrícola es el que más agua consume en México, aproximadamente el 76 % del total utilizado a nivel nacional (Conagua, 2018), con altas pérdidas en la conducción y distribución (30 %), y en la aplicación a nivel parcela (Altamirano *et al.*, 2019). Una fuerte competencia por el agua entre los diferentes usos y su utilización ineficiente provoca un balance hídrico negativo en México (Martínez, 2020). Para hacer un uso más eficiente del agua de riego en México se deben establecer acciones estratégicas, como

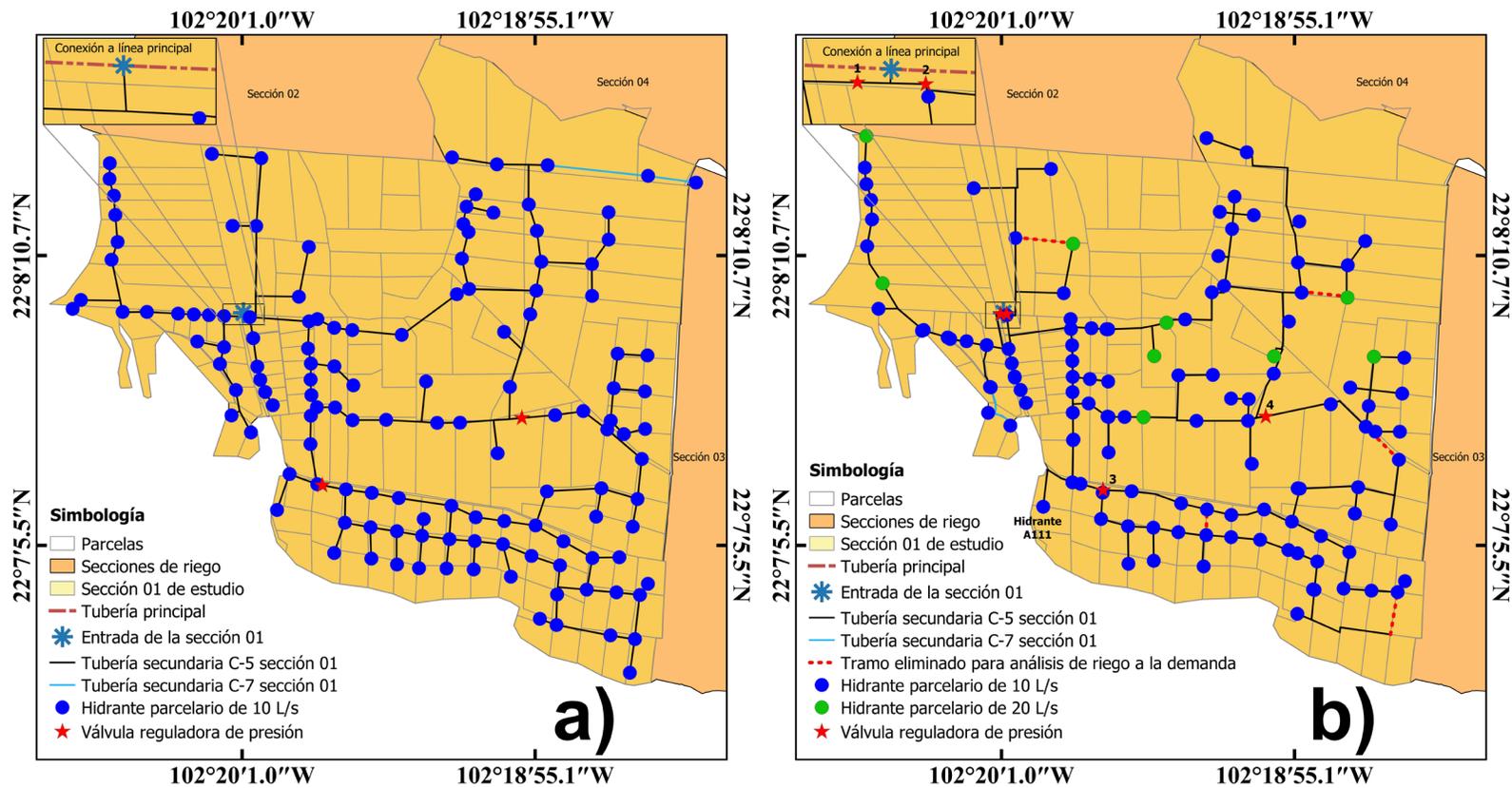
tecnificación del riego, modernización de las redes de conducción y distribución, medición de la entrega del servicio de riego, y formulación de planes de riego congruentes con la disponibilidad de agua (Conagua, 2017). Se requiere un replanteamiento del patrón de cultivos, pues se ha encontrado que los cultivos con baja productividad ponen en riesgo la disponibilidad de los acuíferos, como en el acuífero Calera (Flores, Cristóbal, Pascual, De-León, & Prado, 2019). Al diseñar un sistema de riego, el desafío más importante es el cálculo de los caudales que circulan en la red, que dependen de condiciones climáticas, patrón de cultivos y comportamiento de los agricultores (Daccache & Lamaddalena, 2010). Íñiguez, De-León, Prado y Rendón (2007) encontraron que el método de entrega a la demanda, con el método probabilístico de Clément, podría ser el más apropiado para rediseñar el sistema de conducción principal del Distrito de Riego (DR) La Begoña, Guanajuato, para garantizar riegos flexibles a un patrón de cultivos diferente al proyectado originalmente. Es importante contemplar la posibilidad de un cambio en el clima de la zona agrícola para garantizar riegos adecuados en años futuros (Granados, Martín, García, & Iglesias, 2015).

El proyecto de modernización del DR inició en 2004, planteado con un sistema de conducción y distribución entubado, alimentado por la presa Plutarco Elías Calles. El sistema de riego fue proyectado como un sistema mixto entre una distribución por turnos y a demanda controlada, para regar por goteo a nivel parcelario. Existen varios problemas que afectan el funcionamiento y rendimiento de la red presurizada. Hay usuarios que riegan por aspersión, técnica de aplicación del agua que requiere mayor presión y agua para operar, que la proyectada

originalmente. Hay usuarios que no respetan el turno de riego asignado y riegan a demanda libre, ocasionando en ciertos puntos de entrega presiones inferiores a las requeridas para que los emisores operen de forma correcta. Otro problema importante es que hay usuarios que riegan por tiempos prolongados para no regar diario, pero el sistema de riego está dimensionado para hacer riegos continuos (diarios). Además, hay algunos usuarios que tienen asignados turnos de riego nocturnos, pero prefieren regar en horarios diurnos. Otro aspecto importante a considerar es que el patrón de cultivos propuesto en el diseño original difiere del patrón de cultivos actualmente establecido dentro del DR. Si bien el proyecto original se concibió con una entrega del agua con cierto grado de flexibilidad, los problemas arriba expuestos y las modificaciones constructivas y del clima respecto del proyecto original podrían generar problemas de abastecimiento en algunas parcelas una vez que la infraestructura quede terminada en su totalidad y se inicie la operación de todo el distrito (Pérez, Smout, Rodríguez, & Carrillo, 2010; Planells, Tarjuelo, Ortega, & Casanova, 2001), pues actualmente están operando pocas secciones y la sección 01 es la más completa. En consecuencia, el objetivo de este trabajo fue analizar el comportamiento hidráulico de la red de conducción principal y la red de distribución de la sección 01 en diferentes escenarios de operación, e identificar la mejor alternativa de entrega del agua. Se consideraron las características actuales del patrón de cultivos, clima y operación. Los escenarios de operación por turno se implementaron en el programa EPANET (EPA, 2020), y los de demanda libre, basados en la primera fórmula generalizada de Clément (1966), se ejecutaron en MATLAB (The Math Works, Inc., 2019).

## Materiales y métodos

El DR 001 Pabellón de Arteaga se ubica en los municipios de Pabellón de Arteaga, Rincón de Romos y Tepezalá, y es abastecido por la presa Presidente Plutarco Elías Calles. Se analizó el comportamiento hidráulico de la sección 01 de las 19 secciones que componen el DR 001, por ser la de mayor avance constructivo y porque es totalmente abastecida por la presa Calles, a diferencia de otras secciones, donde algunos hidrantes tienen adecuaciones para recibir el agua de pozos profundos. Galván y Exebio (2020) reportan que la red de conducción de la sección es cerrada, compuesta de 253 tramos (97 % de la longitud) de tubo clase 5 y ocho tramos (3 % de la longitud) de tubo clase 7; actualmente opera con 126 hidrantes de caudales nominales de 10 y 20 l s<sup>-1</sup> y cuatro válvulas reguladoras de presión (VRP) calibradas a diferentes presiones de operación para regar 317.25 ha (Figura 1b).



**Figura 1.** Topología de la sección 01: (a) red original; (b) red instalada.

La red de conducción de la sección 01 tuvo cambios respecto del proyecto inicial (Figuras 1a y 1b), y destacan: reducción de hidrantes de 132 a 126, aumento de las VRP de dos a cuatro y reducción de la superficie de dominio de 353.33 a 317.25 ha. Actualmente el número de hidrantes y superficie de riego está en constante cambio por la venta de los derechos del agua, que aprueba la Asociación Civil de Usuarios (ACU) del DR. La venta de derechos puede realizarse dentro de la misma sección en sitios muy distantes, incluso de una sección a otra, afectando la capacidad de suministro en algunos puntos de la red hidráulica.

## Estimación de las necesidades de riego bruto

Las necesidades de riego brutas ( $NR_B$ ) (mm) se calcularon para compensar el déficit entre la evapotranspiración de cultivo ( $ET_C$ ) (mm) y la precipitación efectiva ( $P_{ef}$ ) (mm) durante el crecimiento del cultivo (FAO, 2021). La  $P_{ef}$  fue omitida debido a que la precipitación del sitio es errática (INIFAP, 2019). Las  $NR_B$  se obtuvieron a partir de las necesidades de riego netas ( $NR_N$ ) (mm), el coeficiente de uniformidad ( $CU$ ) de los emisores, las necesidades del lavado de suelos ( $F_{LS}$ ) y la eficiencia de aplicación ( $EA$ ) (Ecuación (1)) (Tijerina, 1999):

$$NR_B = \frac{NR_N}{EA} = \frac{NR_N}{CU(1-F_{LS})} \quad (1)$$

Se consideró un  $CU$  del 90 %,  $EA$  de 95 % para la micro irrigación y 85 % para aspersión (De-León & Robles, 2007). La  $F_{LS}$  (adimensional) se determinó con las ecuaciones propuestas en el boletín FAO 24 para riego de baja frecuencia (aspersión) y alta frecuencia (microaspersión y goteo) (Doorenbos & Pruitt, 1977). Los valores de máxima conductividad eléctrica en el extracto de saturación del suelo ( $CE_{es, max}$ ) ( $dS\ m^{-1}$ ) se tomaron del boletín de FAO 29 (Ayers & Westcot, 1976). La conductividad eléctrica en el agua ( $CE_w$ ) ( $dS\ m^{-1}$ ) de la presa Calles es  $0.1368\ dS\ m^{-1}$ . Las  $NR_N$  se calcularon con un balance de agua en el suelo (De-León &

Robles, 2007), considerando la evapotranspiración del cultivo ajustada ( $ET_{C Aj}$ ), despreciando  $P_{ef}$  y las aportaciones por el manto freático.

La  $ET_{C Aj}$  resultó de ajustar la  $ET_C$  por los factores de localización ( $F_L$ ), clima ( $F_C$ ) y advección ( $F_A$ ) (Ecuación (2)) (Pizarro, 1996):

$$ET_{C Aj} = (F_L)(F_C)(F_A)(ET_C) \quad (2)$$

La  $ET_C$  se calculó con los coeficientes de cultivo ( $k_c$ ) y la evapotranspiración de referencia ( $ET_O$ ) (mm). Los  $K_c$  se tomaron del manual de FAO 56 y la  $ET_O$  se calculó con la ecuación de Penman-Monteith (Allen, Pereira, Raes, & Smith, 2006). La información climática promedio diaria para el cálculo de  $ET_O$  se obtuvo de la estación automática CEPAB (INIFAP, 2019) del periodo de mayo de 2003 a marzo de 2019. El cálculo de las necesidades de riego se hizo con base en las fechas de inicio-fin y duración de los ciclos para cada cultivo establecidos y considerando que el ciclo agrícola inicia 01 de octubre, según información recabada con la ACU.

## Caudal unitario por cultivo

En la sección 01 se calculó un caudal por unidad de superficie (unitario) ( $q_u$ ) por cultivo, en función del marco de instalación y caudales de los emisores que la mayoría de los usuarios emplea en el DR 001, según

información proporcionada por el personal de operación de la ACU. En las secciones 02 a 19 se obtuvo un valor único (valor promedio).

## Superficie actual de riego

La superficie de riego total actual en el DR es de 5 460 ha. Esta cantidad resultó de la suma de la superficie de dominio reportada por la ACU en las secciones que ya están operando, y de la superficie proyectada inicialmente en las secciones que están en proceso de construcción y por construirse. Las superficies de las secciones 01, 02, 03, 04, 05, 06, 07, 08, 09, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18 y 19 son las siguientes: 317.25, 78.63, 353.82, 235.05, 115.51, 91.73, 166.85, 316.71, 387.08, 144.66, 144.61, 478.63, 215.68, 132.38, 716.45, 574.90, 129.96, 456.05 y 404.06 ha, respectivamente.

## Patrón de cultivos para la sección 01

Se hizo una proyección de la superficie de siembra por cultivo para el ciclo agrícola en todo el DR, de tal manera que la superficie de siembra total no superara por mes las 5 460 ha del DR, y que el volumen demandado resultara igual o menor que el volumen concesionado por la Comisión Nacional del Agua (Conagua) para el ciclo agrícola, cuyo valor es 32.5 hm<sup>3</sup>. La superficie considerada por cada cultivo en la sección 01 resultó de multiplicar la superficie de siembra del cultivo en el DR por el

porcentaje de la superficie de la sección 01 con respecto a la superficie total a regar en el DR (5.81 %).

## Tiempos de riego

El tiempo de riego ( $T_R$ ) (h) requerido para cada uno de los cultivos, se calculó con la lámina horaria ( $L_H$ ) ( $\text{mm h}^{-1}$ ) aplicada por los emisores (goteros, micro aspersores y aspersores) y la  $NR_B$  de cada cultivo para aplicar el riego en intervalos de 48 h.

## Escenarios de operación

Para el planteamiento de los escenarios de operación se tomó como referencia la operación actual, que consiste en regar en intervalos de riego de dos días (48 horas) organizados en 15 turnos de posición del riego de 3.2 horas cada uno (Tabla 1), y considerando que la línea principal del sistema de riego está completamente terminada y regando el 100 % de la superficie del DR. Las superficies por cultivo fueron asignadas de manera aleatoria en la sección 01 para obtener las demandas de riego por hidrante y por turno. Las demandas de riego de las secciones 02 a 19 en los 15 turnos de riego se calcularon con el caudal unitario y con una quinceava parte de la superficie de riego correspondiente a cada sección.

**Tabla 1.** Horarios de los turnos de operación de riego en el DR 001.

| Turno | Horario     |
|-------|-------------|
| 1     | 00:00-03:12 |
| 2     | 03:12-06:24 |
| 3     | 06:24-09:36 |
| 4     | 09:36-12:48 |
| 5     | 12:48-16:00 |
| 6     | 16:00-19:12 |
| 7     | 19:12-22:24 |
| 8     | 22:24-01:36 |
| 9     | 01:36-04:48 |
| 10    | 04:48-08:00 |
| 11    | 08:00-11:12 |
| 12    | 11:12-14:24 |
| 13    | 14:24-17:36 |
| 14    | 17:36-20:48 |
| 15    | 20:48-24:00 |

Los hidrantes riegan la superficie de dominio (0.83 a 1.67 ha) en 1 a 4 bloques y solo pueden regar un bloque a la vez por turno, tal como se hace actualmente y como se proyectó originalmente.

Se propusieron siete escenarios de operación para la sección 01 con base en los cambios que ha tenido el proyecto original de modernización, principalmente en operación de la red presurizada, patrón de cultivos y la

venta de derechos de agua. Los primeros tres escenarios consideraron una entrega por turnos de riego, el cuarto una entrega híbrida por turno de riego y demanda libre, y los últimos tres contemplaron riego a demanda libre. El primer escenario suministra las necesidades de riego del mes crítico del ciclo agrícola proyectado, considerando los emisores instalados actualmente, los cuales emiten un caudal superior al proyectado originalmente, con un intervalo de riego 48 h, distribuido en los 15 turnos de operación (Tabla 1); considera la premisa de que el usuario respeta el turno de riego asignado en el proyecto original. El segundo escenario toma en cuenta las mismas necesidades de riego y mismo número de turnos e intervalo de riego que el primero, pero ajustando la lámina horaria de riego que aplican los emisores actuales para garantizar 3.2 h por turno de riego debido a un decremento del caudal emitido por emisor; el objetivo es usar láminas de riego horarias similares a las del proyecto original, pues actualmente sus valores son diversos y mayores que los proyectados. El tercer escenario considera el suministro de las necesidades de riego máximas que presentaría cada cultivo del ciclo agrícola proyectado, ajustando la lámina horaria de los emisores, como en el segundo escenario, para garantizar 3.2 h por turno de riego en los 15 turnos; el objetivo es contemplar un posible incremento de las necesidades de riego debido a un cambio de fecha en las siembras y en el régimen climático. En el cuarto escenario, las necesidades de riego se estiman como en el escenario uno y considera una entrega híbrida, que es la más apegada a la operación actual, la cual se aplica en ciertos puntos de la red; se consideraron 86 hidrantes, con una entrega de riego por turnos y 40 hidrantes a demanda libre distribuidos aleatoriamente en los

turnos de horarios diurnos, respetando en los 126 hidrantes un tiempo de riego de 3.2 h por turno, y un intervalo de riego de 48 h. El quinto, sexto y séptimo escenarios consideraron el suministro de las necesidades de riego del mes crítico del ciclo agrícola proyectado, con la apertura de hidrantes a una distribución a demanda libre con probabilidad de suministro de 90, 95 y 99 %, respectivamente. En los tres escenarios se consideró un intervalo de riego diario y un tiempo de riego de 12 h. Se plantearon estos escenarios, ya que el proyecto original generó en los usuarios del DR la idea de que el riego sería a la demanda.

## Modelación de los escenarios de operación

La simulación hidráulica de los escenarios de operación del primero al cuarto se hizo con el *software* EPANET (Rossman *et al.*, 2020; EPA, 2020). Aunque dicho *software* fue creado para redes de agua potable, se puede emplear para analizar redes de riego, pues el principio hidráulico es el mismo en ambos casos (Pérez-Sánchez, Sánchez, Ramos, & López, 2016). Con los turnos de operación, las superficies de riego y los caudales unitarios se generaron las curvas de demanda en los nodos representativos de las entradas de las secciones 02 a 19 y de los hidrantes de la sección 01. Los caudales a circular para cada tramo de la red para el quinto, sexto y séptimo escenarios se determinaron con la ecuación propuesta por Clément (1966) para hidrantes heterogéneos con distintas descargas y probabilidades de funcionamiento en un instante dado; dichas simulaciones se implementaron con el programa MATLAB® (The

Math Works, Inc., 2019). Las pérdidas por fricción se calcularon con la ecuación de resistencia de Hazen-Williams.

## Consideraciones en el análisis hidráulico

La carga hidráulica para todos los escenarios fue de  $3.02 \text{ kg cm}^{-2}$ , resultado de la diferencia entre la elevación de la obra de toma (1 963.00 msnm) y el nivel de agua mínimo extraordinario (1 993.25 msnm) de la presa Calles, valor mínimo de operación del sistema de riego. Se consideró la presión de operación actual de las VRP ( $2.80 \text{ kg cm}^{-2}$ ) en el tramo muerto de la línea principal y  $0.25 \text{ kg cm}^{-2}$  de pérdida de energía en la plataforma de filtrado, según valores proporcionados por la ACU. El DR está dividido en 19 secciones de riego, cada una de ellas se conecta a la línea de conducción principal en un solo punto para de ahí ramificarse en líneas de conducción de menor jerarquía. Las secciones 02 a 19 simbólicamente fueron representadas como un nodo de entrega en la red principal, con un caudal asignado para cubrir las necesidades de los cultivos en cada turno de riego, a fin de simular el funcionamiento completo de la red principal. En la sección 01 se consideraron los valores a los que están calibradas la VRP1, VRP2, VRP3 y VRP4, los cuales son 3.5, 4.5, 3.5 y  $3.8 \text{ kg cm}^{-2}$ , respectivamente (Figura 1b), según información proporcionada por la ACU. En el quinto, sexto y séptimo escenarios, la red de la sección se consideró abierta, suprimiendo cuatro tramos de la red (Figura 1b), dado que la fórmula de Clément solo aplica

en redes abiertas, y se contempló una presión común y constante a la entrada de la sección 01 en las 12 h de riego. La presión mínima de operación para los hidrantes fue de  $2.5 \text{ kg cm}^{-2}$ , para garantizar la pérdida de energía generada por los componentes del hidrante ( $1.3 \text{ kg cm}^{-2}$ ), las pérdidas por la conducción por cada bloque ( $0.2 \text{ kg cm}^{-2}$ ) y la presión de operación del emisor ( $1.0 \text{ kg cm}^{-2}$ ). Se consideraron aceptables valores de velocidad de flujo en un rango de  $0.5$  a  $2.5 \text{ m s}^{-1}$ , según lo sugerido por la norma mexicana NMX-O-177-SCFI-2011, que establece los lineamientos generales para proyectos de sistemas de riego (DOF, 2011). De esta manera se evitan diámetros grandes y un encarecimiento de la tubería.

## Resultados

El mes con mayor demanda (mes crítico) del ciclo agrícola proyectado fue mayo, con  $6\,274.8 \text{ dam}^3$ . La identificación del mes crítico permitió encontrar las demandas de riego de los escenarios uno, dos y cuatro, y cinco a siete, correspondientes al par de días (26 y 27) de máxima demanda de ese mes y al día (27) de máxima demanda en dicho mes, respectivamente.

## Tiempo de riego por cultivo

El  $T_R$  resultó inferior que el tiempo por turno establecido por la ACU (3.2 h) en el primer y cuarto escenarios de operación, con excepción del cultivo de la vid, en el que se emplean goteros con una lámina horaria más baja (Tabla 2). En el segundo escenario se obliga a que el  $T_R$  sea igual al tiempo por turno; los  $q_u$  demandados por cada cultivo disminuyeron entre 17 y 83 % con respecto al primer y cuarto escenarios; esto se traduce en menores caudales de conducción y menores pérdidas de energía por fricción en los tramos de la red de la sección 01, disminuyendo el riesgo de no suministrar las presiones requeridas en los hidrantes.

**Tabla 2.** Características de riego en la sección 01 del primer al cuarto escenarios de operación.

| Cultivo          | Primer, segundo y cuarto escenarios  |                                      |                                       | Tercer escenario                         |                                       | T <sub>R</sub> (h)        |                            |
|------------------|--------------------------------------|--------------------------------------|---------------------------------------|--|---------------------------------------|---------------------------|----------------------------|
|                  | <sup>1</sup> NR <sub>B</sub> 26 (mm) | <sup>2</sup> NR <sub>B</sub> 27 (mm) | <sup>3</sup> NR <sub>B</sub> 48h (mm) | <sup>4</sup> NR <sub>B</sub> máximo (mm) | <sup>5</sup> NR <sub>B</sub> 48h (mm) | Primer y cuarto escenario | Segundo y tercer escenario |
| Alfalfa          | 5.23                                 | 5.29                                 | 10.52                                 | 5.65                                     | 11.30                                 | 2.44                      | 3.20                       |
| Arándano         | 4.10                                 | 4.13                                 | 8.23                                  | 4.27                                     | 8.54                                  | 2.67                      | 3.20                       |
| Espárrago        | 2.87                                 | 2.89                                 | 5.76                                  | 4.42                                     | 8.84                                  | 1.27                      | 3.20                       |
| Fresa            | 2.31                                 | 2.30                                 | 4.61                                  | 4.20                                     | 8.40                                  | 0.54                      | 3.20                       |
| Nogal            | 1.73                                 | 1.69                                 | 3.42                                  | 4.36                                     | 8.72                                  | 0.95                      | 3.20                       |
| Vid              | 2.22                                 | 2.21                                 | 4.43                                  | 3.58                                     | 7.16                                  | 3.32                      | 3.20                       |
| Calabacita       | 3.39                                 | 3.43                                 | 6.82                                  | 4.11                                     | 8.22                                  | 2.41                      | 3.20                       |
| Cebolla          | 4.82                                 | 4.86                                 | 9.68                                  | 5.08                                     | 10.16                                 | 1.71                      | 3.20                       |
| Chile            | 4.82                                 | 4.87                                 | 9.69                                  | 5.33                                     | 10.66                                 | 1.71                      | 3.20                       |
| Maíz (forrajero) | 3.03                                 | 3.02                                 | 6.05                                  | 4.84                                     | 9.68                                  | 1.34                      | 3.20                       |
| Maíz (grano)     | 3.03                                 | 3.02                                 | 6.05                                  | 4.84                                     | 9.68                                  | 1.34                      | 3.20                       |
| Pepino           | 3.72                                 | 3.77                                 | 7.49                                  | 4.12                                     | 8.24                                  | 2.64                      | 3.20                       |

<sup>1</sup>NR<sub>B</sub> 26 = necesidad de riego bruta del día 26, correspondiente al mes crítico (mayo).

<sup>2</sup>NR<sub>B</sub> 27 = necesidad de riego bruta del día 27, correspondiente al mes crítico (mayo).

<sup>3</sup>NR<sub>B</sub> 48h = necesidad de riego bruta máxima acumulada de dos días (26 y 27) del mes de máxima demanda (mayo), a ser aplicado en 48 h.

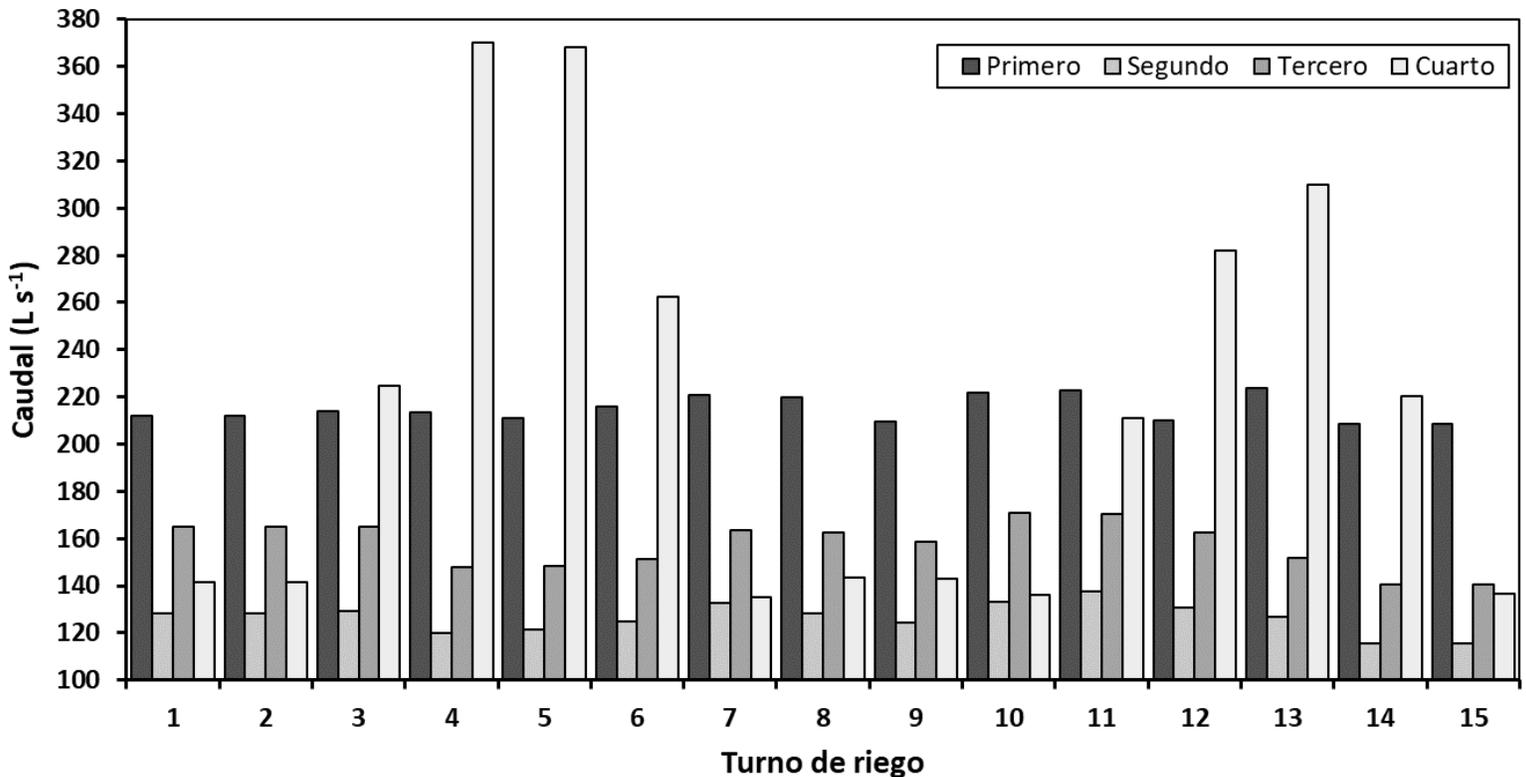
<sup>4</sup>NR<sub>B</sub> máximo = necesidad de riego bruta máxima diaria del ciclo del cultivo.

<sup>5</sup>NR<sub>B</sub> 48 h = dos veces la necesidad de riego bruta máxima diaria del ciclo del cultivo, a ser aplicada en 48 h.

En el tercer escenario resultaron  $q_u$  notablemente inferiores que en el primer y cuarto escenarios, y superiores que en el escenario dos, debido a que las necesidades de riego brutas máximas diarias ( $NR_{B \text{ máximo}}$ ) proyectadas a 48 h ( $NR_{B \text{ 48h}}$ ) fueron superiores que las máximas acumuladas en 48 h del mes de máxima demanda; las mayores diferencias se observaron en el espárrago, fresa, nogal, vid, maíz (forrajero y grano), en un rango de 54 a 155 %.

## Comportamiento hidráulico de la distribución por turnos

En el primer escenario de operación, los caudales entregados a la entrada de la sección 01 fueron muy diversos (Figura 2). Los turnos de riego 1 al 5 no presentaron grandes fluctuaciones, pero a partir del seis se presentaron varios valores mínimos y máximos relativos. Esta respuesta hidráulica del escenario uno se debe, en gran medida, a que los emisores usados actualmente en el DR son de un caudal mayor a los considerados en el proyecto original; en consecuencia, aplican la demanda de riego en menor tiempo a costa de caudales mayores en la conducción, los cuales no fueron contemplados en las tuberías instaladas actualmente.



**Figura 2.** Comportamiento de los caudales en la entrada de la sección 01 del primer al cuarto escenarios de operación.

En el segundo escenario de operación los caudales a la entrada de la sección 01 también tuvieron fluctuaciones como en el primer escenario, pero con menos picos de mínimos y máximos (Figura 2). El ajuste de los caudales de los emisores disminuyó los caudales entregados a la entrada de la red de la sección 01 hasta en un 45 % en promedio con respecto al primer escenario de operación, por lo que era de esperar un mejor comportamiento en el escenario dos que el escenario uno, con menores

velocidades y pérdidas de energía por fricción en los tramos de conducción (Tabla 3).

**Tabla 3.** Comportamiento hidráulico de la sección 01 en los escenarios de operación por turnos.

| Variable comparativa  | Escenario |        |        |        |
|---|-----------|--------|--------|--------|
|   | 1         | 2      | 3      | 4      |
| Hidrantés con presión $\geq 2.5$ (kg cm <sup>-2</sup> )               | 99        | 123    | 122    | 58     |
| Hidrantés con presión $\geq 1.5$ y $< 2.5$ (kg cm <sup>-2</sup> )     | 18        | 3      | 4      | 18     |
| Hidrantés con presión $< 1.5$ y $\geq 0$ (kg cm <sup>-2</sup> )       | 8         | 0      | 0      | 33     |
| Hidrantés con presión $< 0$ (kg cm <sup>-2</sup> )                    | 1         | 0      | 0      | 17     |
| Caudal máximo a la entrada de la sección (l s <sup>-1</sup> )         | 223.73    | 137.59 | 170.70 | 370.36 |
| Caudal mínimo a la entrada de la sección (l s <sup>-1</sup> )         | 208.36    | 115.46 | 140.64 | 135.10 |
| Fluctuación de caudal a la entrada de la sección (l s <sup>-1</sup> ) | 15.37     | 22.13  | 30.06  | 235.26 |
| Presión mínima a la entrada de la sección (kg cm <sup>-2</sup> )      | 5.17      | 5.19   | 5.20   | 5.19   |
| Presión máxima a la entrada de la sección (kg cm <sup>-2</sup> )      | 5.14      | 5.17   | 5.13   | 5.09   |
| Velocidad máxima (m s <sup>-1</sup> )                                 | 2.89      | 1.64   | 1.76   | 4.15   |
| Pérdida de energía máxima (kg cm <sup>-2</sup> )                      | 2.22      | 0.69   | 0.77   | 2.22   |

En el tercer escenario de operación los caudales siguieron una tendencia similar que en el segundo escenario (Figura 2). Similarmente que en el segundo escenario, en este escenario el caudal del emisor influyó positivamente, aunque los cultivos demandaron más agua y

aumentaron los caudales en los tramos de la red; solo cinco hidrantes no recibieron la presión de operación mínima (Tabla 3).

En el cuarto escenario los caudales y presiones a la entrada de la sección 01 fueron variados, con un comportamiento distinto a los escenarios 1 a 3 (Figura 2) debido a que actualmente los usuarios riegan sin previo aviso, situación que desfavorece el desempeño de la red hidráulica. Es destacable el incremento del número de hidrantes que no reciben la presión mínima de operación con respecto al primer escenario, lo cual evidencia que no respetar el turno de riego asignado tiene un impacto desfavorable en el funcionamiento de la red (Tabla 3).

La Tabla 3 muestra un resumen de la respuesta hidráulica de la red de la sección 01 a los escenarios de operación 1 a 4. Destaca la importancia de respetar el turno de riego asignado y el ajuste del caudal de los emisores, donde el escenario dos resultó el más favorable y el escenario cuatro el menos favorable.

## Comportamiento hidráulico de la distribución a la demanda

En los escenarios cinco, seis y siete los caudales se mantuvieron constantes a la entrada de la sección 01 durante el riego (Tabla 4), incrementando de un 40 a 100 % respecto a los escenarios de operación 1 a 3. No se observaron diferencias apreciables de los comportamientos de los escenarios cinco y seis en relación con los de los turnos diurnos del escenario cuatro. La presión del agua fue de 5 kg cm<sup>-2</sup> en el punto de

conexión de la red de la sección 01 con la línea principal durante las 12 h.

**Tabla 4.** Comportamiento hidráulico de la sección 01 en los escenarios de operación a demanda libre (garantías de suministro).

| Características hidráulicas  | Escenario 5<br>( $p = 90 \%$ ) | Escenario 6<br>( $p = 95 \%$ ) | Escenario 7<br>( $p = 99 \%$ ) |
|--|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| Hidrantes con presión $\geq 2.5$ ( $\text{kg cm}^{-2}$ )           | 31                             | 27                             | 23                             |
| Hidrantes con presión $\geq 1.5$ y $< 2.5$ ( $\text{kg cm}^{-2}$ ) | 22                             | 20                             | 19                             |
| Hidrantes con presión $< 1.5$ y $\geq 0$ ( $\text{kg cm}^{-2}$ )   | 28                             | 25                             | 13                             |
| Hidrantes con presión $< 0$ ( $\text{kg cm}^{-2}$ )                | 45                             | 54                             | 71                             |
| Caudal en la entrada de la sección ( $\text{l s}^{-1}$ )           | 355.48                         | 371.94                         | 402.82                         |
| Velocidad máxima ( $\text{m s}^{-1}$ )                             | 4.08                           | 4.37                           | 4.92                           |
| Velocidad mínima ( $\text{m s}^{-1}$ )                             | 0.26                           | 0.30                           | 0.38                           |
| Pérdida por fricción máxima (m)                                    | 16.97                          | 19.28                          | 26.75                          |

Los incrementos en los caudales produjeron mayores pérdidas de energía en la conducción, reduciendo de modo sustancial el número de hidrantes con la presión de operación requerida. Estos resultados contrastan mucho con los obtenidos en los escenarios de operación por turnos de riego. Incluso el escenario cinco, el de menor probabilidad de suministro (90 %), superó de forma importante al escenario cuatro (operación es híbrida) en el número de hidrantes con presiones negativas. En efecto, Fouial, Lamaddalena y Rodríguez (2020) encontraron que cuando la simultaneidad de la apertura de hidrantes es alta (62 %) hay

déficit de presión en algunos hidrantes y una reducción del volumen entregado hasta de 19.0 % en el día de máxima demanda. Del quinto a séptimo escenario se presentaron velocidades que superan la velocidad del agua máxima permisible ( $2.5 \text{ m s}^{-1}$ ), las cuales podrían favorecer la ruptura de la tubería por la posible presencia del golpe de ariete, pues su presión máxima permisible es  $5.0 \text{ kg cm}^{-2}$ .

## Discusión

De los siete escenarios que se simularon con el patrón de cultivos actual, el segundo escenario fue el más favorable en el funcionamiento hidráulico de la red de la sección 01. El tercer escenario fue el siguiente con mejores resultados. Los escenarios a demanda libre presentaron más dificultades que los escenarios por turnos de riego, ya que son pocos los hidrantes que satisfacen las presiones de operación. Para operar de manera mixta (turno y libre) o a demanda libre se requieren presiones mayores que  $5.0 \text{ kg cm}^{-2}$  en la entrada de la sección 01. Este requerimiento demandaría liberar presión en las VRP del tramo muerto de la conducción principal y de la sección 01 mediante un ajuste de sus valores actuales de calibración. Sin embargo, ello implicaría sustituir algunos tramos de la tubería existente por otra tubería con capacidad de trabajo a presiones mayores, pues los transitorios ocasionados por la apertura y cierre aleatorio de hidrantes podría generar presiones excesivas en algunos tramos e hidrantes (Derardja, Lamaddalena, & Fratino, 2019).

Para la implementación de la alternativa de transferencia de derechos de agua es recomendable realizar un análisis del comportamiento hidráulico de la red antes de aprobar el cambio, ya que su respuesta depende de varios aspectos, además de los aquí abordados, tales como la gestión del agua y rehabilitación (Fouial & Rodríguez, 2021). Se deben contemplar las sobrepresiones que generan las aperturas y cierres aleatorios de hidrantes porque pueden generar daños a la infraestructura e interrumpir el servicio de riego (Derardja *et al.*, 2019). En este estudio se observó que la transferencia generó un aumento en las velocidades de conducción y en las pérdidas de energía por fricción. Los cambios imprevistos señalados y la modificación del patrón de cultivos pueden generar una baja uniformidad de la aplicación del riego (Khadra, Lamaddalena, & Inoubli, 2013). Para regar con mayor flexibilidad o a demanda libre en la sección 01, sin afectaciones por la transferencia de derechos de agua, se deberían sustituir los diámetros de las tuberías, lo cual resultaría costoso (Lapo, Pérez, Aliod, & Martínez, 2020; Calejo, Lamaddalena, Teixeira, & Pereira, 2008) y poco operativo, porque su implementación interrumpiría los riegos. La mejor alternativa sería optar por un arreglo óptimo por turnos con emisores que permitan que todos los hidrantes reciban la presión mínima requerida (Lapo *et al.*, 2020).

Queda pendiente analizar el funcionamiento hidráulico conjunto de la red de conducción principal y las redes de conducción de las secciones del sistema de riego del DR 001, incluyendo un análisis de costos, pues en riego a la demanda se ha observado que a pesar de que hay mayor variabilidad de caudales en los tramos terminales de una red que en la tubería principal, resulta más costoso el cambio de diámetros en esta

última (Alduán & Monserrat, 2009). En este estudio y en otros más (Monserrat, Poch, Colomer, & Mora, 2004; Íñiguez *et al.*, 2007) se observó que el método de Clément podría ser una buena alternativa para el diseño de sistemas de riego, pues representa de forma adecuada el comportamiento estadístico de los usuarios riego, salvo en 1 o 2 meses del año, donde puede ser mejor representado por otro tipo de distribución probabilística (Pérez-Sánchez, Carrero, Sánchez-Romero, & López-Jiménez, 2018), proporcionando diferentes grados de flexibilidad en el servicio de riego; sin embargo, esta alternativa requiere sistemas con mayor capacidad de conducción y una inversión inicial alta; no obstante, a largo plazo, los costos de operación se pueden reducir de forma significativa (Espinosa, Flores, Ascencio, & Carrillo, 2016).

## Conclusiones

La red actual de la sección 01 hidráulicamente no tiene capacidad para operar con riego a demanda libre o mixta (turno y libre) porque los hidrantes no recibirían el servicio del riego debido a que se incrementan los caudales y las pérdidas de energía en los tramos de la red. Una operación a demanda libre requeriría una modificación de las presiones de calibración de las válvulas reguladoras de presión del tramo muerto de la conducción principal y de la sección 01, conexión de tramos en circuitos cerrados, y la sustitución de tubos con mayor presión de trabajo en varios tramos, por lo que una demanda por turnos estricta es la mejor alternativa. Las condiciones de riego actuales, representadas por el

primer escenario de operación por turnos, son desfavorables, pues 21.4 % de los hidrantes de la sección de estudio no recibirían la presión de operación requerida. La operación por turnos de riego más favorable implicaría disminuir los caudales de los emisores actualmente usados y que la duración de los riegos sea igual que la duración de los turnos de riego actualmente establecida por la ACU (escenarios 2 y 3), logrando con ello disminuir a menos de 3.2 % los hidrantes sin la presión de operación requerida.

## Referencias

- Alduán, A., & Monserrat, J. (2009). Estudio comparativo entre la organización a la demanda o por turnos en redes de riego a presión. *Ingeniería del Agua*, 16(3), 235-242. DOI: 10.4995/ia.2009.2951
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (2006). *Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos* (Boletín 56). Roma, Italia: Estudio FAO Riego y Drenaje.
- Altamirano, A. A., Valdez, T. J. B., Valdez, L. C., León, B. J. I., Betancourt, L. M., & Osuna, E. T. (2019). Evaluación del desempeño de los distritos de riego en México mediante análisis de eficiencia técnica. *Tecnología y ciencias del agua*, 10(1), 85-121. DOI: 10.24850/j-tyca-2019-01-04
- Ayers, R. S., & Westcot, D. W. (1976). *Water quality for agriculture* (Paper No. 29). Rome, Italy: FAO Irrigation and Drainage. Recuperado de <http://www.fao.org/3/t0234e/t0234e00.htm>

- Calejo, M. J., Lamaddalena, N., Teixeira, J. L., & Pereira, L. S. (2008). Performance analysis of pressurized irrigation systems operating on-demand using flow-driven simulation models. *Agricultural Water Management*, 95, 154-162. DOI: 10.1016/j.agwat.2007.09.011
- Clément, R. (1966). Calcul des débits dans les réseaux d'irrigation fonctionnant a la demande. *La Houille Blanche*, 5, 553-575. DOI: <https://doi.org/10.1051/lhb/1966034>
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2017). *Estadísticas agrícolas de los distritos de riego año agrícola 2015-2016*. Recuperado de [https://files.conagua.gob.mx/conagua/publicaciones/Publicaciones/EA\\_2015-2016.pdf](https://files.conagua.gob.mx/conagua/publicaciones/Publicaciones/EA_2015-2016.pdf)
- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2018). *Estadísticas del agua en México*. Recuperado de [http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM\\_2018.pdf](http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2018.pdf)
- Daccache, A., & Lamaddalena, N. (2010). Climate change impacts on pressurised irrigation systems. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Engineering Sustainability*, 163(2), 97-105. DOI: 10.1680/ensu.2010.163 .2.97
- Derardja, B., Lamaddalena, N., & Fratino, U. (2019). Perturbation indicators for on-demand pressurized irrigation systems. *Water*, 11(58), 1-14. DOI: 10.3390/w11030558
- De-León, M. B., & Robles, R. B. D. (2007). *Manual para el diseño de zonas de riego pequeñas*. Jiutepec, México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Recuperado de <http://hdl.handle.net/20.500.12013/1645>

- DOF, Diario Oficial de la Federación. (2011). *Declaratoria de vigencia de la norma mexicana NMX-O-177-SCFI-2011, lineamientos generales para proyectos de sistemas de riego (cancela a las normas mexicanas NMX-O-177-SCFI-2002 y NMX-O-180-SCFI-2003)*. México, DF, México: Secretaría de Economía. Recuperado de [http://dof.gob.mx/nota\\_detalle.php?codigo=5205216&fecha=18/08/2011](http://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5205216&fecha=18/08/2011)
- Doorenbos, J., & Pruitt, W. (1977). *Crop water requirements* (Paper No. 24). Rome, Italy: FAO Irrigation and Drainage. Recuperado de <http://www.fao.org/3/f2430e/f2430e.pdf>
- EPA, Environmental Protection Agency. (2020). *EPANET (2.2). Software*. Recuperado de <http://www.epa.gov/water-research/epanet>
- Espinosa, E. B., Flores, M. H., Ascencio, H. R., & Carrillo, F. G. (2016). Análisis técnico y económico del diseño de un sistema de riego a hidrante parcelario utilizando el método por Turnos y la técnica de Clement. *Terra Latinoamericana*, 34(4), 431-440.
- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2021). *AQUASTAT - Sistema mundial de información de la FAO sobre el agua en la agricultura*. Recuperado de <http://www.fao.org/aquastat/es/data-analysis/irrig-water-use/irrig-water-requirement>

- Flores, R. A., Cristóbal, A. D., Pascual, R. F., De-León, M. B., & Prado, H. J. V. (2019). Agricultural productivity of water in the central area of the Calera aquifer, Zacatecas. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 11(2), 181-199. DOI: <http://dx.doi.org/10.5154/r.inagbi.2019.03.040>
- Fouial, A., Lamaddalena, N., & Rodríguez, D. J. A. (2020). Generating hydrants' configurations for efficient analysis and management of pressurized irrigation distribution systems. *Water*, 20(12), 1-15. DOI: 10.3390/w12010204
- Fouial, A., & Rodríguez, D. J. A. (2021). DESIDS: An integrated decision support system for the planning, analysis, management and rehabilitation of pressurised irrigation distribution systems. *Modelling*, (2), 308-326. DOI: <https://doi.org/10.3390/modelling2020016>
- Galván, C. O., & Exebio, G. A. (2020). Rediseño óptimo de la red presurizada de la sección 01, del distrito de riego 001 Pabellón de Arteaga, Aguascalientes. *Terra Latinoamericana*, 38(2), 323-331. DOI: <https://doi.org/10.28940/terra.v38i2.645>
- Granados, A., Martín, C. F. J., García, de J. S., & Iglesias, A. (2015). Adaptation of irrigation networks to climate change: Linking robust design and stakeholder contribution. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 13(4), 1-12. DOI: <http://dx.doi.org/10.5424/sjar/2015134-7549>

INIFAP, Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias. (2019). *Laboratorio Nacional de Modelaje y Sensores Remotos*. Recuperado de <https://clima.inifap.gob.mx/Inmysr/Principal/Solicitud>

Íñiguez, C. M., De-León, M. B., Prado, H. J. V., & Rendón, P. L. (2007). Análisis y comparación de tres métodos para determinar la capacidad de conducción de canales, aplicados en el distrito de riego La Begoña. *Ingeniería Hidráulica en México*, 22(2), 81-90.

Khadra, R., Lamaddalena, N., & Inoubli, N. (2013). Optimization of on demand pressurized irrigation networks and on-farm constraints. *Procedia Environmental Sciences*, 19, 942-954. DOI: 10.1016/j.proenv.2013.06.104

Lapo, P. C. M., Pérez, G. R., Aliod, S. R., & Martínez, S. F. J. (2020). Optimal design of irrigation network shifts and characterization of their flexibility. *Tecnología y ciencias del agua*, 11(1), 266-314. DOI: 10.24850/j-tyca-2020-01-07

Martínez, P. (2020). Chapter 9. Climate change and water resources in Mexico. In: *Water resources of Mexico*. Raynal-Villasenor, J. A. (ed.). Berlin, Germany: Springer. DOI: 10.1007/978-3-030-40686-8

Montserrat, J., Poch, R., Colomer, M. A., & Mora, F. (2004). Analysis of Clément's first formula for irrigation distribution networks. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 130(2), 99-105. DOI: 10.1061/(ASCE)0733-9437(2004)130:2(99)

- Pérez-Sánchez, M., Carrero, L. M., Sánchez-Romero, F. J., & López-Jiménez, P. A. (2018). Comparison between Clément's first formula and other statistical distributions in a real irrigation network. *Irrigation and Drainage*, 67(3), 429-440. DOI: 10.1002/ird.2233
- Pérez-Sánchez, M., Sánchez, R. F. J., Ramos, H. M., & López, J. P. A. (2016). Modeling irrigation networks for the quantification of potential energy recovering: A case study. *Water*, 8(6), 234. DOI: <https://doi.org/10.3390/w8060234>
- Pérez, U. L., Smout, I. K., Rodríguez, D. J. A., & Carrillo, C. M. T. (2010). Irrigation distribution networks' vulnerability to climate change. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 136(7), 486-493. DOI: 10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000210
- Pizarro, C. F. (1996). *Riegos localizados de alta frecuencia*. Madrid, España: Mundi-Prensa.
- Planells, A. P., Tarjuelo, M-B. J. M., Ortega, A. J. F., & Casanova, M. M. I. (2001). Design of water distribution networks for on-demand irrigation. *Irrigation Science*, (20), 189-201. DOI: 10.1007/s002710100045
- Rossmann, L. A., Woo, H., Tryby M., Shang F., Janke R., & Haxton T. (2020). *Manual del usuario de EPANET 2.2*, EPA/600/R-20/133. Cincinnati, USA: Water Supply and Water Resources Division, U.S. Environmental Protection Agency. Recuperado de [www.epa.gov/system/files/documents/2021-07/epanet\\_users\\_manual\\_2.2.0-1.pdf](http://www.epa.gov/system/files/documents/2021-07/epanet_users_manual_2.2.0-1.pdf)

The Math Works, Inc. (2019). *MATLAB (2019a). Software*. Recuperado de <http://www.mathworks.com/>

Tijerina, C. L. (1999). Requerimientos hídricos de cultivos bajo sistemas de fertirrigación. *Terra Latinoamericana*, 17(3), 237-245.