



ISSN 2007-2422

# Tecnología y Ciencias de Agua



Fuerte Ventura, Islas Canarias, 2016. Foto: Marina Ruiz Rodríguez.



# 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. Adalberto Noyola Robles**  
*Universidad Nacional Autónoma de 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. Agustín Breña Naranjo**  
*Instituto Mexicano de Tecnología del Agua*

**Editor en Hidráulica**  
**Dr. Patricio Catalán**  
*Universidad Técnica Federico Santamaría, Chile*

**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 Áviles Ríos**  
*Marccción y XML: Luisa Guadalupe Ramírez Martínez*  
*Webmaster: Claudia Patricia Martínez Salgado*

• **Dr. Alcides Juan León Méndez**, Centro de Investigaciones Hidráulicas, Cuba • **Dr. Aldo Iván Ramírez Orozco**, Instituto Tecnológico y de Estudios Superiores de Monterrey, México • **Dr. Alejandro López Alvarado**, Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, Chile • **Dra. Alma Chávez Mejía**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Andrei S. Jouravlev**, Comisión Económica para América Latina y el Caribe, Chile • **Dr. Andrés Rodríguez**, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina • **Dra. Anne Margrethe Hansen Hansen**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Ariosto Aguilar Chávez**, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua • **Dr. Armando Guevara Gil**, Pontificia Universidad Católica, Perú • **Dr. Arturo Marciano**, Asociación Internacional de Ingeniería e Investigaciones Hidráulicas, Venezuela • **Dra. Aziza Akhmouch**, Organisation for economic Cooperation and Development, Francia • **Dr. Carlos Chairez Araiza**, consultor, México • **Dr. Carlos Cruickshank Villanueva**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Carlos Díaz Delgado**, Universidad Autónoma del Estado de México • **Dr. Carlos E. Puente**, University of California, EUA • **Dr. Cleverson Vitorio Andreoli**, Centro Universitario Unifae, Brasil • **Dr. Daene C. McKinney**, University of Texas at Austin, Estados Unidos • **Dr. Daniel Murillo Licea**, Centro de Investigaciones y Estudios Superiores en Antropología Social, México • **Dr. Eduardo A. Varas Castellón**, Pontificia Universidad Católica, Chile • **Dr. Emmanuel Galindo Escamilla**, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México • **Dr. Enrique Cabrera Marcet**, Universidad Politécnica de Valencia, España • **Dr. Enrique Playán Jubillar**, Consejo Superior de Investigaciones Científicas, España • **Dr. Eric Rendón Schreiner**, Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú • **Dr. Erick R. Bandala**, Desert Research Institute, Reno, EUA • **Dr. Ernesto José González Rivas**, Universidad Central de Venezuela • **Dr. Federico Estrada**, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, España • **Dr. Gerardo Buelna**, Centre de Reserche Industrielle Québec, Canadá • **Dra. Gabriela Eleonora Moeller Chávez**, Universidad Politécnica del Estado de Morelos, México • **Dr. Gueorguiev 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 Minho, Portugal • **Dr. Luis F. León Vizcaino**, Waterloo, University, Canadá • **Dr. Luis Teixeira**, Instituto de Mecánica de Fluidos e Ingeniería Ambiental, Uruguay • **Dra. Luisa Paré Ouellet**, Universidad Nacional Autónoma de México • **Dr. Manuel Contijoch 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 •

**Artículos (originales)**  
*Articles (original)*
**Artículos (traducción)**  
*Articles (translation)*

Calidad del agua de los manantiales del humedal natural "Ciénega de Tamasopo" en San Luis Potosí, México <i>Cynthia Wong-Arguelles</i> <i>Angel J. Alonso-Castro</i> <i>Candy Carranza-Álvarez</i>	<i>Water quality of the wellsprings from the natural wetland "Cienega de Tamasopo" in San Luis Potosí, Mexico</i> <i>Cynthia Wong-Arguelles</i> <i>Angel J. Alonso-Castro</i> <i>Candy Carranza-Álvarez</i>	1
Regionalización basada en variables geomorfológicas como herramienta para el cálculo de crecidas. Aplicación a la zona centro sur de Chile <i>Daniela Cifuentes-Santibáñez</i> <i>José Vargas-Baecheler</i>	<i>Regionalization based on geomorphological variables as a tool for calculating flood flow estimates. Application to the south-central zone of Chile</i> <i>Daniela Cifuentes-Santibáñez</i> <i>José Vargas-Baecheler</i>	36
Exposición a cambios en el clima en Bolivia <i>Sazcha Marcelo Olivera-Villarroel</i> <i>Mercedes Andrade-Velázquez</i> <i>Ojilve Ramón Medrano-Pérez</i>	<i>Exposure to changes in climate in Bolivia</i> <i>Sazcha Marcelo Olivera-Villarroel</i> <i>Mercedes Andrade-Velázquez</i> <i>Ojilve Ramón Medrano-Pérez</i>	90
Evaluación de metales pesados y comportamiento social asociados con la calidad del agua en el río Suches, Puno, Perú <i>Dante Salas-Ávila</i> <i>Fermín Francisco Chaiña-Chura</i> <i>Germán Belizario-Quispe</i> <i>Edgar Quispe-Mamani</i> <i>Roger Huanqui-Pérez</i> <i>Edilberto Velarde-Coaquira</i> <i>Fernando Bernedo-Colca</i> <i>Dante Salas-Mercado</i> <i>Marián Hermoza-Gutiérrez</i>	<i>Evaluation of heavy metals and social behavior associated with water quality in the Suches River, Puno, Peru</i> <i>Dante Salas-Ávila</i> <i>Fermín Francisco Chaiña-Chura</i> <i>Germán Belizario-Quispe</i> <i>Edgar Quispe-Mamani</i> <i>Roger Huanqui-Pérez</i> <i>Edilberto Velarde-Coaquira</i> <i>Fernando Bernedo-Colca</i> <i>Dante Salas-Mercado</i> <i>Marián Hermoza-Gutiérrez</i>	145
Uso de humedales de flujo subsuperficial con <i>Phragmites australis</i> como alternativa de biorremediación de fuentes superficiales afectadas por drenajes ácidos de minas de carbón <i>Jorge Antonio Silva-Leal</i> <i>Ángela María Leal-Magón</i> <i>Juan Pablo Arismendi-Henao</i> <i>Andrea Pérez-Vidal</i>	<i>Using subsurface flow wetlands with Phragmites australis as a bioremediation alternative for surface sources affected by acid drainage from coal mines</i> <i>Jorge Antonio Silva-Leal</i> <i>Ángela María Leal-Magón</i> <i>Juan Pablo Arismendi-Henao</i> <i>Andrea Pérez-Vidal</i>	196
Comparación del filtro de Kalman discreto con el filtro de conjuntos para pronóstico de caudales horarios en el río Huaynamota, Nayarit, México <i>Ildefonso Narváez-Ortiz</i> <i>Laura Alicia Ibáñez-Castillo</i> <i>Ramón Arteaga-Ramírez</i> <i>Mario Vázquez-Peña</i> <i>Carlos Cíntora-González</i>	<i>Comparison of discrete and ensemble Kalman filter for hourly streamflow forecasting in Huaynamota River, Nayarit, México</i> <i>Ildefonso Narváez-Ortiz</i> <i>Laura Alicia Ibáñez-Castillo</i> <i>Ramón Arteaga-Ramírez</i> <i>Mario Vázquez-Peña</i> <i>Carlos Cíntora-González</i>	239
Eliminating heavy metals from water with filters packed with natural zeolite of varying sizes <i>Hector Osbaldo Rubio-Arias</i> <i>Jesús Manuel Ochoa-Rivero</i> <i>María de Lourdes Villalba</i> <i>Eutiquio Barrientos-Juárez</i> <i>Celia De-la-Mora-Orozco</i> <i>Beatriz Adriana Rocha-Gutiérrez</i>	<i>Eliminación de metales pesados en agua utilizando filtros empacados con zeolita natural de diversos tamaños</i> <i>Hector Osbaldo Rubio-Arias</i> <i>Jesús Manuel Ochoa-Rivero</i> <i>María de Lourdes Villalba</i> <i>Eutiquio Barrientos-Juárez</i> <i>Celia De-la-Mora-Orozco</i> <i>Beatriz Adriana Rocha-Gutiérrez</i>	282
Estimación del riesgo de ocurrencia de heladas aplicando teoría de valores extremos <i>Omar Reyes-García</i> <i>Humberto Vaquera-Huerta</i> <i>Gilberto Rendón-Sánchez</i> <i>José René Valdez-Lazalde</i>	<i>Estimation of the risk of frost occurrence applying Theory of Extreme Values</i> <i>Omar Reyes-García</i> <i>Humberto Vaquera-Huerta</i> <i>Gilberto Rendón-Sánchez</i> <i>José René Valdez-Lazalde</i>	328

<p>Impacto del cambio climático y cambio de uso/cobertura de la tierra en la respuesta hidrológica y erosión hídrica en la subcuenca del río Quiscab</p> <p><i>Giovanni González-Celada</i>  <i>Ney Ríos</i>  <i>Laura Benegas-Negri</i>  <i>Freddy Argotty-Benavides</i></p>	<p><i>Impact of the climate change and the land use/land cover change in the hydrological and water erosion response in the Quiscab River subbasin</i></p> <p><i>Giovanni González-Celada</i>  <i>Ney Ríos</i>  <i>Laura Benegas-Negri</i>  <i>Freddy Argotty-Benavides</i></p>	363
<p>Reanálisis del índice de concentración de la precipitación diaria en la cuenca del Río Grande de Morelia</p> <p><i>Gerardo Núñez-González</i></p>	<p><i>Reanalysis of the daily precipitation concentration index in the Río Grande of Morelia basin</i></p> <p><i>Gerardo Núñez-González</i></p>	422

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

Contraste del EDI (Effective Drought Index) mensual como método simple para el monitoreo de sequías meteorológicas  
*Daniel Francisco Campos-Aranda*

Arsénico y mercurio en el paisaje de una zona minera histórica en el oriente de Michoacán, México  
*Roberto Lindig-Cisneros*  
*Silvia Y. Gómez-Orozco*  
*Verónica Osuna-Vallejo*

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

*The contrast of the monthly EDI (Effective Drought Index) as a simple method for monitoring meteorological droughts*  
Daniel Francisco Campos-Aranda 455

*Arsenic and mercury in the landscape of a historic mining zone in Eastern Michoacán, Mexico*  
Roberto Lindig-Cisneros 480  
Silvia Y. Gómez-Orozco  
Verónica Osuna-Vallejo

**Calidad del agua de los manantiales del humedal natural “Ciénega de Tamasopo” en San Luis Potosí, México**

**Water quality of the wellsprings from the natural wetland “Cienega de Tamasopo” in San Luis Potosí, Mexico**

Cynthia Wong-Arguelles<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9637-5023>

Angel J. Alonso-Castro<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2660-8156>

Candy Carranza-Álvarez<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6456-3035>

<sup>1</sup>Programas Multidisciplinarios de Posgrado en Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, San Luis Potosí, México, [cwongar13@gmail.com](mailto:cwongar13@gmail.com)

<sup>2</sup>Departamento de Farmacia, División de Ciencias Naturales y Exactas, Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México, [angeljosabad@hotmail.com](mailto:angeljosabad@hotmail.com)

<sup>3</sup>Unidad Académica Multidisciplinaria Zona Huasteca, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Ciudad Valles, San Luis Potosí, México, [candy.carranza@uaslp.mx](mailto:candy.carranza@uaslp.mx)

Autora para correspondencia: Candy Carranza-Álvarez, [candy.carranza@uaslp.mx](mailto:candy.carranza@uaslp.mx)

## Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar la calidad del agua de 11 manantiales del humedal natural "Ciénega Tamasopo", los cuales son la principal fuente de agua disponible para uso humano entre la población alrededor de este humedal. Actualmente no existe información suficiente de los parámetros fisicoquímicos y biológicos de tales manantiales. El análisis microbiológico y los parámetros *in situ* como temperatura, pH, sólidos totales disueltos y turbidez se midieron en los 11 manantiales en dos temporadas de muestreo. Los resultados obtenidos se compararon con las legislaciones nacionales (Criterios Ecológicos de Calidad del Agua, 1989, Norma Oficial Mexicana Modificada NOM-127-SSA1-1994) e internacionales (Agencia de Protección Ambiental y Organización Mundial de la Salud) para determinar si la calidad del agua de los manantiales es adecuada para el consumo humano. La problemática que enfrentan los manantiales es variada debido a las actividades antrópicas y de agricultura. Por ello es necesario emprender actividades y proyectos para su protección y un buen aprovechamiento, a fin de evitar su deterioro.

**Palabras clave:** calidad de agua, humedal natural, manantiales.

## Abstract

The aim of this work was to evaluate the water quality of 11 springs of the natural wetland "Ciénega Tamasopo", which are the main source of water available for human use among the population around this wetland. Currently, there is insufficient information about the physicochemical and biological parameters of these springs. The microbiological analysis and *in situ* parameters such as temperature, pH, total dissolved solids, and turbidity were measured in the 11 springs in two sampling seasons. The results obtained were compared with national (Ecological Criteria for Water Quality, 1989, Official Mexican Standard Modified NOM-127-SSA1-1994) and international legislations (Environmental Protection Agency and World Health Organization) to determine whether the quality of spring water is adequate for human consumption. The problems faced by these springs are varied due to anthropogenic and agricultural activities. Therefore, it is necessary to undertake activities and projects for their protection and good use to avoid their deterioration.

**Keywords:** Water quality, natural wetlands, springs.

Recibido: 27/01/2020

Aceptado: 22/10/2020

## Introducción

Los humedales son unos de los ecosistemas más importantes de la Tierra. Desempeñan un papel clave para evitar las inundaciones y depurar el agua de contaminantes o exceso de nutrientes (Guo, Li, Sheng, Xu, & Wu, 2017), dado que actúan como trampas de sedimentación o como detoxificantes químicos (Suhani, Monika, Vaish, Singh, & Singh, 2020). Además, favorecen la recarga de los mantos freáticos y sistemas superficiales (Conanp, 2020; Ramsar, 2020). En estos sistemas acuáticos, el agua es el principal factor que determina el tipo de plantas y animales que habitarán en ellos (Moreno-Casasola, 2016). En algunas zonas rurales, los humedales representan una fuente de abastecimiento de agua, y la calidad de ella está directamente relacionada con la forma de vida, la salud y las actividades económicas de sus pobladores (Musalem, Jiménez, & McDonald, 2014; Kaur, Walia, Mabwoga, & Arora, 2017).

En México existen 142 humedales de importancia internacional, lo cual lo ubica como el segundo país en importancia mundial de acuerdo con su superficie por la presencia de tales ecosistemas (Conanp, 2020). El estado de San Luis Potosí, México, cuenta con un humedal natural de agua dulce denominado Ciénega de Tamasopo. Este humedal está en la Región Hidrológica del Pánuco (RH-26), en la subregión de Bajo Pánuco (Carbajal *et al.*, 2015), la cual forma parte de la Microcuenca No. 40 (denominada también "Ciénega de Tamasopo"), y tiene una superficie de 26 452.96 hectáreas. Es uno de los últimos humedales lénticos de clima neotropical del estado potosino, por lo que es prioritaria su protección y conservación. Las entradas de agua de este humedal provienen del agua

de lluvia y de los manantiales caracterizados en la parte superior de la cuenca (Pérez-Castillo, Alfaro-De-la-Torre, Pérez-Rodríguez, & Comín Sebastián, 2017). Para este humedal, los manantiales son de gran importancia, pues alimentan la columna de agua de manera permanente. Los manantiales son afloramientos de agua subterránea en superficie que, cuando son de buena calidad, pueden usarse como fuente de agua para consumo humano. Sin embargo, la calidad natural del agua de los mismos depende de las condiciones geológicas del medio en el que circulen debido a que antes de que el agua emerja a la superficie terrestre puede enriquecerse con minerales, o bien puede contaminarse por la influencia de actividades antrópicas (Derso, Beyene, & Getachew, 2015; Silva-García, Ochoa-Estrada, Cruz-Cárdenas, Nava-Velázquez, & Villalpando-Barragán, 2016). Por ello, es importante conocer la calidad de los manantiales que abastecen de agua a los humedales. Actualmente dichos ecosistemas están experimentando una disminución en la calidad de su agua debido a los bajos niveles de sedimentación, presencia de sales y alta de concentración de nutrientes (Kulinkina *et al.*, 2016; Lintern *et al.*, 2018).

Dada la importancia de estos cuerpos de agua, el objetivo del presente estudio fue evaluar la calidad de agua de los 11 manantiales que abastecen al humedal Ciénega de Tamasopo. Para ello se determinaron algunos parámetros fisicoquímicos (temperatura, sólidos totales disueltos, conductividad eléctrica, turbidez, dureza total, dureza de calcio y aniones ( $\text{SO}_4^{2-}$  y  $\text{NO}_3^-$ ), y microbiológicos en dos épocas del año.

## Materiales y métodos

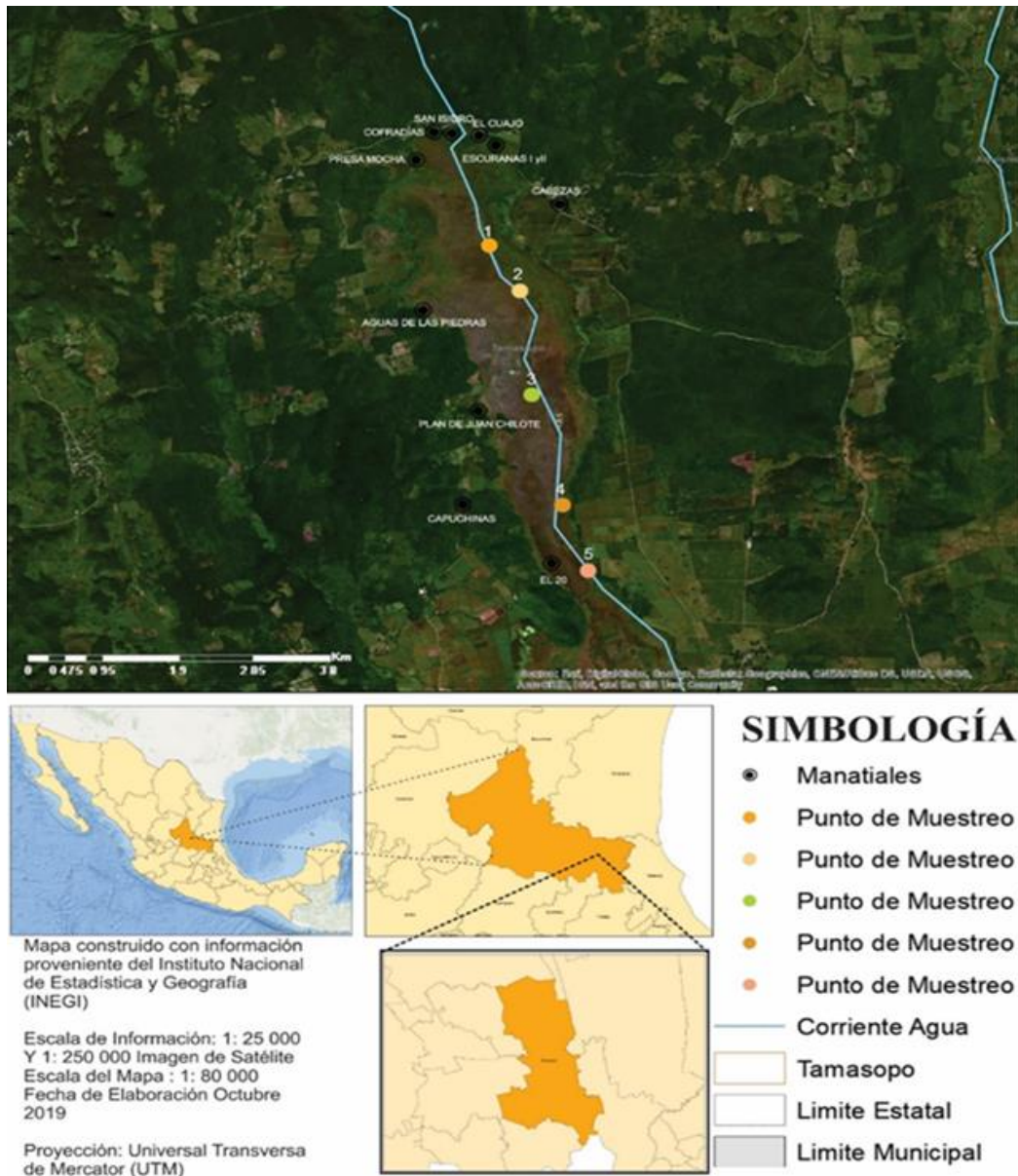
### Sitio de estudio

El humedal Ciénega Tamasopo es un pantano de agua dulce ubicado en el neotrópico en el centro de México (Ramsar, 2008). Es un captador de agua pluvial (aguas superficiales) y una zona de descarga de aguas subterráneas. Existe una corriente principal que fluye desde la parte superior (norte) que recoge agua de las corrientes secundarias formando el arroyo "El Trigo" o "Cabezas", el cual cuenta con una Declaratoria de Propiedad Nacional (No. 137), donde se menciona que brotan manantiales de carácter permanente y de afloramiento espontáneo denominados "El Trigo" o "Cabezas", "Ojo de Agua Grande", "Ojo de agua del Zopilote", "Ojo de Agua de Cofradía", "Ojo de Agua de la Presa Mocha", "Ojo de Agua de San Javier", "Ojo de Agua del Lagarto", "Ojo de Agua de Juan Shilote" y "Ojo de Agua de Capuchinas". El manantial El Trigo o Cabezas se considera como el origen del arroyo "El Trigo", la principal corriente dentro de la Ciénega (de unos 20 km de longitud), que en parte está bien definido, pero hay largos tramos donde las aguas desaparecen (Ramsar, 2008; Pérez-Castillo, Alfaro-De-la-Torre, Briones-Gallardo, & Medellín-Milán, 2015).

La precipitación media es de 1500 mm con precipitaciones intensivas de julio a septiembre. La precipitación provoca un aumento significativo en el nivel de la columna de agua e inunda los campos de caña de azúcar y algunas tierras de ganado. Durante las visitas de campo se pudo constatar que las casas cercanas no cuentan con sistemas de drenaje y usan letrinas (húmedas o secas).

En la microcuenca se desarrollan la agricultura y ganadería. La agricultura representa la actividad principal con el cultivo de caña de azúcar; mientras que la ganadería con la cría y engorda extensiva, semiintensiva e intensiva de bovinos. Dichas actividades impactan en los recursos naturales debido a la presión que ejercen, que se asocia con el costo ambiental por la expansión de la superficie y producción de caña de azúcar por el empleo de fertilizantes químicos y plaguicidas, así como por la explotación del uso del agua y suelo (Pérez-Castillo *et al.*, 2017).

En la Figura 1 se localizan los manantiales (11) alrededor del humedal Ciénaga de Tamasopo: "Cabezas" (M1), "Ecuranas 1" (M2), "Ecuranas 2 (M3), "El Cuajo" (M4), "San Isidro" (M5), "Cofradías" (M6), "Presa Mocha" (M7), "Agua de las Piedras" (M8), "Plan de Juanchilote" (M9), "Capuchinas" (M10) y "El 20" (M11).



**Figura 1.** Localización de los manantiales aledaños al humedal natural Ciénega de Tamasopo, México. Elaboración propia con base en INEGI (2010).

## Muestreo de agua y análisis de muestras

Las muestras de agua se colectaron de los manantiales (M1-M11) alrededor del humedal natural Ciénega de Cabezas en dos etapas de muestreo (julio y octubre de 2017). La profundidad de los manantiales varió entre 0.5 y 1.3 m; presentaban un lecho rocoso y plantas; en algunos se observaron bombas de agua, fauna (cerdos, ganado bovino y aves) y recipientes vacíos de fertilizantes; su acceso fue en función de la época de muestreo. El procedimiento de la toma de muestra para cada tipo de análisis se realizó de acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-014-SSA1-1993 (SSA, 1994): "Procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados". El muestreo fue simple y las mediciones realizadas para cada muestra se hicieron por triplicado.

Respecto a los análisis fisicoquímicos realizados, se consideró la medición de los siguientes parámetros: temperatura, sólidos totales disueltos, conductividad eléctrica, turbidez y pH, los cuales fueron medidos *in situ* con un potenciómetro multiparamétrico (HACH Conductivity Probe 51975-00); además se consideró dureza total (mg/l CaCO<sub>3</sub>), dureza de calcio (mg/l CaCO<sub>3</sub>) y aniones (SO<sub>4</sub><sup>-2</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Las muestras se colectaron en recipientes de polietileno de un litro de capacidad previamente lavados con Extran libre de fosfatos y enjuagados de forma abundante con agua desionizada; se almacenaron y transportaron a una temperatura de 4 °C para ser analizadas

posteriormente en el Laboratorio de Investigación en Ciencias Ambientales de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí (UASLP).

Para la determinación de la dureza en las muestras de agua se utilizó el método de volumetría por EDTA de acuerdo con lo establecido por la normatividad mexicana (NMX-AA-072-SCFI-2001). El ion sulfato en aguas se realizó mediante el método turbidimétrico (Method 4 500-SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>; APHA, 1992), con modificación sustentada y desarrollada por la American Society for Testing and Materials (ASTM D 516-90, Standard Test Method for Sulfate Ion in Water, 1995); para determinar la presencia del ion nitrato se utilizó el método de espectroscopia UV (Method 4 500-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>; APHA, 1992). Para estos últimos tres parámetros se empleó un espectrofotómetro UV-Vis (AquaMate Plus Thermo Specific).

Las muestras de agua para realizar los análisis microbiológicos se colectaron en frascos estériles con tapa de rosca, con capacidad de 250 ml. El análisis microbiológico se realizó el mismo día del muestreo. Para ello se determinó el número más probable de coliformes totales de acuerdo con los procedimientos indicados en la Norma Oficial Mexicana NOM 112-SSA1-1994 (SSA, 1995), considerando que el agua fuera potable, es decir, para consumo humano. Además, se determinó el número más probable de coliformes fecales (termotolerantes) con base en lo señalado en la Norma Mexicana NMX-AA-042-SCFI-2015. Donde para confirmar la presencia de organismos coliformes fecales (termotolerantes) se incubaron los tubos con caldo lactosa bilis verde brillante resembrados a una temperatura de 44.5 °C ± 0.2 °C por 24 h ± 2 h, y se examinó la producción de gas. Mediante tablas estadísticas se calculó del número más probable (NMP) de organismos coliformes y organismos coliformes termotolerantes como contenidas en 100 ml de la

muestra a partir del número de tubos positivos en los resultados confirmativos.

## **Análisis estadístico**

Los resultados se analizaron mediante el programa *Statistic* para Windows, versión 8.0; se realizó un análisis de varianza (ANOVA) de una vía, y para la comparación de medias se usó el procedimiento de diferencia mínima significativa (LSD) de Fisher con una diferencia significativa ( $p \leq 0.05$ ).

## **Resultados**

En la Tabla 1 se muestran los resultados de los análisis fisicoquímicos realizados al agua de los 11 manantiales (M1-M11) aledaños al humedal natural Ciénega de Tamasopo durante las dos temporadas de muestreo (julio y octubre de 2017). En el primer muestreo, los valores de pH (7.7-8.2) están dentro de los límites máximos permisibles propuestos en las

diferentes agencias de regulación para agua de consumo humano (DOF, 1989; EPA, 2009; SSA, 2000), al igual que la temperatura, la cual osciló de 23 a 25 °C.

**Tabla 1.** Parámetros fisicoquímicos de los manantiales alrededor del humedal natural Ciénega de Tamasopo en dos temporadas de muestreo.

Manantial	pH		T (°C)		CE (µS/cm)		STD (mg/l)		Turbidez (UTN)	
	Jul	Oct	Jul	Oct	Jul	Oct	Jul	Oct	Jul	Oct
M1 "Cabezas"	7.7	7.2	24	23	575.3	13.31	287.6	5.8	59	ND
M2 "Oscuranas 1"	8.1	7.5	24	23	573.8	13.16	286.9	5.8	0.17	ND
M3 "Oscuranas 2"	8.1	7.5	23	22	636.9	13.29	38.4	5.8	0.20	ND
M4 "El Cuajo"	8.0	7.3	24	23	1.68	13.49	839.5	5.9	124	ND
M5 "San Isidro"	7.9	7.3	24	23	1.73	13.80	863.5	6.1	0.96	ND
M6 "Cofradías"	8.1	7.3	24	23.5	1.71	13.70	852.5	6.0	0.06	ND
M7 "Presa Mocha"	8.0	7.3	24	23	1.84	13.82	919	6.1	0	ND
M8 "Agua de las Piedras"	7.7	ND	25	ND	777.2	ND	388.6	ND	0.76	ND
M9 "Plan de Juanchilote"	8.1	8.2	24	24	1.86	13.51	927.5	5.9	0.41	ND
M10 "Capuchinas"	8.0	7.4	25	22	595.0	13.26	297.5	5.8	0.37	ND
M11 "El 20"	8.2	8.0	25	24	1.66	13.39	829.5	5.9	ND	ND
<b>Leyes-normas</b>										
Crterios Ecológicos, 1989	5.0-9.0		Cond. nat. +2.5		NC		1 000		Cond. nat.	

NOM-127-SSA1-1994, mod. 2000	6.5-8.5	NC	NC	1 000	5
EPA (2015)	5.0-9.0	NC	NC	250	NC
WHO (2018)	6.5-8.0	NC	NC	NC	NC
ND: no disponible; NC: no contemplado					

Por otra parte, los sólidos totales disueltos (STD) estuvieron en un rango de 38.4 a 927.5 ppm, siendo "El Cuajo" (M4), "San Isidro" (M5), "Cofradías" (M6), "Presa Mocha" (M7) y "El 20" (M11) los sitios con los valores más altos. En cuanto a la conductividad eléctrica, el sitio "Agua de las Piedras" (M8) presentó el valor más alto (777.2  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ).

Para el segundo muestreo (octubre 2017) se midieron los mismos parámetros *in situ* (Tabla 1) a excepción de la turbidez debido a un mal funcionamiento del instrumento, que no se pudo reparar en campo. El rango de pH osciló de 7.2 a 8.4 y se observó una considerable disminución de los STD respecto al primer muestreo, con un rango de 5.8 a 6.1 ppm (M5 "San Isidro" y M7 "Presa Mocha", respectivamente). Por último, en cuanto a la conductividad eléctrica, el M2 "Oscuranas 1" presentó el menor valor con 13.16  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

La temperatura del agua fue mayor en el primer muestreo con respecto al segundo muestreo en los manantiales M8 "Agua de las Piedras", M10 "Capuchinas" y M11 "El 20" (con 25°C). La conductividad eléctrica (CE) fue mayor en el primer muestreo (julio 2017) que en el segundo (octubre 2017). Los manantiales M3 "Oscuranas 2" (636.9

$\mu\text{S/cm}$ ), M8 "Agua de las Piedras" (772.2  $\mu\text{S/cm}$ ) y M10 "Capuchinas" (595.0  $\mu\text{S/cm}$ ) fueron los que presentaron los valores más altos de CE.

Con base en las determinaciones realizadas respecto a la TB, el valor más alto se encontró en el primer muestreo en el M4 "El Cuajo" (124 UTN), seguido por el M1 "Cabezas" (59 UTN). Es importante mencionar que el agua del manantial M1 "Cabezas" se utiliza sobre todo para uso doméstico, dado que es el sitio de bombeo para distribuir a la población del Ejido Cabezas; mientras que en el M4 "El Cuajo" se observó la instalación de una bomba hacia las casas cercanas, lo cual puede causar la resuspensión de los sedimentos del fondo en el punto de muestreo.

Además, se llevó a cabo la determinación de algunos parámetros de gran importancia en la zona, como son dureza total, dureza debido al calcio, sulfatos y nitratos para complementar los análisis fisicoquímicos (Tabla 2).

**Tabla 2.** Determinación de dureza total, calcio ( $\text{CaCO}_3$ ), sulfatos ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) y nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) de los manantiales alrededor del humedal Ciénega de Cabezas (primer y segundo muestreo).

Manantial	Dureza total (mg/l $\text{CaCO}_3$ )		Dureza Ca (mg/l $\text{CaCO}_3$ )		Sulfatos (mg/l $\text{SO}_4^{2-}$ )		Nitratos (mg/l $\text{NO}_3^-$ )	
	Jul	Oct	Jul	Oct	Jul	Oct	Jul	Oct
M1 "Cabezas"	285.33±8.33	246.67±2.31	276.00±4.00	233.33±2.31	42.17±0.19	28.74±0.20	ND	1.01±0.001
M2 "Oscuranas 1"	306.67±6.11	229.33±8.33	201.33±2.31	166.67±2.31	85.35±0.48	37.16±0.56	ND	0.59±0.01
M3 "Oscuranas 2"	344.00±4.00	253.33±2.31	218.67±6.11	185.33±11.55	126.82±0.63	37.88±0.69	ND	0.48±0.01
M4 "El Cuajo"	749.33±11.31	388.00±8.00	418.67±11.31	206.67±6.11	302.30±4.00	218.21±1.31	ND	0.51±0.01
M5 "San Isidro"	944.00±2.83	628.00±4.00	672.00±11.31	421.33±4.62	278.23±0.65	277.39±1.12	ND	0.26±0.005

M6 "Cofradías"	937.33±8.49	361.33±6.11	622.67 ±2.83	280.00±4.00	279.00±0.43	235.32±1.94	ND	0.50±0.01
M7 "Presa Mocha"	1030.67±8.33	689.33±11.31	620.00 ±8.00	476.00±4.00	285.13±0.69	275.71±2.75	ND	0.21±0.004
M8 "Agua de las Piedras"	398.67±6.11	ND	333.33 ±8.49	ND	98.99±1.44	ND	ND	ND
M9 "Plan de Juanchilote"	302.67±4.62	456.00±8.00	253.33 ±2.31	340.00±4.00	285.65±1.09	230.94±0.20	ND	0.30±0.004
M10 "Capuchinas"	1009.33±8.49	258.67±2.31	628.00 ±19.80	242.67±2.31	64.73±0.001	34.40±0.66	ND	0.68±0.002
M11 "El 20"	846.67±4.62	321.33±6.11	698.67±2.31	224.00±8.00	271.54±1.68	133.01±3.19	ND	0.59±0.10
<b>Leyes-normas</b>								
Criterios Ecológicos-1989	NC		NC		500			5
NOM-127-SSA1-1994, mod. 2000	500		NC		400			10
EPA (2015)	500		NC		NC			NC
WHO (2018)	NC		NC		NC			50
ND: no disponible NC: no contemplado								

Los valores de dureza total (mg/l de CaCO<sub>3</sub>) oscilaron desde 285.33 ± 8.33 a 1 030.67 ± 8.33 mg/l para el primer muestreo (julio 2017); considerando que esta agua es consumida directamente por los habitantes de las comunidades aledañas, se tomaron como referencia los valores de la Norma Oficial Mexicana Modificada NOM-127-SSA1-1994 (SSA, 2000), la cual establece un límite máximo permisible para la dureza total de hasta 500 mg/l. Los resultados del primer muestreo indicaron valores superiores a los establecidos en la norma para los manantiales M7 "Presa Mocha" con 1 030.67 ± 8.33 mg/l, seguido del M10 "Capuchinas" con 1 009.33 ± 8.49 mg/l; M5 "San Isidro" con 944.00 ± 2.83 mg/l; M6 "Cofradías" con 937.33 ± 8.49 mg/l; M11 "El 20" con 846.67 ± 4.62 mg/l y, M4 "El Cuajo" con 749.33 ± 11.31 mg/l; en el resto de los manantiales este parámetro se encontraba dentro del límite permisible.

En cuanto a la determinación de dureza de Ca (mg/l CaCO<sub>3</sub>), los valores obtenidos oscilaron desde 201.33 ± 2.31 hasta 698.67 ± 2.31

mg/l; mientras que para el segundo muestreo (octubre 2017), los valores de dureza total ( $\text{CaCO}_3$ ) se detectaron en un rango de  $229.33 \pm 8.33$  mg/l a  $689.33 \pm 11.31$  mg/l.

El análisis de los aniones durante el primer muestreo mostró la presencia de sulfatos en un rango de 64.73 a  $302.30 \pm 4.0$  mg/l. Los manantiales en donde se detectaron las concentraciones más altas de sulfatos fue el M4 "El Cuaje" con  $302.30 \pm 4.00$  mg/l, seguido del M9 "Plan de Juanchilote" con  $285.65 \pm 1.09$  mg/l y el M7 "Presa Mocha" con  $285.13 \pm 0.69$  mg/l. Por otra parte, el análisis de sulfatos y nitratos en el segundo muestreo mostró la presencia de ambos en concentraciones que oscilaron de  $34.40 \pm 0.66$  a  $277.39 \pm 1.12$  mg/l para sulfatos y de 0.21-1.01 mg/l para nitratos. Se encontró una mayor concentración de sulfatos en los manantiales M5 "San Isidro" y M7 "Presa Mocha", en donde se detectaron  $277.39 \pm 1.12$  y  $275.71 \pm 2.75$  mg/l, respectivamente; mientras que para nitratos la concentración más alta determinada fue para el M1 "Cabezas" (1.01 mg/l) y M10 "Capuchinas" (0.68 mg/l).

Finalmente, en la Tabla 3 se presentan los resultados de los análisis microbiológicos realizados a las muestras de agua de los 11 manantiales en estudio durante el segundo muestreo (octubre 2017). Dada la naturaleza de este tipo de análisis se decidió realizarlo sólo después de la época de lluvia para determinar el aporte microbiológico provocado por la mezcla de aguas pluviales y superficiales; se tomó en cuenta la consideración de la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2018): "la lluvia puede aumentar en gran medida los niveles de contaminación microbiana en las fuentes de agua y los brotes de enfermedades transmitidas por el agua son frecuentes después de periodos de lluvias".

**Tabla 3.** Análisis microbiológico de los manantiales alrededor del humedal Ciénega de Cabezas (segundo muestreo).

<b>Manantial</b>	<b>Coliformes totales (NMP/100 ml)</b>	<b>Coliformes fecales (NMP 100/ml)</b>
M1 "Cabezas"	< 3	< 3
M2 "Oscuranas 1"	7	< 3
M3 "Oscuranas 2"	< 3	< 3
M4 "El Cuajo"	28	< 3
M5 "San Isidro"	< 3	< 3
M6 "Cofradías"	< 3	< 3
M7 "Presa Mocha"	< 3	< 3
M8 "Agua de las Piedras"	ND	ND
M9 "Plan de Juanchilote"	21	< 3
M10 "Capuchinas"	< 3	< 3
M11 "El 20"	< 3	< 3
Criterios Ecológicos-1989	< 2	< 3
NOM-127-SSA1-1994, mod. 2000	Ausencia o no detectable	Ausencia o no detectable
WHO (2018)	NC	No detectable
	Límite de confianza del 95%	
ND: no disponible; NC: no contemplado		

Los resultados de la Tabla 3 muestran la presencia de coliformes totales en los manantiales M2 "Oscuranas 1" (7NMP/100 ml), M4 "El Cuajo" (28 NMP/100 ml) y M9 "Plan de Juanchilote" (21 NMP/100 ml); mientras que para coliformes fecales, todos los manantiales presentaron la ausencia de estos organismos o no fueron detectados (< 3 NMP/100 ml), excepto en el manantial M8 "Agua de las Piedras", en donde no se cuantificaron debido a la inundación del terreno e imposible acceso al manantial para la obtención de las muestras.

## Discusión

En este estudio se determinó la calidad del agua de los manantiales (M1-M11) que rodean al humedal natural Ciénega de Tamasopo por su importancia para el enriquecimiento de la columna de agua. Los parámetros fisicoquímicos determinados en este estudio se realizaron tomando en consideración que el agua es de manantial y por su origen no presenta perturbación por contaminación antrópica. Sin embargo, dado que los habitantes de las comunidades aledañas al humedal consumen tal agua como potable, fue necesario conocer estos parámetros para determinar si era apta o no para consumo humano, así como el aporte que tienen estos manantiales hacia el humedal.

De acuerdo con la reglamentación vigente establecida en la Norma Oficial Mexicana modificada NOM-127-SSA1-1994 (SSA, 2000), el rango de pH permisible para calidad del agua para uso y consumo humano es de 6.5-8.5, por lo que todos los sitios cumplen con este criterio en los dos muestreos realizados y se interpretan como un medio neutro alcalino, propios de sistemas continentales de 6.25 a 7.67 en los manantiales que alimentan al humedal Ciénega de Tamasopo (Pérez-Castillo, 2017). Asimismo, Puczko, Zieliński y Jusik (2018) reportaron valores muy parecidos de pH (7.8-8.2) en los manantiales del parque forestal Knyszyn, Polonia. Mientras que Silva-García *et al.* (2016) indican valores de pH entre 7 y 7.5 en los manantiales del río Duero, Michoacán, México; es decir, aguas de alcalinidad básica y dentro de los límites permisibles.

El pH es un parámetro importante que se relaciona de modo cercano con la productividad biológica del sistema y puede ser afectado por la actividad antrópica: descargas de aguas no municipales, escorrentías agrícolas y deposición atmosférica de sustancias que forman ácidos (Ramos-Herrera, Broca-Martinez, Laines-Canepa, & Carrera-Velueta, 2012). Otras razones de valores alcalinos de pH se pueden deber a que está controlado por los iones  $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$ , los cuales se forman durante los procesos hidrotermales debido a la presencia del dióxido de carbono disuelto (Roy, Kumar, Chowdhury, Singh, & Ray, 2018).

La lixiviación y disolución del material del acuífero, así como la mezcla de fuentes salinas generalmente contribuyen a un valor de conductividad eléctrica (CE) alto en agua. Un amplio rango de valores de CE en muestras de agua es indicativo de múltiples fuentes de iones, como la contaminación atmosférica, geogénica y antrópica (Leite *et al.*, 2018; Thakur, Rishi, & Sharma, 2018).

Roy *et al.* (2018) realizaron un estudio en los manantiales termales de Bakreswar, India. Obtuvieron valores de CE entre 410 y 783  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , que se atribuyen al proceso de mineralización y la meteorización de las rocas huésped que promueven la solubilidad de los iones y, a su vez, pueden mejorar el nivel de sólidos totales disueltos (STD) en agua. Los STD son uno de los parámetros que permite evaluar la salinización de aguas subterráneas (Semarnat, 2018). Si los niveles de STD en agua exceden los 1 000 mg/l, se considera no apta para el consumo humano (DOF, 1989; SSA, 2000); de acuerdo con este criterio, todos los valores obtenidos en los dos muestreos realizados se pueden considerar aptos para el consumo, pues están por debajo del valor mencionado.

La Organización Mundial de la Salud (WHO, 2018) no establece un valor guía para el contenido de sólidos totales presentes en el agua potable debido a que no se consideran como un parámetro de preocupación para la salud humana. Sin embargo, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA, 2015) recomienda un valor límite de 250 mg/l para agua de consumo humano. Siendo así, los sitios M4 "El Cuajo", M5 "San Isidro", M6 "Cofradías", M7 "Presa Mocha", M9 "Plan de Juanchilote" y M11 "El 20" son los más altos y rebasan este límite; ello se puede deber a que los sólidos disueltos pueden provenir de fuentes naturales como hojas, sedimentos, rocas y aire, así como de aguas residuales y escorrentía de fertilizantes y plaguicidas. Estos valores son más altos que los reportados por Aksever, Davraz y Bal (2016) en los manantiales de Başköy, Turquía (130-490 mg/l), donde los valores de STD varían durante la circulación debido al contacto con las rocas, el tiempo de residencia prolongado del agua y la recarga de los manantiales desde una mayor altitud. Rivera-Rodríguez, Beltrán-Hernández y Lucho-

Constantino (2019) reportan que los valores encontrados para CE de 319-516  $\mu\text{S}/\text{cm}$  y para STD de 139-258 mg/l en los pozos subterráneos en Apan, Hidalgo, indican poca mineralización en esa área debido a un bajo tiempo de residencia del agua.

Para el agua de consumo humano, un valor de TB de 5 UTN es por lo general aceptable (SSA, 2000), aunque esto puede variar de acuerdo con las características de la fuente. Además, no se ha reportado ningún efecto sobre la salud provocado por un valor alto de TB (Chacón-Chumacero, Pinedo-Álvarez, & Rentería-Villalobos, 2016).

La dureza es un parámetro útil para indicar la calidad del agua para uso doméstico e industrial. El Ca y Mg disueltos en agua son los dos minerales que determinan la dureza del agua; son los iones dominantes del agua subterránea y la disolución de minerales de carbonato (Aksever *et al.*, 2016; Singh, Kaur, & Katnoria, 2017). La alta concentración de dureza total y dureza de calcio observada en los sitios M5 "San Isidro", M6 "Cofradías" y M7 "Presa Mocha" puede atribuirse a la localización de estos manantiales, pues se encuentran cerca del cerro y en general los suelos son calcáreos, por lo que durante la infiltración o a lo largo del flujo el agua subterránea puede disolver el  $\text{CaCO}_3$  y el  $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$  presentes en las rocas, y con ello la concentración de calcio del agua subterránea aumenta (Aksever *et al.*, 2016).

De acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2018), no se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud humana para la dureza del agua de consumo. El valor del umbral gustativo del ion calcio se encuentra entre 100 y 300 mg/l. En algunos casos, los consumidores toleran una dureza del agua mayor que 500 mg/l.

El agua con una dureza mayor a 200 mg/l, en función de la interacción de otros factores, como el pH y la alcalinidad, puede provocar la formación de incrustaciones en las instalaciones de tratamiento, el sistema de distribución, las tuberías y los depósitos de los edificios. Otra consecuencia es el consumo excesivo de jabón y la consiguiente formación de restos insolubles de jabón. La aceptabilidad por la población del grado de dureza del agua va variar en gran medida de una comunidad a otra, en función de las condiciones de uso.

En cuanto a los aniones, durante el primer muestreo sólo se detectaron sulfatos, los cuales se encontraban en un rango de 64.73 a 302.30  $\pm$  4.0 mg/l. Los valores obtenidos de sulfatos mostraron mayor contenido durante el primer muestreo; es importante mencionar que los manantiales M4 "El Cuajo", M7 "Presa Mocha" y M9 "Plan de Juanchilote" se localizan rodeados de campos cañeros y en esta temporada de muestreo se observó aplicación de fertilizantes y corte de caña (periodo de zafra). De acuerdo con lo reportado por Almazán-Juárez *et al.* (2016), en la cuenca del río Papagayo, Guerrero, en los manantiales "Palo Gordo" y "Agua Caliente" se determinó el contenido de sulfatos (62.68 y 45.58 mg/l  $\text{SO}_4^-$ , respectivamente), considerando que no son valores altos si se comparan con otros mantos acuáticos como de zonas mediterráneas en donde los contenidos de sulfatos son mayores de 400 mg/l. La WHO (2018) no ha definido valores de referencia para establecer los límites máximos permisibles para los sulfatos en agua de acuerdo con los efectos que causan a la salud humana. Sin embargo, la presencia de éstos en el agua de uso y consumo humano puede generar un sabor perceptible y rechazo entre los usuarios en niveles superiores a los 1 000 mg/l, lo cual podría provocar un efecto laxante en consumidores no habituados. Por lo

general, se considera que el deterioro del sabor es mínimo cuando la concentración es menor a 250 mg/l; en este sentido, en los manantiales M4-M7 ("El Cuajo", "San Isidro", "Cofradías" y "Presa Mocha"), M9 "Plan de Juanchilote" y M11 "El 20" podría haber alteración una ligera alteración en el sabor del agua.

La presencia de  $\text{SO}_4^{-2}$  en el agua de manantiales es geogénico, es decir, producto de la mineralización (Roy *et al.*, 2018). En un trabajo realizado por Pérez-Castillo (2017) se reportaron valores de sulfatos entre 3.1 y 229 mg/l (noviembre 2010), y entre 13.1 y 128.6 mg/l (mayo 2012) en los manantiales del humedal Ciénega de Tamasopo, atribuyendo el contenido de sulfatos en el agua de los manantiales a las reacciones de disolución de minerales de azufre en depósitos geológicos durante el afloramiento y flujo del agua, procesos de oxidación de sulfuros de hierro ( $\text{FeS}_x$ ) mediados por los nitratos en el agua al momento de aflorar y al proceso de karstificación (disolución del sustrato calcáreo debido a la infiltración del agua de lluvia).

En las zonas rurales, el uso de fertilizantes nitrogenados ha llevado a una mayor contaminación potencial del agua subterránea por un exceso de nutrientes, siendo los nitratos el contaminante frecuentemente introducido en los sistemas de agua subterránea (Aksever *et al.*, 2016). El límite máximo permisible de  $\text{NO}_3^-$  para agua de consumo humano es de 50 mg/l (WHO, 2018). Sin embargo, si la concentración de nitrato es superior a 10 mg/l, es indicativo de que el agua subterránea es afectada por factores antrópicos; en condiciones naturales su concentración es menor a 1 mg/l (Aksever, Davraz, & Karagüzel, 2015). Las concentraciones naturales de nitrato en aguas subterráneas bajo condiciones aeróbicas son de unos pocos miligramos por litro, y dependen

del tipo de suelo y la situación geológica (WHO, 2016). Por lo anterior, se puede decir que, en 10 de los 11 sitios de estudio, la concentración de nitratos es debida a su condición natural, mientras que en M1 “Cabezas” ( $1.01 \pm 0.001$  mg/l) se puede deber a la cercanía de la población y a la presencia de la estación de bombeo de distribución del agua, sin exceder los límites máximos permisibles.

En cuanto a la contaminación biológica, la presencia de coliformes totales y coliformes fecales es un indicador de la actividad antrópica, así como de las amenazas, impactos y presiones a las que pueden estar sometidos los manantiales en términos de la presencia de una fuente de contaminación, ya sea por aguas residuales, actividades agropecuarias, crecimiento demográfico, actividades recreativas, etcétera (Núñez, Fraile, & Lizarazu, 2009; Silva-García *et al.*, 2016; Murphy, Prioleau, Borchardt, & Hynds, 2017). Los coliformes fecales son uno de los parámetros de calidad del agua más importantes debido a su uso como indicador bacteriano de la contaminación fecal en aguas naturales y, por lo tanto, al estar presentes éstos y otros microorganismos patógenos pueden ocasionar enfermedades (Leite *et al.*, 2018).

De acuerdo con los resultados para coliformes totales en el M2 “Oscuranas 1” se obtuvo un valor de 7 NMP/100 ml, cuyo valor se puede deber a que en este sitio está colocada una bomba que distribuye el agua a casas aledañas, y su ubicación está a unos cuantos metros del camino que conduce a las comunidades circunvecinas. En el M4 “El Cuajo” es donde se encontró el mayor valor de coliformes totales con 28 NMP/100 ml, esto se puede atribuir a la presencia de animales de granja (cerdos), y a la apertura de caminos para la circulación de personas que acuden al manantial. En el M9 “Plan de Juanchilote” se detectaron 21 NMP/100 ml,

lo cual puede atribuirse a la presencia de trabajadores del corte de caña que acuden a este sitio a bañarse, y al escurrimiento de las heces de ganado que existen en uno de los corrales cercanos a dicho manantial.

Namihira-Santillán, Barrera-Escorcía y Márquez-García (2002) atribuyen los valores de coliformes totales (150-6 789 NMP/100 ml) y coliformes fecales (150-21 000 NMP/100 ml) del manantial externo al Lago Huayamilpas, Ciudad de México, al vertimiento intermitente de agua residual doméstica, y a que en los meses de lluvia (junio-septiembre) ocurre el lavado del terreno circundante.

Los manantiales M2 "Ecuranas", M4 "Cuajo" y M9 "Plan de Juan Chilote" no cumplen con el límite permisible de ausente o no detectables para coliformes totales que establece la Norma Oficial Mexicana Modificada NOM-127-SSA1-1994 (SSA, 2000), por lo cual es necesario un proceso de potabilización en los mismos antes de consumir el agua que generan. Además, estos manantiales tampoco cumplen con los criterios ecológicos de la calidad del agua (CE-CCA-001/89) para agua potable, que es < 2 NMP de organismos coliformes totales/100 ml.

A pesar de que se determinaron coliformes totales en tres de los manantiales no se detectaron coliformes fecales en ninguno de los manantiales, por lo que cumplen con la Norma Oficial Mexicana Modificada NOM-127-SSA-1994 (SSA, 2000), que establece la ausencia o no detectables para coliformes fecales; sin embargo, en el caso de los microorganismos patógenos, no existe un límite inferior tolerable, por lo que el agua destinada al consumo, preparación de alimentos y bebidas, o higiene personal no debe contener ningún agente patógeno para el ser humano (Rivas-Robles, Espinosa-Niño, Hernández-Cruz, Guzmán-

Monterrosa, & Pérez-Hernández, 2017). Por ello, es importante realizar este tipo de análisis de manera frecuente y monitorear otras fuentes de abastecimiento, sobre todo en aquellos manantiales donde el agua se destina para consumo humano sin ningún tratamiento.

Los manantiales sin explotar están expuestos a la entrada de contaminantes patógenos debido principalmente a la cercanía con granjas domésticas o con terrenos dedicados a la ganadería. Sin embargo, aquellos manantiales que no presentaron contaminación *in situ* pueden ser vulnerables a contaminarse durante el traslado, dado que el agua de algunos de ellos es bombeada a tanques de almacenamiento al aire libre, como en el caso de los manantiales M1 "Cabezas" y M11 "El 20", situados en el centro de la población. De los manantiales estudiados, el 50 % se destina para consumo humano, y el resto desemboca en el humedal natural Ciénega de Tamasopo. Por ello, es aún más importante conocer la calidad de agua, para determinar también los posibles impactos ambientales que podría sufrir este ecosistema. La problemática que enfrentan los manantiales es variada debido a las actividades antrópicas y de agricultura, por lo que es necesario emprender actividades y proyectos para su protección y un buen aprovechamiento, para evitar así su deterioro.

## Conclusiones

La calidad del agua de los manantiales que alimentan al humedal natural Ciénega de Tamasopo varía de acuerdo con la localización de cada uno de ellos en la microcuenca, y por las actividades antrópicas asociadas con ellos en las comunidades aledañas al humedal. Algunos de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos determinados en los manantiales rebasaron los límites máximos permisibles establecidos en la normatividad para agua de consumo humano. Así, es recomendable establecer un plan de manejo de cada manantial para lograr un adecuado uso y distribución del agua a sus poblaciones. Además, es necesario implementar un monitoreo constante para observar la variabilidad de los parámetros fisicoquímicos en diferentes épocas del año y considerar algunos otros parámetros fisicoquímicos para garantizar la calidad del agua que llega a este humedal natural de importancia Ramsar.

### **Agradecimientos**

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt), por el financiamiento brindado para la elaboración de la tesis de investigación de posgrado con el número 171739. A los habitantes del Ejido Cabezas, Tamasopo, San Luis Potosí, especialmente al C. Fortunato Landaverde por su apoyo en el muestreo y la localización de manantiales. A la doctora María Luisa Carrillo Inungaray y al químico Carlos Román del Laboratorio de Investigación de Alimentos de la Unidad Académica Multidisciplinaria Zona Huasteca-UASLP por la infraestructura facilitada en la determinación de coliformes totales y fecales.

## Referencias

- Aksever, F., Davraz, A., & Bal, Y. (2016). Assessment of water quality for drinking and irrigation purposes: A case study of Başköy springs (Ağlasun/Burdur/Turkey). *Arabian Journal of Geosciences*, 9, 748.
- Aksever, F., Davraz, A., & Karagüzel, R. (2015). Relations of hydrogeologic factors and temporal variations of nitrate contents in groundwater, Sandıklı Basin, Turkey. *Environmental Earth Sciences*, 73(5), 2179-2196.
- Almazán-Juárez, M. A., Almazán-Juárez, A., Carreto-Pérez, B., Hernández-Castro, E., Damián-Nava, A., & Almazán-Núñez, R. (2016). Calidad y clasificación de usos del agua en la cuenca baja del río Papagayo, Guerrero, México. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 3, 293-305.
- APHA, American Public Health Association. (1992). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (18<sup>th</sup> ed.). New York, USA: American Public Health Association.
- Carbajal, J., Sánchez-De-Llanos, J., González, J., Del-Río, O., Gonzalvo, J., García, F., & Gutiérrez, D. (2015). Capítulo 2: Hidrología del Pánuco. En: *Fondo de Agua Metropolitano de Monterrey. México*. Recuperado de <http://famm.mx/wp-content/pdf/capitulo2-hidrologia-del-panuco.pdf>
- Chacón-Chumacero, K. O., Pinedo-Álvarez, C., & Rentería-Villalobos, M. (2016). Evaluación de elementos traza en agua de río y manantial del área minera de Ocampo, Chihuahua, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32(4), 375-384. DOI:10.20937/rica.2016.32.04.01

Conanp, Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas. (2020). ¿Por qué son importantes los humedales? Disponible en: [http://www.conanp.gob.mx/conanp/dominios/ramsar/la\\_conanp\\_y\\_los\\_humedales.php](http://www.conanp.gob.mx/conanp/dominios/ramsar/la_conanp_y_los_humedales.php)

Norma Mexicana (2015). Norma Mexicana NMX-AA-042-SCFI-2015. Análisis de agua - Enumeración de organismos coliformes totales, organismos coliformes fecales (termotolerantes) y *Escherichia coli* - Método del número más probable en tubos múltiples. *Diario oficial de la Federación*, 11 de febrero de 2016, México. DF. Recuperado de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166147/nmx-aa-042-scfi-2015.pdf>

Norma Mexicana (2001). Norma Mexicana NMX-AA-072-SCFI-2001. Análisis de agua-Determinación de dureza total en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-método de prueba-(cancela a las NMX-AA-072-1981). *Diario Oficial de la Federación*, México. DF. Recuperado de <https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/166788/NMX-AA-072-SCFI-2001.pdf>

DOF, Diario Oficial de la Federación. (1989). Criterios ecológicos de calidad del agua. CEE-CCA-001/89. *Diario Oficial de la Federación*, 2 de diciembre, 26-36.

Derso, S., Beyene, A., & Getachew, M. (2015). Assessment of ecological quality of hot springs in the Eastern Amhara Region. *Environmental Systems Research*, 4, 19. Recuperado de <https://doi.org/10.1186/s40068-015-0044-z>

- EPA, Environmental Protection Agency. (2015). *National recommended water quality criteria- Human health criteria table* Recuperado de <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-human-health-criteria-table>
- Guo, M., Li, J., Sheng, C., Xu, J., & Wu, L. (2017). Una revisión de la teledetección de humedales. *Sensores*, 17(4), 777.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. (2010). *Marco geoestadístico de Ciénega de Cabezas, Tamasopo, San Luis Potosí*. Ciudad de México, México: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática.
- Kaur, J., Walia, H., & Mabwoga, S. O. (2017). Water quality monitoring of an international wetland at Harike, Punjab and its impact on biological systems. *Applied Water Science*, 7, 1107-1115. DOI: 10.1007/s13201-015-0347-2
- Kulinkina, A. V., Mohan, V. R., Francis, M. R., Kattula, D., Sarkar, R., & Plummer, J. D. (2016). Seasonality of water quality and diarrheal disease counts in urban and rural settings in south India. *Scientific Reports*, 6, 20521. DOI:10.1038/srep20521
- Leite, N., Stolberg, J., Purin, S., Tavela, A., Safanelli, J., Marchini, H., Exterkoetter, R., & Johnson, M. (2018). Hydrochemistry of shallow groundwater and springs used for potable supply in Southern Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 77. DOI:10.1007/s12665-018-7254-4
- Lintern, A., Webb, J. A., Ryu, D., Liu, S., Bende-Mich, I. U., Waters, D., Leahy, P., Wilson, P., & Western, A. W. (2018). Key factors

- influencing differences in stream water quality across space. *WIREs Water*, 5, (e1260), 31.
- Moreno-Casasola, P. (ed. 2016). *Servicios ecosistémicos de las selvas y bosques costeros de Veracruz*. Xalapa, México: Instituto de Ecología A.C., Organización Internacional de Maderas Tropicales, Comisión Nacional Forestal-Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático.
- Murphy, H. M., Prioleau, M. D, Borchardt, M. A., & Hynds, P. D. (2017) Epidemiological evidence of groundwater contribution to global enteric disease, 1948-2015. *Hydrogeology Journal*, 25(4), 981-1001.
- Musalem, K., Jiménez, F., & McDonald, M. (2014). Application of a rapid assessment tool for integrated watershed management: A case study from La Plata River Basin in South America. *Aqua-LAC*, 5, 31-39.
- Namihira-Santillán, P. E., Barrera-Escorcia, G., & Márquez-García, A. Z. (2002). Contaminación por bacterias fecales en el Lago Huayamilpas, México, D.F. *Hidrobiológica*, 12(2), 129-136.
- Núñez, N., Fraile, I., & Lizarazu, J. (2009). Microorganismos patógenos del agua. Estudio de Molinao Erreka. *Meridies*, (13), 69-76.
- Pérez-Castillo, F. V. (2017). *Dinámica de C, N, P y Fe en agua y sedimentos en el humedal natural Ciénega de Tamasopo, S.L.P.* (tesis de doctorado). Programas Multidisciplinarios de Posgrado en Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma de San Luis Potosí.
- Pérez-Castillo, F. V., Alfaro-De-la-Torre, M. C., Pérez-Rodríguez, R. Y., & Comín Sebastián, F. A. (2017). Tracing anthropogenic disturbances of a wetland through carbon and nitrogen isotope analyses in

- sediments. *Journal of Natural Resources and Development*, 07, 22-29.
- Pérez-Castillo, F., Alfaro-De-la-Torre, M. C., Briones-Gallardo, R., & Medellín-Milán, P. (2015). Dinámica de nutrientes entre el agua y los sedimentos en el humedal natural Ciénega de Tamasopo, S. L. P. *1er Congreso Iberoamericano sobre sedimentos y ecología*, Querétaro, México.
- Puczko, K., Zieliński, P., & Jusik, S. (2018). Vascular plant and bryophyte species richness in response to water quality in lowland spring niches with different anthropogenic impacts. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190, 338. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10661-018-6703-6>
- Ramos-Herrera, S., Broca-Martinez, L. F., Laines-Canepa, J. R., & Carrera-Velueta, J. M. (2012). Tendencia de la calidad del agua en ríos de Tabasco, México. *Ingeniería*, 16, 207-217.
- Ramsar. (2020). *La importancia de los humedales*. Recuperado de <https://www.ramsar.org/es/acerca-de/la-importancia-de-los-humedales>
- Ramsar Sites Information Service. (2008). *Ciénega de Tamasopo*. Recuperado de <https://rsis.ramsar.org/ris/1814>
- Rivas-Robles, E., Espinosa-Niño, F., Hernández-Cruz, F., Guzmán-Monterrosa, H., & Pérez-Hernández, H. (2017). Caracterización fisicoquímica y bacteriológica del agua subterránea de Villa de Acapetahua (Chiapas, México). *Higiene y Sanidad Ambiental*, 17(3), 1541-1545.

- Rivera-Rodríguez, D. A., Beltrán-Hernández, R. I., & Lucho-Constantino, C. A. (2019). Water quality indices for groundwater impacted by geogenic background and anthropogenic pollution: Case study in Hidalgo, Mexico. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16, 2201-2214. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1852-2>
- Roy, S., Kumar, B., Chowdhury, A., Singh, U. K., & Ray, S. (2018). Characterization of hydrogeochemical process and evaluation of water quality of seven geothermal springs, Bakreswar, India. *Arabian Journal of Geosciences*, 11, 314. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s12517-018-3662-8>
- Semarnat, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2018) *Estadísticas del agua en México, edición 2018*. Ciudad de México, México: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Comisión Nacional del Agua.
- Silva-García, J. T., Ochoa-Estrada, S., Cruz-Cárdenas, G., Nava-Velázquez, J., & Villalpando-Barragán, F. (2016). Manantiales de la cuenca del río Duero Michoacán: operación, calidad y cantidad. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32(1), 55-68.
- Singh, N., Kaur, M., & Katnoria, J. (2017). Spatial and temporal heavy metal distribution and surface water characterization of Kanjli Wetland (a Ramsar site), India Using Different Indices. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 99. DOI:10.1007/s00128-017-2194-3

- SSA, Secretaría de Salud. (22 de noviembre, 2000). Modificación a la norma NOM-127-SSA1-1994. Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. *Diario Oficial de la Federación*. México, DF, México: Secretaría de Salud.
- SSA, Secretaría de Salud. (19 de octubre, 1995). Norma Oficial Mexicana NOM-112-SSA1-1994. Bienes y servicios. Determinación de bacterias coliformes. Técnica del número más probable. *Diario Oficial de la Federación*. México, DF, México: Secretaría de Salud.
- SSA, Secretaría de Salud. (12 de agosto, 1994). Norma Oficial Mexicana NOM-014-SSA1-1993. Procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados. *Diario Oficial de la Federación*. México, DF, México: Secretaría de Salud.
- Suhani, I., Monika, Vaish, B., Singh, P., & Singh, R. P. (2020) Restoration, construction, and conservation of degrading wetlands: A step toward sustainable management practices. In: Upadhyay, A. K. *et al.* (eds.). *Restoration of wetland ecosystem: A trajectory towards a sustainable environment*. Recuperado de [https://doi.org/10.1007/978-981-13-7665-8\\_1](https://doi.org/10.1007/978-981-13-7665-8_1)
- Thakur, N., Rishi, M., & Sharma, D.A. (2018). Quality of water resources in Kullu Valley in Himachal Himalayas, India: Perspective and prognosis. *Applied Water Science*, 8, 20. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0668-z>

WHO, World Health Organization. (2018). *Guidelines for drinking-water quality: Fourth edition incorporating the first addendum*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

WHO, World Health Organization. (2016). *Nitrate and nitrite in drinking-water, background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality*. Geneva, Switzerland: World Health Organization Press. Recuperado de [https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/nitrate-nitrite-background-jan17.pdf](https://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/nitrate-nitrite-background-jan17.pdf)

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-06-02

Artículos

**Regionalización basada en variables geomorfológicas  
como herramienta para el cálculo de crecidas.**

**Aplicación a la zona centro sur de Chile**

**Regionalization based on geomorphological variables  
as a tool for calculating flood flow estimates.**

**Application to the south-central zone of Chile**

Daniela Cifuentes-Santibáñez<sup>1</sup>

José Vargas-Baecheler<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidad de Concepción, Facultad de Ingeniería, Concepción, Chile,  
dancifuentes@udec.cl

<sup>2</sup>Universidad de Concepción, Facultad de Ingeniería, Concepción, Chile,  
jvargas@udec.cl

Autora para correspondencia: Daniela Cifuentes-Santibáñez,  
dancifuentes@udec.cl

## Resumen

El objetivo de la presente investigación es proponer una metodología rápida y efectiva para las estimaciones de caudales de crecida para diferentes periodos de retorno. La propuesta metodológica planteada está basada en el método de la regionalización hidrológica. Se verifica la existencia de tres índices que logran representar la respuesta de la cuenca frente a caudales de crecida, el índice de estacionalidad pluvial, índice de estacionalidad en periodo de estiaje y el índice de magnitud de la crecida, obtenidos a partir de registros fluviométricos. Se establece que las variables geomorfológicas que están relacionadas respectivamente con estos índices son el índice de compacidad de Gravelius, altura media y área de la cuenca. Se aplican diferentes técnicas estadísticas que logran determinar un agrupamiento adecuado de cinco grupos homogéneos en la zona centro sur de Chile, comprendida entre la latitud sur  $34^{\circ} 50'$  hasta la latitud sur  $39^{\circ} 35'$ . Se exhibe un plano de clasificación para cuencas sin información hidrológica y ecuaciones regionales de estimación para cada uno de ellos. Por esto se espera que, con esta investigación, se dé un paso importante para lograr la automatización de las estimaciones a través de ecuaciones actualizadas, fáciles de aplicar y comprender en cualquier tipo de cuenca y, sobre todo, basadas en un análisis adecuado del comportamiento hidrológico de las cuencas.

**Palabras clave:** regionalización hidrológica, grupos homogéneos, variables geomorfológicas, índices de estacionalidad, cuencas sin información fluviométrica.

## Abstract

Most of the time in engineering practice, flow estimates must be fast and accurate, seeking to optimize analysis time. From this problem arises the aim of this research, which consists of proposing a rapid and effective flood flow estimation methodology for different return periods. The methodological proposal is based on the hydrological regionalization method. The existence of three indices that manage to represent the response of the basin to flood flows is verified: the rain seasonality index, the seasonality index in the dry season and the flood magnitude index are verified, all being obtained from fluviometric records. It is established that the geomorphological variables Gravelius Compactness index, Average Height and Area of the basin are respectively related to these indices. The different statistical techniques applied are able to determine an adequate grouping of five homogeneous groups in the south-central zone of Chile (between south latitude  $34^{\circ} 50'$  and south latitude  $39^{\circ} 35'$ ). A classification plan for basins without hydrological information and regional estimation equations for each of them is displayed. With this research it is expected that an important step will be taken to achieve the automation of the flood flow estimates in any type of basin through updated, easy, and understandable equations based, above all, on an adequate analysis of the hydrological behavior of the basins.

**Keywords:** Hydrological regionalization, flow automation, geomorphological variables, seasonality indices, basins without fluviometric information.

Recibido: 02/07/2020

Aceptado: 03/11/2020

## **Introducción**

La estimación de caudales en cuencas sin control fluviométrico ha sido un desafío constante en la ingeniería hidráulica. En la práctica ingenieril, la mayoría de las veces las estimaciones deben ser rápidas y precisas, buscando utilizar la menor cantidad de horas de trabajo. Es poco probable que se lleven a cabo modelos sofisticados que requieran una gran cantidad de tiempo para ser calibrados o que demanden datos inexistentes en la zona del proyecto.

En países como Chile, la mayoría de los proyectos de mediana envergadura son desarrollados utilizando estimaciones hidrológicas rápidas. Se utilizan con frecuencia los métodos de precipitación-esorrentía que sugiere el manual de cálculo de crecidas y caudales mínimos en cuencas sin información fluviométrica desarrollado por la Dirección General de Aguas de Chile (Dirección General de Aguas, 1995). Corresponden a relaciones desarrolladas de forma empírica en una zona específica del país y con frecuencia contienen coeficientes de estimación

desactualizados que provienen de la estadística hidrológica recolectada en el pasado. Otras veces, cuando se dispone de estaciones fluviométricas cercanas, se utiliza el método de transposición de caudales, que en muchas ocasiones se utiliza con base en el criterio de que cuencas cercanas presentan caudales similares (Chow, 1994). Aplicar este método para las estimaciones de caudales en cuencas sin información, genera la incertidumbre de tener que seleccionar aquella cuenca donante que presente la mayor cercanía y calidad de medición, volviendo el proceso analíticamente lento.

La presente investigación propone un método rápido y efectivo para la estimación de caudales de crecida. El objetivo es generar grupos homogéneos de cuencas a partir de la similitud de sus parámetros geomorfológicos, desde los cuales se pueden transferir caudales de crecida para diferentes periodos de retorno a partir de ecuaciones de transferencia de información regional.

La propuesta metodológica está basada en la metodología de regionalización hidrológica, mezclando y complementando las técnicas estadísticas e hidrológicas que han desarrollado un gran número de investigadores desde mediados del siglo pasado (Blöschl, Sivapalan, Wagener, Viglione, & Savenije, 2013).

## **Antecedentes bibliográficos**

## El método de regionalización hidrológica

La regionalización hidrológica es una técnica de transferencia de información desde una o más cuencas donantes de información a otras cuencas que son las receptoras y que no poseen mediciones confiables (Blöschl & Sivapalan, 1995; Oudin, Kay, Andréassian, & Perrin, 2010). La transferencia de información se basa en que el grupo de cuencas consideradas para el traspaso, junto con la cuenca no instrumentada en la que se quiere hacer la estimación de caudales, pertenecen al mismo grupo hidrológicamente homogéneo (Blöschl, 2011). Las cuencas que se consideran hidrológicamente homogéneas presentan características similares que están relacionadas con la respuesta hidrológica de interés (Gutiérrez-López & Aparicio, 2020). Estas características pueden ser, por ejemplo, variables geomorfológicas o climáticas (Zucarelli, 2017).

El método de regionalización no presenta una metodología definida, sino que consta de al menos dos partes que pueden ser abordadas de diferente manera. El primer paso es determinar regiones hidrológicamente homogéneas y el segundo la obtención de un modelo regional para la predicción de caudales en cada una de las regiones homogéneas (Ouarda *et al.*, 2008). Así, en el caso de tener una cuenca

no controlada, se determina a qué grupo homogéneo pertenece, para estimar finalmente los caudales a través de la utilización del modelo regional.

## **Agrupamiento de cuencas en regiones homogéneas**

Que una región sea hidrológicamente homogénea significa que las variables que llevan a una firma hidrológica de interés (como es el caso, por ejemplo, de los caudales de crecida) poseen una variación similar respecto a alguna medida de similitud. Es necesario identificar las variables o índices que describen el fenómeno a estimar (Gutiérrez-López & Aparicio, 2020). El beneficio de utilizar parámetros geomorfológicos de las cuencas como medida de similitud es que con la tecnología actual desarrollada por los sistemas de información geográfica (SIG) es posible determinar los parámetros geomorfológicos de cualquier cuenca (Blöschl *et al.*, 2013).

Una gran cantidad de técnicas estadísticas multivariadas se utilizan en la aplicación de la regionalización hidrológica. Las técnicas difieren de un lugar a otro, por lo cual es necesario detectar el conjunto específico que genera buenos resultados en la zona de estudio. El análisis de componentes principales (ACP) es una de ellas, pues las variables que

describen la hidrología de un lugar comprenden un gran conjunto de elementos altamente correlacionados. El ACP genera una simplificación de los datos existentes, conservando una porción adecuada de la cantidad de información disponible. Nathan y McMahon (1990); Álvarez -Olguín, Hotait-Salas y Sustaita-Rivera (2011); Zucarelli (2017), y Gao, Kamal, Xianfeng, Naresh y Khem (2019) son algunos de los autores que utilizaron esta técnica para visualizar de una manera sencilla la relación existente entre un gran número de variables. El análisis de conglomerados es otra técnica estadística multivariada que busca clasificar una muestra de individuos en grupos homogéneos (denominados también clústeres o racimos). El método consiste en agrupar observaciones minimizando la variabilidad interior de cada grupo, pero buscando la mayor diferencia entre ellos (Pérez, 2004). Para esto es necesario contar con medidas de similitud cuantificables entre las variables consideradas en el análisis. En otras palabras, se requieren técnicas para estimar la distancia entre individuos para poder clasificarlos. Burn (1989) utilizó el algoritmo de clúster para la estimación de regiones homogéneas con datos de caudales máximos anuales de ríos del sur de Canadá; concluyó que el método de clúster es una buena herramienta para tener una primera aproximación de la similitud entre observaciones, generando zonas homogéneas destinadas a ser utilizadas en una metodología de regionalización hidrológica. Luego de su trabajo, múltiples autores siguen confirmando el buen funcionamiento del análisis de conglomerados a la hora de clasificar las observaciones en grupos homogéneos (Álvarez-Olguín *et al.*, 2011;

Ssegane, Tollner, Mohamoud, Rasmussen, & Dowd, 2012; Salazar, 2016; Zucarelli, 2017).

Se debe tomar en cuenta que el análisis clúster no tiene bases estadísticas que relacionen una variable explicativa con otras causales, es un método basado en criterios geométricos y se utiliza fundamentalmente como una técnica exploratoria, descriptiva, pero no explicativa. Por esto es necesario un análisis intensivo de los grupos obtenidos, asegurando su homogeneidad a través de un análisis teórico de las similitudes entre grupos.

## **Obtención de curvas regionales de estimación de caudales**

Hosking y Wallis (1997) proponen un procedimiento denominado índice de crecida para establecer ecuaciones regionales de estimación de crecidas, suponiendo que sus distribuciones de crecientes en todos los sitios dentro de una misma región homogénea son idénticas excepto por la escala o el índice de crecida. La técnica que proponen para estimar los parámetros que describen a una población es la de los L-momentos. Esta metodología tiene las ventajas teóricas sobre momentos convencionales de ser capaz de caracterizar una gama más amplia de distribuciones y

cuando estima a partir de una muestra de ser más robusto a la presencia de los valores atípicos en los datos.

Voguel, Thomas y McMahon (1993), en EUA, desarrollaron un trabajo donde su objetivo principal fue evaluar la idoneidad de utilizar varios modelos estadísticos para representar las muestras de datos de cada una de las cuencas en estudio, utilizando la metodología de los L-momentos. Para este fin recolectan los datos de crecida medidos en 383 cuencas del suroeste de EUA. Hasta ese entonces, pautas establecidas por el Consejo de Recursos Hídricos de EUA recomendaban el uso de la distribución Pearson tipo 3 para los análisis de frecuencia de datos de crecida en los Estados Unidos. Voguel *et al.* (1993) revelan que el procedimiento de inundación índice no se debe restringir a una sola distribución de ajuste, pues existen otras como las de Valores Extremos o Log Pearson 3 que presentan mejores ajustes para una muestra de datos. También establecen que el método de los diagramas de L-momentos presenta la ventaja de comparar el ajuste de varias distribuciones usando un solo instrumento gráfico. Estos se construyen a partir de relaciones adimensionales de los L momentos de una muestra de datos. Norbiato, Borga, Sangati y Zanon 2007), en Italia, se dedicaron a estudiar eventos extremos de precipitación en las cuencas del este de los Alpes italianos; su objetivo principal fue caracterizar la crecida repentina que se desarrolló el 29 de agosto de 2003 sobre el este de la cuenca del río Tagliamento. Para analizar la ocurrencia de la precipitación que generó la crecida, utilizaron el análisis regional de frecuencia basado en el método de la crecida índice y L-momentos. Para esto,

preliminariamente definieron grupos que consideraban homogéneos. Establecieron que el relieve montañoso de los Alpes orientales constituye la variable que representa en mayor medida la geomorfología del lugar de interés. Yang *et al.* (2010), en China, generaron un estudio realizado en la cuenca del río Pearl, segunda cuenca de drenaje más grande del país, aplicando el análisis regional de frecuencia; lograron agrupar 40 cuencas en seis grupos homogéneos, los cuales resultaron ser concordantes con la distribución de las precipitaciones y humedad. Por lo tanto, sugieren que el análisis regional de frecuencia es una herramienta potente para disminuir la incertidumbre en el ajuste de modelos estadísticos a una base de datos.

Recientemente, el método de regionalización hidrológica ha sido utilizado para complementar modelos hidrológicos. Pagliero, Bouraoui, Willems y McIntyre (2019), en Europa Oriental, investigaron técnicas de regionalización para el modelado hidrológico a gran escala; concluyeron que el resultado del rendimiento promedio de la calibración aumentó al utilizar subcuencas agrupadas por regiones homogéneas. Así, logran incrementar el  $R^2$  de calibración de 0.46 a 0.63.

En América Latina también está en auge el uso del análisis regional de frecuencia para caracterizar eventos extremos. En 2010, a raíz del Programa Hidrológico Internacional (PHI) de la Oficina Regional de Ciencia para América Latina y el Caribe de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO), se publica la *Guía metodológica para la aplicación del análisis regional de frecuencia de sequías basado en L-momentos y resultados de aplicación en América*

*Latina* (Núñez, 2010). En esta guía se presenta un resumen de la metodología del análisis regional de frecuencia expuesta originalmente por Hosking y Wallis a finales de la década de 1990. La finalidad de la guía es presentar al lector la experiencia de sus autores y colaboradores en la aplicación de una metodología alternativa al análisis de frecuencia y al estudio de la recurrencia de eventos de sequía en áreas piloto de América Latina, con el objetivo de demostrar que una metodología tan usada puede emplearse sin problemas en este sector del planeta.

Al respecto, Vera y Mora (2013) proponen un método para el análisis de frecuencia regional de lluvias diarias máximas para cuencas existentes en los Andes bolivianos. Campos (2013) genera un análisis regional relativo a la frecuencia de crecidas en una región hidrológica mexicana; utiliza índices de estacionalidad, demostrando la gran utilidad que presentan para representar el comportamiento de las cuencas. Zucarelli (2017) utilizó cuencas pertenecientes a Perú y Uruguay, donde a partir de una gran cantidad de técnicas multivariadas logró generar un agrupamiento homogéneo de cuencas. Recientemente, Da-Silva *et al.* (2020) evaluaron metodologías de regionalización hidrológica aplicadas en el pasado para la cuenca alta del río Jaguari en Brasil.

La gran cantidad de estudios existentes que utilizan la metodología del análisis regional de frecuencia no hacen más que verificar su utilidad y precisión en las estimaciones de valores extremos para diferentes periodos de retorno. Si bien este proceso posee dos pasos bien definidos, siendo el primero de ellos estimar las regiones homogéneas y, segundo, establecer las ecuaciones regionales de estimación de caudales, la forma

de aplicarlas cambia dependiendo de la característica de la zona a estudiar. En consecuencia, se puede encontrar una gran combinación de técnicas estadísticas que ayudan a obtener grupos homogéneos y curvas de estimación regional.

Así, usando como base el método de regionalización hidrológica, el desafío de la presente investigación es detectar una metodología basada fuertemente en el comportamiento de las cuencas de la zona centro sur de Chile. El lugar de estudio se escogió por ser una de las zonas que presenta la mayor concentración de población en Chile, propensa de manera constante a sufrir eventos extremos de precipitación; además, la región presenta una densidad adecuada de estaciones fluviométricas para iniciar un proceso de regionalización en el país, con información hidrológica confiable para llevar a cabo las pruebas de homogeneidad y heterogeneidad necesarias.

El presente trabajo utiliza la regionalización hidrológica basada en la similitud de parámetros geomorfológicos para identificar regiones hidrológicamente homogéneas desde las cuales se pueda generar un traspaso de información de caudales de crecidas para diferentes periodos de retorno a partir de ecuaciones de transferencia regional. Para este fin se utilizan diversas técnicas multivariadas, como el análisis de clúster para decidir las variables geomorfológicas capaces de captar el comportamiento hidrológico de la cuenca, el método de clúster para realizar una agrupación preliminar de cuencas homogéneas, índices de discordancia y heterogeneidad obtenidos a partir de los registros fluviométricos de las cuencas de un mismo grupo homogéneo y,

finalmente, el análisis regional de frecuencias basado en el Método de Avenida Índice para obtener ecuaciones de transferencia de información regional. A continuación, se presenta la definición del área de estudio, y posteriormente los materiales y métodos utilizados en esta investigación.

## Área de estudio

El área de estudio se ubica en el continente sudamericano, en la zona centro sur de Chile. Está comprendida entre la latitud sur 34° 50' hasta la latitud sur 39° 35', específicamente entre las regiones administrativas chilenas de Maule y Araucanía. En este sector se encuentran cuatro cuencas: Itata, Biobío, Imperial y Toltén, desde las cuales este estudio analizará 26 subcuencas que presentan información continua y confiable, las que se muestran en la Tabla 1.

**Tabla 1.** Cuencas Donantes de información.

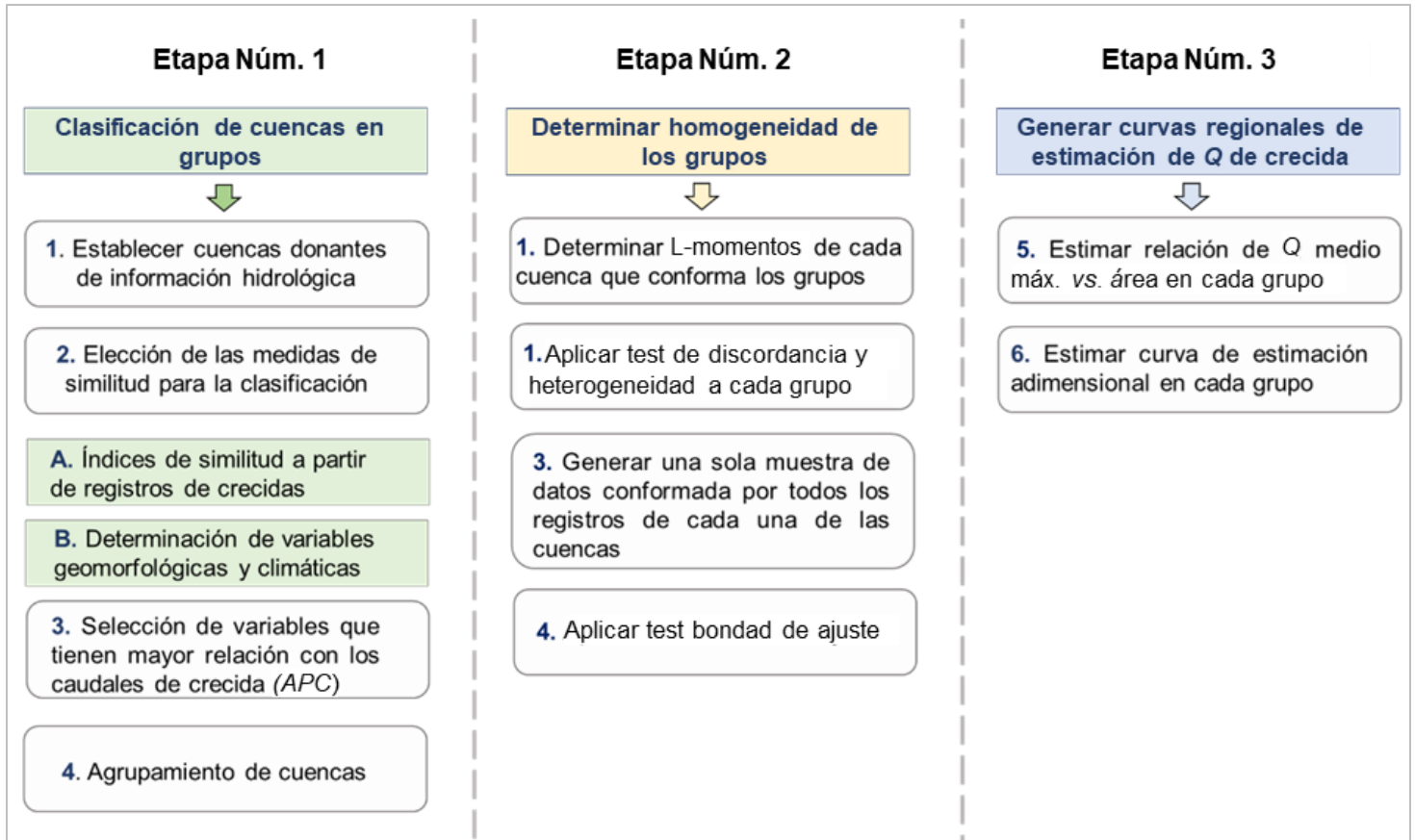
<b>Mataquito (5)</b>	<b>Maule (3)</b>
1. Río Colorado en Junta con Palos	6. Río Ancoa en el Morro

2. Estero Upeo en Upeo	7. Río Claro en Camarico
3. Río Palos en Junta con Colorado	8. Río Lircay en Puente las Rastras
4. Río Teno después de Junta con Claro	
5. Río Claro en los Queñes	
<b>Biobío (3)</b>	<b>Itata (6)</b>
9. Río Lirquén en Cerro el Padre	12. Río Cato en Puente Cato
10. Río Malleco en Collipulli	13. Río Diguillín en Longitudinal
11. Río Mininco en Longitudinal	14. Río Itata en General Cruz
	15. Río Itata en Trilaleo
	16. Río Ñuble en la Punilla
	17. Río Sauces antes Junta con Ñuble
<b>Imperial (5)</b>	<b>Toltén (4)</b>
18. Río Dumo en Santa Ana	23. Río Donguil en Gorbea
19. Río Huichahue en Faja	24. Río Licura en Licura
20. Río Muco en Puente Muco	25. Río Mahuidanche en Santa Ana
21. Río Quino en Longitudinal	26. Río Peyuhue en Quitate
22. Río Traiguén en Victoria	

La zona centro sur de Chile presenta ríos de alta pendiente y corto recorrido, pero que en general llegan hasta el mar. Su clima es de alta montaña en la cordillera y más templado en la costa, por el efecto regulador de las masas de agua del Pacífico. En el valle longitudinal es más seco en el norte y más templado en el sur. El periodo de lluvias líquidas se concentra en los meses de abril a septiembre, mientras que el periodo seco o de estiaje inicia por lo general en octubre y se extiende hasta finales de marzo.

## **Materiales y métodos**

Como se ha señalado con anterioridad, el método de regionalización hidrológica, aplicado en el mundo para mejorar las estimaciones de valores extremos, se basa en el traspaso de información hidrológica entre cuencas que presentan características hidrológicas homogéneas. Dentro de las diferentes técnicas estadísticas utilizadas por lo común para su aplicación, se determinó que la metodología planteada en la Figura 1 se adecua a las condiciones de la zona centro sur de Chile.



**Figura 1.** Resumen de la metodología utilizada.

La metodología planteada en la Figura 1 se utilizará para implementar la metodología de la regionalización hidrológica como herramienta para las estimaciones de caudales de crecida para diferentes periodos de retorno. Consiste en tres etapas: la primera es generar una clasificación de cuencas en grupos similares; posteriormente, en la segunda etapa, se determina la homogeneidad de los grupos obtenidos a partir de test estadísticos aplicados a los registros fluviométricos de las cuencas; finalmente, la etapa tres consiste en la generación de curvas

regionales de transferencia de información. A continuación, se presenta una descripción de cada una de ellas.

## **Etapas 1: clasificación de cuencas en grupos**

Para lograr un adecuado traspaso de información se requiere que las cuencas donantes de los datos, que forman parte de la clasificación, se encuentren instrumentadas por la Dirección General de Aguas de Chile (DGA). Se escogen cuencas que presenten los datos más completos, con una longitud mínima de 30 años, a fin de que la información disponible en cada región sea confiable y traspasable a cuencas no controladas.

Se utilizarán índices estacionarios como variables dependientes, que cumplirán la función de representar la respuesta de las cuencas frente a caudales de crecida, obtenidos directamente de las fechas donde ocurren las crecidas registradas en cada estación fluviométrica (cuencas en estudio). Campos (2013) indica que la similitud en la distribución temporal y la regularidad de las crecidas de dos cuencas implican una semejanza en sus características fisiográficas y meteorológicas. Para establecer los índices estacionarios es necesario tener la fecha en que ocurren las crecidas máximas de cada periodo de análisis. Los 360 grados de una circunferencia unitaria se dividen en los 365 días del año. Es en la

circunferencia donde se comienzan a ubicar los días del año cada  $360/365 = 0.98^\circ$ . Los índices de estacionalidad utilizados como variable dependiente para representar la respuesta de la cuenca ante crecidas son el Índice del Día Medio Juliano (DMC) y el Índice Resultante Media de Estacionalidad ( $R$ ). El DMC muestra la dirección media de las fechas en que ocurren las crecidas máximas de una cuenca en específico. Se espera que cuencas que presenten DMC semejante tengan similitud en otras características hidrológicas. El índice resultante media de estacionalidad ( $R$ ) corresponde al cálculo de la variabilidad de las "n" fechas de ocurrencia de las crecidas; en relación con el DMC, es una medida adimensional de la dispersión de los datos que varía entre 0 y 1. Un valor unitario indica que todas las crecientes ocurren en la misma fecha, mientras que un valor cercano a cero implica gran variabilidad de ocurrencia a lo largo de los años.

Para obtener una mejor representación de la respuesta de la cuenca, en el presente estudio se recolectan las crecidas ocurridas en dos periodos en el año; cada cuenca en estudio presentará tres índices que buscan caracterizar su respuesta frente a crecidas: índices de estacionalidad pluvial (DMC y  $R$  pluvial); índices de estacionalidad de estiaje (DMC y  $R$  de estiaje), e índice de magnitud de la crecida (QMedioMáx). Estos índices se calcularon a partir de los registros fluviométricos de cada cuenca en estudio.

Las variables geomorfológicas, a su vez, serán utilizadas para clasificar cuencas sin información fluviométrica, cumpliendo la función de variables independientes; fue importante identificar las que tenían mayor

relación con los índices representativos de crecidas. Las variables geomorfológicas utilizadas en esta investigación son las especificadas en la Tabla 2, que son 17 en total, las que se obtienen a partir del procesamiento de modelos de elevación digital del terreno (MEDT).

**Tabla 2.** Ordenamiento de las variables geomorfológicas analizadas.

<b>Clasificación</b>	<b>Núm.</b>	<b>Variable</b>	<b>Abreviación</b>
<b>Variables relacionadas con el área y cauces de la cuenca</b>	1.	Longitud de la cuenca	Lcuen
	2.	Longitud al centroide	Lca
	3.	Longitud del cauce principal	Lprin
	4.	Longitud total de las corrientes	Lcoor
	5.	Área	A
	6.	Perímetro	P
<b>Variables relacionadas con el relieve y la precipitación</b>	7.	Elevación media	Em
	8.	Elevación máxima	Emáx
	9.	Pendiente promedio del cauce	Sc
	10.	Pendiente promedio de la cuenca	S
	11.	Precipitación media anual	PPmed

	12.	Precipitación media máxima anual	PPmáx
	13.	Precipitación media mínima anual	PPmín
<b>Índices y variables relacionadas con la forma</b>	14.	Coeficiente de compacidad	Rk
	15.	Relación de elongación	Re
	16.	Relación de circularidad	Rc
	17.	Densidad de drenaje	Dd

Fuente: basado en Blöschl *et al.* (2013).

Definidas estas variables se realiza un análisis de componentes principales (ACP), donde los índices de crecidas se relacionan junto a 17 variables geomorfológicas obtenidas de las cuencas en estudio, seleccionando un pequeño grupo de variables geomorfológicas que sean capaces de describir de manera generalizada la respuesta de la cuenca ante crecidas. Su uso en hidrología se muestra en estudios desarrollados por Nathan y McMahon (1990); Álvarez-Olguín *et al.* (2011); Blöschl *et al.*, 2013; Zucarelli (2017), y Gao *et al.* (2019). Dentro de los resultados que entrega el ACP se encuentra un mapa denominado "Círculo de correlaciones". Muestra una proyección de las variables iniciales en las dos componentes principales que capturan la mayor cantidad de información que entregan las variables. En el gráfico, cuando dos variables están lejos del centro, tenemos varias posibilidades: si quedan

próximas una a la otra están positivamente correlacionadas; si son ortogonales, no están correlacionadas; si quedan en lados opuestos con respecto al centro están negativamente correlacionadas. Analizando este gráfico se seleccionarán las variables independientes que mayor relación tienen con la respuesta de la cuenca ante crecidas.

Para la clasificación de cuencas se asume preliminarmente que cuencas que presenten las variables geomorfológicas similares (ya nombradas) presentan una respuesta hidrológica similar ante crecidas. El agrupamiento se lleva a cabo mediante la aplicación de algoritmos de clúster jerárquico utilizando el criterio de agrupamiento de Ward. La identificación de regiones homogéneas mediante este método se basa en las recomendaciones de Nathan y McMahon (1990); Hosking y Wallis (1997); Zhang y Hall (2004), y Apolinario, Pitágoras, Lujano y Tapia (2017), método jerárquico que no requiere del conocimiento anticipado de un grupo homogéneo.

## **Etapas 2: determinar la homogeneidad de los grupos**

La Etapa 2 consiste en determinar si las regiones previamente obtenidas en la Etapa 1 son realmente homogéneas. Para cumplir este objetivo y el de la Etapa 3, que consiste en generar ecuaciones regionales de

transferencia de información, se aplicará un análisis regional de frecuencia utilizando el método de los L-momentos (ARF- LM) en cada una de las regiones determinadas. Una de las mayores ventajas que ofrece el análisis regional de frecuencias es la posibilidad de agregar la información proveniente de varias muestras en una sola, asumiéndola como una región homogénea, es decir, como una región que presenta una distribución de frecuencias idéntica excepto por un factor de escala específico para la zona de estudio. Este método tiene como principal sustento estadístico para los cálculos de las probabilidades la teoría de los L-momentos. El *software Linear Regional Analysis of Precipitation* (L-RAP) desarrollado por MGS (2008), en el marco del "Proyecto Atlas de Sequía para áreas piloto de América Latina", ha sido utilizado como herramienta básica para la aplicación de la metodología de análisis regional de frecuencia planteada por Hosking y Wallis (1997). Esta herramienta ayuda a disminuir la dificultad de ecuaciones matemáticas a resolver, que tiende a ser un problema a la hora de aplicar la metodología planteada. En la presente investigación se utiliza el *software L-RAP* desde el desarrollo de la Etapa 2, para realizar el cálculo de los L-momentos de los registros de cada una de las cuencas en estudios y en la aplicación de los test que aseguran la homogeneidad de los grupos.

Para determinar la homogeneidad de los grupos, la metodología propuesta por Hosking y Wallis (1997) indica la realización del test de discordancia y heterogeneidad. El primero indica que una cuenca puede ser discordante del resto del grupo si sus L-momentos se alejan de forma significativa del promedio de los L-momentos regionales. Los valores

críticos del indicador de discordancia ( $D_i$ ) sugeridos para considerar una estación como discordante se muestran en la Tabla 3.

**Tabla 3.** Valores críticos del valor de discordancia  $D_i$ .

Número de cuencas en la región	Valor crítico $D_i$	Número de cuencas en la región	Valor crítico $D_i$
5	1.33	10	2.49
6	1.65	11	2.63
7	1.92	12	2.76
8	2.14	13	2.87
9	2.33	14	2.97

Fuente: Hosking y Wallis (1997).

Por otro lado, el test de heterogeneidad es una medida del grado de homogeneidad o heterogeneidad de los registros de caudales que presentan las cuencas que conforman cada grupo. La medida de heterogeneidad, denominada estadístico  $H_1$ , ha sido desarrollada por Hosking y Wallis (1997) como un indicador del grado de heterogeneidad en los L-momentos ratios para un grupo de cuencas, midiendo la variabilidad relativa del coeficiente de variación (L-CV) de las muestras de datos de un grupo. Los valores críticos se muestran en la Tabla 4.

**Tabla 4.** Valores críticos del test de heterogeneidad  $H_1$ .

<b>Heterogeneidad</b>	<b>Hosking y Wallis (1997)</b>	<b>Wallis <i>et al.</i> (2007)</b>
Homogénea	$H_1 < 1$	$H_1 < 2$
Posiblemente Heterogénea	$1 < H_1 < 2$	$2 < H_1 < 3$
Heterogénea	$H_1 > 2$	$H_1 > 3$

Fuente: Hosking y Wallis (1997), y Wallis (2007).

Los límites propuestos originalmente por Hosking y Wallis (1997) sólo tenían en cuenta la variabilidad estadística. Sin embargo, las mediciones de precipitación o caudales por lo regular contienen otras fuentes de variación, como el traslado físico de estaciones durante sus años de funcionamiento, cambio de operadores, datos faltantes surgidos de reportes inconsistentes, falta de atención para medir la precisión y condiciones específicas del sitio, o hasta el crecimiento de árboles alrededor de la estación. Estos factores, que incrementan en algún grado la heterogeneidad natural de las regiones, fueron considerados por Wallis *et al.* (2007).

Una vez determinada la homogeneidad de cada uno de los grupos, se seleccionó la distribución regional de frecuencia que mejor se adecuaba a la forma y distribución de los datos regionales. Para el ajuste de funciones de distribución con base en los L-momentos se utilizaron la

distribución logística generalizada (GLO), generalizada de valores extremos (GEV), normal generalizada (GNO), Pearson tipo III (PE3) y Pareto generalizado (GPA), todas ellas recomendadas por Hosking y Wallis (1997). Para determinar cuál de las distribuciones anteriores se ajustaba mejor a los datos regionales, se utilizaron los criterios de bondad de ajuste Test Z y también un método gráfico denominado "Diagrama de L-momentos ratios" que permite visualizar la semejanza entre los valores L-asimetría y L-curtosis tanto de las cuencas en estudio como de las distribuciones comúnmente utilizadas en el ARF.

En la metodología planteada se mostrarán dos ecuaciones por cada grupo homogéneo. La primera en la relación de  $Q$  medio máximo vs. alguna variable geomorfológica; la segunda corresponde a una curva adimensional de estimación de caudales de crecida, generada a partir de la función de distribución que mejor se adecua a los datos regionales según las pruebas de bondad de ajuste aplicadas en la etapa anterior. Se usa la muestra normalizada por el caudal medio máximo, obteniendo diferentes valores de  $Q$  normalizado para diferentes valores de no excedencia.

Se genera también un plano de clasificación de cuencas, que ayudará a clasificar cuencas sin información hidrológica de manera sencilla. Se presentará igual dimensión que número de variables geomorfológicas utilizada para la clasificación. Luego, se debe obtener el vector de las variables para cada una de las cuencas de la muestra en estudio, ubicándolas en el plano de clasificación. Como es de esperar, los puntos cercanos corresponden a cuencas que presentan valores similares

de estas variables. También es posible ubicar el centro de cada grupo. En este caso, si se desea clasificar una cuenca sin información, se obtiene la variable geomorfológica de área y relieve a partir de algún sistema de información geográfica y se ubica en el mapa de clasificación. Luego se mide a través de la distancia euclidiana a qué centro de los grupos está más cercana, siendo el grupo al que pertenece.

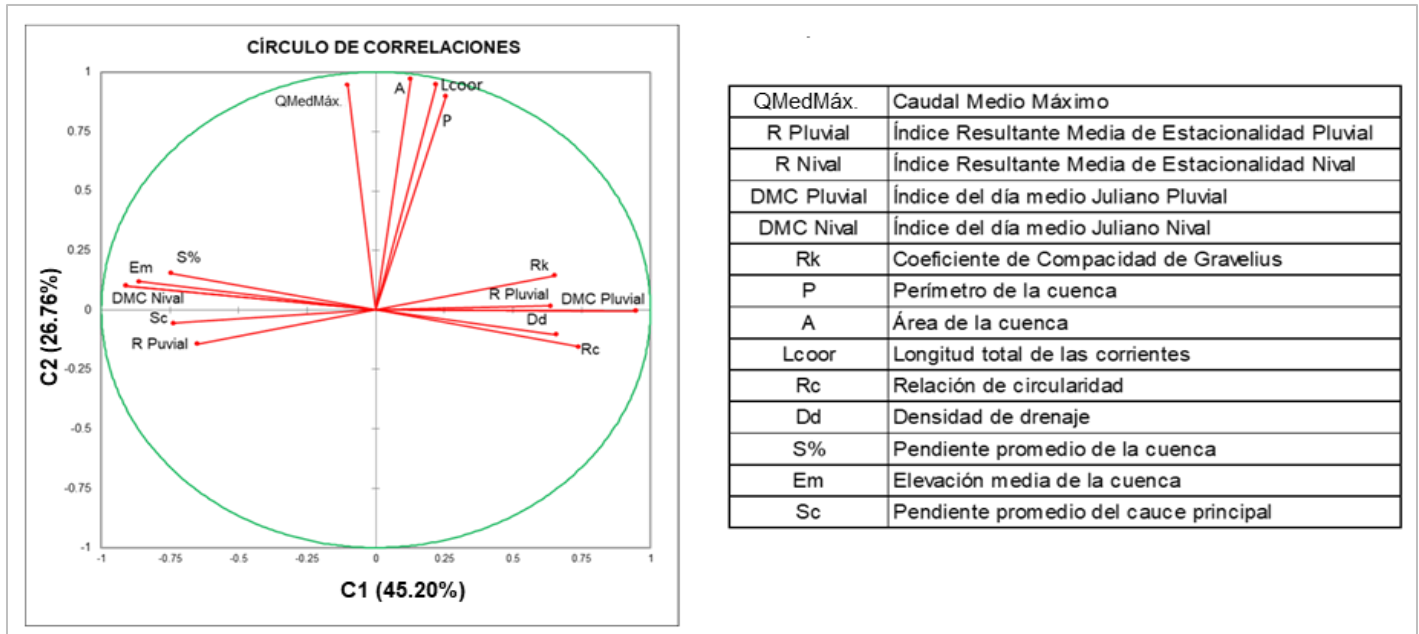
Para validar los resultados y probar que es un método posible de utilizar en cuencas chilenas, se analizaron los criterios de regionalización propuestos en el Manual de Carreteras del Ministerio de Obras Públicas de Chile (versión 2019), donde indica en el punto 3.702.8 la existencia de un procedimiento desarrollado por el US Geological Survey (Dalrymple, 1960) que plantea un test para verificar la homogeneidad hidrológica de una región.

## Resultados

Con las 17 variables geomorfológicas e índices de estacionalidad seleccionados, se realizó un primer ACP, donde se verifica la existencia de tres índices que logran describir la respuesta de la cuenca frente a caudales de crecida:

- a) El índice de estacionalidad pluvial, determinado a partir de la fecha en que ocurren las crecidas máximas en el tiempo de lluvias, que en la zona centro sur de Chile corresponde al periodo comprendido entre abril y septiembre.
- b) El índice de estacionalidad en periodo de estiaje se calcula con la fecha de ocurrencia de los registros de caudales de crecidas ocurridos en los meses de menor precipitación; en esta zona de Chile abarca desde octubre hasta finales de marzo.
- c) Índice de magnitud de la crecida; corresponde al caudal medio máximo de una cuenca.

Obteniendo los tres índices anteriores es posible caracterizar la respuesta de una cuenca frente a crecidas ocurridas en un periodo de fuertes lluvias y crecidas ocurridas en épocas de deshielo o caudales bajos. Sumado a esto se obtiene un orden de magnitud de las crecidas que se presentan. Posteriormente, se realiza un segundo ACP, considerando sólo las variables que presentan cercanía a los índices de estacionalidad que describen la respuesta de las cuencas frente a crecidas. La Figura 2 muestra el resultado obtenido.



**Figura 2.** Círculo de correlaciones (ACP).

El círculo de correlaciones (Figura 2) muestra una proyección de las variables iniciales en el espacio de las primeras dos componentes principales, que para este caso rescatan el 72 % del total de información que poseen los datos. Cada variable está representada en el gráfico por un radio, existiendo varias posibilidades de correlación dependiendo de su posición: si están próximas una a la otra están positivamente correlacionadas; si son ortogonales no están correlacionadas; mientras que si están en lados opuestos con respecto al centro están inversamente correlacionadas.

En los resultados se apreció una clara tendencia agrupar las variables en tres zonas. Partiendo desde la posición +0 y en sentido

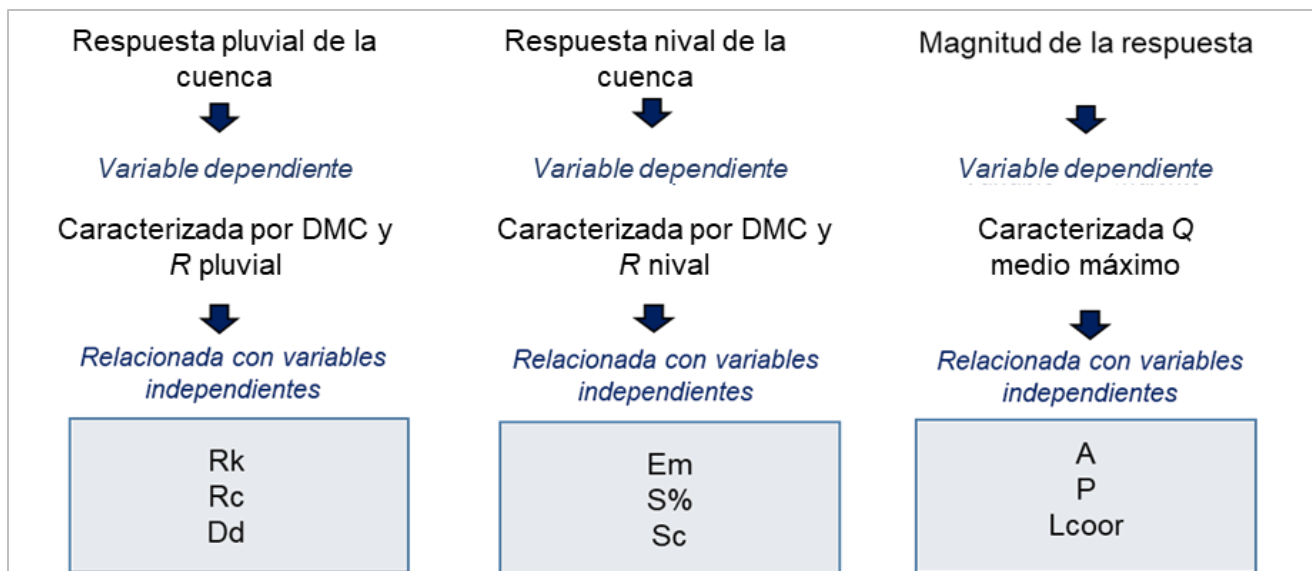
antihorario, se encuentra la primera zona caracterizada por el índice de estacionalidad  $R$  Y DMC pluvial. Estos índices, obtenidos a partir de registros pluviométricos en periodo de lluvias, representan la respuesta de las cuencas frente a precipitaciones líquidas. Cercana a los índices  $R$  y DMC Pluvial se encuentran ubicadas variables geomorfológicas de forma, como el índice de compacidad ( $Rk$ ), índice de circularidad ( $Rc$ ) y densidad de drenaje ( $Dd$ ). Todas ellas indican una medida de la forma de la cuenca o qué tan cercana está a ser circular. Analizando esta situación y buscando alguna explicación sobre qué variables de forma están relacionadas con la respuesta de la cuenca frente a caudales producidas en periodos lluvias, se piensa de inmediato en el tiempo de concentración de la cuenca. El tiempo de concentración de una cuenca se define como el tiempo mínimo necesario para que todos los puntos de una cuenca estén aportando agua de escorrentía de forma simultánea al punto de salida, punto de desagüe o punto de cierre. Si dos cuencas presentan la misma área, pero una es de forma alargada y la otra redondeada, presentarán tiempos de concentración diferentes. La alargada presenta un mayor tiempo de concentración, lo que se traduce que, frente a una misma precipitación, su respuesta será más lenta, produciendo hidrograma de crecidas aplanado. En cambio, una cuenca redondeada de igual área y bajo la misma precipitación, tendrá un tiempo de concentración más bajo, lo que se traduce en una rápida respuesta de la cuenca, generando caudales máximos elevados; es así como se relaciona la forma de la cuenca con su respuesta ante crecidas.

La segunda zona en sentido antihorario se caracteriza por el índice de magnitud de la crecida o, en otras palabras, el “caudal medio máximo” de la cuenca. Las variables que están cercanas a ellas son todas aquellas que tienen relación conceptual justamente con la magnitud de la cuenca, como el área, perímetro y largo de todas las corrientes. Esto se debe a que cuencas que presentan un mayor tamaño captan una mayor cantidad de agua frente a precipitaciones generando caudales elevados.

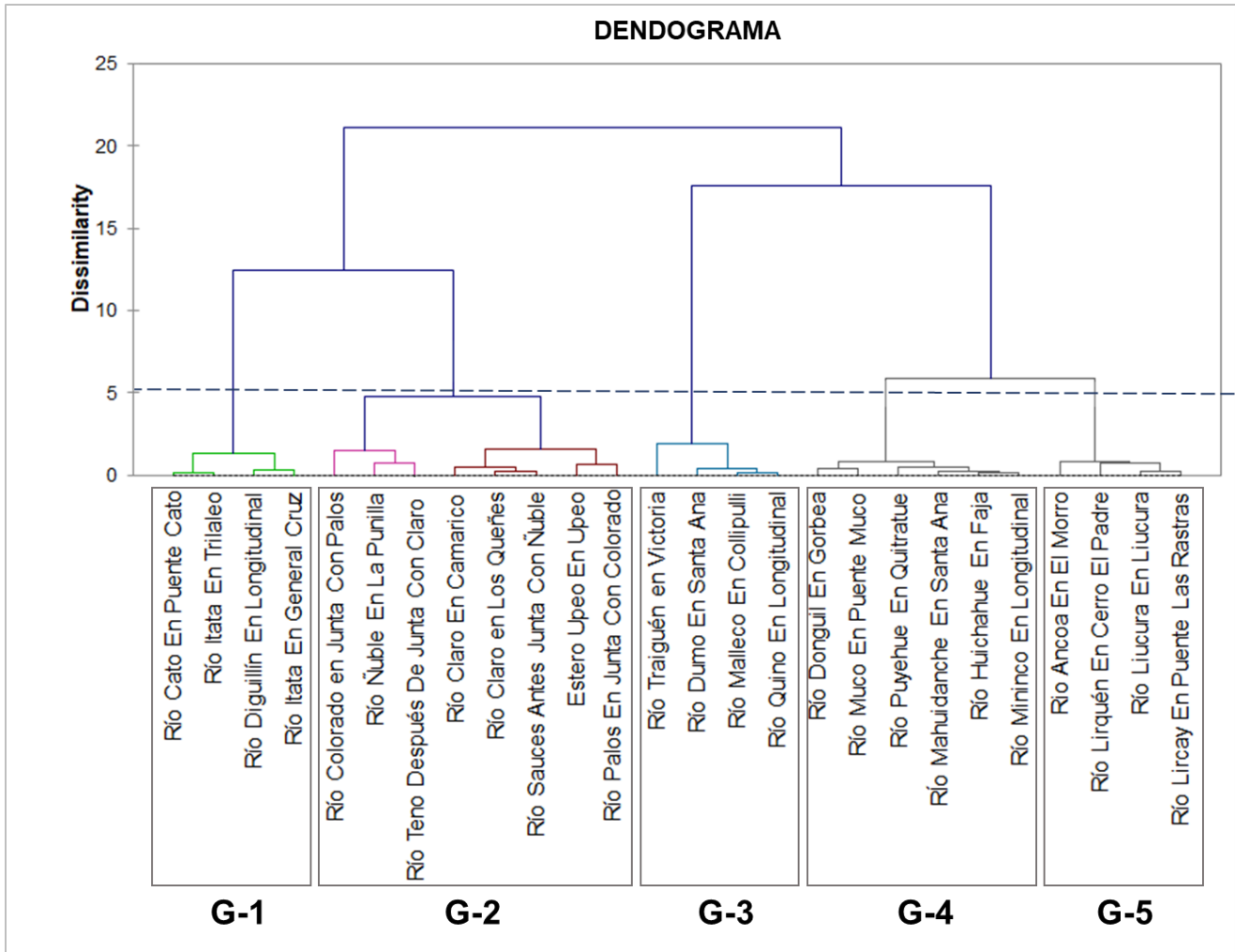
Por último, la tercera zona está caracterizada por el índice de estacionalidad R Y DMC nival. Estos índices, obtenidos a partir de registros fluviométricos en periodos secos, representan la respuesta de las cuencas principalmente a deshielos o precipitaciones bajas. Cercana a los índices R y DMC nival se encuentran ubicadas variables geomorfológicas como altura media de la cuenca, pendiente media de la cuenca o pendiente del cauce principal, todas ellas relacionadas con el relieve y la altimetría de la cuenca. Esta correlación se justifica por la isoterma cero, que define la cota que diferencia la precipitación entre pluvial y que por lo general depende, dentro de otras variables, del relieve de la cuenca; si presenta una altura considerable, la precipitación del periodo pluvial se acumula como nieve; en cotas superiores a la isoterma cero, promedios de la cuenca, en presencia de las altas temperaturas de los periodos secos se derrite causando aumento en los caudales máximos. Si la altura no es considerable, el hidrograma de la cuenca es más aplanado; así queda caracterizada la respuesta de la cuenca en periodos secos.

Por último, se observa que la respuesta de la cuenca en periodo pluvial no tiene relación con su magnitud, pues está ubicada en forma

perpendicular en el círculo de correlaciones (Figura 4). Lo mismo ocurre con la respuesta nival y la magnitud de la cuenca. Por otro lado, el círculo de correlaciones muestra que la respuesta de la cuenca en periodo pluvial y nival está negativamente correlacionada, pues se ubica en lados opuestos. Esto es esperable debido a los regímenes que presentan las cuencas: las pluviales tienen una respuesta alta en periodo de lluvias y baja en periodos secos; en cambio, cuencas nivales acumulan la precipitación en invierno generando bajos caudales y en verano por el derretimiento provocan caudales máximos mayores. En pocas palabras, la respuesta de la cuenca en invierno y verano están inversamente correlacionadas. Así, finalmente se pueden concluir las relaciones que se muestran en la Figura 3.



**Figura 3.** Relación de la respuesta de la cuenca y variables geomorfológicas.



**Figura 4.** Clasificación preliminar de cuencas donantes de información.

De esta clasificación de variables es necesario elegir aquellas independientes que se utilizarán para la clasificación de cuencas donantes de información. Como la idea es lograr una clasificación basada en variables fácilmente obtenibles desde cualquier tipo de cuenca, esté

instrumentada o no, se elegirán tres variables geomorfológicas de fácil obtención, que se describen a continuación, considerando que reflejan la misma información.

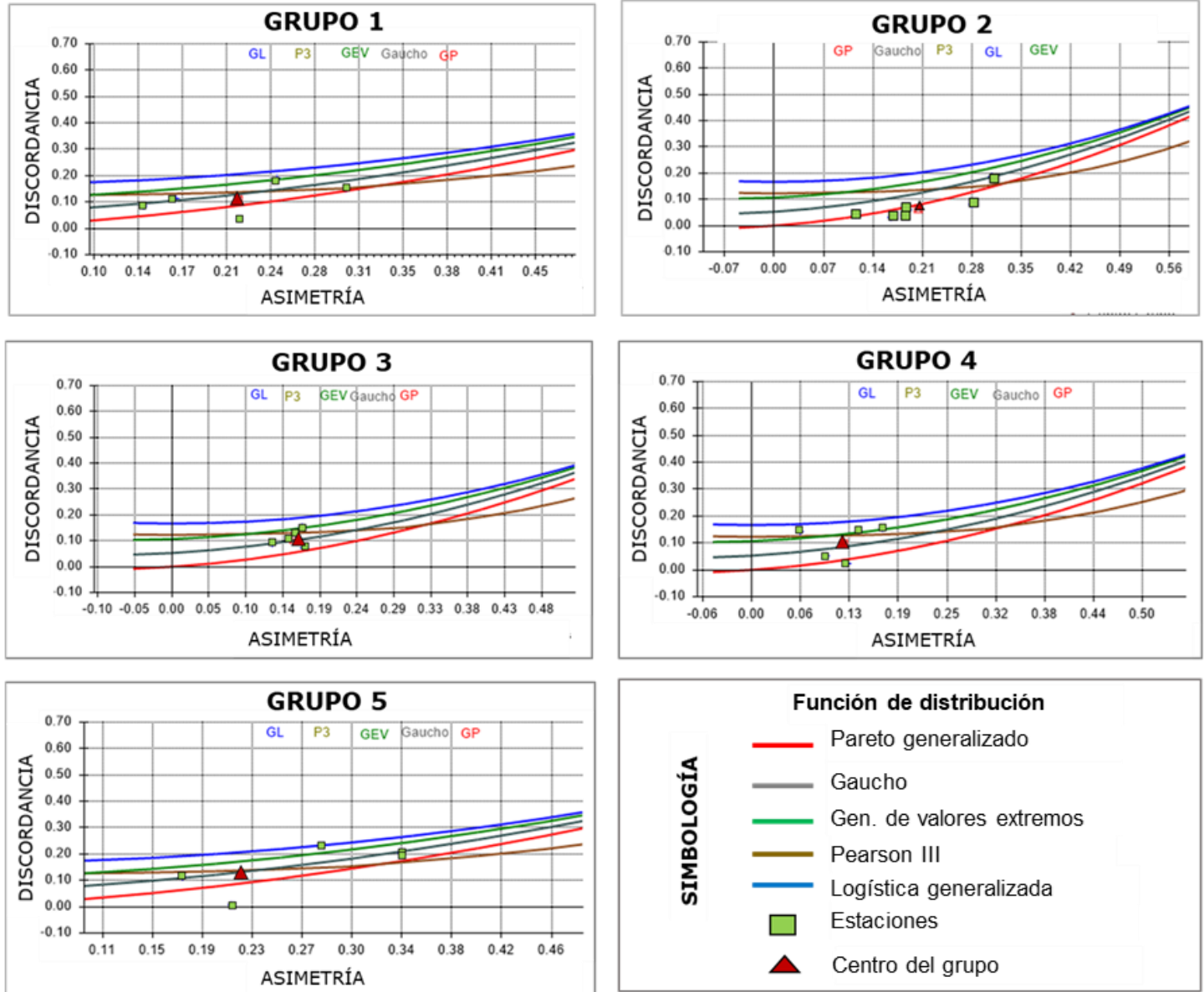
Para describir la respuesta pluvial se escogió el índice de compacidad de Gravelius, que señala la mayor o menor compacidad de la cuenca a través de la relación entre su perímetro y la circunferencia del círculo que tenga la misma superficie que la cuenca. Para producirlo basta obtener el perímetro de la cuenca y su área, siendo de muy fácil obtención. Para describir la respuesta nival se escogió la altura media de la cuenca. Esta medida, de fácil obtención, es un indicador representativo de la isoterma 0 de la cuenca, estando teóricamente ligada con su comportamiento durante periodos secos. Para describir la magnitud de la respuesta se utilizará el área, la que sin lugar a dudas es una medida representativa y fácil de obtener.

Una vez definidas las variables a utilizar para el agrupamiento de las cuencas donantes de información se lleva a cabo el agrupamiento mediante el método de clúster. Se probaron diferentes metodologías de clúster, como el K-medias y el jerárquico. Al final se decidió que la clasificación más consistente fue la entregada por el método jerárquico, mostrando la clasificación preliminar obtenida en la Figura 4.

De modo preliminar, la clasificación jerárquica arrojó cinco grupos. Es posible y altamente probable que esta distribución original cambie después de aplicar las pruebas de heterogeneidad y discordancia. Se deben privilegiar estos por sobre la clasificación preliminar. Así, es posible reubicar los grupos, desarmarlos y formarlos de nuevo, a fin de maximizar

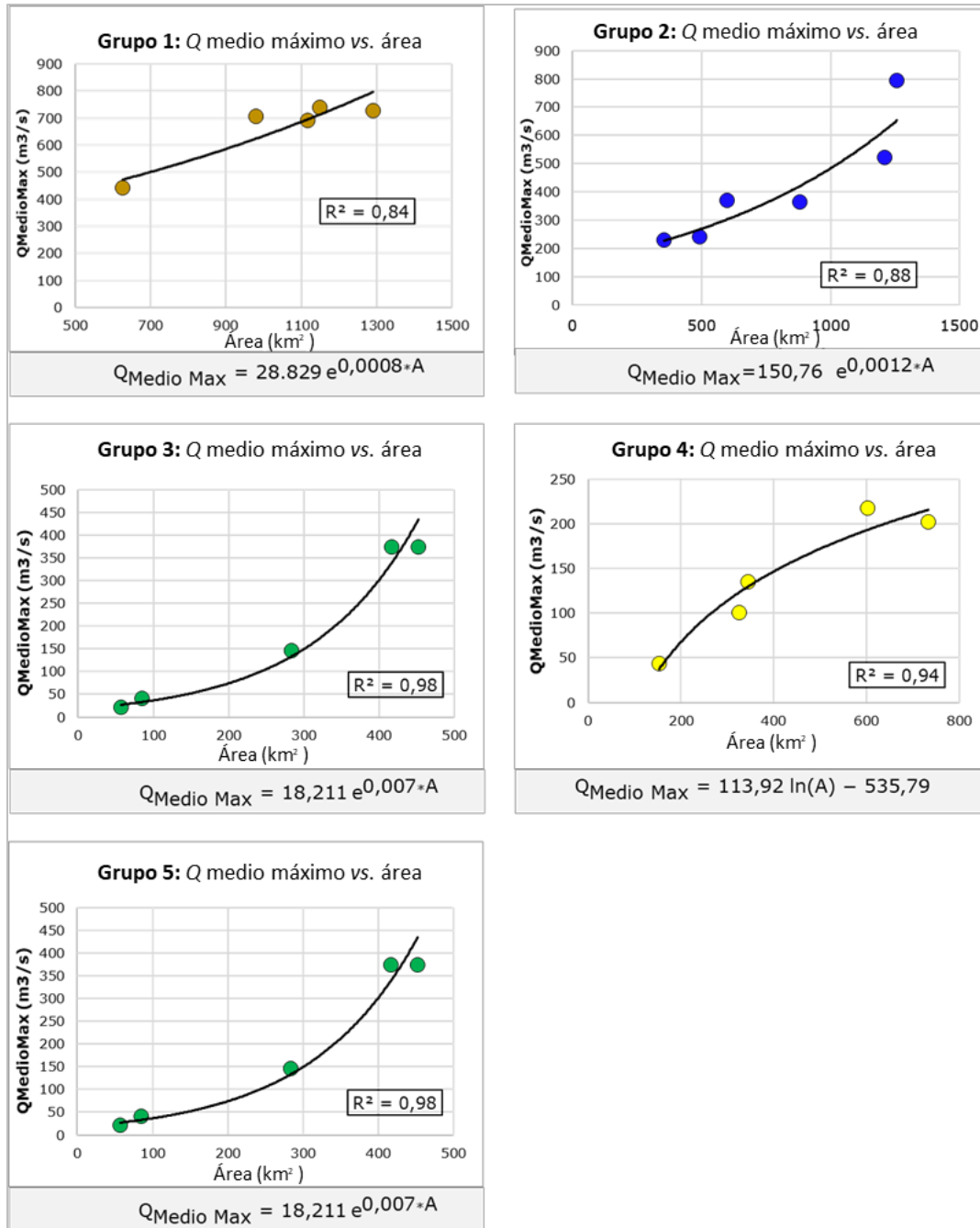
la homogeneidad de sus registros. Si esto sucede, es necesario recalcular el centro del grupo y visualizar en tres dimensiones su cercanía, como se muestra más adelante. Se aplicó el análisis regional de frecuencia, partiendo por la obtención de los L-momentos de cada cuenca en estudio. Se determinó que los datos presentan estacionariedad e independencia. Además, se aplicaron las pruebas de discordancia y heterogeneidad, concluyendo que los grupos son homogéneos en la distribución de sus registros fluviométricos.

Posteriormente utilizando el test Z y el método gráfico de ajuste que puede ser observado en la Figura 5, se escoge la distribución de frecuencia de mejor ajuste a la totalidad de los registros fluviométricos de cada grupo.

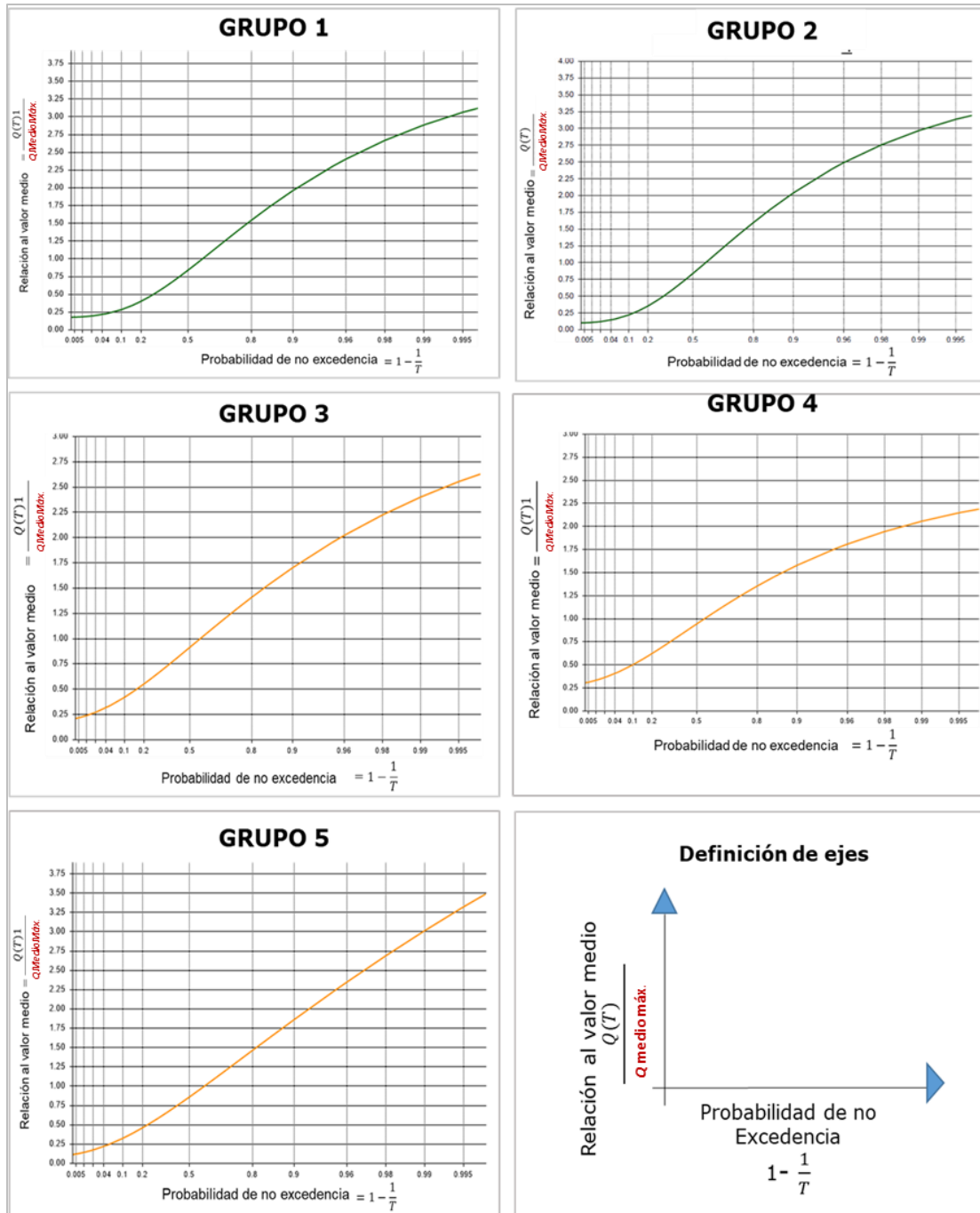


**Figura 5.** Método gráfico para determinar mejor ajuste de distribuciones de probabilidad a la muestra de los cinco grupos obtenidos.

Por último, se obtienen ecuaciones regionales que se pueden observar en la Figura 6 y Figura 7, respectivamente, que corresponden a la relación del caudal medio máximo *versus* el área de la cuenca y las ecuaciones adimensionales de estimación de caudales.

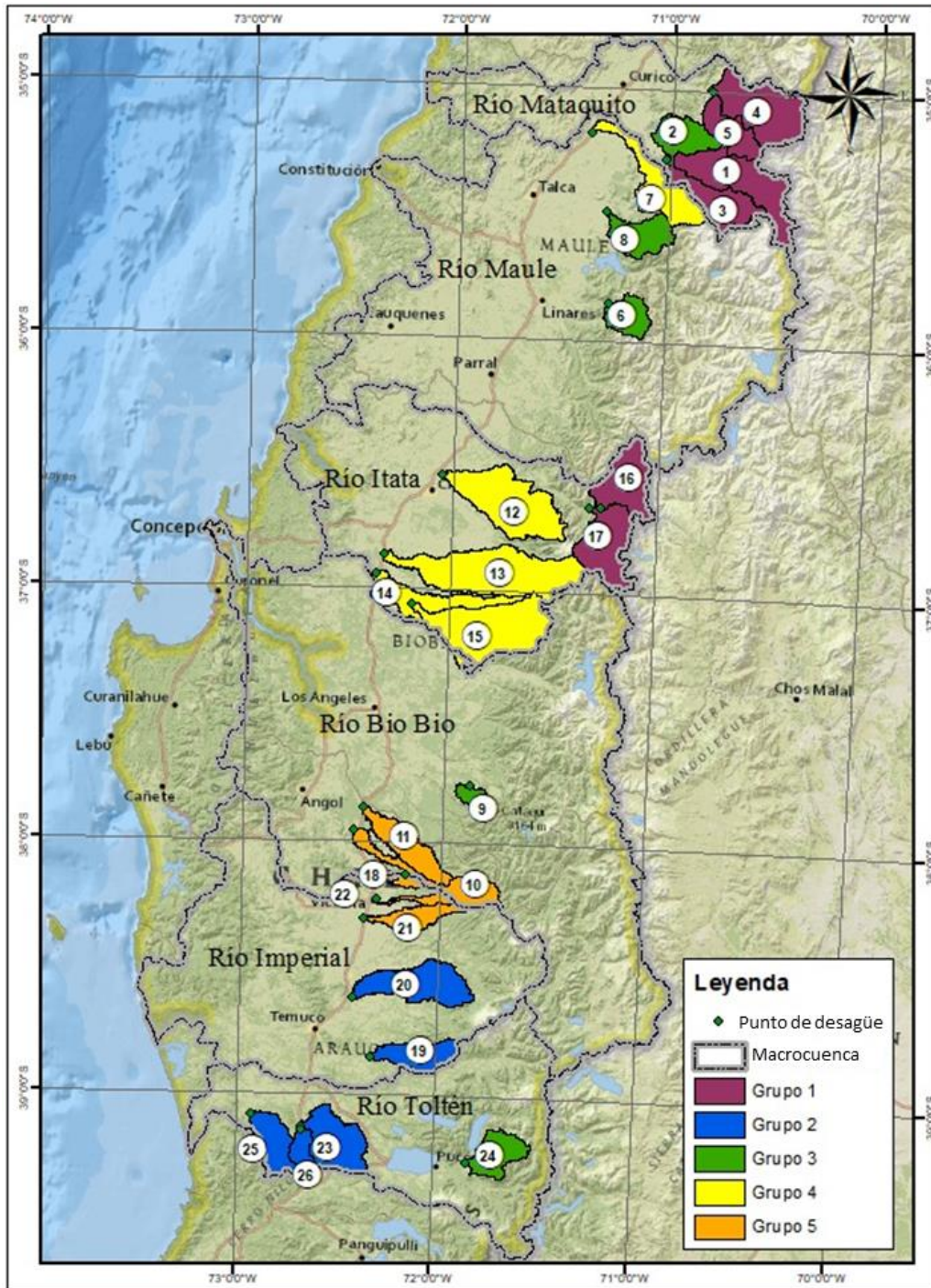


**Figura 6.** Ecuaciones regionales de caudal medio máximo vs. área.



**Figura 7.** Ecuaciones regionales adimensional de estimación de caudales.

Para la validación de la homogeneidad de los grupos se aplicó la metodología propuesta por el US Geological Survey y recomendada por el Manual de Carreteras Chileno (Dirección General de Obras Públicas, 2019) En la Figura 8 se muestra la ubicación geográfica de cada uno de los grupos obtenidos, diferenciándolos con colores. Los números que se indican en cada una de las subcuencas aluden a los definidos en la Tabla 1.



**Figura 8.** Ubicación geográfica de los grupos obtenidos.

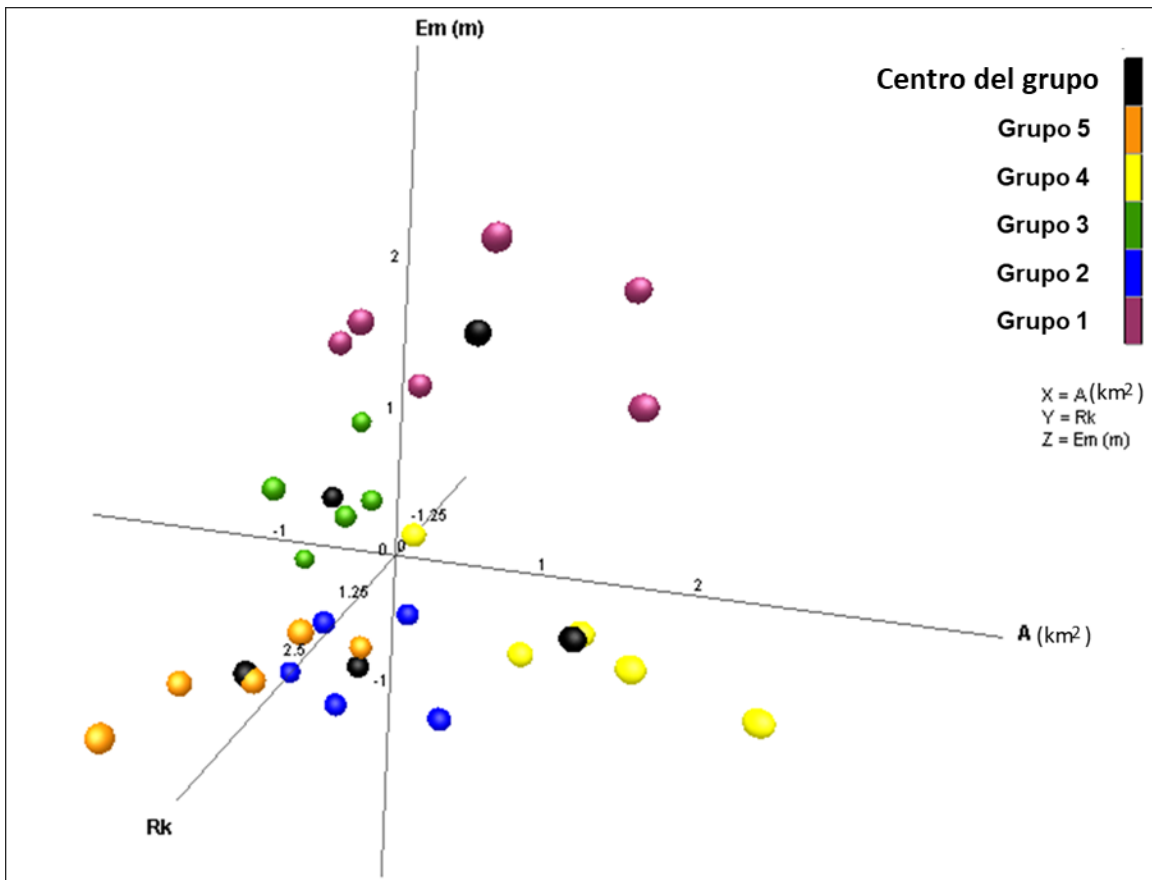
En la Figura 8 se pueden identificar las características geomorfológicas de cada uno de los grupos:

- Se observa que el grupo 1 corresponde a cuencas cordilleranas, generalmente redondeadas, que presentan alturas elevadas, forma redondeada y áreas medianas. Este grupo se caracteriza por la rápida respuesta de la cuenca y la presencia de caudales líquidos disminuidos por la acumulación de nieve en periodos de invierno, mientras que en verano tiende a generar un aumento significativo de sus caudales debido al deshielo.
- El grupo 2 alude a cuencas planas de baja altura ubicadas en la planicie intermedia, que corresponden a cuencas de tamaño regular, con una forma que tiende a ser ovalada y de tamaño constante en su longitud. El grupo presenta un comportamiento similar, caracterizado por su forma ancha y alargada, que genera un aumento en el tiempo de concentración de la cuenca. Esta característica genera un retardo de la respuesta fluviométrica de las cuencas que conforman el grupo, lo que genera un achatamiento de los hidrogramas de crecidas. Sin embargo, a diferencia del grupo 1, concentran caudales elevados en época de lluvia. Esto se produce debido a su bajo desnivel altimétrico, donde la isoterma cero no tiene gran influencia en su respuesta nival.
- El grupo 3 corresponde a cuencas precordilleranas de mediana altura y forma redondeada. Este grupo presenta una rápida respuesta frente a precipitaciones, siendo menos propenso a acumular nieve en invierno. A pesar de presentar un tiempo de concentración menor en

comparación con los demás grupos, la magnitud de caudales que genera es baja debido a las pequeñas áreas que posee.

- El grupo 4 está compuesto de cuencas alargadas y delgadas, ubicadas en la depresión intermedia, con baja densidad de drenaje y respuesta lenta frente a precipitaciones. Debido a su alto tiempo de concentración, la magnitud de los caudales que genera es baja; los caudales son constantes en periodos de altas lluvias sin acumulación de nieve en invierno.
- Por último, el grupo 5 está compuesto por cuencas de gran tamaño, ubicadas en territorios de bajo desnivel considerados como planicie intermedia, las cuales presentan una gran densidad de drenaje que se observa por una gran cantidad de área acumulada en la cabecera de la cuenca. Una alta densidad de drenaje y su forma ovalada trae consigo que sean las cuencas que presentan una mayor captación de agua.

Se puede observar una clara tendencia a agrupar cuencas que presentan similitud en sus áreas, altura media y forma, por lo que se espera que su respuesta frente a caudales de crecida sea similar. La Figura 9 muestra el mapa de clasificación de cuencas. Se utiliza para determinar a cuál grupo es más probable que pertenezca una cuenca sin registros fluviométricos. Sumado a esto, en la Tabla 5 se presentan las coordenadas de los centros de los grupos homogéneos conformados.



**Figura 9.** Propuesta de Mapa de clasificación de cuencas sin información hidrológica.

**Tabla 5.** Coordenadas de los centros de cada grupo homogéneos.

Grupo	A (km <sup>2</sup> )	Rk	Em (m)
Grupo 1	799	2.36	1 931
Grupo 2	436	2.11	355
Grupo 3	263	1.78	1 078

Grupo 4	1 131	2.45	765
Grupo 5	258	3.07	598

Así, si se desea clasificar una cuenca sin información fluviométrica, se procede a obtener las variables geomorfológicas: área, altura media y relación de compacidad a partir de un modelo digital de elevación (disponible gratuitamente en la web). Con estas medidas, la cuenca se puede ubicar en el mapa de clasificación. Posteriormente, utilizando la medida distancia euclidiana se obtiene la distancia a cada uno de los centros de los grupos homogéneos donantes de información. El centro más cercano a la cuenca sin información indicará el grupo al que es más probable que pertenezca. A continuación, se utilizan las ecuaciones regionales para estimar los caudales para diferentes periodos de retorno. Primero, con el área se obtiene el caudal medio máximo de la cuenca; después se ingresa a la curva adimensional de estimación de caudales para obtener el caudal con cualquier periodo de retorno. Se deduce así una metodología que logra una automatización de las estimaciones de caudales de crecidas en cuencas sin instrumentación para cualquier periodo de retorno.

## Discusión y conclusiones

La determinación de regiones homogéneas para el intercambio adecuado de información hidrológica es un tema de importancia en Chile y Latinoamérica. Existen estudios importantes que buscan determinar una manera adecuada para determinarlas. El "Manual de crecidas para cuencas sin información fluviométrico", propuesto por la Dirección General de Aguas (1995), establece zonas homogéneas a partir de su cercanía geográfica, dejando de lado la forma en que se comportan y responden las cuencas frente a determinados eventos de precipitación. Posteriormente, otros estudios logran determinar la homogeneidad de cuencas a partir de su comportamiento hidrológico. Fierro y Vargas (2018) establecen variables que son capaces de determinar el comportamiento homogéneo entre cuencas ubicadas en la región del Biobío (zona centro sur de Chile). Variables como índice de aridez, tipo de suelo, geología, orientación, elevación media de la cuenca, temperatura máxima y mínima son adecuados para determinar cuencas hidrológicamente similares en sus caudales medios mensuales. Rubio-Álvarez y McPhee (2010) enfocaron su trabajo en la disponibilidad del recurso hídrico, buscando generar zonas homogéneas en caudales medios anuales. Para la clasificación utilizan datos de caudales medidos, siendo su enfoque principal contribuir a la comprensión general de los patrones climáticos que se presentan en la zona. Para este fin se utilizan datos de caudales anuales comprendidos entre 1966 y 1990. Reconociendo el

aporte significativo que generan los estudios nombrados, esta investigación propone una clasificación simple, capaz de clasificar cuencas que no presentaron instrumentación a partir de sólo tres variables geomorfológicas. Para este fin se propone un mapa de clasificación y ecuaciones de transferencia de información para caudales de crecida. A pesar de que antes este estudio es desarrollado con una baja cantidad de cuencas, lo que no permite un adecuado método de validación de las ecuaciones y solo considera cuencas con áreas mayores de 200 km, es un paso importante para aplicar la metodología propuesta en otras zonas del país, aumentando las cuencas en estudio.

La revisión de la literatura especializada determinó la validación del método de la regionalización hidrológica para la estimación de caudales de crecida en cuencas sin información hidrológica. A pesar de que en mundo el desarrollo de técnicas de regionalización presenta un gran avance, en Chile aún no se divulgan estudios consistentes que generen una clasificación de cuencas a partir exclusivamente de variables geomorfológicas de las cuencas, con la finalidad de que pueda ser clasificada cualquier tipo de cuenca esté instrumentada o no. La literatura evidencia que la metodología de la regionalización hidrológica se aplica por lo común para comprender el comportamiento de las cuencas y por ende posee una visión más teórica y analítica, lo cual, en la práctica, tiene la desventaja de ser poco aplicable por un usuario ajeno a la investigación. Así, los estudios por lo regular no enfocan las técnicas estadísticas disponibles en clasificar cuencas sin información hidrológica

de manera rápida y automatizada, o asumiendo que las cuencas cercanas pertenecen al mismo grupo homogéneo (similitud por proximidad).

En el estudio presentado en este artículo se propone una metodología para generar una automatización de las estimaciones de caudales de crecidas en cuencas sin información fluviométrica con base en el procedimiento de regionalización hidrológica. Adaptar este método a las condiciones que presenta la zona centro sur de Chile es un aporte significativo a la comprensión de su comportamiento frente a crecidas. A partir de esta hipótesis se generó una clasificación preliminar de cinco grupos homogéneos de cuencas donantes de información. Esto implica que cada grupo presenta similitud en la distribución de sus registros de caudales de crecida, por lo cual es posible proponer relaciones matemáticas tanto para las estimaciones de caudales para diferentes periodos de retorno como para la clasificación de cuencas sin información hidrológica, presentando un fundamento hidrológico potente.

Se verifica la existencia de tres índices que logran describir la respuesta de la cuenca frente a caudales de crecida: el índice de estacionalidad pluvial, el índice de estacionalidad en periodo de estiaje y el índice de magnitud de la crecida. Se establece que las variables geomorfológicas que permiten un adecuado agrupamiento de cuencas homogéneas en respuesta frente a caudales de crecida son las siguientes: 1) el área de la cuenca, que es representativo de la magnitud de las crecidas que ocurren en ella; (2) altura media de la cuenca, relacionada con la respuesta de la cuenca en periodos de estiaje; y (3) relación de compacidad Gravelius que está vinculada directamente con la forma de la

cuenca y su respuesta frente a caudales de crecida que se producen en periodos pluviales. Se aplicaron diferentes técnicas estadísticas que lograron determinar un agrupamiento adecuado; se concluye que el análisis regional de frecuencia entrega herramientas estadísticas que permiten generar estimaciones robustas.

Emplear la medida de similitud para clasificar cuencas geomorfológicamente variables es útil en países como Chile, donde a pesar de contar con una red hidrométrica que permite tener el control del desagüe de las cuencas en algunos de los lugares de su territorio presenta puntos donde no existe información clara o de una longitud temporal apropiada para el desarrollo de estudios hidrológicos. Además, el método propuesto para la zona centro sur de Chile está fuertemente ligado con la forma del país. Chile es un territorio que presenta la característica de ser una zona variada en geografía, pues en cortas distancias se pueden observar grandes variaciones de clima y geomorfología. Es una larga y estrecha franja de tierra, que distancia en un poco más de 200 km el mar de la cordillera de los Andes.

Una vez determinadas las regiones homogéneas en la zona centro sur de Chile se comprobó su homogeneidad siguiendo la metodología del análisis regional de frecuencia. Por último, se obtuvieron las ecuaciones regionales de estimación de caudales de crecida para cada uno de los cinco grupos determinados. Al término de esta investigación se aplicó un test propuesto en el MDC del Ministerio de Obras Públicas de Chile, que con sus resultados reafirma la homogeneidad de los cinco grupos establecidos en la zona centro sur de Chile. La finalidad de esto es

detectar un método que entregue resultados confiables y aplicables en la zona de estudio.

Con lo anterior se logra proponer una metodología que tiende a la automatización del cálculo de los caudales de crecida, dando un enfoque más aplicado en la práctica del análisis regional de crecidas. Se espera que con esta investigación se dé un paso importante para lograr la automatización de las estimaciones a través de ecuaciones actualizadas, fáciles de aplicar y comprender en cualquier tipo de cuenca y, sobre todo, basadas en un análisis adecuado de su comportamiento hidrológico.

## Referencias

- Álvarez-Olguín, G., Hotait-Salas, N., & Sustaita-Rivera, F. (2011). Identificación de regiones hidrológicas homogéneas mediante análisis multivariado. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 12(3), 277-284.
- Apolinario, L., Pitágoras, J., Lujano, E., & Tapia, B. (2017). Regionalización de caudales mensuales en la región hidrográfica del Titicaca, Perú. *Journal of High Andean Research*, 19(2), 219-230.
- Burn, D. (1989). Cluster analysis as applied to regional flood frequency. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 115(5), 567-582.
- Blöschl, G. (2011). Scaling and regionalization in hydrology. *Journal Treatise on Water Science*, 2(5), 519-535.

- Blöschl, G., Sivapalan, M., Wagener, T., Viglione, A., & Savenije, H. (2013). *Runoff prediction in ungauged basins*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Blöschl, G., & Sivapalan, C. (1995). Scale issues in hydrological modelling: A review. *Journal Hydrological Processes*, 9(3-4), 251-290.
- Campos, D. (2013). Análisis regional de frecuencia de crecientes en la Región Hidrológica No. 10 (Sinaloa), México: índices de estacionalidad y regiones de influencia. *Agrociencia*, 48, 147-158.
- Chow, V. T., Maidment, D. R., & Mays, L. W. (1994). *Hidrología aplicada* (1a. ed.). Bogotá: Mc Graw Hill.
- Dalrymple, T. (1960). Flood frequency analysis. *US Geological Survey Water Supply Paper*, 1543 (A).
- Da-Silva, L., García, J., Nascimento, S., Bicioni, A., Wainer, R., & Wolff, W. (2020). Assessment of hydrological regionalization methodologies for the upper Jaguari River Basin. *Journal of South American Earth Sciences*, 97, 102-112.
- Dirección General de Aguas (1995). *Manual de Cálculo de Crecidas y Caudales Mínimos en Cuencas sin Información Fluviométrica*. Ministerio de Obras Públicas, Chile.
- Dirección general de Obras Públicas (2019). *Manual de Carreteras*, Vol. Núm. 3, Dirección de Vialidad, Chile.
- Fierro, I., & Vargas, X. (2018). *Determinación de zonas homogéneas en la región del Biobío, Chile, para estimar caudales disponibles para*

- dilución en cuencas sin control fluviométrico* (memoria de título). Universidad de Chile, Chile.
- Gao, Y., Kamal, P., Xianfeng, H., Naresh, S., & Khem, P. (2019). Estimation of hydrologic alteration in Kaligandaki River using representative hydrologic indices. *Water*, 11, 688-703.
- Gutiérrez-López, A., & Aparicio, J. (2020). Las seis reglas de la regionalización en hidrología. *Aqua-LAC*, 12(1), 81-89.
- Hosking, J. R. M., & Wallis, J. R. (1997). *Regional frequency analysis: An approach based on L-moments*. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Nathan, R., & McMahon, T. (1990). Identification of homogeneous regions for the purposes of regionalization. *Journal of Hydrology*, 121, 217-238.
- Norbiato, D., Borga, M., Sangati, M., & Zanon, F. (2007). Regional frequency analysis of extreme precipitation in the eastern Italian Alps and the August 29, 2003 flash flood. *Journal of Hydrology*, 345, 149-166.
- Ouarda, T. B. M. J., Bâ, K. M., Diaz-Delgado, C., Cârsteanu, A., Chokmani, K., Gingras, H., Quentin, E., Trujillo, E., & Bobée, B. (2008). Intercomparison of regional flood frequency estimation methods at ungauged sites for a Mexican case study. *Journal of Hydrology*, 348(1-2), 40-58.

- Oudin, L., Kay, A., Andréassian, V., & Perrin, C. (2010). Are seemingly physically similar catchments truly hydrologically similar. *Water Resources Research*, 46(11), W11558.
- Pagliero, L., Bouraoui, F., Willems, P., & McIntyre, N. (2019). Investigating regionalization techniques for large-scale hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 570, 220-235.
- Pérez, C. (2004). *Técnicas de análisis multivariante de datos*. Madrid, España: Pearson.
- Rubio-Álvarez, E., & McPhee, J. (2010). Patterns of spatial and temporal variability in streamflow records in south central Chile in the period 1952-2003. *Water Resources Research*, 46(5), 1-16.
- Salazar, J. (2016). *Una metodología para la estimación de curvas de duración de caudales en cuencas no instrumentadas*. Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.
- Ssegane, H., Tollner, E., Mohamoud, Y., Rasmussen, T., & Dowd, J. (2012). Advances in variable selection methods I: Causal selection methods versus stepwise regression and principal component analysis on data of known and unknown functional relationships. *Journal of Hydrology*, 438, 16-25.
- Vera, J., & Mora, R. (2013). Un método para el análisis de frecuencia regional de lluvias máximas diarias: aplicación en los Andes bolivianos. *Revista Chilena de Ingeniería*, 21, 111-124.

- Voguel, R., Thomas, W., & McMahon, T. (1993). Flood – flow frequency model, selection in Southwestern United States. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 119, 353-366.
- Wallis, J., Shaefer, M., Barker, B., & Taylor, G. (2007). Regional precipitation- frequency analysis and spatial mapping for 24 hours and 2 hours durations for Washington State. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 11, 415-442.
- Yang, T., Quanxi, S., Zhen-Chun, H., Xi, C., Zengxin, Z., & Chong-Yu, X. (2010). Regional frequency analysis and spatio-temporal pattern characterization of rainfall extremes in the Pearl River Basin, China. *Journal of Hydrology*, 380, 386-405.
- Zhang, J., & Hall, M. (2004). Regional flood frequency analysis for the Gan-Ming River basin in China. *Journal of Hydrology*, 296, 98-117.
- Zucarelli, G. (2017). *Regionalización hidrológica con métodos estadísticos multivariados* (tesis doctoral). Universidade da Coruña, España.

## **Exposición a cambios en el clima en Bolivia**

### **Exposure to changes in climate in Bolivia**

Sazcha Marcelo Olivera-Villarreal<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1864-7374>

Mercedes Andrade-Velázquez<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9810-6003>

Ojilve Ramón Medrano-Pérez<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-5445-1136>

<sup>1</sup>Profesor investigador, Departamento de Teoría y Procesos del Diseño, Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Cuajimalpa, Ciudad de México, México, [satzcha@msn.com](mailto:satzcha@msn.com)

<sup>2</sup>Cátedra Conacyt-Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad (CCGS), Villahermosa, Tabasco, México, [mercedes.andrade@ccgs.mx](mailto:mercedes.andrade@ccgs.mx)

<sup>3</sup>Cátedra Conacyt-Centro del Cambio Global y la Sustentabilidad (CCGS), Villahermosa, Tabasco, México, [ojilve.medreno@ccgs.mx](mailto:ojilve.medreno@ccgs.mx)

Autor para correspondencia: Ojilve Ramón Medrano-Pérez, [omedrano@conacyt.mx](mailto:omedrano@conacyt.mx)

## Resumen

Bolivia, por ubicación y características topográficas tiene una alta exposición a eventos climáticos extremos. De manera recurrente, el país se ve afectado por sequías y tormentas, que traen como consecuencia olas de calor e inundaciones con efectos negativos para la población y la economía en general. Por esta razón, el análisis de datos temporales y espaciales climáticos es más patente que nunca, a fin de afrontar los impactos socioeconómicos y ambientales futuros asociados con el conocimiento y entendimiento de los patrones climáticos en su territorio. La presente investigación se enfoca en determinar los cambios en las variables climáticas de precipitación y temperatura, generando indicadores sobre el comportamiento de estas variables e identificando las zonas de Bolivia con mayor exposición temporal a los cambios del clima en las últimas décadas. Así, este estudio propone una regionalización que permita contrastar y analizar dichos cambios. De tal modo, se espera contribuir a la generación de políticas públicas e investigaciones en torno a los ámbitos del riesgo, vulnerabilidad, adaptación y resiliencia climática de las zonas de mayor exposición identificadas en este estudio.

**Palabras clave:** cambio climático, variabilidad climática, vulnerabilidad, patrones climáticos, precipitación, temperatura.

## Abstract

Bolivia, by location and topographic characteristics, is a country with high exposure to extreme climate events. Often, the country is affected by droughts and storms that result in heat waves and floods with adverse

effects for the population and the economy in general. For this reason, the analysis of temporal and spatial climate data is more evident than ever to face the socio-economic and environmental impacts associated with knowledge and understanding of the climate patterns in the country. The present investigation focuses on determining the changes in climatic variables of precipitation and temperature, generating indicators on these variables' behavior, and identifying Bolivia's areas with the most significant temporal exposure to climate changes in recent decades. Thus, this study proposes a regionalization that allows to contrast and analyzes these changes. As a result, it is expected to contribute to the generation of public policies and research around the areas of risk, vulnerability, adaptation, and climate resilience of the most significant exposure areas identified in this study.

**Keywords:** Climate change, climate variability, vulnerability, Climate patterns, precipitation, temperature.

Recibido: 25/03/2019

Aceptado: 08/11/2020

## Introducción

El cambio climático se considera el mayor desafío de la sociedad en el siglo XXI, pues sus efectos adversos afectan una multiplicidad de sectores a distintas escalas y niveles (Andrade-Velázquez & Medrano-Pérez, 2020). Las pérdidas de vidas humanas y los costos asociados (p. ej., sociales, económicos, ecológicos, culturales y políticos) con los fenómenos hidrometeorológicos extremos representan un llamado a la acción trascendental para la prevención y adaptación a estos fenómenos.

Globalmente, según Stern (2007) —en Molina, Sarukhán y Carabias *et al.* (2017), las pérdidas por eventos hidrométricos alcanzaron cerca de US\$83 000 millones durante la década de 1970, con 29 eventos de gran intensidad; mientras que durante el decenio de 1990 alcanzaron los US\$440 000 millones con 74 eventos. Desde una perspectiva climática, diferentes estudios recogidos en Herring *et al.* (2018) han encontrado evidencias sobre la influencia del cambio climático como causa de los eventos extremos más allá de los límites de la variabilidad natural.

Esta tendencia repercutirá en una mayor recurrencia de estos eventos en el orbe y las pérdidas relacionadas, como resultado de las conexiones entre el calentamiento global y los eventos climáticos. Se estiman en más de 1 000 millones las personas que viven en zonas expuestas a ciclones tropicales, y cerca de 800 millones en áreas de inundación potencial (Molina *et al.*, 2017). Más aún, se prevé que los eventos climáticos extremos continúen profundizándose según las proyecciones (WWAP, 2018; CEPAL, 2015; PNUD, 2013).

Igualmente, los fenómenos hidrometeorológicos extremos afectan en mayor medida a los países de bajo-medio nivel de ingresos, ya sea por su nivel y/o rezago socioeconómico, por sus capacidades (técnicas-

políticas-económicas), o por su ubicación (regiones tropicales, intertropicales, áridas y semiáridas), viéndose afectada, entre otras cosas, su economía y modo de vida en general. Se estima que, en países de ingresos bajos, los daños superan el 5 % del PIB; mientras que en países de ingresos intermedios sólo el 1 % del PIB, y en los desarrollados menos del 0.1 % del PIB entre 2001 y 2006 (Molina *et al.*, 2017). En el caso de los países latinoamericanos, estas cifras son abrumadoras. En particular, en países como Bolivia los impactos socioeconómicos del cambio climático son considerables (PNUD, 2013; Hoffmann & Requena, 2012).

Bolivia, por su variada topografía, que va de los grandes nevados andinos a las llanuras amazónicas pasando por los valles interandinos es un país caracterizado por una alta exposición a eventos climáticos extremos, sequías y/o tormentas intensas que producen inundaciones, granizadas y olas de calor, entre otros eventos recurrentes. Estos, a su vez, se ven afectados por la exposición de la región andina a fenómenos climáticos episódicos, como El Niño y La Niña, los cuales se han traducido en cuantiosas pérdidas económicas y humanas para Bolivia (Olivera-Villaruel & Fuerte-Celis, 2017).

Además, se considera un país especialmente vulnerable al impacto del cambio climático debido a que se localiza en una región de extremos climáticos; a la deforestación en la zona amazónica; a la vulnerabilidad de sus ecosistemas y glaciares, y a los niveles de pobreza e inequidad, entre otros factores. Así, los principales impactos asociados con ello son los siguientes: afectaciones en la seguridad alimentaria; menor disponibilidad de agua; fenómenos naturales más frecuentes y de mayor

intensidad; incremento en la incidencia de enfermedades (p. ej., transmitidas por mosquitos), y un mayor número de incendios forestales (Oxfam Internacional, 2009; Nordgren, 2011).

Asimismo, otra dimensión clave dentro este contexto es la baja capacidad para enfrentar el creciente riesgo climático que presentan los países en desarrollo. En el caso particular de Bolivia, a pesar de los esfuerzos que se han realizado en materia político-institucional, según PNUD (2011), es necesario profundizar aún más estos instrumentos y articular a investigadores con los tomadores de decisión, a fin de hacer frente al creciente riesgo por este tipo de eventos climáticos.

En tal contexto, estudios globales han analizado y reportado cómo los eventos extremos afectan a crecidas e inundaciones. En particular, Hirabayashi *et al.* (2013) presentan el riesgo global ante inundaciones para finales del siglo XXI sobre la base de los resultados de 11 modelos climáticos. A su vez, Arnell y Gosling (2016) evalúan las implicaciones del cambio climático para el riesgo de inundaciones fluviales en el mundo con base en la estimación de las relaciones de frecuencia de inundaciones a una resolución de cuadrícula de  $0.5 \times 0.5^\circ$ , utilizando un modelo hidrológico global con escenarios climáticos combinados de 21 modelos, además de las proyecciones de población futura. En cambio, Kundzewicz *et al.* (2014) proporcionan una perspectiva holística sobre los cambios en el riesgo de inundaciones mediante una evaluación de la literatura incluida en el informe IPCC-SREX (*The Special Report on "Managing the Risks of Extreme Events and Disasters to Advance Climate Change Adaptation" of the Intergovernmental Panel on Climate Change*) y los estudios realizados

hasta entonces sobre los impactos del cambio climático en las características de las inundaciones.

Igualmente, estudios recientes muestran un creciente interés en la comprensión y análisis de los patrones de precipitación en regiones como Centroamérica y el Caribe (Guevara-Murua, Williams, Hendy, & Imbach, *et al.*, 2018; Muñoz-Jiménez *et al.*, 2019), y en el nivel de cuencas compartidas, como México y Guatemala (Andrade-Velázquez & Medrano-Pérez, 2020). Por otro lado, Olivera y Heard (2019) proponen el uso de la distribución de Weibull para la evaluación de eventos extremos en precipitación y las tendencias de las precipitaciones extremas en la parte occidental de México. Asimismo, Del-Jesús *et al.* (2020) evalúan los efectos del cambio climático en los recursos hídricos de los países andinos de Colombia, Ecuador, Perú y Bolivia mediante modelado numérico (modelo VIC) para el periodo histórico 1980-2010 y las proyecciones de los escenarios del Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, por sus siglas en inglés).

En el caso de Bolivia, aunque existen numerosos estudios sobre los impactos del cambio climático, pocos son metodológicamente rigurosos e internamente consistentes (Andersen & Jemio, 2015). De ahí que no disponer de información temporal y espacial completa y de calidad se considere como un obstáculo para los estudios del clima en este país (Andrade, 2008). Ante tal panorama, la generación de información histórica fehaciente sobre la exposición a cambios en el clima a nivel regional para Bolivia es relevante. Sin embargo, contar con la información climática completa no deja de ser uno de los retos por afrontar (PNUD, 2013) tanto para dotar de una mayor consistencia y conciencia sobre la

situación del clima como para desarrollar una resiliencia climática a impactos socioeconómicos y ambientales en el futuro. Por otro lado, se reconoce la importancia de fortalecer las capacidades en torno a la comprensión del clima, como lo indica el objetivo 13 “Cambio Climático: Acción por el Clima” de los Objetivos de Desarrollo Sostenibles (ODS) (NU, 2018).

En tal sentido, para comenzar a determinar los efectos del cambio climático se deben realizar estudios sobre los cambios temporales y espaciales del clima regional, dado que en lo global se cuenta con información que reporta diferentes impactos por el incremento de temperatura a escala planetaria (IPCC, 2013). Por tanto, como punto de partida para determinar los efectos del cambio climático en Bolivia se necesitan llevar a cabo estudios sobre los cambios temporales y espaciales del clima en el nivel regional. Si bien se han hecho algunos estudios, como el de Andrade (2018), para el conocimiento del comportamiento climático en la zona del Altiplano (Perú-Bolivia), Bolivia presenta enormes desafíos para el análisis de los patrones climáticos.

En este contexto, el presente estudio se concentra en determinar los cambios en las principales variables climáticas de referencia (precipitación y temperatura) con respecto a un periodo base de principios del siglo XX, mediante la generación de indicadores sobre el comportamiento de estas variables (temperatura y precipitación), e identificar las zonas de Bolivia con mayor exposición temporal a los cambios del clima en las últimas décadas. Por ello, identificar las zonas que han sido afectadas por cambios a las exposiciones climáticas de eventos extremos es de vital importancia, pues permite reconocer aquellas zonas que pudieran estar más propensas

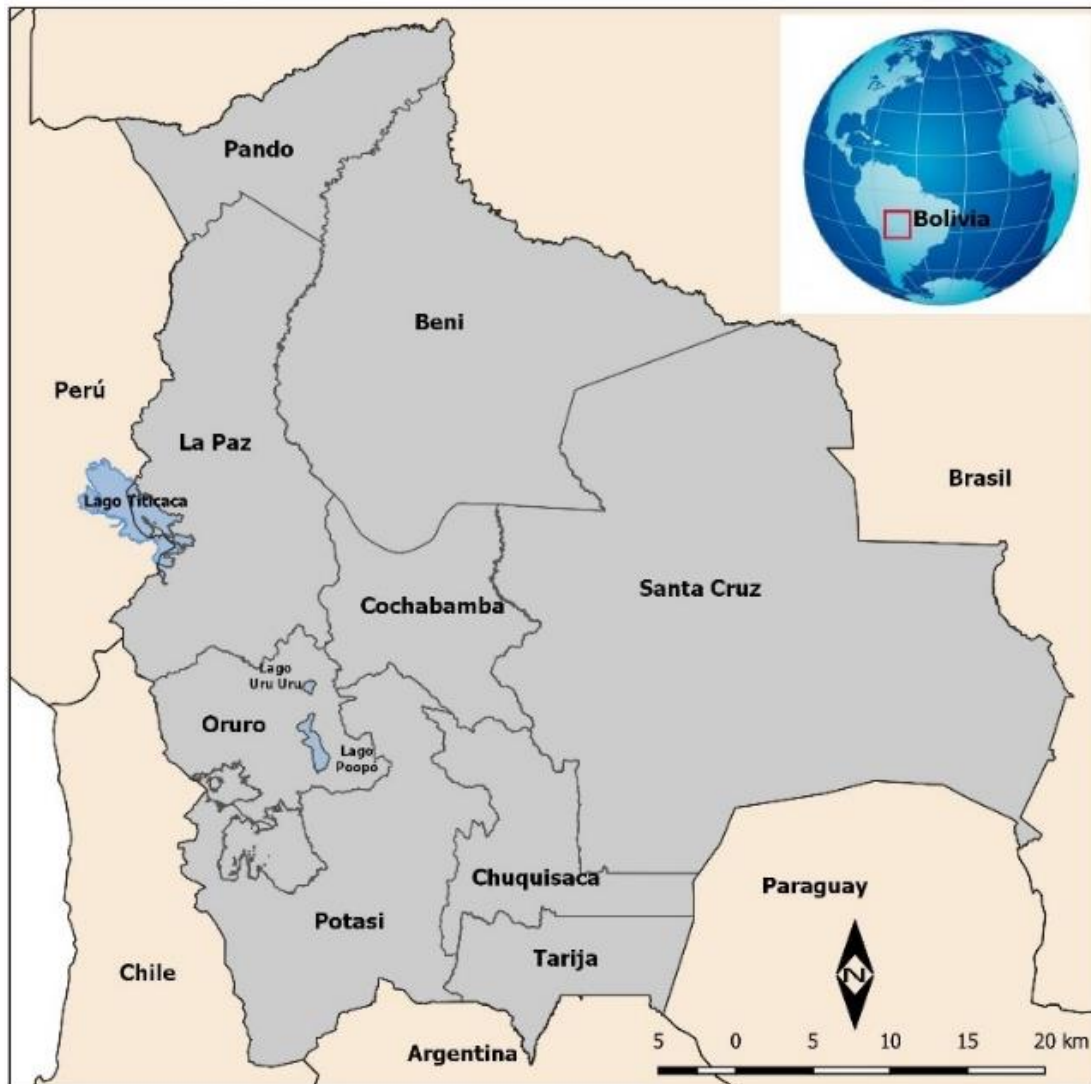
a los impactos del cambio climático. Así como su correlación con moduladores climáticos como es la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés) y El Niño-Oscilación del Sur (ENSO, por sus siglas en inglés).

El estudio contrastará la regionalización propuesta con el desarrollo de un análisis de eventos climáticos extremos, usando para ello el cambio en la distribución de la precipitación y los extremos de temperatura a partir del uso de distribuciones Weibull. Se pretende desarrollar una regionalización de las zonas expuesta a los mayores cambios en precipitación y temperatura en Bolivia que sirva de línea base para la toma de decisión y generación de políticas estatales y regionales sobre la adaptación a los impactos climáticos a los que se encuentran expuestas las diferentes regiones bioclimáticas de Bolivia. Sobre esta base se concluye que este tipo de estudios pueden favorecer y estimular no sólo la investigación en estos temas, sino también la adaptación y toma de decisión de los instrumentos de política pública en torno al riesgo y vulnerabilidad que presentan las zonas identificadas en este manuscrito.

## **Descripción de la zona de estudio**

El Estado Plurinacional de Bolivia tiene una superficie de 1 098 581 km<sup>2</sup>; limita al norte y al este con Brasil; al sur, con Paraguay y Argentina; al

oeste, con Chile y Perú (véase la Figura 1). Cuenta con aproximadamente 11 307 000 habitantes, según las proyecciones del Instituto Nacional de Estadística (INE) al 2018 (INE, 2018). Administrativamente, Bolivia se divide en nueve departamentos (Beni, Chuquisaca, Cochabamba, La Paz, Oruro, Pando, Potosí, Santa Cruz y Tarija), en 113 provincias y en más de 300 municipios. En su geografía se distinguen tres regiones diferenciadas, a saber: a) la región andina u occidental, con alturas promedio mayores a los 3 000 metros (28 % del territorio); b) la zona subandina, con altura media de 2 500 metros; c) las llanuras tropicales, con altura entre 200 y 300 metros (60 % del territorio). Su economía se agrupa en los sectores industrial, agropecuario y de servicios.



**Figura 1.** Ubicación y división política-administrativa de departamentos de Bolivia. Fuente: elaboración propia basada en información geográfica de GeoBolivia (<https://geo.gob.bo/>).

En cuanto al clima, sus condiciones dependen fundamentalmente del monzón sudamericano (SAMS, por sus siglas en inglés), la orografía y la presencia de la Amazonia (PNUD, 2011). En igual sentido, se expresan

Del-Jesús *et al.* (2020), al señalar que el clima de los países andinos está influenciado por factores como Zona de Convergencia Intertropical (ITCZ, por sus siglas en inglés); El Niño Oscilación del Sur (ENSO, por sus siglas en inglés), y la orografía de la región. No obstante, a pesar de ubicarse dentro de las latitudes tropicales, las condiciones climáticas de Bolivia varían entre regiones tropicales en las partes bajas del país a condiciones polares en las partes más altas de los Andes. Así, en las zonas bajas del norte se tiene un clima tropical húmedo con temperaturas altas, alta humedad y altas precipitaciones; mientras en las zonas bajas del sur, si bien las temperaturas son altas, el clima es seco.

## Metodologías

### **Identificación de zonas con mayores cambios históricos de precipitación y temperatura de 1960 a 2016**

La base de datos utilizada para el análisis de trimestres lluviosos y secos fue CRU TS4.01: *Climatic Research Unit (CRU) Time-Series (TS)* versión 4.01, datos de rejilla con resolución de  $0.5^\circ \times 0.5^\circ$  y variación mensual en el periodo de 1960-2016 (Harris, Jones, Osborn, & Lister, *et al.* 2014).

Se empleó el comportamiento climatológico de las variables de precipitación y temperatura en forma estacional a lo largo del periodo de 1960 a 2016, con anomalías respecto a 1960-1990 de manera espacial. La selección de los trimestres más lluviosos y secos se determinó mediante la climatología para cada trimestre DEF, MAM, JJA y SON. Donde sus anomalías indican los eventos húmedos y secos. Esto permite identificar los trimestres más lluviosos y secos a lo largo del periodo de estudio, así como las zonas donde se registran las anomalías más grandes tanto positiva como negativamente a lo largo del tiempo. Contando con la información de los trimestres más lluviosos y secos, se procedió a determinar las zonas con las anomalías de temperatura más grandes, negativa y positivamente.

Este proceso sigue el principio de los indicadores climáticos definidos como (Rivas-Martínez, 2002) los que se indican a continuación.

## **Precipitación**

Precipitación del trimestre más lluvioso (mm/d) =  $Prec_1 + Prec_2 + Prec_3$

Precipitación del trimestre más seco (mm/d) =  $Prec_1 + Prec_2 + Prec_3$

## **Temperatura**

Temperatura promedio del trimestre más lluvioso (°C)

Temperatura promedio del trimestre más seco (°C)

### **Determinación de tendencias para puntos de las zonas de mayores impactos por cambios del clima**

Para el análisis de tendencias, se aplicó el método de regresión lineal a las anomalías de cada variable climática (temperatura y precipitación), el cual sigue la siguiente Ecuación (1):

$$Y = b(0) + b(1) * X \quad (1)$$

Donde  $Y$  corresponde a la variable climática ( $T$  o  $Pr$ ) y  $X$  al tiempo ( $T$ ).

También se determinó el valor mínimo y máximo de las anomalías de cada variable a lo largo del periodo de estudio.

### **Análisis de eventos extremos**

La cantidad de eventos climáticos extremos parecen haber aumentado en los últimos años. La prueba de la importancia de estos cambios depende de la distribución de frecuencia de las variables, en especial cuando el foco de análisis está en las tendencias a largo plazo; en este caso, la frecuencia e intensidad de eventos extremos. El efecto principal de estos cambios se puede ver en el aumento de las pérdidas agrícolas y de infraestructura, entre otras, y las tendencias en desastres naturales como inundaciones, tormentas, sequías y temperaturas extremas (Hoeppe, 2016; Holland & Webster, 2007; Smith & Katz, 2013; De-Bruijn, 2005; De-Bruijn, Klijn, McGahey, Mens, & Wolfert, 2018; Francis & Hengeveld, 1998; Meehl *et al.*, 2000).

Un enfoque para analizar tendencias en eventos extremos es estimar tendencias asumiendo distribuciones Gaussianas. Este enfoque es limitado, en el entendido de que la mayoría de los eventos extremos no sigue este tipo de distribución. Por lo tanto, existe evidencia limitada sobre la utilidad de cualquier enfoque que asuma una distribución Gaussiana. Así, la investigación basada en esta suposición no ha permitido llegar a conclusiones sobre cambios en la intensidad o frecuencia de los eventos extremos (Moore, Matthews, Simmons, & Leduc, 2015; Francis & Hengeveld, 1998; Stern, 2007; Meehl *et al.*, 2000).

Un enfoque más útil para analizar eventos extremos usa la teoría del valor extremo (TEV). Esta teoría trata sobre el comportamiento de "desviaciones extremas de la mediana de las distribuciones de probabilidad" de series de tiempo finitas de una colección de observaciones aleatorias, que se supone son independientes e

idénticamente distribuidas (iid), e intenta evaluar el tipo de distribuciones de probabilidad generadas por el proceso (Beker, 2014; Salzano, 2008). El teorema de Fisher-Tippet-Gnedenko es un resultado general en TEV con respecto a la distribución asintótica de estadísticas de orden extrema. El máximo de una muestra de variables aleatorias iid después de la renormalización adecuada converge en la distribución de una de las tres distribuciones paramétrica extremas: la distribución de Gumbel, Fréchet o Weibull (Gnedenko, 1943; Fisher & Tippett, 1928).

La selección del tipo de distribución depende del comportamiento de las variables que se analizan. La distribución de Gumbel se define en el intervalo  $(-\infty, +\infty)$ . La distribución de Fréchet tiene un límite inferior cercano a cero. Los parámetros de escala y forma de la distribución de Weibull sólo tienen un límite inferior de cero sin límites superiores. En esta investigación de precipitación y temperaturas extremas se usa la distribución de Weibull porque la mayoría de los días no llueve, mientras que los eventos de precipitación extrema son extraordinariamente grandes con una considerable heterogeneidad temporal, y las temperaturas extremas también tienen comportamiento temporales heterogéneos y permite, con la generación de un punto de comparación, una distribución específica de eventos de temperatura extrema en forma independiente de la serie temporal de temperaturas.

Las distribuciones Weibull se usaron previamente para analizar datos climáticos (Kotz, 2000). Holland y Webster (2007) empleó distribuciones de Weibull para evaluar el aumento de la proporción de huracanes muy intensos, Pavia y O'Brien (1986) utilizaron esta distribución para estudiar las velocidades mundiales del viento, y Sharma y Singh (2010) usaron 17

distribuciones para modelar la lluvia máxima diaria, uno de estos fue la distribución de Weibull. Llegaron a la conclusión de que la distribución generalizada del valor extremo (familia de distribución de Weibull) era la mejor opción para la mayoría de los datos semanales (el periodo más corto que consideraban). La primera es una innovación metodológica el uso en la distribución para el análisis de temperaturas extremas.

La distribución de Weibull (Weibull, 1939) se representa por medio de tres parámetros:  $\mu(x_0, \alpha, \beta)$ . Su densidad de probabilidad es  $f(x) = (\alpha/\beta)[(x-x_0)/\beta]^{\alpha-1} \cdot \exp\{-(x-x_0)/\beta\}^\alpha$ ,  $x > x_0$ , y la función de distribución es  $F(x) = 1 - \exp\{-(x-x_0)/\beta\}^\alpha$ ,  $x > x_0$ . La distribución de Weibull se propuso de inicio para representar la distribución de la resistencia a la rotura de materiales, y se usa por lo común en estudios de confiabilidad y control de calidad. Las probabilidades para la distribución de Weibull se calculan fácilmente teniendo en cuenta que la variable aleatoria  $Z = [(X - x_0)/\beta]^\alpha$  tiene una distribución exponencial negativa estándar,  $\varepsilon(1)$ .

La Función de Distribución Acumulativa (FDC) de una variable aleatoria de Weibull es expresada por:

$$F_{(X)} = 1 - e^{-\left(\frac{x}{\alpha}\right)^\beta} \quad (2)$$

Esta función puede linealizarse tomando el logaritmo natural en ambos lados de la ecuación (1):

$$\ln[-\ln(1 - F_{(X)})] = \beta \ln X - \beta \ln \alpha \quad (3)$$

Los valores de  $F(X)$  dependen de los parámetros desconocidos  $\alpha$  (factor de escala de Weibull, en este caso, mm por día o °C por día) y  $\beta$  (factor de forma de Weibull), y por lo tanto solo pueden estimarse mediante una regresión lineal de la Ecuación (2). Se han propuesto varios estimadores para  $F(X)$  dependiendo del tipo de datos, siendo el estimador de Bernard (Ecuación (3)) el más utilizado, particularmente en el análisis de riesgos industriales. Este estimador es una aproximación de rango mediano, junto con los estimadores de Blom (Ecuación (4)), Bergman (Ecuación (5)), Weibull (Ecuación (6)) y Filliben (Ecuación (7)) luego de Cacciari y Montanari . (1991):

$$\text{Estimador de Bernard } F_{(i,n)} = \frac{i-0.3}{n+0.4} \quad (4)$$

$$\text{Estimador de Blom } F_{(i,n)} = \frac{i-0.5}{n+0.25} \quad (5)$$

$$\text{Estimador de Bergman } F_{(i,n)} = \left(1 - \frac{i}{n+1}\right) * \ln \left(1 - \frac{i}{n+1}\right)^2 \quad (6)$$

$$\text{Estimador de Weibull } F_{(i,n)} = \frac{i}{n+1} \quad (7)$$

El uso de estimadores para  $F(X)$  es propenso a introducir sesgos en las estimaciones de los parámetros  $\alpha$  y  $\beta$ . Los investigadores usualmente

eligen un estimador que les da la mayor eficiencia ( $R$ -cuadrado), pero la iteración de diferentes estimadores también es común.

Las principales metodologías que se han utilizado para las estimaciones de parámetros son las siguientes: estimación gráfica, método de momentos, estimación de mínimos cuadrados (LSE) y estimación de máxima verosimilitud (MLE) en sus dos versiones con el uso de estimadores como pesos (WMLE) o sin ellos. Los diferentes métodos de estimación de parámetros pueden dar lugar a estimaciones muy diferentes. Por lo tanto, es importante tener criterios objetivos para instruir la selección de un método de estimación sobre las alternativas. Los criterios comunes incluyen varianza mínima, consistencia, suficiencia y simplicidad (Zhang, Xie, & Tang, *et al.*, 2008). En este caso, la eficiencia ( $R$  cuadrado y *Root Mean Square Error* (RMSE) se consideraron los mejores criterios (Serrano, 2013). El método ponderado propuesto (1.5) asigna los pesos más altos a los eventos extremos, que ha dado lugar a las mejores estimaciones en el presente caso, medidas en términos de  $R$  cuadrado y RMSE (Olivera & Heard, 2019).

Siguiendo a Zhang *et al.* (2008), el cálculo de MLE para estimar los dos parámetros basados en el Weibull FCD linealizado en la Ecuación (3) es el siguiente:

Donde  $X = \ln(x)$  y  $Y = \ln [-\ln(1 - F(X))]$ , resultando la ecuación a estimar:

$$Y = \beta X - \beta \ln \alpha \quad (8)$$

Siendo la función objetivo de la WMLE:

$$\min SS = \sum_{i=1}^r w_i [y_i - (\beta x_i - \beta \ln \alpha)] \quad (9)$$

En esta investigación, los métodos WMLE se usaron para estimar los parámetros de distribución de Weibull. Donde  $w_i$  se obtiene siguiendo (1.5). La introducción de  $w_i$  mejora la eficiencia del cálculo del parámetro  $\beta$ , pero no corrige el error introducido al utilizar una estimación aproximada de  $F(X)$ . El error también es evidente en el parámetro  $\alpha$ . Por esta razón, se usa un segundo paso y el cálculo del último parámetro ( $\alpha$ ) basado en la estimación del primer parámetro  $\beta$ , es decir,  $\beta$  se usa:

$$\min SS = \sum_{i=1}^r w_i [(y_i - (\beta x_i - \beta \ln \alpha) | \beta)]^2 \quad (10)$$

La aplicación del procedimiento propuesto para calcular los parámetros de Weibull,  $\alpha$  y  $\beta$ , se resume de la siguiente manera:

Paso 1: clasifique los tiempos de eventos extremos y calcule las posiciones de trazado del eje Y usando el estimador  $F(X)$ .

Paso 2: calcule  $w_i$  de acuerdo con el estimador de Bergman (Ecuación (6)).

Paso 3: obtenga las estimaciones para  $\alpha$  y  $\beta$  usando WMLE.

La base de datos usada para el análisis de eventos extremos de precipitación y temperatura emplea información diaria de estaciones hidrometeorológicas comprendida entre los años 1977-1997 a 1998-

2014, base desarrollada por el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología y del Sistema Integrado de Gestión de Estaciones (SIGE) de Bolivia (SIGE, 2020). La base de datos al usar información real ve restringida la información a estaciones y a una temporalidad que cumplen los criterios de calidad de datos según procesamiento desarrollado bajo el paquete informático *RCLIMDEX*.

## **Resultados**

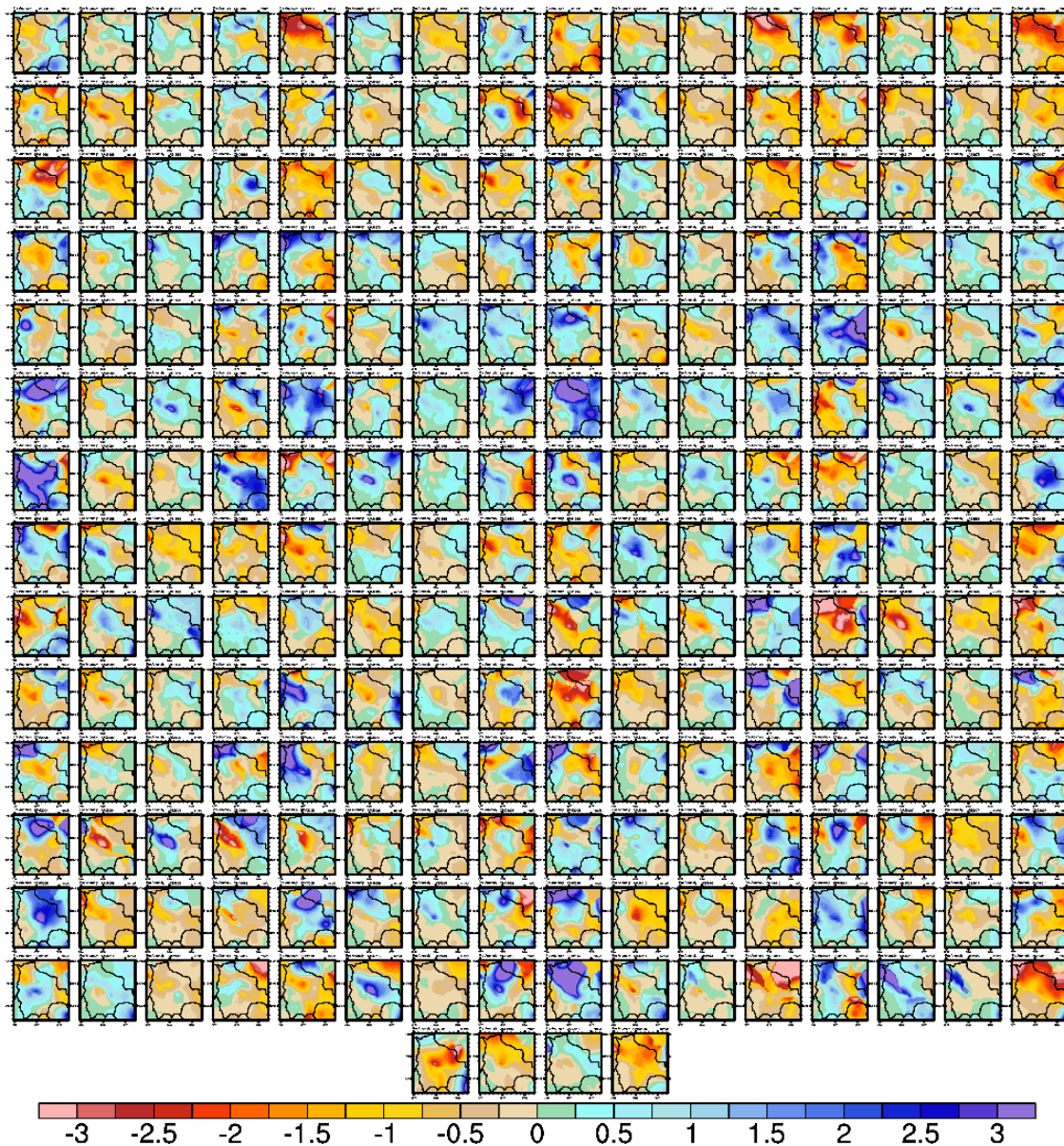
### **Identificación de zonas con mayores cambios históricos de precipitación y temperatura de 1960 a 2016**

#### **Precipitación**

En la Figura 2 se muestra la evolución temporal de las anomalías de la variable precipitación en toda la región del país de Bolivia. En ella se pueden identificar que los trimestres más lluviosos corresponden a enero-febrero-marzo (EFM) y a octubre-noviembre-diciembre (OND). En

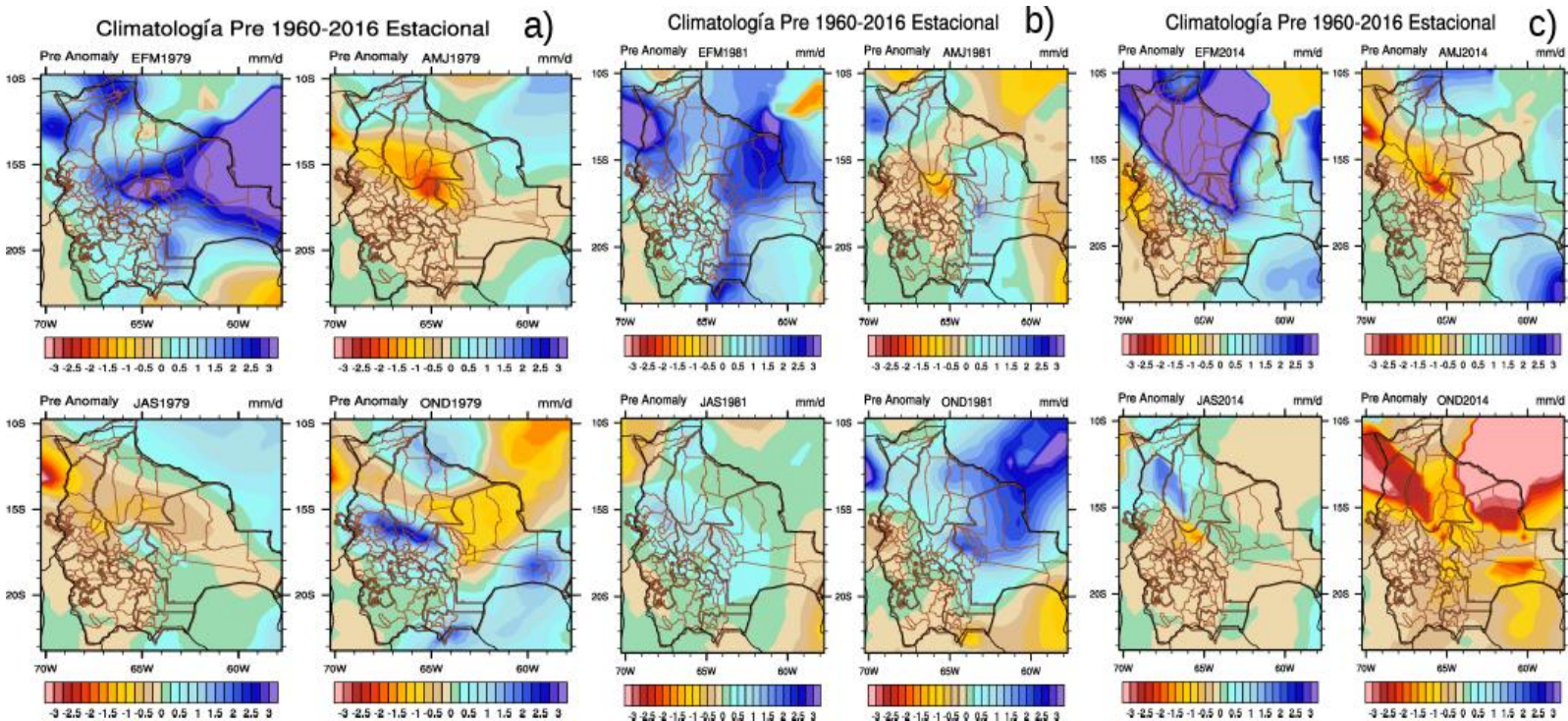
particular, para los años 1978-1979, 1981-1982, 1984, y 2014. La Figura 3 muestran algunos de estos trimestres. Esto corresponde con las oscilaciones climáticas que se discuten más adelante.

Anomalía Pre 1960-2016 Estacional (mm/d)



\*\*\*

**Figura 2.** Evolución temporal de las anomalías de precipitación en Bolivia (1960-2016). Las anomalías positivas, es decir, aquellos eventos húmedos, se encuentran en la escala de color azul a morado; mientras que los eventos secos, anomalías negativas, se marcan dentro de la escala de café-amarillo a rojo. Fuente: elaboración propia.



**Figura 3.** Trimestres más lluviosos a lo largo de 1960-2016 en Bolivia: a) 1979, b) 1981 y c) 2014. Las anomalías positivas, es decir, aquellos eventos húmedos, se encuentran en la escala de color azul a morado; mientras que los eventos secos, anomalías negativas, se marcan en la escala de café-amarillo a rojo. Fuente: elaboración propia.

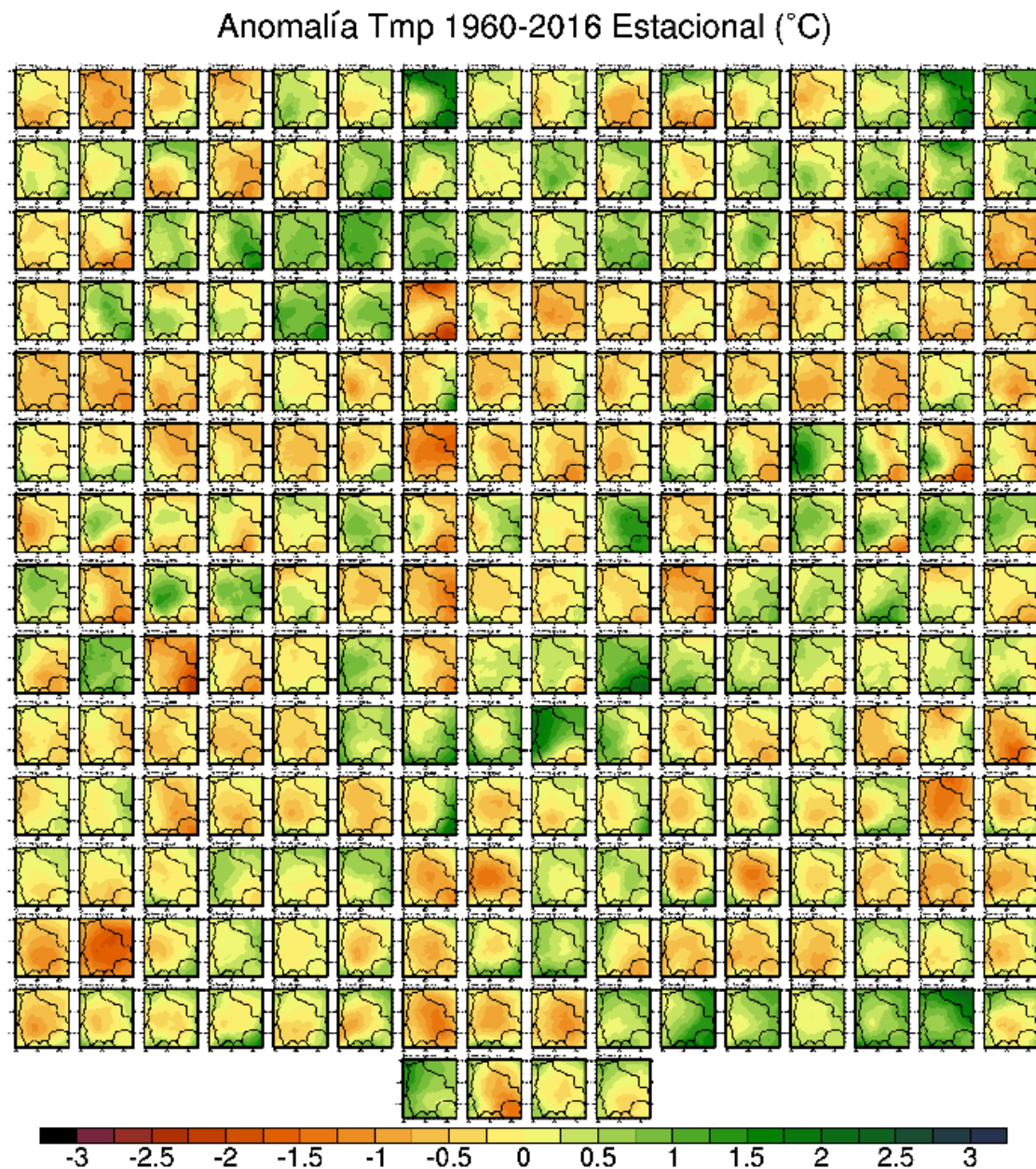
Estos resultados muestran que las zonas donde los cambios en la precipitación son mayores con respecto a 1960-1990 a lo largo del periodo de tiempo de estudio corresponden a los límites al norte y este del país. No obstante, este estudio muestra el comportamiento climatológico de la zona respecto al análisis de eventos extremos que se abordará en la siguiente subsección.

Por otro lado, los trimestres más secos corresponden igual a EFM y OND, en los años 1961-1963, 1966-1968, 1994-1995, 1998-1999, 2015-2016. Si bien las épocas de lluvias y secas en la zona difieren en estos trimestres, se puede observar que existe la influencia de la Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, por sus siglas en inglés), más adelante se describe al respecto.

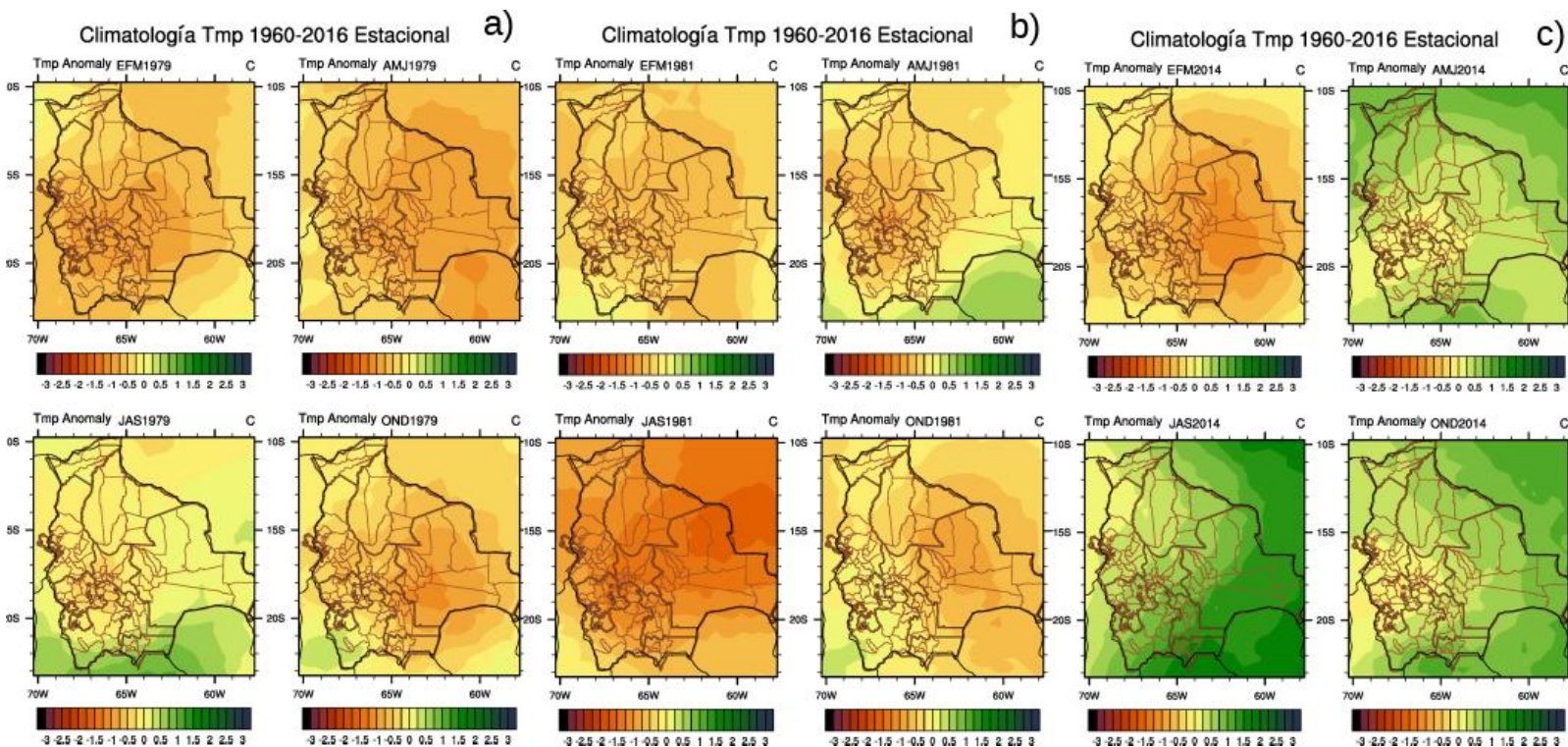
## Temperatura

La Figura 4 muestra la evolución temporal de las anomalías de la temperatura para toda Bolivia. Se puede observar que los trimestres más lluviosos no necesariamente coinciden con los trimestres más calientes o fríos. Los más calientes corresponden a los años 1961, 1963, 2015 y trimestre (julio-agosto-septiembre: JAS), 1986 y 1998 trimestre AMJ y EFM, respectivamente. Y los más fríos a 1960, 1971, 2008 (AMJ); 1973, 1981, 1989, 1990, 1992, 1993, 2003, 2013 (JAS). Por otro lado, la Figura

5 muestran los trimestres con las anomalías de la temperatura de los trimestres más lluviosos y secos.



**Figura 4.** Evolución temporal de las anomalías de temperatura en Bolivia (1960-2016). Las anomalías positivas, es decir, aquellos eventos cálidos, se encuentran en la escala de color verde; mientras que los eventos fríos, anomalías negativas, se encuentran marcados en la escala de amarillo a café. Fuente: elaboración propia.



**Figura 5.** Anomalías de temperatura de los trimestres más lluviosos y secos en 1960-2016. Las anomalías positivas, es decir, eventos cálidos, se encuentran en la escala de color verde; mientras que los eventos fríos, anomalías negativas, se encuentran marcados en la escala de amarillo a café. Nota: a) 1979, b) 1981 y c) 2014. Fuente: elaboración propia.

De acuerdo con la Figura 5, se nota que las zonas que muestran anomalías mayores tanto negativas como positivas son las zonas centro, oeste y suroeste del país. Estas zonas no necesariamente corresponden a las mismas determinadas por las anomalías de precipitación. Ello muestra claramente que diferentes factores manejan el comportamiento de cada variable.

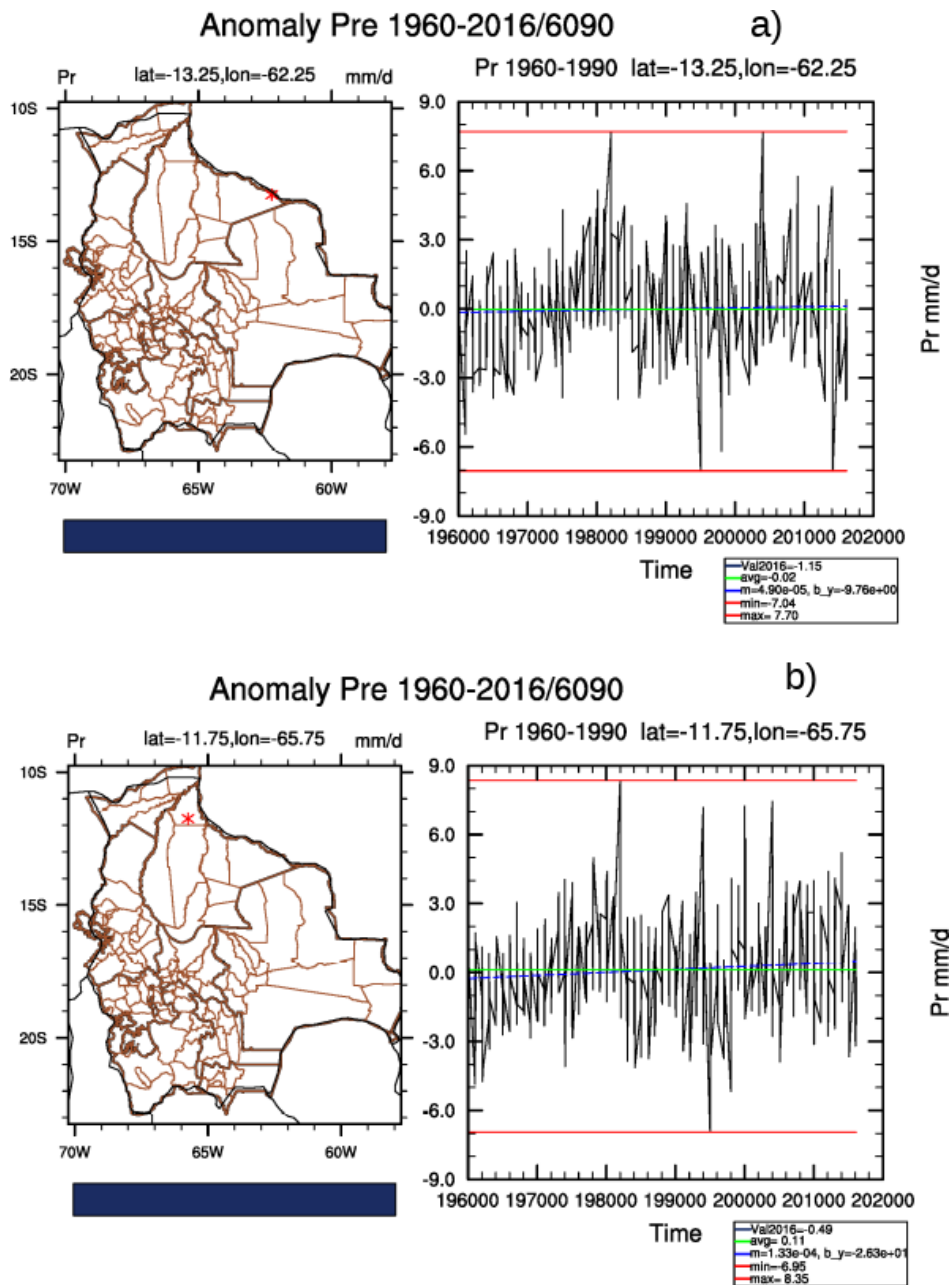
### **Determinación de tendencias para puntos de las zonas de mayores impactos por cambios del clima**

A partir del análisis de trimestres lluviosos y secos se seleccionaron los puntos con base en sus anomalías y cercanos las comunidades de importancia económica en el sector agrícola. De acuerdo con la Tabla 1, las zonas detectadas como más lluviosas a lo largo de 1960-2016 se representan por el punto 2, mientras que la más seca en el mismo periodo se representa por el punto 6. Es decir, en estos puntos se encuentra un mayor número de trimestres lluviosos y secos, respectivamente. La Figura 6 muestra las tendencias y los comportamientos de la precipitación en ambos puntos. Se puede observar que mientras para el punto 2 (Figura 6a) la tendencia es nula, así como para el punto 6 (Figura 6b), la temperatura en esos puntos muestra tendencias negativas (ver Tabla 2, tendencias).

**Tabla 1.** Puntos de interés con sus coordenadas geográficas. Se tomaron a partir de los cambios en temperatura y precipitación.

**Fuente:** elaboración propia.

Determinado por la variable	Punto	Latitud	Longitud
Precipitación	1	-13.25	-63.25
Precipitación	2	-13.25	-62.25
Precipitación	3	-12.25	-65.75
Precipitación	4	-12.25	-64.75
Precipitación	5	-11.75	-68.25
Precipitación	6	-11.75	-65.75
Precipitación	7	-11.25	-69.25
Precipitación	8	-10.75	-67.75
Precipitación	9	-10.75	-66.25
Temperatura	10	-19.75	-63.25
Temperatura	11	-17.25	-63.25
Temperatura	12	-17.25	-65.25
Temperatura	13	-17.75	-67.25
Temperatura	14	-18.25	-68.25
Temperatura	15	-14.25	-67.75



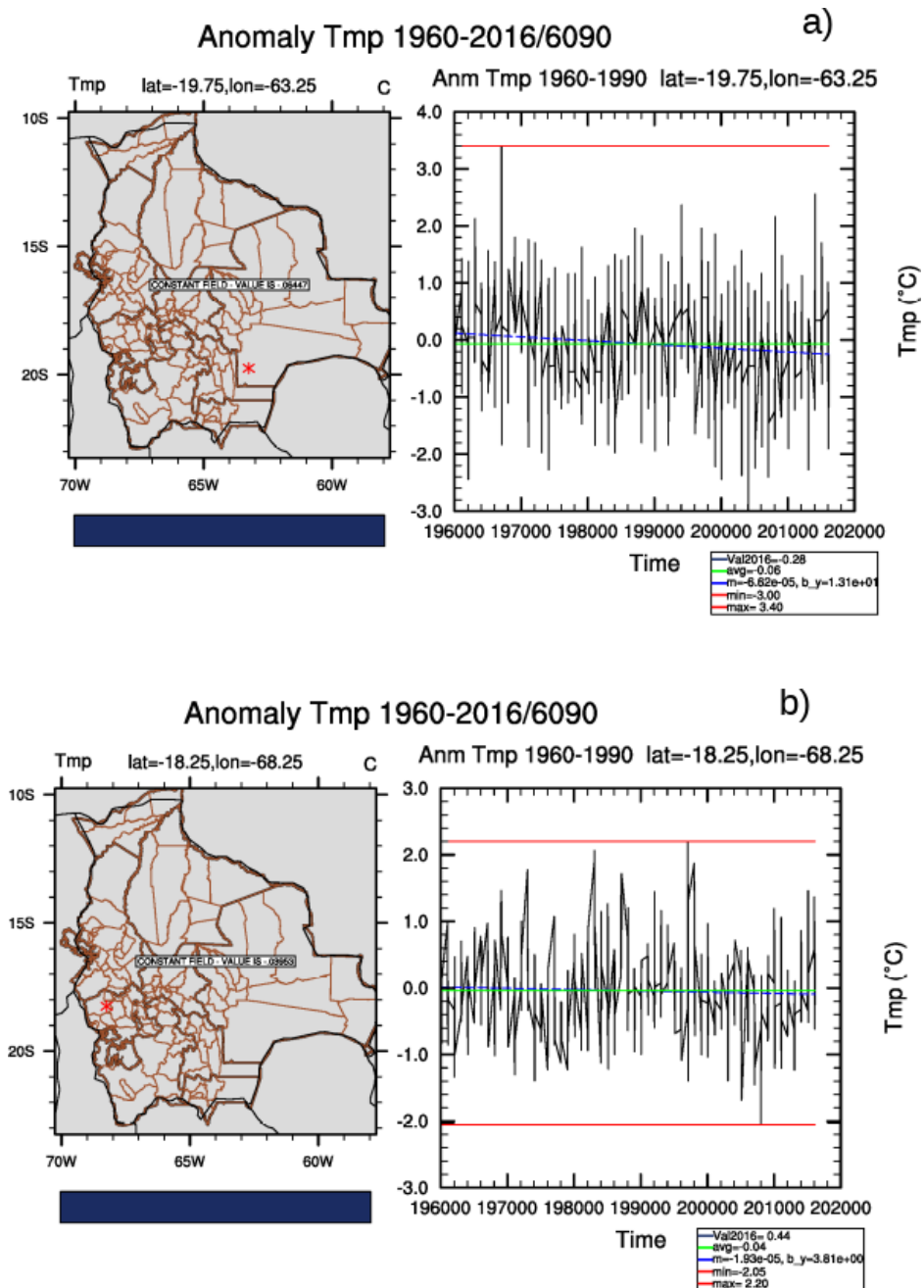
**Figura 6.** Tendencias de la precipitación en las zonas identificadas como más lluviosa (6a-arriba) y más seca (6b-abajo) de 1960-2016 en Bolivia. Fuente. elaboración propia.

**Tabla 2.** Datos estadísticos de los ajustes de tendencias a las variables temperatura (TMP) y precipitación (PRE) en los 15 puntos de estudio.

Punto	Coef.	R <sup>2</sup>	pval	Coef.	R <sup>2</sup>	pval
	TMP			PRE		
1	-0.000046	0.01068	0.006828	0.000116	0.012741	0.003115
2	-0.000037	0.006568	0.03407	0.000049	0.002417	0.19911
3	-0.000019	0.002322	0.208137	0.00016	0.022777	0.000074
4	-0.000034	0.006619	0.033384	0.000187	0.026212	0.000021
5	0.000029	0.005696	0.04848	0.00008	0.00428	0.087305
6	-0.000013	0.000959	0.418684	0.000133	0.015652	0.001042
7	0.000042	0.012641	0.003235	0.000054	0.001821	0.26501
8	0.000027	0.004676	0.073891	0.000132	0.008017	0.01917
9	0.000018	0.002063	0.235472	0.000092	0.005329	0.056362
10	-0.000066	0.015916	0.000944	-0.000026	0.002405	0.200153
11	-0.000078	0.024126	0.000045	0.000047	0.002541	0.187915
12	-0.000078	0.029249	0.000007	0.000012	0.000337	0.631626
13	-0.000045	0.009946	0.009054	0.000012	0.000822	0.454033
14	-0.000019	0.002448	0.196174	-0.000009	0.000753	0.473629
15	-0.000006	0.000248	0.680686	0.000058	0.001762	0.273007

Fuente: elaboración propia.

En los trimestres más lluviosos, las anomalías de temperatura son negativas, donde la Figura 7a (arriba) muestra la tendencia de temperatura para el punto 10, con mayor cambio con respecto a 1960-1990. Para los trimestres más secos, las anomalías de temperatura son positivas, las cuales son mayores en el punto 14. La Figura 7b (abajo), muestra la tendencia de esta variable.



**Figura 7.** Tendencias de la temperatura en las zonas identificadas como más lluviosa (7a-arriba) y más seca (7b-abajo) de 1960-2016 en Bolivia. Fuente: elaboración propia.

La Tabla 2 muestra la estadística para los ajustes de tendencias en los puntos del estudio. Se hace notar que la tendencia se ajustó mediante la Ecuación (1) para ambas variables: temperatura y precipitación. La selección de estos puntos permite delimitar el comportamiento climatológico en aquellos puntos donde se llevan a cabo importantes actividades económicas, como el caso de la agrícola, que a su vez es importante para el bienestar social. Por lo que el análisis provee información para posibles medidas ante efectos climáticos, como lo es el fenómeno de cambio climático.

## **Análisis de eventos extremos**

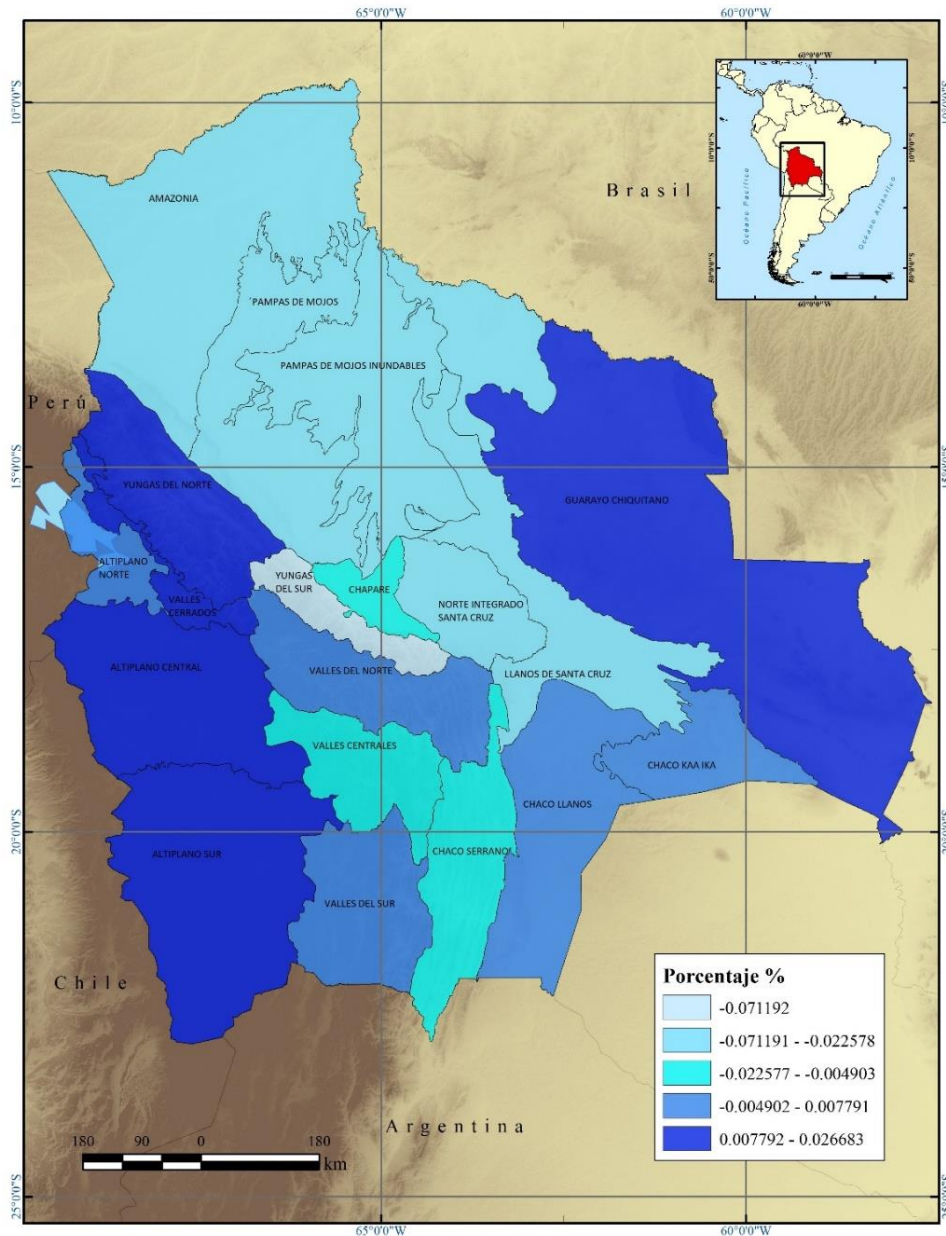
El estudio usa como base de datos para el análisis de eventos extremos estaciones meteorológicas representativas de las 19 regiones productivas de Bolivia, las cuales fueron categorizadas por la representatividad de pisos ecológicos, homogeneidad climática y de tipo de suelos, según el Instituto Nacional de Estadística de Bolivia (Tabla 3, Figura 8, Figura 9).

**Tabla 3.** Regiones agropecuarias de Bolivia.

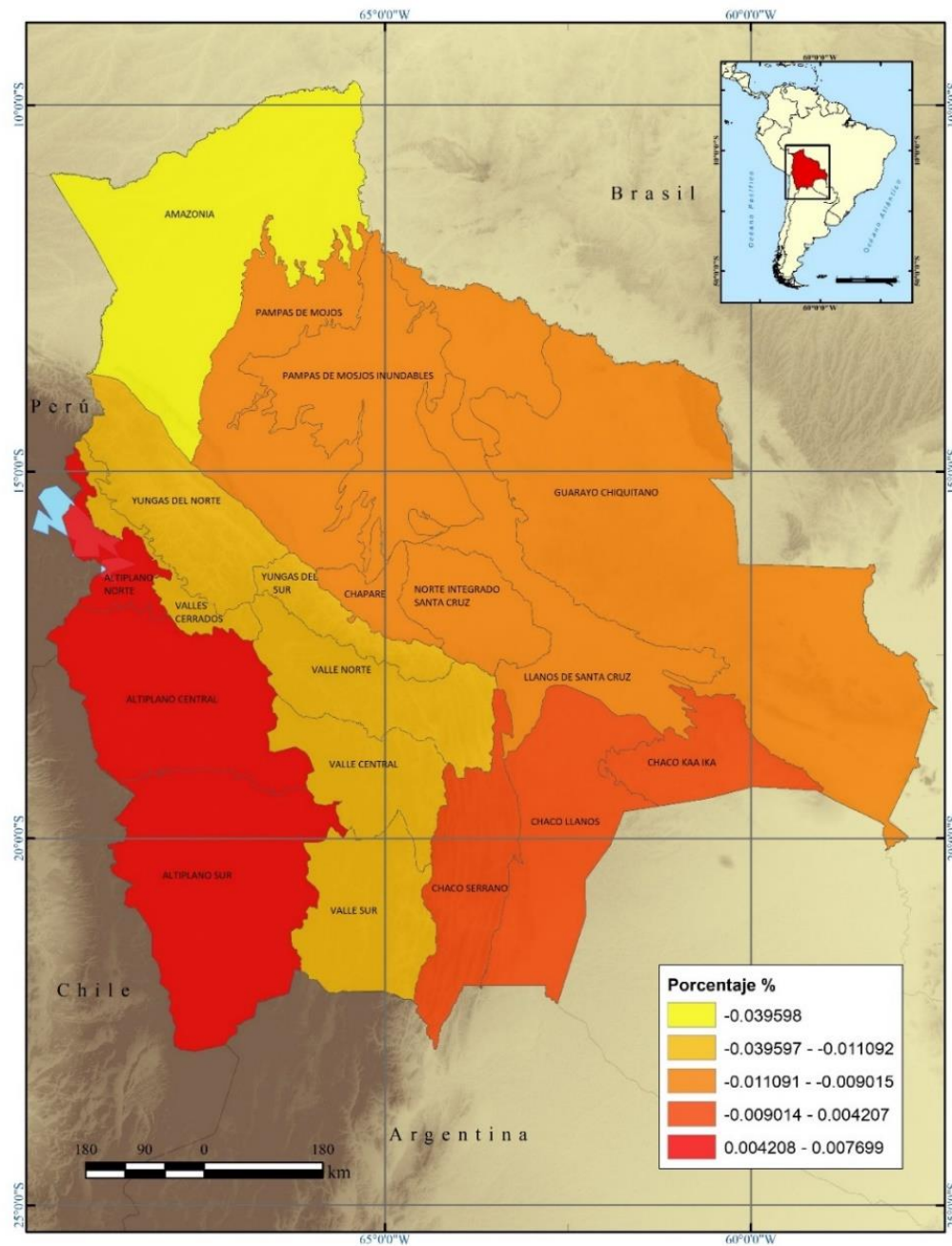
Región		Zona Agropecuaria	Longitud	Latitud	Elevación
1	Altiplano	Altiplano central y norte	-67.18	-17.64	3 978
			-65.93	-17.64	2 722
			-68.43	-16.39	3 933
2	Altiplano	Altiplano sur	-67.18	-20.76	3 649
3	Amazonia	Amazonia	-67.18	-11.70	200
			-65.93	-11.08	173
			-67.81	-13.89	234
4	Llanos Tropicales	Norte Integrado de Santa Cruz	-63.75	-16.70	210
5	Llanos Tropicales	Pampa de Mojos	-66.25	-15.14	422
			-66.25	-12.64	200
6	Llanos Tropicales	Pampa Inundable de Mojos	-65.31	-13.58	156
			-65	-14.83	155
7	Valles	Valles Centrales	-65.31	-19.20	2 668
8	Valles	Yungas del Norte	-67.81	-15.45	584
9	Llanos Tropicales	Guarayo Chiquitano	-60.93	-16.39	583
10	Llanos Tropicales	Chapare	-65	-16.70	204
11	Valles	Valles del Sur	-65.31	-20.76	2 694

12	Llanos Tropicales	Llanos de Santa Cruz	-62.5	-17.32	262
13	Valles	Valles del norte	-66.25	-17.32	2 827
14	Gran Chaco	Chaco Llanos, Serrano y Kaa Ika	-62.5	-20.45	436
15	Valles	Yungas del Sur	-65.62	-17.01	752

Fuente: elaboración propia con información del Instituto Nacional de Estadística de Bolivia (INE: <http://geo.ine.gob.bo/cartografia/> visto en 2018).



**Figura 8.** Cambio en los eventos extremos de precipitación. El color azul intenso muestra incrementos en la probabilidad de la ocurrencia de eventos extremos, mientras que los colores pálidos muestran disminuciones de éstos. Fuente: elaboración propia.



**Figura 9.** Cambios en la probabilidad de eventos extremos en temperatura. En color rojo intenso se observan las regiones con

mayores probabilidades de incrementar sus rachas de calor. Fuente:  
elaboración propia.

El análisis de eventos extremos de lluvias y temperaturas máximas extremas se desarrolla mediante la metodología de análisis de distribuciones de Weibull, comparando el cambio en la probabilidad de eventos extremos con datos climáticos diarios, entre 1977-1997 y 1998-2014. Esta comparación se visualiza mediante mapas que muestran los cambios de los eventos extremos en las 15 regiones agroecológicas de Bolivia. En ambos casos evidencia cambios en la distribución de eventos extremos.

En el análisis de teoría de valores extremos (EVT, por sus siglas en inglés) de lluvia se observan dos grandes grupos de comportamiento según regiones. En el primer grupo, comprendido en la región central del país, se ve una disminución de los eventos extremos de lluvia superiores a 10 mm por evento. Esto se puede observar en la Figura 8, en las regiones visualizadas de color azul pálido.

El otro grupo de análisis está conformado por las regiones visualizadas en azul oscuro, donde la intensidad de las tormentas de más de 10 mm se incrementa; tales regiones están conformadas por dos áreas en particular: el altiplano (departamentos de La Paz, Oruro y Potosí y parte del departamento de Santa Cruz en la región del pantanal) y la cuenca del río Iténez (Figura 8 y Figura 9).

Respecto al comportamiento de las probabilidades de EVT de temperatura máxima, las mismas se construyeron a partir de la diferencia en las observaciones mínimas de las máximas históricas y

diferenciándolas de las observaciones diarias entre los datos de las estaciones meteorológicas de la muestra. Luego se aplicó el análisis de Weibull propuesto en la metodología.

El comportamiento de las temperaturas se circunscribe a tres grandes áreas delimitadas por colores en la Figura 9. La primera, donde las anomalías de temperatura se incrementan, sobre todo en la región del altiplano occidental (departamentos de La Paz y Oruro, color rojo); un área de comportamientos moderados, en la región del Chaco (departamentos de Chuquisaca y Tarija, naranja intenso), y un área donde las rachas de calor permanecen con cambios de leves a baja en las demás regiones visualizadas de colores amarillas y naranjas claros, tal como se muestra en la Figura 9.

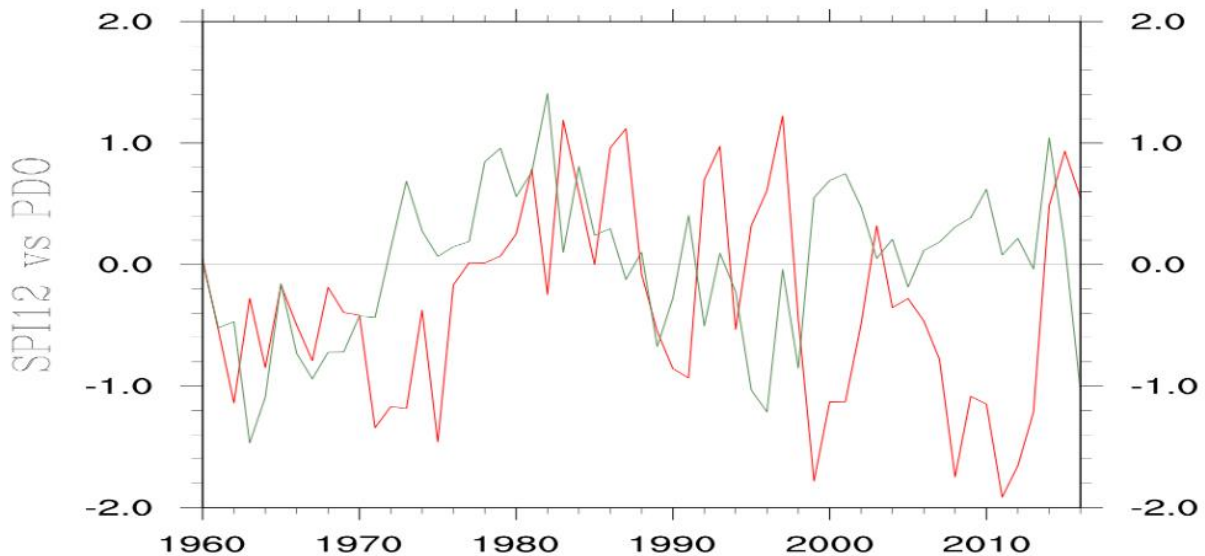
## Discusión de resultados

Históricamente, los cambios en la variable precipitación en Bolivia muestran que las zonas norte, oeste y suroeste son las que han resentido los mayores cambios tanto de incremento como de decremento con respecto al comportamiento normal de las variables entre 1960 y 1990. Cabe resaltar que las anomalías negativas eran recurrentes en la década de 1960 y principios del decenio de 1970. De manera posterior, las anomalías positivas se presentan con mayor frecuencia hasta mediados

447

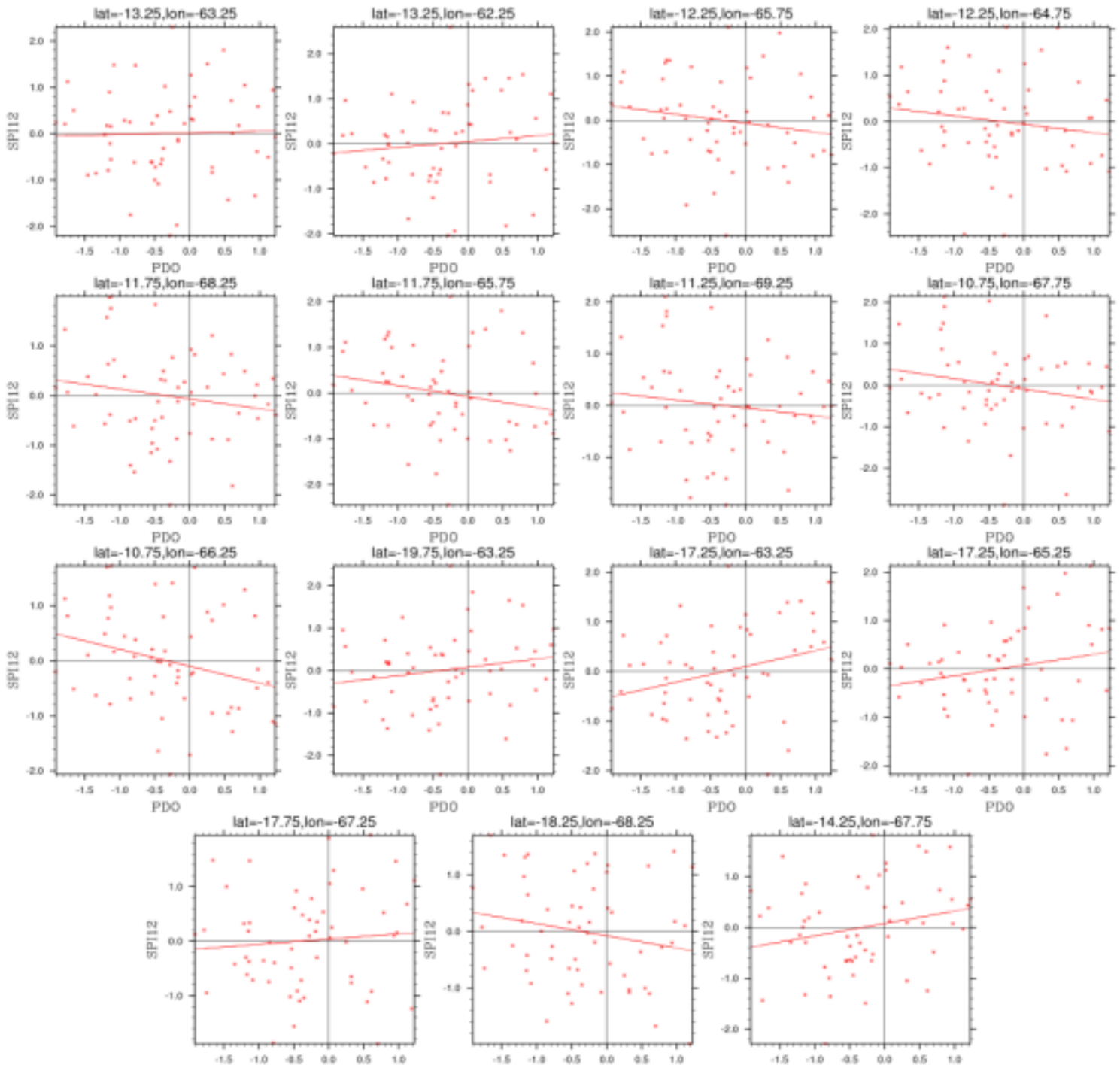
de los años de 1980. En la década de 1990, las anomalías negativas se presentan de nuevo. Al terminar ese decenio y hasta la fecha, las anomalías han sido moderadas; se intensificaron en 2013 y 2015 (2016), tanto de forma positiva como negativa, respectivamente. Esto sugiere una variabilidad decadal de la precipitación, que pudiera relacionarse con la conocida Oscilación Decadal del Pacífico (PDO, siglas en inglés). Es por eso que resulta conveniente realizar un estudio para comprobar su correlación. Para ello se calculó el Índice de Precipitación Estandarizado (SPI, por sus siglas en inglés) en una ventana de 12 meses, SPI-12, de acuerdo con la Organización Meteorológica Mundial (OMM, 2012).

Los trimestres más lluviosos han sido determinados en la temporada de invierno, con anomalías de  $\sim +270$  mm y años con PDO en fase negativa. Se presentan con los efectos de la Zona de Convergencia Intertropical (ITCZ, por sus siglas en inglés); sin embargo, los trimestres más secos se identifican en la misma temporada, lo cual indica que los efectos de la ITCZ fueron menores o nulos. La relación de la ITCZ y el clima en Bolivia muestra que en los meses de otoño-invierno la influencia de la ITCZ está presente; mientras que cuando es verano, la ITCZ tiende a desplazarse a latitudes positivas, por lo que esos meses son secos. Los trimestres secos muestran anomalías de  $\sim -220$  mm. Cabe resaltar que en la mayoría de los años de estos últimos trimestres ocurrieron en fase de PDO positiva (ver Figura 10). Por otro lado, la temperatura muestra un comportamiento similar, donde los periodos calientes ocurren entre los años de 1960 y 1970; después se observan periodos fríos hasta principios del decenio de 1980, y en la década de 1990 vuelven a presentarse periodos calientes, siguiendo el patrón de la PDO. Luego de esos años, el posible efecto de la PDO se presenta en menor grado.



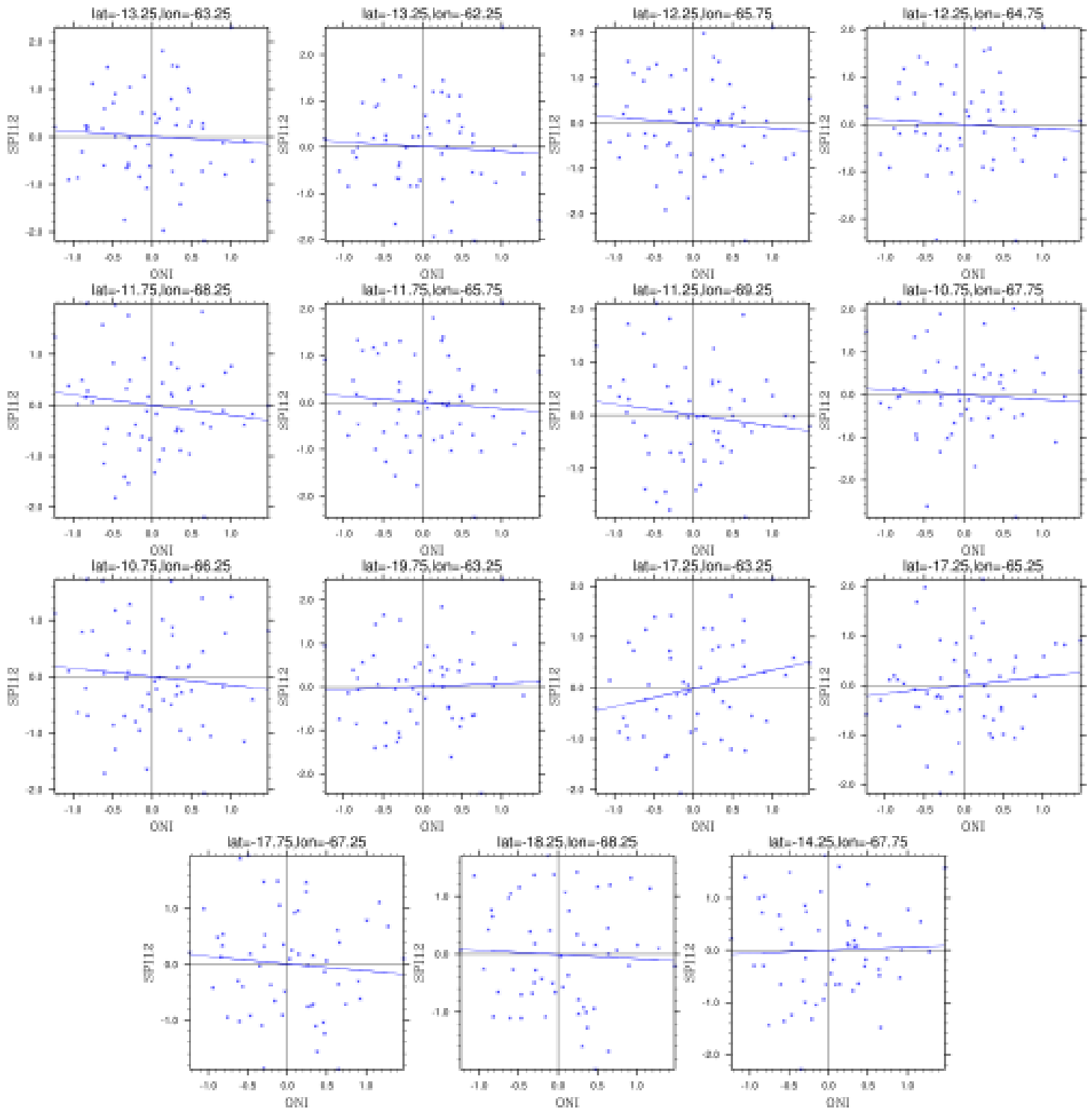
**Figura 10.** Series temporales entre SPI-12 y PDO. La curva roja corresponde a PDO y la curva verde a SPI-12. Se puede notar que los eventos húmedos corresponden a fases negativas de PDO, mientras que los eventos secos, a fases positivas de PDO. Fuente: elaboración propia.

La Figura 11 muestra la correlación de PDO con los eventos de precipitación. Para estos últimos se ha calculado el SPI-12 a partir de lo que recomienda la Organización Meteorológica Mundial (OMM, 2012). Se puede observar que en la mayor parte de los puntos la correlación es inversa entre la fase positiva de la PDO y los eventos secos, mientras que en presencia de la fase negativa de PDO se presentan eventos húmedos. Esta correlación confirma los resultados obtenidos mediante el análisis climatológico de anomalías en los trimestres lluviosos y secos.



**Figura 11.** Correlación PDO y SPI-12 para los puntos climatológicamente seleccionados. Fuente: elaboración propia.

Así, se observa una influencia importante de la PDO en el clima natural de Bolivia; su señal se combina con el ENSO (ver Figura 12), donde además es mayor históricamente. La correlación entre ENSO y SPI-12 para la precipitación indica de nuevo una relación inversa (ver la Tabla 4); es decir, en fase fría del ENSO se obtienen eventos húmedos y en fase caliente eventos secos. Cabe mencionar que el análisis histórico señala las regiones que naturalmente están expuestas a cambios importantes en las variables climáticas de precipitación y temperatura. No obstante, en los últimos años, la posible influencia de los efectos de calentamiento global se puede determinar con un análisis de los eventos extremos, lo cual permite caracterizar los posibles impactos en la región.



**Figura 12.** Comportamiento del Índice Niño Oceánico (ONI) y del SPI-

12 para los puntos seleccionados climatológicamente. Fuente:  
elaboración propia.

**Tabla 4.** Datos estadísticos de las correlaciones entre la precipitación,  
mediante SPI-12, y PDO y ENSO (ONI).

Punto	Coef.	$R^2$	pval	Coef.	$R^2$	pval
	PDO			ONI		
1	0.0333	0.0008	0.8317	-0.1024	0.0045	0.6172
2	0.1325	0.0129	0.3985	-0.1056	0.0048	0.6076
3	-0.2045	0.0307	0.1915	-0.1220	0.0064	0.5538
4	-0.1840	0.0239	0.2503	-0.0949	0.0037	0.6519
5	-0.1980	0.0297	0.1995	-0.2028	0.0182	0.3166
6	-0.2425	0.0448	0.1136	-0.1365	0.0083	0.5000
7	-0.1542	0.0182	0.3168	-0.2079	0.0193	0.3020
8	-0.2519	0.0433	0.1199	-0.1141	0.0052	0.5939
9	-0.3080	0.0765	0.0371	-0.1511	0.0107	0.4425
10	0.1987	0.0308	0.1912	0.0741	0.0025	0.7116
11	0.3197	0.0813	0.0314	0.3581	0.0596	0.0669
12	0.2229	0.0425	0.1237	0.1725	0.0148	0.3658
13	0.0974	0.0076	0.5179	-0.1305	0.0080	0.5078
14	-0.2165	0.0369	0.1517	-0.0726	0.0024	0.7155
15	0.2448	0.0504	0.0929	0.0638	0.0020	0.7409

Fuente: elaboración propia.

Los eventos extremos en la región muestran comportamientos diferenciados, según las regiones y la influencia de la altura sobre el nivel de mar, por lo que los efectos de estos extremos serán diferentes según el punto de análisis; si bien hay menos lluvias extremas en la cuenca

amazónica del río Madera, las lluvias en la zona altiplánica y cordillerana, donde los eventos extremos se incrementan, generan inundaciones cuencas abajo y confirman lo observado en los años El Niño. La región seguirá sufriendo inundaciones a pesar de recibir menos lluvia.

En la región del altiplano, el incremento de las rachas de calor propicia deshielos de los glaciares andinos y provoca cambios en la provisión de agua en la región altiplánica. Esta es una de las principales preocupaciones de diversos estudios centrados en el área; el estudio de eventos extremos confirma tal preocupación, la cual repercute en la cantidad de agua de la región en dos momentos: en el primero existirá una mayor provisión de agua potable proveniente de los deshielos de glaciares, luego de lo cual a mediano plazo se espera una escasez por la falta de hielos a finales de los veranos.

El modelo desarrollado muestra que las rachas de calor se centran en las regiones centrales del país donde se esperan disminuciones en las actividades ganaderas y de producción agrícola de exportación; las previsiones del manejo del riesgo por choques de calor en esta región deberían ser unas de las prioridades a futuro en la zona y considerar el desarrollo de políticas públicas para el manejo de los golpes de calor en áreas sin experiencia previa a este tipo de fenómenos. No todo lo evidenciado por las proyecciones es malo, la disminución de las tormentas extremas en la región central de Chuquisaca y Santa Cruz, y los incrementos moderados de temperatura en la misma región vislumbran afectaciones menores en la productividad agrícola y pecuaria en esta región.

## Conclusiones

Del estudio realizado se plantean los siguientes puntos como hallazgos principales y recomendaciones para futuras investigaciones:

El estudio histórico climático muestra que los trimestres lluviosos corresponden a inviernos y secos al verano, y que los mayores cambios en precipitación respecto al periodo 1960-1990 ocurren también en estos trimestres, por lo que los posibles mayores impactos estacionales por cambios de precipitación ocurren en estas temporadas.

Los resultados del comportamiento de la precipitación y temperatura a lo largo de 1960-2016 sugiere una relación con la PDO, indicando sus efectos en el clima en Bolivia. Esta relación se demostró en este estudio, además de la influencia del fenómeno ENSO.

Las PDO siempre han mostrado su influencia en la climatología global. Adelantar y pronosticar posibles rangos de la variación permitiría generar mejores políticas sobre manejo de riesgo en los años con declaratorias de los fenómenos El Niño y La Niña.

El modelo de eventos extremos desarrollado contrasta con los hallazgos del análisis de variabilidad climática por trimestres mostrado en la primera etapa del modelo. Por lo cual, desarrollar una interfaz que permita englobar ambos análisis en un solo proceso se ve como una nueva

metodología muy promisoría a partir de los resultados encontrados en esta investigación.

En tal sentido, el conocimiento y la comprensión de las variaciones de los patrones climáticos y, por ende, del cambio climático global pueden ser valioso para distintas actividades, como: agricultura, abastecimiento de agua urbana e industrial, generación de energía, mantenimiento de los ecosistemas, y adaptación y resiliencia de las ciudades y sus poblaciones. Es por ello que se presenta como indispensable incorporar en las agendas político-institucionales y de desarrollo los temas asociados con la variabilidad climática y por tanto del cambio climático. De ahí que esta investigación sea un llamado a la acción inaplazable para los tomadores de decisión y la sociedad boliviana en su conjunto frente a los efectos adversos de los eventos climatológicos extremos.

### **Agradecimientos**

Los autores agradecen los comentarios de los revisores anónimos para mejorar el documento final. Los autores también agradecen al programa Cátedras-Conacyt y al proyecto Cátedra-CCGS núm. 945 "Vulnerabilidad, medidas socioambientales y adaptativas al cambio climático en el sureste de México" y núm. 963 "Hacia una gestión sustentable del agua en el sureste de México y las áreas adyacentes de América Central", y núm. 963 "Hacia una gestión sustentable del agua en el sureste de México y las áreas adyacentes de América Central". Así como a LANRESC, REDESClim, RICOMAR, UNAM, IMTA, y al Centro de Cambio Global y la Sustentabilidad.

## Referencias

- Andersen, L. E., & Jemio, L. C. (2015). Capítulo 1: Introducción. En: Lykke, E. A., & Jemio, L. C. (eds.). *La dinámica del cambio climático en Bolivia*. La Paz, Bolivia: Fundación INESAD (Instituto de Estudios Avanzados en Desarrollo).
- Andrade, M. (2018). Atlas-Clima y eventos extremos del Altiplano Central Perú-boliviano/Climate and extreme events from the Central Altiplano of Peru and Bolivia 1981-2010. *Geographica Bernensia*, DOI: 10.4480/GB2018.N01
- Andrade, M. (2008). Mitos y verdades acerca del cambio climático en Bolivia. *Revista Boliviana de Física*, 14(14), 42-49.
- Andrade-Velázquez, M., & Medrano-Pérez, O. R. (2020). Precipitation patterns in Usumacinta and Grijalva basins (southern Mexico) under a changing climate. *Revista Bio Ciencias*, 7, e905. DOI: <https://doi.org/10.15741/revbio.07.e905>
- Arnell, N. W., & Gosling, S. N. (2016). The impacts of climate change on river flood risk at the global scale. *Climatic Change*, 134, 387-401. DOI: Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1084-5>
- Beker, V. A. (2014). Why should economics give chaos theory another chance? In: Faggini, M., & Parziale, A. (eds.). *Complexity in economics: Cutting edge research. New economic windows*. Recuperado de [https://doi.org/10.1007/978-3-319-05185-7\\_11](https://doi.org/10.1007/978-3-319-05185-7_11)
- Cacciari, M., & Montanari, G. C. (1991). Discussion, with reply, on "Estimating the cumulative probability of failure data points to be plotted on Weibull and other probability paper". *IEEE Transactions on*

*Electrical Insulation*, 26(6), 1224-1229. Recuperado de <https://doi.org/10.1109/14.108163>

CEPAL, Comisión Económica para América Latina y el Caribe. (2015). *La economía del cambio climático en América Latina y el Caribe: paradojas y desafíos del desarrollo sostenible*. Santiago de Chile, Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe.

De-Bruijn, K. M. (2005). *Resilience and flood risk management: A systems approach applied to lowland rivers* (PhD Thesis). Delft University Press. Recuperado de: <http://resolver.tudelft.nl/uuid:e4c67684-e4d1-4796-b37c-0b451ebec3d4>

De-Bruijn, K., Klijn, F., McGahey, C., Mens, M., & Wolfert, H. (2018). Long-term strategies for flood risk management: Scenario definition and strategic alternative design (Report Number T14 08 01). Recuperado de [http://www.floodsite.net/html/partner\\_area/project\\_docs/T14\\_08\\_01\\_FRM\\_Strategies\\_D14\\_1\\_V3\\_5\\_P46.pdf](http://www.floodsite.net/html/partner_area/project_docs/T14_08_01_FRM_Strategies_D14_1_V3_5_P46.pdf)

Del-Jesús, M., Paz, J., Navas, S., Turienzo, E., Díez-Sierra, J., & Peña, N. (2020). Climate change impacts on the water resources of Andean countries. *Ingeniería del Agua*, 24(4), 219-233. Recuperado de <https://doi.org/10.4995/Ia.2020.12135>

Fisher, R., & Tippett, L. (1928). Limiting forms of the frequency distribution of the largest or smallest member of a sample. *Mathematical Proceedings of the Cambridge Philosophical Society*, 24(2), 180-190. DOI: 10.1017/S0305004100015681

Francis, D., & Hengeveld, H. (1998). *Extreme weather and climate change* (No. En57-27/1998-01E). Canada: Environment Canada.

GeoBolivia: Infraestructura de Datos Espaciales. En línea, <https://geo.gob.bo/>

Gnedenko, B. (July, 1943). Sur la distribution limite du terme maximum d'une serie aleatoire. *Annals of Mathematics*, 44(3), 423-453.

Guevara-Murua, A., Williams, C. A., Hendy, E. J., & Imbach, P. (2018). 300 years of hydrological records and societal responses to droughts and floods on the Pacific coast of Central America. *Climate of the Past*, 14, 175-191. DOI: <https://doi.org/10.5194/cp-14-175-2018>

Harris, I., Jones, P., Osborn, T., & Lister, D. (2014). Updated high-resolution grids of monthly climatic observations the cruts3.10 dataset. *International Journal of Climatology*, 34(3), 623642. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/joc.3711>

Herring, S. C., Christidis, N., Hoell, A., Kossin, J. P., Schreck III, C. J., & Stott, P. A. (eds.). (2018). Explaining extreme events of 2016 from a climate perspective. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 99 (1), S1-S157.

Hirabayashi, Y., Mahendran, R., Koirala, S., Konoshima, L., Yamazaki, D., Watanabe, S., Kim, H., & Kanae, S. (2013). Global flood risk under climate change. *Nature Climate Change*, 3, 816-821. Recuperado de <https://doi.org/10.1038/nclimate1911>

Hoeppe, P. (2016). Trends in weather related disasters – Consequences for insurers and society. *Weather and Climate Extremes*, 11, 70-79. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/J.WACE.2015.10.002>

- Hoffmann, D., & Requena, C. (2012). *Bolivia en un mundo 4 grados más caliente: escenarios sociopolíticos ante el cambio climático para los años 2030 y 2060 en el Altiplano norte*. La Paz, Bolivia: Fundación PIEB, Programa de Investigación Estratégica en Bolivia.
- Holland, G. J., & Webster, P. J. (2007). Heightened tropical cyclone activity in the North Atlantic: Natural variability or climate trend? *Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 365.1860(2007), 2695-2716.
- INE, Instituto Nacional de Estadísticas. (2018). *Bolivia cuenta con más de 11 millones de habitantes a 2018*. Nota de prensa y monitoreo de fecha 10 de julio de 2018. Recuperado de <https://www.ine.gob.bo/index.php/notas-de-prensa-y-monitoreo/itemlist/tag/Poblaci%C3%B3n>
- INE, Instituto Nacional de Estadística. (2021). Principales Indicadores Censo 2012. <http://geo.ine.gob.bo/cartografia/>
- IPCC, Panel Intergubernamental de Cambio Climático. (2013). Summary for Policymakers. In: Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M., Allen, S. K., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, V., & Midgley, P. M. (eds.). *Climate change 2013: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK, and New York, USA: Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)). Cambridge University Press,

- Kotz, S., & Nadarajah, S. (2000). *Extreme value distributions: Theory and applications*. London, UK: Imperial College Press.
- Kundzewicz, Z. W., Kanae, S., Seneviratne, S. I., Handmer, J., Nicholls, N., Peduzzi, P., Mechler, R., Bouwer, L. M., Arnell, N., Mach, K., Muir-Wood, R., Robert Brakenridge, G., Kron, W., Benito, G., Honda, Y., Takahashi, K., & Sherstyukov, B. (2014). Flood risk and climate change: Global and regional perspectives. *Hydrological Sciences Journal*, 59(1), 1-28, DOI: 10.1080/02626667.2013.857411
- Meehl, G. A., Zwiers, F., Evans, J., Knutson, T., Mearns, L., & Whetton, P. (2000). Trends in extreme weather and climate events: issues related to modeling extremes in projections of future climate change. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 81(3), 427-436, DOI: [https://doi.org/10.1175/1520-0477\(2000\)081<0427:TIEWAC>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0477(2000)081<0427:TIEWAC>2.3.CO;2)
- Molina, M., Sarukhán, J., & Carabias, J. (2017). *El cambio climático. causas, efectos y soluciones*. Colección La Ciencia Para Todos. Ciudad de México, México: Fondo de Cultura Económica, Secretaría de Educación Pública, Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. México: Fondo de Cultura Económica (FCE).
- Moore, T. R., Matthews, H. D., Simmons, C., & Leduc, M. (2015). Quantifying changes in extreme weather events in response to warmer global temperature. *Atmosphere-Ocean*, 53(4), 412-425.
- Muñoz-Jiménez, R., Giraldo-Osorio, J. D., Brenes-Torres, A., Avendaño-Flores, I., Nauditt, A., Hidalgo-León, H. G.,... & Birkel, C. (2019). Spatial and temporal patterns, trends and teleconnection of cumulative rainfall deficits across Central America. *International Journal of*

*Climatology*, 39(4), 1940-1953. Recuperado de  
[https://doi.org/10.1007/978-94-007-6692-1\\_7](https://doi.org/10.1007/978-94-007-6692-1_7)

Nordgren, M. (2011). *Cambios climáticos percepciones, efectos y respuestas en cuatro regiones de Bolivia* (No. CD-IICA-: P40-N6c). La Paz, Bolivia: Centro de Investigación y Promoción del Campesinado.

NU, Naciones Unidas. (2018). *Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS)*. Washington, EUA: Organización de las Naciones Unidas (ONU). Recuperado de <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/>

Olivera, S., & Heard, C. (2019). Increases in the extreme rainfall events: Using the Weibull distribution. *Environmetrics*, 30(4), e2532. DOI: <https://doi.org/10.1002/env.2532>

Olivera-Villaruel, S. M., & Fuerte-Celis, M. P. (2017). Fuego e inundaciones, paisajes culturales en las llanuras amazónicas. Cap. 11. En: Calderón-Contreras, R. (coord.) *Los sistemas socioecológicos y su resiliencia: casos de estudio*. Ciudad de México, México: Gedisa.

OMM, Organización Meteorológica Mundial. (2012). *Índice normalizado de precipitación. Guía del usuario. OMM-N 1090*. Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial.

Oxfam Internacional. (2009). *Bolivia. Cambio climático, pobreza y adaptación*. Recuperado de <https://www.oxfam.org/sites/www.oxfam.org/files/bolivia-cambio-climatico-adaptacion-sp-0911.pdf>

Pavia, E. G., & O'Brien, J. J. (October, 1986). Weibull statistics of wind speed over the ocean. *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 25(10), 1324-1332.

- PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2013). *El impacto del cambio climático en la biodiversidad (Bolivia)*. Serie "Tras las huellas del cambio climático en Bolivia". Recuperado de <http://www.bo.undp.org/content/dam/bolivia/docs/MedioAmbiente/undp-bo-biodiversidad-2014.pdf>
- PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (2011). *Tras las huellas del cambio climático en Bolivia. Estado del arte del conocimiento sobre adaptación al cambio climático Agua y seguridad alimentaria*. Recuperado de <http://www.bo.undp.org/content/dam/bolivia/docs/Tras-las-huellas-del-Cambio-Climatico-en-Bolivia.pdf>
- Rivas-Martínez, S. (2002). *Clasificación bioclimática de la Tierra. Worldwide Bioclimatic Classification System*. Recuperado de [http://www.globalbioclimatics.org/book/bioc/global\\_bioclimatics\\_2.htm](http://www.globalbioclimatics.org/book/bioc/global_bioclimatics_2.htm)
- Salzano M. (2008). The Analysis of Extreme Events — Some Forecasting Approaches. In: Perna C., Sibillo M. (eds). *Mathematical and Statistical Methods in Insurance and Finance*. Recuperado de [https://doi.org/10.1007/978-88-470-0704-8\\_25](https://doi.org/10.1007/978-88-470-0704-8_25)
- Serrano, J. C. (2013). Comparación de métodos para determinar los parámetros de Weibull para la generación de energía eólica. *Scientia et Technica*, 18(2), 315-320.
- Sharma, M. A., & Singh, J. B. (2010). Use of probability distribution in rainfall analysis. *New York Science Journal*, 3(9), 40-49.

- SIGE, Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología y del Sistema Integrado de Gestión de Estaciones. (2020). *Base de datos*. Recuperado de <http://senamhi.gob.bo/index.php/sige>
- Smith, A. B., & Katz, R. W. (2013). US billion-dollar weather and climate disasters: Data sources, trends, accuracy and biases. *Natural Hazards*, 67, 387-410. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11069-013-0566-5>
- Stern, N. (2007). The economics of climate change. *American Economic Review: Papers & Proceedings 2008*, 98(2), 1-37.
- Weibull, W. (1939). *A statistical theory of the strength of materials*. Stockholm, Sweden: Generalstabens Litografiska Anstalts Förlag.
- WWAP, Programa Mundial de las Naciones Unidas de Evaluación de los Recursos Hídricos/ONU-Agua. (2018). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2018: soluciones basadas en la naturaleza para la gestión del agua*. París, UNESCO. Recuperado de <http://www.unwater.org/publications/world-water-development-report-2018/>
- Zhang, L., Xie, M., & Tang, L. (2008). On weighted least squares estimation for the parameters of weibull distribution. In: Pham, H. (ed.) *Recent advances in reliability and quality in design* (pp. 57-84). London, UK: Springer Series in Reliability Engineering.

**Evaluación de metales pesados y comportamiento social asociados con la calidad del agua en el río Suches, Puno, Perú**

**Evaluation of heavy metals and social behavior associated with water quality in the Suches River, Puno, Peru**

Dante Salas-Ávila<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7033-2006>

Fermin Francisco Chaiña-Chura<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0559-9748>

Germán Belizario-Quispe<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9805-3714>

Edgar Quispe-Mamani<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4877-8551>

Roger Huanqui-Pérez<sup>5</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9760-4166>

Edilberto Velarde-Coaquira<sup>6</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1966-7924>

Fernando Bernedo-Colca<sup>7</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0133-3395>

Dante Salas-Mercado<sup>8</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0656-1979>

Marián Hermoza-Gutiérrez<sup>9</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1104-1695>

<sup>1</sup>Universidad Nacional del Altiplano de Puno, Instituto de Investigación en Metalurgia, Materiales y Medio Ambiente, Puno, Perú, [dsalas@unap.edu.pe](mailto:dsalas@unap.edu.pe)

<sup>2</sup>Universidad Nacional del Altiplano de Puno, Instituto de Investigación en Metalurgia, Materiales y Medio Ambiente, Puno, Perú, [fchaina@unap.edu.pe](mailto:fchaina@unap.edu.pe)

<sup>3</sup>Universidad Nacional del Altiplano de Puno, Instituto de Investigación en Metalurgia, Materiales y Medio Ambiente, Puno, Perú, [gbelizario@unap.edu.pe](mailto:gbelizario@unap.edu.pe)

<sup>4</sup>Universidad Nacional del Altiplano de Puno, Instituto de Investigación en Metalurgia, Materiales y Medio Ambiente, Puno, Perú, [edgarquispe@unap.edu.pe](mailto:edgarquispe@unap.edu.pe)

<sup>5</sup>Universidad Nacional del Altiplano de Puno, Instituto de Investigación en Metalurgia, Materiales y Medio Ambiente, Puno, Perú, [rhuanqui@unap.edu.pe](mailto:rhuanqui@unap.edu.pe)

<sup>6</sup>Universidad Nacional del Altiplano de Puno, Instituto de Investigación en Metalurgia, Materiales y Medio Ambiente, Puno, Perú, [evelarde@unap.edu.pe](mailto:evelarde@unap.edu.pe)

<sup>7</sup>Universidad Nacional del Altiplano de Puno, Instituto de Investigación en Metalurgia, Materiales y Medio Ambiente, Puno, Perú, fbernedo@unap.edu.pe

<sup>8</sup>Universidad Nacional del Altiplano de Puno, Escuela de Posgrado, Programa de Doctorado en Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, Puno, Perú, dsalasm@unap.edu.pe

<sup>9</sup>Universidad Nacional del Altiplano de Puno, Escuela de Posgrado, Programa de Doctorado en Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente, Puno, Perú, mhermoza@unap.edu.pe

Autor para correspondencia: Dante Salas-Ávila, dsalas@unap.edu.pe

## Resumen

El objetivo de este estudio es evaluar la concentración de metales pesados en el río Suches y analizar el comportamiento social de los actores locales sobre la calidad del agua relacionada con actividades mineras en Cojata, Puno, Perú. Se recolectaron muestras de agua y sedimentos del río Suches para la cuantificación de As, Cd, Cr, Pb, Cu y Hg mediante espectrofotometría de masas con plasma inductivo acoplado (ICP-MS). La investigación incluyó el análisis cualitativo del comportamiento social de los actores comunales de Cojata, con base en la recolección de testimonios representativos. Las concentraciones promedio de metales en agua se encuentran por debajo de los ECA-

categoría 3 de Perú; sin embargo, el As ( $11.52 \text{ mg kg}^{-1}$ ) y Cd ( $1.14 \text{ mg kg}^{-1}$ ), en las muestras de sedimentos, superan los límites recomendados por la ISQG de Canadá. La presencia de estos metales en el río se debería a las descargas generadas por excavaciones y drenajes propios de las actividades mineras, así como a la composición mineralógica y meteorización natural de rocas en la zona de estudio, lo que causaría impactos negativos en la calidad del agua del río. El comportamiento social de rechazo a la minería se basa en la asociación colectiva de una mala calidad del agua relacionada con la turbidez de la misma. Las diversas fuentes de evidencia sugieren la necesidad de la formalización de las actividades mineras en Cojata, así como la implementación de mejoras en las normativas ambientales nacionales.

**Palabras clave:** agua, comportamiento social, metales pesados, río Suches, sedimentos.

## Abstract

The purpose of this study is to evaluate the concentration of heavy metals in the Suches river and to analyze the social behavior of local agents on the quality of water-related to mining activities in Cojata, Puno, Peru. Water and sediment samples were collected from the Suches river for the quantification of As, Cd, Cr, Pb, Cu, and Hg through inductive plasma mass spectrophotometry (ICP-MS). The research included the qualitative analysis of the social behavior of the communal

agents of Cojata, based on the collection of representative testimonies. Average concentrations of metals in water are below the ECA-category 3 of Peru; however, As ( $11.52 \text{ mg kg}^{-1}$ ) and Cd ( $1.14 \text{ mg kg}^{-1}$ ) in the sediment samples exceed the limits recommended by the ISQG of Canada. The presence of these metals in the river is due to the discharges generated by excavations and drainage typical of mining activities, as well as the mineralogical composition and natural weathering of rocks in the study area, which would cause negative impacts on the quality of the river water. The social behavior of rejection of mining is based on the collective association of poor water quality related to its turbidity. The various sources of evidence suggest the need for the formalization of mining activities in Cojata, as well as the implementation of improvements in national environmental regulations.

**Keywords:** Water, social behavior, heavy metals, Suches river, sediments.

Recibido: 22/07/2020

Aceptado: 14/11/2020

## Introducción

La minería es una de las actividades económicas extractivas más importantes en el mundo. Varias cuencas fluviales al sur del Perú son ricas en depósitos y yacimientos de metales de alto valor comercial e industrial (INGEMMET, 2009); sin embargo, con el paso del tiempo, las zonas en donde se llevan a cabo estos procesos enfrentan cambios sustanciales tanto en los propios sitios de explotación como en las áreas circundantes, convirtiéndose en ambientes afectados por el uso del terreno, la localización de vertederos de residuos y el establecimiento de campamentos difusos (McIntyre, Bulovic, Cane, & McKenna, 2016).

La remoción y el deslizamiento de grandes cantidades de suelo pueden contener metales pesados, considerados como contaminantes químicos cuando se encuentran en altas concentraciones en cualquier cuerpo ambiental (Hodges, 1995; Rahim *et al.*, 2019). Los metales considerados como tóxicos son principalmente As, Cd, Cu, Cr, Pb y Hg (OMS, 2006; Yi *et al.*, 2020), los cuales pueden afectar significativamente los recursos hídricos en términos de disponibilidad de agua de buena calidad, así como generar impactos potenciales en una amplia gama de servicios ecosistémicos (Hodges, 1995; Liang *et al.*, 2020).

Los riesgos que implican la transferencia de metales a través de la cadena trófica (Lu *et al.*, 2019) y el daño que representa para la salud humana (Topalián, Castañé, Rovedatti, & Salibián, 1999) tiene alta relevancia, sobre todo en poblaciones desarrolladas cerca de las actividades mineras (Islam, Ahmed, Raknuzzaman, Habibullah-Al-Mamun, & Islam, 2015), pues estas ocurrencias pueden extenderse más allá de la vida operativa de la mina y se considera que, en muchos casos, los impactos adversos sociales y ambientales superan los beneficios del proyecto (Ural & Demirkol, 2008).

En Perú, las actividades mineras de menor escala constituyen un riesgo para los compartimientos ambientales. Existen casos de minas legales con actividad a pequeña escala cubiertas por regulaciones que protegen los ambientes acuáticos mediante criterios de calidad de agua (MINAM, 2017), para ello se toma en cuenta el uso del cuerpo acuático de acuerdo con la categorización: categoría 1 (poblacional y recreacional); categoría 2 (extracción, cultivo y otras actividades marino costeras y continentales); categoría 3 (riego de vegetales y bebida de animales); categoría 4 (conservación del ambiente acuático) (ANA, 2018). Sin embargo, el gobierno peruano aún no ha emitido un decreto guía que establezca parámetros de calidad en sedimentos, por lo que muchos estudios (Ali-Khan, Tobin, Paterson, Khan, & Warren, 2005; Chau & Kulikovskyy-Cordeiro, 1995; Flores, Del-Angel, Frías, & Gómez, 2018; Zotou, Tsihrintzis, & Gikas, 2020) suelen utilizar referencias internacionales como las canadienses (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1995), las que a su vez pueden ser complementadas

usando las guías de niveles de efectos probables recomendadas por MacDonald, Ingersoll y Berger (2000).

La práctica intensiva de la minería junto con otros usos de la tierra que afectan los regímenes hidrológicos y la calidad del agua en las cuencas, a su vez, genera incertidumbre y disputas sociales sobre la fuente hídrica de las comunidades cercanas (McIntyre *et al.*, 2016). Numerosas investigaciones destacan la necesidad de completar el diagnóstico de la calidad ambiental de un ecosistema a través de la discusión entre los diversos grupos de actores sociales que son parte del área de influencia de los estados alternativos de una actividad industrial (Chapin, Folke, & Kofinas, 2009; Sánchez-Infantas & Quinteros-Carlos, 2017). Otros estudios han sugerido que existe una influencia en el comportamiento de los actores sociales a partir de las observaciones sobre las características de los cuerpos ambientales y los riesgos que podrían comprometer su salud y/o productividad (Hilson, 2005; Paul, 2017b; Pengli, 2008).

Dogaru *et al.* (2009) demuestran que los resultados asociados con las experiencias de los actores y la medición de la calidad del agua en la Cuenca Certej, en Rumania, son convergentes. Tales hallazgos también sugieren que las actividades mineras representan un riesgo obvio en el agua superficial; sin embargo, la calidad del agua fue poco predicha por el modelo de regresión y no parece estar tan relacionada con la minería como otros factores explicativos asociados con la mineralogía del suelo y dinámica hidrológica. Es así que el comportamiento social y las

características de los cuerpos ambientales refieren distintos tipos de evidencias que, al relacionarlas, permiten sentar bases para una mejor gestión de los recursos de forma más precisa y transdisciplinaria (McIntyre *et al.*, 2016; Morales *et al.*, 2020).

Los gobiernos de países con mineros artesanales de oro insisten en que la solución de los conflictos entre los actores sociales y mineros informales e ilegales es la formalización de los mineros. En esta línea, Milanez y Puppim-de-Oliveira (2013) evaluaron un caso en el que la formalización e instauración consensuada de pequeños clústeres o agentes económicos comunales han contribuido con la mejora ambiental por parte del sector minero en el estado de Piauí (Brasil). Los resultados sugieren que cierta formalización de las prácticas existentes y políticas adecuadas han desencadenado la innovación con algunos efectos positivos en el desempeño de la minería artesanal.

Por otro lado, en el estado peruano se han desarrollado una serie de acciones erráticas y fallidas en el proceso de formalización de la minería ilegal e informal. Valdés, Basombrío y Vera (2014) indican que factores relacionados a deficiencias económico-estructurales (empleo informal), falta de políticas públicas eficientes y la inestabilidad del gobierno ante las presiones del sector minero explican el porqué no se lograron alcanzar los objetivos y las metas en los plazos propuestos.

El propósito de este estudio es evaluar la concentración de metales pesados en el río Suches y analizar el comportamiento social de

los actores locales sobre la calidad de agua relacionada con actividades mineras en Cojata, Puno, Perú.

## **Metales pesados como contaminantes ambientales**

La presencia de metales pesados en cualquiera de los cuerpos ambientales es motivo de grave preocupación debido a sus biomagnificaciones hasta los niveles tróficos más altos (Jain, Kapur, Labana, Banwari, & Sarma, 2005; Paul, 2017a).

La concentración anómala de varios metales y metaloides en los ecosistemas ha despertado la necesidad de un conocimiento más preciso sobre su comportamiento geoquímico en ambientes naturales cerca de áreas mineras, vertederos, áreas urbanas y centros industriales (ATSDR, 2006), pues estos elementos representan alto riesgo para la salud humana (ATSDR, 2020). Es ampliamente conocido que, de llegar a acumularse en el organismo, los metales pueden ocasionar la formación de tumores, trastornos gastrointestinales, musculares, reproductivos,

neurológicos y hereditarios (Buxton *et al.*, 2019; Genthe, Kapwata, Le-Roux, Chamier & Wright, 2018; Wang, Qin & Liu, 2019).

En Perú, varios estudios han informado sobre la presencia y acumulación de metales pesados en agua y sedimentos en zonas donde se realizan actividades extractivas mineras (Himley, 2014). Donaires-Flores (2017) reportó que la primera parte del río Suches, partiendo del punto de origen, presenta un índice de contaminación del agua de 0.20, considerándolo de calidad aceptable con una baja presencia de microcontaminantes; sin embargo, las porciones media y baja presentan mayor deterioro del río atribuido a la acumulación de metales pesados, con índice de contaminación de 0.70 y 0.50, respectivamente. Asimismo, Santos-Frances, Martinez-Grana, Alonso-Rojo y Garcia Sanchez (2017) determinaron que el grado de contaminación por metales en Colquirrumi (zona de gran altitud de la Cordillera Occidental de los Andes) fue alta debido a la densidad de sitios mineros con operaciones en la zona. Por otro lado, Pino *et al.* (2017) determinaron las interrelaciones entre la geología, el clima y la hidrología en la cuenca Caplina (Tacna-Perú). Sus hallazgos concluyen la identificación de tres unidades geomorfológicas: Cordillera Occidental, Puna y Flanco Disectado, en donde se destaca el papel de las lluvias de verano en la circulación del mayor porcentaje de escurrimiento superficial, erosionando rocas andesíticas y dacíticas, transportando sedimentos por el agua de forma recurrente; además, se reconocieron las fuentes con mayor influencia sobre la calidad del agua, tales como arsénico ( $1.43 \text{ mg l}^{-1}$ ), plomo ( $0.22 \text{ mg l}^{-1}$ ) y sodio ( $296.72 \text{ mg l}^{-1}$ ), que se encontraban

por encima de los valores de los estándares de calidad ambiental de Perú (MINAM, 2017).

Es por ello que a pesar de que la minería genera grandes beneficios económicos también puede causar serios riesgos socioambientales, como modificaciones severas de los recursos naturales y diversos impactos sociales; en consecuencia, evaluar la concentración de estos metales es de primordial importancia para el beneficio del ecosistema y de las comunidades de dichas zonas.

## **Enfoque de análisis del comportamiento social**

Para el análisis del comportamiento social de los actores comunales en torno a la contaminación de las aguas y sedimentos se recurre a la teoría sociológica de la acción social. Esta acción social es guiada, no por las estructuras ni las reglas impuestas como marco de coerción de los sujetos o actores, sino por sentimientos, ideas y actitudes críticas, reflexivas y comprensivas de los actores (Weber, 2002). Entendida de esta manera, la acción social se ocupa del comportamiento humano en tanto producto de la interacción social de los actores basada en la acción

comunicativa, donde el lenguaje juega un papel prominente, acompañado de la interpretación para la coordinación y negociación de las acciones (Habermas, 1999; Lorenc, 2014); la acción social busca entender la manera en que los individuos o las personas consiguen entrelazar sus acciones para la realización de una cosa en común, en un lugar y tiempo determinado (Allones-Pérez, 2005).

De modo similar, haciendo referencia a Giddens, Lutz (2010) sostiene que la acción social es un proceso continuo de reflexión que el individuo o el actor mantiene para el control del cuerpo en su vida cotidiana; es decir, la organización de la vida cotidiana es el proceso mediante el cual los individuos construyen y reconstruyen la estructura social. Esto es producto de la conducta intencional que se da gracias a la reflexividad constante del agente.

Por otro lado, desde la perspectiva fenomenológica de Schutz, se busca la comprensión del significado subjetivo de la acción social (Laffaye, 2013), porque toda vivencia o experiencia es potencialmente significativa en tanto, a través de una mirada reflexiva, pueda ser separada del flujo de la experiencia y captado así "su significado subyacente". En este sentido, como sostiene López (1995), la fenomenología de Schutz centra su atención en los actores sociales, cuya conducta no puede ser explicada mediante esquemas causales, sino que debe ser comprendida; es decir, se hace necesaria la comprensión subjetiva de aquella conducta, lo cual, a su vez, implica el

conocimiento de las funciones conscientes de los actores, porque la subjetividad de los actores constituye el mundo objetivo.

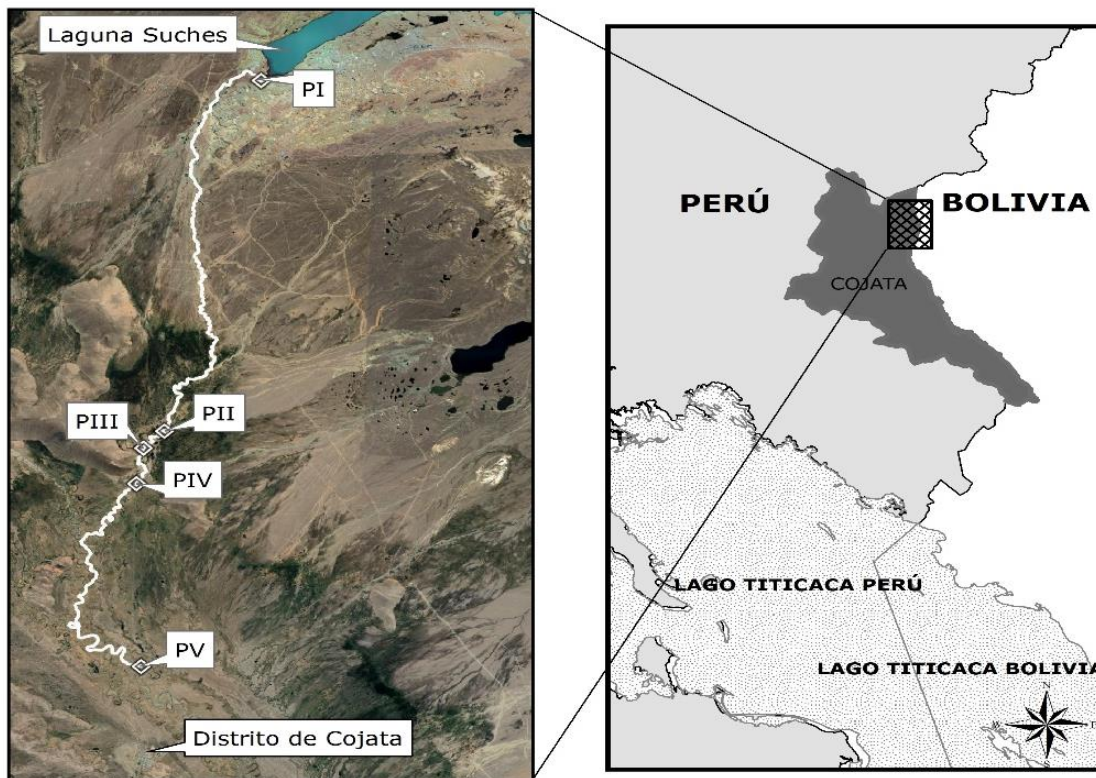
Finalmente, desde la perspectiva socio-fenomenológica se busca entender el comportamiento social de los actores contextualizándolos en el mundo de la vida (Toledo, 2007), que constituye el horizonte de todas las formas de realidad que las diversas prácticas sociales o experiencias vividas y cognoscitivas pueden llegar a configurar.

## **Materiales y métodos**

### **Área de estudio**

La cuenca del río Suches, ubicada entre los países de Perú y Bolivia (Rodríguez & Ulanowicz, 2015), tiene un recorrido de 164 km de longitud (Iltis, Carmouze, & Lemoalle, 1991) hasta desembocar y

convertirse en uno de los principales tributarios del lago Titicaca (Molina & Pouilly, 2016). En la cabecera de esta cuenca, al margen del río Suches, se desarrollan actividades mineras artesanales (Villegas *et al.*, 2012), en las que predominan procesos de extracción de mineral a cielo abierto (INGEMMET, 2009). En este estudio se consideró el monitoreo del tramo laguna Suches-capital del distrito de Cojata (Figura 1), con una longitud de 33.8 km. Los puntos de muestreo se describen en la Tabla 1.



**Figura 1.** Ubicación de la zona de estudio. Fuente: elaboración propia.

**Tabla 1.** Geolocalización de puntos de muestreo.

<b>Puntos de muestreo</b>	<b>Latitud sur</b>	<b>Longitud oeste</b>	<b>Descripción</b>
<b>PI</b>	14° 47' 44.57"	69° 20' 24.85"	Efluente de la laguna Suches
<b>PII</b>	14° 54' 28.74"	69° 21' 48.33"	Zona colectora de vertimientos mineros
<b>PIII</b>	14° 54' 48.81"	69° 22' 8.03"	Zona de actividad agropecuaria
<b>PIV</b>	14° 55' 30.04"	69° 22' 13.8"	Zona de captación de afluentes por la margen izquierda
<b>PV</b>	14° 59' 1.22"	69° 22' 4.08"	Zona próxima a la capital del distrito de Cojata

Fuente: elaboración propia.

Para la valoración de opiniones sobre las experiencias vividas de los actores locales respecto a la contaminación ambiental se tuvo en

cuenta la participación de pobladores del distrito de Cojata, el cual está ubicado en la provincia de Huancané, a 5 000 msnm, en el departamento de Puno (Perú). Dicha localidad está conformada por 16 comunidades con un total de 769 viviendas (INEI, 2017) y es el primer distrito en recibir las aguas del río Suches (DRA Puno, 2016). Los pobladores de Cojata realizan principalmente actividades agropecuarias, aprovechando la relativa cercanía del río para abastecerse de agua dulce (DRA Puno, 2016; Gonzáles & Aparicio, 2009; Huanca, Apaza, & Lazo, 2007).

## **Muestreo de agua y sedimentos**

Teniendo en cuenta el Protocolo Nacional para el Monitoreo de Calidad de Agua de Recursos Hídricos Superficiales de Perú (ANA, 2016), se establecieron cinco puntos de muestreo, los cuales se describen en la Tabla 1. Los muestreos se llevaron a cabo durante la transición de la temporada seca a lluviosa en los meses de octubre a diciembre de 2019, así como en los meses de enero y febrero de 2020. En cada punto se recolectaron 50 ml de agua en un frasco cónico de polietileno tipo falcon

a 10 cm de profundidad del agua, añadiéndole 1 ml de ácido nítrico; además, se recolectaron 250 g de sedimento superficial con un cucharón de policarbonato en bolsas de polietileno con cierre hermético. Las muestras se conservaron a 4 °C hasta su análisis en laboratorio (EPA, 1991).

## **Determinación de parámetros fisicoquímicos y metales pesados**

El pH, la conductividad eléctrica (CE), el potencial óxido-reducción (POR) y la temperatura fueron determinados *in situ* utilizando el multiparámetro modelo HI9829 de la marca HANNA. Asimismo, el personal de campo registró la turbidez del agua en forma cualitativa. Las muestras fueron cuantificadas en un espectrofotómetro de masa con plasma acoplado inductivo ICP-MS, modelo iCAP Q de la marca Thermo Scientific. Se determinó la concentración de seis metales pesados en agua (EPA, 2014) y sedimentos (EPA, 1996; EPA, 2007): arsénico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr), cobre (Cu), mercurio (Hg) y plomo (Pb). Las

concentraciones de los metales se evaluaron de acuerdo con los estándares de calidad de agua de Perú, categoría 3 (MINAM, 2017), y la guía de calidad de sedimentos de Canadá (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1995).

## **Metodología para el análisis del comportamiento social**

Para la recolección de datos *in situ* referidos a las subjetividades e intersubjetividades de los actores locales sobre la calidad del agua con relación a las actividades mineras se utilizaron tres técnicas cualitativas (Hernández, Fernández, & Baptista, 2014). En una primera etapa se aplicó la guía de entrevista semiestructurada a 30 tenientes gobernadores (autoridades de zonas rurales) que representan a las zonas aledañas del río Suches (ámbito de estudio), lo que ha permitido registrar las experiencias subjetivas de los actores locales. En una segunda etapa se aplicó la guía de grupo focal a ocho autoridades comunales y personas encargadas de gestionar el riego de los campos de cultivo en el distrito de Cojata, quienes cuentan con mayor información sobre las problemáticas que permitieron identificar y describir las intersubjetividades de los actores sociales. Por último, la

ficha de registro de observación directa permitió analizar el comportamiento social de los actores con relación a los procesos socio-ambientales.

Posteriormente, se efectuó el procesamiento y análisis de los datos mediante el *software* de análisis cualitativo *Atlas.ti 8* para sistematizar los datos a través de la identificación y articulación de los testimonios de los actores locales en función de las subcategorías en las que se ha organizado la categoría de caracterización y problemática social del río.

## **Resultados**

### **Caracterización fisicoquímica**

Los valores de pH en agua del río Suches oscilan entre 6.98 y 7.56, indicando mínimas variaciones a lo largo de la zona de estudio; se obtuvieron valores de conductividad eléctrica entre 84.6 y 126 uS/cm; asimismo, el potencial óxido-reducción varía entre 191 y 208 mV. Se registró que en el punto PI la turbidez del agua fue clara y sin variaciones perceptibles; en PII y PIII el estado turbio del río fue evidente; mientras que en PIV y PV la apariencia del agua fue semiclara. La temperatura del río fluctuó entre 9.04 y 14.3 °C.

## **Determinación de metales pesados en agua y sedimentos**

La Tabla 2 muestra la concentración de metales en agua, donde se observa que el As se encuentra de 0.78 a 6.62  $\mu\text{g l}^{-1}$ ; Cr de 1.95 a 10.5  $\mu\text{g l}^{-1}$ ; Cu de 2.68 a 6.78  $\mu\text{g l}^{-1}$ , y Pb de 0.58 a 5.45  $\mu\text{g l}^{-1}$ , mientras que el Cd y Hg están por debajo de los límites de detección (BLD). Todos los metales están por debajo de los estándares de calidad ambiental en agua de Perú.

**Tabla 2.** Concentración de metales pesados en agua.

Puntos de muestreo		As $\mu\text{g l}^{-1}$	Cd $\mu\text{g l}^{-1}$	Cr $\mu\text{g l}^{-1}$	Cu $\mu\text{g l}^{-1}$	Hg $\mu\text{g l}^{-1}$	Pb $\mu\text{g l}^{-1}$
PI		0.78 $\pm 0.084$	BLD	1.95 $\pm 1.2$	6.15 $\pm 4.9$	BLD	0.58 $\pm 0.3$
PII		5.86 $\pm 4.61$	BLD	10.5 $\pm 6.7$	6.02 $\pm 4.7$	BLD	5.45 $\pm 3.9$
PIII		6.62 $\pm 3.25$	BLD	6.24 $\pm 3.0$	6.78 $\pm 3.2$	BLD	4.92 $\pm 2.5$
PIV		4.36 $\pm 2.09$	BLD	4.2 $\pm 2.2$	5.52 $\pm 2.6$	BLD	3.16 $\pm 1.6$
PV		2.44 $\pm 2.13$	BLD	3.1 $\pm 2.2$	2.68 $\pm 2.4$	BLD	1.95 $\pm 2.1$
Valor medio		4.01	---	5.2	5.43	---	3.21
DE ( $1\sigma$ )		2.4	---	3.4	1.6	---	2.0
Mediana		4.36	---	4.2	6.02	---	3.16
Máx.		6.62	---	10.5	6.78	---	5.45
Mín.		0.8	---	1.95	2.68	---	0.58
ECA	Agua (C-3)	100	10	---	200	1	50

Fuente: elaboración propia.

La concentración de los seis metales pesados en sedimentos se muestra en la Tabla 3. La concentración de Cd presentó un intervalo entre 0.9 a 1.3 mg kg<sup>-1</sup> con un valor medio de 1.14 mg kg<sup>-1</sup> y una distribución homogénea a lo largo de la zona de estudio que supera el límite ISQG de 0.6 mg kg<sup>-1</sup>; sin embargo, ningún sitio presenta una concentración superior al límite PEL de 3.5 mg kg<sup>-1</sup> propuesto por MacDonald *et al.* (2000). La concentración de As presentó un intervalo entre 3.6 y 15.5 mg kg<sup>-1</sup>, con un valor medio de 11.52 mg kg<sup>-1</sup>; los sitios PI, PII, PIII y PV superan el límite ISQG de 5.9 mg kg<sup>-1</sup>, aunque todos los sitios presentan una concentración inferior al límite PEL de 17 mg kg<sup>-1</sup> (MacDonald *et al.*, 2000).

**Tabla 3.** Concentración de metales pesados en sedimentos.

Puntos de muestreo	As mg kg <sup>-1</sup>	Cd mg kg <sup>-1</sup>	Cr mg kg <sup>-1</sup>	Cu mg kg <sup>-1</sup>	Hg mg kg <sup>-1</sup>	Pb mg kg <sup>-1</sup>
PI	13.5 ± 0.4	1.2 ± 0.5	15.06 ± 1.7	10.48 ± 2.3	0.09 ± 0.07	11.88 ± 2.6
PII	12 ± 6.6	0.9 ± 0.4	13.98 ± 3.4	10.92 ± 3.1	0.12 ± 0.07	9.7 ± 2.2
PIII	13 ± 5.8	1.3 ± 0.4	15 ± 2.9	11.86 ± 0.4	0.1 ± 0.04	9.82 ± 0.4

		0.6		3.4		1.4	
PIV	3.6 ± 1.6	1 ± 0.4	13.38 ± 1.1	10.02 ± 2.6	< 0.02	9.7 ± 1.2	
PV	15.5 ± 6.9	1.3 ± 0.6	13.66 ± 1.9	10.98 ± 2.3	0.11 ± 0.05	10.46 ± 2.5	
Valor medio	11.52	1.14	14.22	10.85	0.10	10.31	
DE (1σ)	4.61	0.18	0.77	0.68	0.01	0.93	
Mediana	13	1.2	13.98	10.92	0.11	9.82	
Máx.	15.5	1.3	15.06	11.86	0.12	11.88	
Mín.	3.6	0.9	13.38	10.02	0.09	9.7	
CEQG	ISQG	5.9	0.6	37.3	35.7	0.17	35
	PEL	17	3.5	90	197	0.49	91.3

Fuente: elaboración propia.

## Comportamiento social de los actores locales

Los testimonios representativos de los actores locales con base en las entrevistas procesadas en el *software Atlas.ti 8* se muestran en la Tabla 4, donde se presentan las expresiones del comportamiento social de los

actores, agrupadas en cuatro subcategorías de análisis relacionadas con la calidad de agua del río, causas, efectos de los contaminantes y expectativas sobre la minería en Cojata.

**Tabla 4.** Testimonio de los actores locales.

<b>Subcategorías de análisis</b>	<b>Citas representativas (testimonios)</b>
<b>Calidad de agua del río</b>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. El agua del río que consumen los animales y nosotros mismos está totalmente contaminada, porque el color del agua es chocolate, y eso deja embarrados a todos los bofedales y esto es lo que consumen nuestros animales, causándoles fiebre y diarrea hasta que los lleva a la muerte.</li> <li>2. La contaminación se encuentra en el agua, ahí están diferentes sustancias como mercurio, aceite quemado y aguas turbias, que afectan a los animales y los seres humanos</li> <li>3. No tengo conocimiento de los materiales o sustancias que utilizan los mineros, sólo viene agua turbia</li> </ol>
<b>Causas: minería</b>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Los contaminantes que utilizan los mineros son el mercurio, aceite quemado de maquinarias pesadas, plásticos, y no cuentan con plantas de</li> </ol>

<p><b>informal</b></p>	<p>sedimentación de lama ni de residuos sólidos</p> <p>2. Estos contaminantes, como el mercurio, se encuentran en el agua, en la tierra, en los pastos y eso toman y comen las alpacas, y por eso están contaminadas las alpacas</p> <p>3. Los mineros informales son quienes realizan esta actividad fuera del marco normativo; según ellos, la ley de comunidades los ampara para hacer uso legal de la superficie, sin tomar en cuenta el estudio del ambiente o estudios técnicos para la extracción del oro</p>
<p><b>Efectos de los contaminantes</b></p>	<p>1. La contaminación afecta diferentes cosas, como el agua, aire, tierra, plantas y animales; todo el río Suches está contaminado por causa de la minería informal, desarrollado por los hermanos bolivianos que trabajan en la frontera realizando diferentes actividades, desde lavado de maquinarias hasta la extracción del oro</p> <p>2. La contaminación se encuentra en el agua, ahí están diferentes sustancias como mercurio, aceite quemado y aguas turbias que afectan a los animales y los seres humanos</p> <p>3. Los mineros que trabajan en la parte alta o</p>

	<p>frontera de Bolivia eliminan aguas contaminadas; también realizan actividades comerciales, creando focos infecciosos por toneladas de basura orgánica e inorgánica</p> <p>4. El agua del río que consumen los animales y nosotros mismos está totalmente contaminada, porque el color del agua es chocolate y eso deja embarrados a todos los bofedales y esto es lo que consumen nuestros animales, causándoles fiebre y diarrea hasta que los lleva a la muerte</p>
<p><b>Expectativas sobre la minería en Cojata</b></p>	<p>1. Lo bueno de la minería es que genera empleo para los habitantes que viven cerca de esos trabajos. La ganadería no podría sostener los gastos familiares, por lo tanto, buscamos otros medios para obtener el ingreso. Por eso, sería bueno que algunas empresas peruanas que trabajan informalmente se formalicen para poder extraer los minerales, cumpliendo todas las normas medioambientales</p> <p>2. Hay muchos hermanos de Cojata que trabajan en la minería porque la producción o crianza de alpacas no rinde económicamente; muchos jóvenes trabajan en la minería. Por eso, sólo pedimos que estos centros mineros no</p>

	<p>trabajen cerca de las orillas del lago Suches, y que trabajen respetando las normas técnicas medioambientales</p> <p>3. La minería trabaja irregularmente, pero si ellos se formalizaran podrían beneficiar a la población; además, estas mineras están utilizando nuevas formas de extracción, como el proceso de cianuración, que tiene mayor presión para la absorción del oro</p> <p>4. No existe ninguna expectativa en la mejora del distrito de Cojata; cada poblador trabaja en lo que puede y no existe empleo ni apoyo de las instituciones</p>
--	--

Fuente: elaboración propia con base en las entrevistas, grupo focal y observación directa.

Todos los actores locales entrevistados y quienes participaron en el grupo focal, por consenso, sostienen que la minería informal que se desarrolla en la cabecera de la cuenca del río Suches genera contaminación ambiental en el distrito de Cojata. Ante esta situación, los actores expresan su rechazo a este tipo de minería; sin embargo, opinan que la formalización y el respeto por las normas técnicas ambientales podría beneficiar tanto a la actividad minera como a la población de la zona.

## Discusión

El análisis de parámetros fisicoquímicos en el agua del río Suches indica que, en general, los valores de pH, temperatura, CE y el potencial óxido-reducción se encuentran en condiciones normales considerando este tipo de cuerpo acuático (Donaires-Flores, 2017; Iltis & Carmouze, 2003). Las variaciones que dieron lugar a los rangos de los valores reportados pudieron deberse a las precipitaciones fluviales correspondientes al tiempo de monitoreo. La presencia de agua turbia observada en los puntos PII y PIII estaría asociada con causas naturales y antrópicas, que incrementa la cantidad de sedimentos en suspensión.

Es importante destacar que los ríos tributarios y bofedales ubicados después de PII condicionan las características del río en PIII, PIV y PV.

Los metales analizados en el agua mostraron la tendencia  $Cu > Cr > As > Pb$ . El cobre es el metal que presenta mayores concentraciones en casi todos los puntos de muestreo con respecto a otros metales en

agua, probablemente debido a procesos naturales asociados con la meteorización de rocas en la zona de estudio, cuya composición mineralógica intercala localmente vulcanitas (CuTe) cubiertas por una cadena de depósitos fluviales, fluvioglaciares y glaciales; estos últimos definen la morfología de la zona (INGEMMET, 2009).

Debido a la poca variabilidad de la concentración de Cu en sedimentos, los resultados de la Tabla 3 confirmarían que la presencia de este metal podría deberse a causas naturales, favoreciendo la homogeneidad de su distribución en la zona de estudio. Asimismo, los metales Cu y Cr suelen formar complejos fuertes por la presencia de materia orgánica (sustancias húmicas) en los sedimentos y se liberan después de la degradación de los compuestos orgánicos u oxidación de sulfuros a sulfatos (Botsou, Sungur, Kelepertzis, & Soylak, 2016; Kelepertzis, Botsou, Patinha, Argyraki, & Massas, 2018).

Existen variaciones importantes respecto a las concentraciones de As, Cr y Pb en agua correspondientes a PI y PII, respectivamente. Esto manifestaría que antes del punto PII serían colectados residuos mineros constituidos principalmente por descargas de relaves, materiales estériles propios de las actividades extractivas e incluso residuos con carga de materia orgánica. Estas descargas pueden contener partículas de metales o metaloides solubles en agua, favoreciendo su estabilidad y transportabilidad dependiendo de la composición de las partículas y las condiciones ambientales (Langman, Behrens, & Moberly, 2020).

As es un metaloide comúnmente asociado con depósitos de minerales metálicos como la arsenopirita (FeAsS), la cual tiene abundante presencia de acuerdo con estudios geológicos y mineralógicos de la zona (MINAM, 2014). Debido a que As presenta una importante carga de concentración en agua a partir de PII, es posible que su liberación en el agua esté relacionada con la extracción y el procesamiento de estos minerales, los cuales aplican el método de lavado y separación del material removido, con el fin de extraer valioso el metal (Mamani-Matamet & Marcos-Bonotto, 2019; Villegas *et al.*, 2012).

En el punto PI, la concentración de Pb es la más baja ( $0.58 \mu\text{g l}^{-1}$ ); sin embargo, el promedio de concentración en PII es de  $5.45 \mu\text{g l}^{-1}$ , disminuyendo hasta  $1.95 \mu\text{g l}^{-1}$  en PV; este comportamiento de concentración se puede atribuir a la presencia de Pb en el drenaje ácido de minas (Vieira, Rodriguez, De-Paula, Braga, & Simões, 2020). Debido a su alta densidad, el Pb tiende a depositarse en sedimentos, ocupando rápidamente la superficie de área de estas partículas (Eid & Zawia, 2016), por lo que se observa un patrón de distribución homogéneo generado por la mayor fuerza de arrastre del agua en épocas de avenidas y mayor escurrimiento superficial (Belizario, Capacoila, Huaquisto, Cornejo, & Chui, 2019).

La mezcla de partículas cristalinas puede ser la causa de la presencia de Cd en el río Suches (MINAM, 2014). Donaires-Flores (2017) desestimó los valores de cadmio encontrados para la

determinación de la calidad del agua en el río Suches, considerándolos como despreciables.

La presencia de Hg en sedimentos se atribuiría al uso de este elemento para hacer una amalgama con oro como técnica de recuperación del mineral; sin embargo, en este estudio las concentraciones de mercurio no superan las concentraciones mínimas consideradas por las diferentes normativas. En un estudio anterior sobre la concentración de mercurio en la cuenca del río Ramis, un importante tributario del lago Titicaca, concluye que la exposición residual y acumulación de mercurio en grandes extensiones aguas abajo de zonas históricas de minería es hasta cinco veces mayor que en zonas adyacentes impactadas sólo por la intemperie natural y la deposición atmosférica (Gammons *et al.*, 2006); ello sugiere que la disposición de este metal podría estar también aguas abajo en el caso del río Suches. Precisamente es en el punto V en donde la concentración de metales evidencia variaciones importantes, siendo mayores a las concentraciones de los puntos anteriores.

Es notable que la concentración promedio de todos los metales analizados sea mayor en sedimentos que en agua. Los posibles mecanismos de atenuación de metales incluyen la adsorción sobre arcillas u otras superficies sólidas, precipitación mineral o coprecipitación y absorción biológica. Se puede esperar que gran parte de esta carga de metal atenuada se transporte aguas abajo durante eventos de alto flujo (Gammons *et al.*, 2006).

Respecto al comportamiento social de los actores locales, expresado en sus sentimientos, ideas, actitudes críticas y reflexivas (Weber, 2002), ejercen la acción comunicativa (Habermas, 1999), cuestionando la calidad de agua, pues sostienen que hay contaminación evidenciada en la turbidez del agua, en la mortandad de alpacas y en otros problemas de salud comunitaria. Este comportamiento social de los actores comunales estaría dando cuenta de la presencia de metales pesados en las aguas del río Suches, cuyo consumo estaría afectando tanto la vida humana como animal y vegetal (Aliu, Aliu, Mustafi, & Kamberi, 2011; Chibuike & Obiora, 2014); asimismo, estaría generando variadas enfermedades internas (Roman *et al.*, 2013). Según Álvarez-Rodríguez, Rodríguez-Avelló y Pantoja-Timarán (2005), el uso de metales pesados como el mercurio en la extracción del oro, al no disponer de medidas de seguridad, genera inevitablemente la contaminación de los ríos, los suelos, e incluso, de los trabajadores. En este sentido, Betancur-Corredor, Loaiza-Usuga, Denich y Borgemeister (2018) afirman que las actividades de extracción de oro pueden generar más contaminación y degradación ambiental, lo que representaría una amenaza para los ecosistemas naturales y la salud de las comunidades que viven en esas zonas.

Esta situación, en Cojata, se habría producido a raíz de las actividades mineras informales en el proceso de explotación del oro por parte de los mineros, tanto bolivianos como peruanos, lo que según Salazar (2014) estaría relacionado con la idea de la propiedad ancestral y el derecho sobre la tierra y el subsuelo que los mineros aducen

poseer, y por lo que tendrían la facultad de explotarla libremente, generando actitudes y comportamientos de rechazo de los actores locales hacia la minería informal e ilegal. Esta realidad, para González-Rey (2019), fortalecería el escepticismo y la desconfianza de los actores sociales comunales por una errática respuesta estatal, que todavía no encuentra salida a su incapacidad para coadyuvar a la profundización de la democracia, vía el reconocimiento de los actores sociales subalternos, no logrando alcanzar los objetivos y metas para la ampliación de plazos en el proceso de formalización minera que garantice mejores prácticas ambientales (Valdés *et al.*, 2014).

No obstante, a pesar del sentimiento de rechazo que expresan los actores locales, ellos también identifican el lado positivo de la minería, pues tal actividad genera empleo para algunos habitantes de la zona o, como sostienen Cusiynca y Morante (2019), mientras por un lado las expectativas de vida están enfocadas en la continuidad de una educación superior y la migración a otras ciudades, en otros casos están dirigidos a la empleabilidad juvenil en actividades afines o no a la extracción del oro como condición previa para solventar su posible tránsito a la educación superior y su posterior establecimiento de una residencia o vivienda en una determinada ciudad. Por ello, los actores locales de Cojata refieren la necesidad de que las actividades mineras se formalicen y se respeten las normas ambientales. Carmona-García, Cardona-Trujillo y Restrepo-Tarquino (2017) sostienen que las herramientas de gestión

ambiental y la producción más limpia aportan en la reducción de los impactos ambientales durante el ciclo de vida de la actividad minera.

Con base en el análisis del comportamiento social y las características del ámbito de estudio, existe la necesidad de que las actividades mineras se formalicen, cumpliendo con las normativas ambientales. Estos cambios podrían ajustarse de forma bilateral mediante la mejora de las herramientas de sistemas de gestión ambiental y la implementación de tecnologías limpias que reduzcan los impactos ambientales de las actividades mineras.

## Conclusiones

Se ha evidenciado que hay una variación considerable en las concentraciones de metales pesados en agua y sedimentos del río Suches. Las concentraciones de los metales pesados en agua disminuyen en función al recorrido del cauce, siendo  $Cu > Cr > As > Pb$  los que se encuentran por debajo de los ECA-categoría 3 para agua. En sedimentos, las concentraciones de metales pesados son variables a lo

largo del trayecto del río; sin embargo, As y Cd sobrepasan el ISQG en la mayoría de los puntos. La presencia de metales podría deberse, principalmente, a la explotación minera de yacimientos secundarios de origen morrénico, donde se utilizan tecnologías tradicionales para la extracción del oro, así como a la composición mineralógica y meteorización de rocas en la zona de estudio.

El análisis del comportamiento social de los actores locales de Cojata indica que asocian la turbidez del agua con las descargas de los procesos mineros, atribuyendo la mala calidad del agua a la presencia de mercurio, lo que afectaría la vida animal, vegetal y humana cercana a la zona. Los testimonios de los actores locales expresaron el rechazo a la práctica de minería informal e ilegal en la zona, por lo cual demandan la formalización de las operaciones mineras y el cumplimiento de las normativas que contribuyan a reducir los impactos ambientales; sin embargo, también logran identificar el lado positivo de la minería, pues esta actividad genera empleo para algunos habitantes del distrito.

En términos generales, los estudios fisicoquímicos coinciden con el comportamiento social de los actores locales de Cojata sobre la alteración de la calidad del agua del río Suches debido a la presencia de metales pesados; sin embargo, el mercurio no sería el principal causante de los impactos generados por las actividades mineras en Cojata, sino otros metales, como As, Cd y Cu.

## Agradecimientos

Los autores agradecen a la Universidad Nacional del Altiplano de Puno por el financiamiento otorgado al Instituto de Investigación en Metalurgia, Materiales y Medio Ambiente, aprobado con Resolución Rectoral N° 3292-2018-R-UNA y el contrato de financiamiento N° 04-2019-DII-VRI-UNA-PUNO. También agradecen al Proyecto Concytec – Banco Mundial “Mejoramiento y Ampliación de los Servicios del Sistema Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación Tecnológica” 8682-PE, a través de su unidad ejecutora ProCiencia [contrato número 01-2018] y Vicerrectorado de Investigación de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno por el apoyo brindado para la ejecución de este trabajo. Finalmente, extendemos nuestro reconocimiento a ALS Corplab-Arequipa, por su asistencia especializada en el análisis de las muestras.

## Referencias

- Ali-Khan, A., Tobin, A., Paterson, R., Khan, H., & Warren, R. (2005). Application of CCME Procedures for deriving site-specific water quality guidelines for the CCME Water Quality Index. *Water Quality Research Journal of Canada*, 40. Recuperado de <https://iwaponline.com/wqrj/article-pdf/40/4/448/229970/wqrjc0400448.pdf>
- Aliu, A., Aliu, S., Mustafi, M., & Kamberi, Z. (2011). Environmental pollution in the river Koselska, law, economic and social aspects.

- The 2nd International Geography Symposium Geomed*, 19, 462-466. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2011.05.155>
- Allones-Pérez, C. (2005). Teoría de la acción social: propuesta de un método. *Revista de Investigaciones Políticas y Sociológicas*, 4(2), 57-68.
- Alvarez-Rodríguez, R., Rodríguez-Avelló, A. S., & Pantoja-Timarán, F. (2005). Methods to reduce mercury pollution in small gold mining operations. *Revista de Metalurgia*, 41(3), 194-203. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=1255923>
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2016). *Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales*. Resolución Jefatural N° 010-2016-ANA. Lima, Perú: Ministerio de Agricultura y Riego, Autoridad Nacional del Agua.
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2018). *Clasificación de cuerpos de agua continentales superficiales*. Lima, Perú: Ministerio de Desarrollo Agrario y Riego, Autoridad Nacional del Agua.
- ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (January 17, 2020). *ATSDR's Substance Priority List*. Recuperado de <https://www.atsdr.cdc.gov/spl/index.html>
- ATSDR, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. (2006). *Toxicological profile: Cyanide*. Recuperado de <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp.asp?id=72&tid=19>
- Belizario, G., Capacoila, J., Huaquisto, E., Comejo, D. A., & Chui, H. N. (2019). Determinación del contenido de fósforo y arsénico, y de otros metales contaminantes de las aguas superficiales del río

- Coata, afluentes del lago Titicaca, Perú. *Revista Boliviana de Química*, 36(5), 223-228. Recuperado de <https://doi.org/10.34098/2078-3949.36.5.4>
- Betancur-Corredor, B., Loaiza-Usuga, J. C., Denich, M., & Borgemeister, C. (October 20, 2018). Gold mining as a potential driver of development in Colombia: Challenges and opportunities. *Journal of Cleaner Production*, 199, 538-553. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.07.142>
- Botsou, F., Sungur, A., Kelepertzis, E., & Soylak, M. (2016). Insights into the chemical partitioning of trace metals in roadside and off-road agricultural soils along two major highways in Attica's region, Greece. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 132, 101-110. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.05.032>
- Buxton, S., Garman, E., Heim, K. E., Lyons-Darden, T., Schlekot, C. E., Taylor, M. D., & Oller, A. R. (2019). Concise review of nickel human health toxicology and ecotoxicology. *Inorganics*, 7(7), 89. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/inorganics7070089>
- Canadian Council of Ministers of the Environment. (1995). *Protocol for the derivation of Canadian sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. CCME EPC-98E. Prepared by Environment Canada, Guidelines Division, Technical Secretariat of the CCME Task Group on Water Quality Guidelines, Ottawa. Reprinted in Canadian environmental quality guidelines, Chapter 6, Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999.*

- Winnipeg, Canada: Canadian Council of Ministers of the Environment.
- Carmona-García, U., Cardona-Trujillo, H., & Restrepo-Tarquino, I. (2017). Gestión ambiental, sostenibilidad y competitividad minera. Contextualización de la situación y retos de un enfoque a través del análisis del ciclo de vida. *DYNA* (Colombia), 84(201), 50-58. Recuperado de <https://doi.org/10.15446/dyna.v84n201.60326>
- Chapin, F. S., Folke, C., & Kofinas, G. P. (2009). A framework for understanding change. In: *Principles of Ecosystem Stewardship: Resilience-Based Natural Resource Management in a Changing World* (pp. 3-28). Recuperado de [https://doi.org/10.1007/978-0-387-73033-2\\_1](https://doi.org/10.1007/978-0-387-73033-2_1)
- Chau, Y. K., & Kulikovsky-Cordeiro, O. T. (1995). Occurrence of nickel in the Canadian environment. *Environmental Reviews*, 3(1), 95-120. Recuperado de <https://doi.org/10.1139/a95-004>
- Chibuike, G. U., & Obiora, S. C. (2014). Heavy metal polluted soils: Effect on plants and bioremediation methods. *Applied and Environmental Soil Science*, 2014, 752708. Recuperado de <https://doi.org/10.1155/2014/752708>
- Cusiyunca, A., & Morante, V. (2019). *Expectativas de vida de estudiantes en un contexto de minería informal en la Amazonía de Cusco, Perú*. Recuperado de [https://www.researchgate.net/Alex\\_Cusiyunca](https://www.researchgate.net/Alex_Cusiyunca)
- Dogaru, D., Zobrist, J., Balteanu, D., Popescu, C., Sima, M., Amini, M., & Yang, H. (2009). Community perception of water quality in a

- mining-affected area: A case study for the Certej Catchment in the Apuseni Mountains in Romania. *Environmental Management*, 43, 43, 1131-1145. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9245-9>
- Donaires-Flores, T. (2017). Modeling of Suches River contamination using water quality indexes, Puno-Peru. *Weber Earth Science & Environmental Engineering*, 3(1), 1-8. Recuperado de <http://www.weberpub.org/wesee.htm>
- DRA Puno, Dirección Regional Agraria de Puno. (2016). *Síntesis agraria*. Recuperado de [https://www.agropuno.gob.pe/files/estadistica/sintesis/sintesis\\_agrario\\_08\\_2017.pdf](https://www.agropuno.gob.pe/files/estadistica/sintesis/sintesis_agrario_08_2017.pdf)
- Eid, A., & Zawia, N. (2016). Consequences of lead exposure, and it's emerging role as an epigenetic modifier in the aging brain. *Neurotoxicology*, 56(2015), 254-261. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.neuro.2016.04.006>
- EPA, Environmental Sampling and Analytical Methods (ESAM Program). (2014). *Method 6020B inductively coupled plasma-mass spectrometry*. Cincinnati, USA: U.S. Environmental Protection Agency.
- EPA, Environmental Sampling and Analytical Methods (ESAM Program). (2007). *EPA Method 7471B (SW-846): Mercury in solid or semisolid wastes (manual cold-vapor technique)*. Cincinnati, USA: U.S. Environmental Protection Agency.

- EPA, Environmental Sampling and Analytical Methods (ESAM Program). (1996). Method 3050B Acid digestion of sediments, sludges, and soils 1.0 scope and application. Cincinnati, USA: U.S. Environmental Protection Agency.
- EPA, Environmental Sampling and Analytical Methods (ESAM Program). (1991). Methods for the determination of metals in environmental samples. Cincinnati, USA: U.S. Environmental Protection Agency.
- Flores, C. M., Del-Angel, E., Frías, D. M., & Gómez, A. L. (2018). Evaluation of physicochemical parameters and heavy metals in water and surface sediment in the Ilusiones Lagoon, Tabasco, Mexico. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(2), 39-57. Recuperado de <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2018-02-02>
- Gammons, C. H., Slotton, D. G., Gerbrandt, B., Weight, W., Young, C. A., McNearny, R. L., ... & Tapia, H. (2006). Mercury concentrations of fish, river water, and sediment in the Río Ramis-Lake Titicaca watershed, Peru. *Science of The Total Environment*, 368(2-3), 637-648. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2005.09.076>
- Genthe, B., Kapwata, T., Le-Roux, W., Chamier, J., & Wright, C. Y. (2018). The reach of human health risks associated with metals/metalloids in water and vegetables along a contaminated river catchment: South Africa and Mozambique. *Chemosphere*, 199, 1-9. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.01.160>

- González, J., & Aparicio, M. (2009). Aprendiendo a adaptarnos al cambio climático en los ámbitos locales: una experiencia de adaptación a nivel local en las regiones de montaña de Bolivia. *Tecnología y Sociedad*, 16(8), 54-64.
- González-Rey, F. (2019). *La subjetividad y su significación para el estudio de los procesos políticos: sujeto, sociedad y política*. Bogotá, Colombia: CLACSO – Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales.
- Habermas, J. (1999). *Teoría de la acción comunicativa, I. Racionalidad de la acción y racionalización social*. Madrid, España: Taurus Humanidades.
- Hernández, R., Fernández, C., & Baptista, P. (2014). *Metodología de la investigación* (6ª ed.). México, DF, México; McGraw-Hill / Interamericana Editores. Recuperado de <https://periodicooficial.jalisco.gob.mx/sites/periodicooficial.jalisco.gob.mx>
- Hilson, G. M. (2005). *The socio-economic impacts of artisanal and small-scale mining in developing countries*. Recuperado de [https://books.google.com.pe/books?hl=es&lr=&id=yEJ5AgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=sociological+of+mine+metal+pollution&ots=ncVKKiQFU1&sig=WrdzAWSfnMwIJ-aFUMyP8fD\\_8LI#v=onepage&q=sociological of mine metal pollution&f=false](https://books.google.com.pe/books?hl=es&lr=&id=yEJ5AgAAQBAJ&oi=fnd&pg=PP1&dq=sociological+of+mine+metal+pollution&ots=ncVKKiQFU1&sig=WrdzAWSfnMwIJ-aFUMyP8fD_8LI#v=onepage&q=sociological%20of%20mine%20metal%20pollution&f=false)
- Himley, M. (2014). Monitoring the impacts of extraction: Science and participation in the governance of mining in Peru. *Environment*

- and Planning A: Economy and Space*, 46(5), 1069-1087.  
Recuperado de <https://doi.org/10.1068/a45631>
- Hodges, C. A. (1995). Mineral resources, environmental issues, and land use. *Science*, 268(5215), 1305-1312. Recuperado de <https://doi.org/10.1126/science.268.5215.1305>
- Huanca, T., Apaza, N., & Lazo, A. (2007). Evaluación del diámetro de fibra en alpacas de las comunidades de los distritos de Cojata y Santa Rosa-Puno. *Archivos Latinoamericanos de Producción Animal*, 2(1) 1-8.
- Iltis, A., & Carmouze, J. (2003). *El lago Titicaca: síntesis del conocimiento actual*. Cusco, Perú: HISBOL.
- Iltis, A., Carmouze, J., & Lemoalle, J. (1991). *El Lago Titicaca, síntesis del conocimiento limnológico actual*. La Paz, Bolivia: HISBOL..
- INEI, Instituto Nacional de Estadística e Informática. (2017). *Censos nacionales 2017*. Recuperado de <https://www.inei.gov.pe>
- INGEMMET, Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico. (2009). *Inventario y situación legal de las operaciones y concesiones mineras ubicadas en la cuenca del río Suches (Perú-Bolivia)*. Recuperado de <https://www.ingemmet.gob.pe/documents/73138/177527/Asistencia+técnica+a+la+minería+de+pequeña+escala>
- Islam, M. S., Ahmed, M. K., Raknuzzaman, M., Habibullah-Al-Mamun, M., & Islam, M. K. (2015). Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a

- developing country. *Ecological Indicators*, 48, 282-291. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.016>
- Jain, R. K., Kapur, M., Labana, S., Banwari, L., & Sarma, P. M. (2005). Microbial diversity: Application of microorganisms for the biodegradation of xenobiotics. *JSTOR*, 89. Recuperado de <https://www.jstor.org/stable/24110436?seq=1>
- Kelepertzis, E., Botsou, F., Patinha, C., Argyraki, A., & Massas, I. (2018). Agricultural geochemistry in viticulture: An example of Cu accumulation and geochemical fractionation in Mediterranean calcareous soils (Nemea region, Greece). *Applied Geochemistry*, 88, 23-39. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.04.013>
- Laffaye, G. J. (2013). Tiempo, significación y memoria en la fenomenología social de Alfred Schutz. *Pilquen-Sección Ciencias Sociales*, 16(1), 1-13.
- Langman, J. B., Behrens, D., & Moberly, J. G. (2020). Seasonal formation and stability of dissolved metal particles in mining-impacted, lacustrine sediments. *Journal of Contaminant Hydrology*, 232, 103655. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2020.103655>
- Liang, B., Han, G., Zeng, J., Qu, R., Liu, M., & Liu, J. (2020). Spatial variation and source of dissolved heavy metals in the Lancangjiang river, Southwest China. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(3). Recuperado de <https://doi.org/10.3390/ijerph17030732>

- López, M. C. (1995). La sociofenomenología de A. Schütz: entre el constructivismo y el realismo. *Papers. Revista de Sociología*, 47, 55-74.
- Lorenc, F. (2014). Émile Durkheim y la teoría sociológica de la acción. *Andamios Revista de Investigación Social*, 11(26), 299-322.
- Lu, H., Li, H., Liu, T., Fan, Y., Yuan, Y., Xie, M., & Qian, X. (2019). Simulating heavy metal concentrations in an aquatic environment using artificial intelligence models and physicochemical indexes. *Science of the Total Environment*, 694, 133591. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133591>
- Lutz, B. (2010). La acción social en la teoría sociológica: una aproximación. *Argumentos*, 23(64), 199-218.
- MacDonald, D. D., Ingersoll, C. G., & Berger, T. A. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39(1), 20-31. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s002440010075>
- Mamani-Matamet, F. R., & Marcos-Bonotto, D. (2019). Sedimentation rates at Ramis River, Peruvian Altiplano, South America. *Environmental Earth Sciences*, 78(6). Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8233-0>
- McIntyre, N., Bulovic, N., Cane, I., & McKenna, P. (2016). A multi-disciplinary approach to understanding the impacts of mines on traditional uses of water in Northern Mongolia. *Science of the Total*

- Environment*, 557-558, 404-414. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.092>
- Milanez, B., & Puppim-de-Oliveira, J. A. (2013). Innovation for sustainable development in artisanal mining: Advances in a cluster of opal mining in Brazil. *Resources Policy*, 38(4), 427-434. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2013.07.003>
- MINAM, Ministerio del Ambiente. (2017). Estándares de calidad ambiental para agua. *El Peruano*, 6-9. Recuperado de <http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/06/DS-004-2017-MINAM.pdf>
- MINAM, Ministerio del Ambiente. (2014). *Estudio del estado de la calidad ambiental de la cuenca del lago Titicaca*. Recuperado de <http://www.minam.gob.pe/puno/wp-content/uploads/sites/55/2014/02/ESTUDIO-DEL-ESTADO-DE-LA-CALIDAD-AMBIENTAL-CUENCA-DEL-TITICACA.pdf>
- Molina, C. I., & Pouilly, M. (2016). *Mercurio en Bolivia: línea base de usos, emisiones y contaminación 2014, La Paz-Bolivia*. Recuperado de [www.cancilleria.gob.bo](http://www.cancilleria.gob.bo)
- Morales, D., Molares, S., Epele, L., Ladio, A., Manzo, P., & Alday, G. (2020). An interdisciplinary approach to perception of water quality for human consumption in a Mapuche community of arid Patagonia, Argentina. *Science of the Total Environment*, 720, 137508. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137508>

- OMS, Organización Mundial de la Salud. (2006). *Preocupaciones en materia de salud y medio ambiente asociadas con los metales pesados: ¿Necesidad de una acción mundial ulterior?* Ginebra, Suiza: Organización Mundial de la Salud.
- Paul, D. (2017a). Research on heavy metal pollution of river Ganga: A review. *Annals of Agrarian Science*, 15(2), 278-286. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.aasci.2017.04.001>
- Paul, J. (2017b). *Ecological and sociological implications of Tisza River Mine tailings pollution and effect of chronic cadmium exposure on fish physiology. Dissertations.* Recuperado de <https://opensiuc.lib.siu.edu/dissertations/1450>
- Pengli, C. (2008). The sociological research on “Minamata Disease” in Japan. *Journal of Hohai University (Philosophy and Social Sciences)*. Recuperado de [http://en.cnki.com.cn/Article\\_en/CJFDTotál-HHZX200804011.htm](http://en.cnki.com.cn/Article_en/CJFDTotál-HHZX200804011.htm)
- Pino, E., Tacora, P., Steenken, A., Alfaro, L., Valle, A., Chávarri, E., ... & Mejía-Marcacuzco, J. A. (2017). Efecto de las características ambientales y geológicas sobre la calidad del agua en la cuenca del río Caplina, Tacna, Perú. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(6), 77-99. Recuperado de <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-06-06>
- Rahim, M. A. C. A., A/I Aproi, A., Shi, X., Liu, S., Ali, M. M., Yaacob, W. Z. W., & Mohamed, C. A. R. (2019). Distribution of chromium and gallium in the total suspended solid and surface sediments of Sungai Kelantan, Kelantan, Malaysia. *Sains Malaysiana*, 48(11),

- 2343-2353. Recuperado de <https://doi.org/10.17576/jsm-2019-4811-06>
- Rodriguez, M. B., & Ulanowicz, R. E. (2015). Water Culture requires fighting corruption and promoting many RRRRRs. *Weber Earth Science & Environmental Engineering*, 1(2), 1-4.
- Roman, M., Idrees, M., Ullah, S., Idrees, M., Sahib, N., & Roman, M. (2013). A sociological study of environmental pollution and its effects on the public health Faisalabad city. *International Journal of Education and Research*, 1(6). Recuperado de [www.ijern.com](http://www.ijern.com)
- Salazar, J. C. (2014). Tensiones entre la minería y el resto de sectores económicos en el contexto regional: estudios de caso sobre minería informal e ilegal. En: Ediciones Uniandes (ed.). *Insumos para el desarrollo del Plan Nacional de Ordenamiento Minero* (pp. 573-630). Recuperado de <http://ediciones.uniandes.edu.co>
- Sánchez-Infantas, E., & Quinteros-Carlos, Z. (2017). Pertinencia del concepto de estándar de calidad ambiental (ECA) en la gestión de sistemas ambientales con varios estados alternativos. Estudio de caso de una experiencia peruana. *Ecología Aplicada*, 16, 151.
- Santos-Frances, F., Martinez-Grana, A., Alonso-Rojo, P., & Garcia-Sanchez, A. (2017). Geochemical background and baseline values determination and spatial distribution of heavy metal pollution in soils of the Andes Mountain Range (Cajamarca-Huancavelica, Peru). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 14(8). Recuperado de <https://doi.org/10.3390/ijerph14080859>

- Toledo, U. (2007). Realidades múltiples y mundos sociales. Introducción a la socio-fenomenología. *Cinta de Moebio*, (30), 211-244.
- Topalián, M. L., Castañé, P. M., Rovedatti, M. G., & Salibián, A. (1999). Principal component analysis of dissolved heavy metals in water of the Reconquista River (Buenos Aires, Argentina). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 63(4), 484-490. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s001289901006>
- Ural, S., & Demirkol, S. (2008). Evaluation of occupational safety and health in surface mines. *Safety Science*, 46(6), 1016-1024. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ssci.2007.11.010>
- Valdés, R., Basombrío, C., & Vera, D. (2014). *La minería no formal en el Perú*. Recuperado de [www.eerp.usp.br/rlaehttp://dx.doi.org/10.1590/1518-8345.0000.2866](http://www.eerp.usp.br/rlaehttp://dx.doi.org/10.1590/1518-8345.0000.2866)
- Vieira, B. F., Rodriguez, R. P., De-Paula, E. C., Braga, J. K., & Simões, G. F. (2020). Sustainable treatment of real-mine drainage using crude glycerol and brewery waste as electron donors in a micro-aerobic system. *Journal of Water Process Engineering*, 36, 101297. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101297>
- Villegas, K. S., Alfonso, P., Higuera, P., Palacios, S., Esbrí, J. M., & García-Noguero, E. M. (2012). Environmental pollution produced by gold artisanal mining in the Mapiri river basin, Apolobamba, Bolivia. *European Mineralogical Conference*, 1(1), 1.

- Wang, Z., Qin, H., & Liu, X. (2019). Health risk assessment of heavy metals in the soil-water-rice system around the Xiazhuang uranium mine, China. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(6), 5904-5912. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3955-1>
- Weber, M. (2002). *Economía y sociedad. Esbozo de sociología comprensiva* (2da. reimp). Madrid, España: Fondo de Cultura Económica.
- Yi, L., Gao, B., Liu, H., Zhang, Y., Du, C., & Li, Y. (2020). Characteristics and assessment of toxic metal contamination in surface water and sediments near a Uranium mining area. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(2). Recuperado de <https://doi.org/10.3390/ijerph17020548>
- Zotou, I., Tsihrintzis, V. A., & Gikas, G. D. (2020). Water quality evaluation of a lacustrine water body in the Mediterranean based on different water quality index (WQI) methodologies. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/10934529.2019.1710956>

**Uso de humedales de flujo subsuperficial con  
*Phragmites australis* como alternativa de  
biorremediación de fuentes superficiales afectadas por  
drenajes ácidos de minas de carbón**

**Using subsurface flow wetlands with *Phragmites  
australis* as a bioremediation alternative for surface  
sources affected by acid drainage from coal mines**

Jorge Antonio Silva-Leal<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2907-5490>

Ángela María Leal-Magón<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9071-8486>

Juan Pablo Arismendi-Henao<sup>3</sup>

Andrea Pérez-Vidal<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6989-0441>

<sup>1</sup>Profesor titular, Universidad Santiago de Cali, Facultad de Ingeniería, Grupo de Investigación en Ingeniería Electrónica, Industrial y Ambiental (GIEIAM), Cali, Colombia, [jorge.silva04@usc.edu.co](mailto:jorge.silva04@usc.edu.co)

<sup>2</sup>Universidad Santiago de Cali, Facultad de Ingeniería, Cali, Colombia,  
angelam.lealmagon912@gmail.com

<sup>3</sup>Universidad Santiago de Cali, Facultad de Ingeniería, Cali, Colombia,  
arismendi.94@hotmail.com

<sup>4</sup>Profesor titular, Universidad Santiago de Cali, Facultad de Ingeniería,  
Grupo de Investigación en Ingeniería Electrónica, Industrial y Ambiental  
(GIEIAM), Cali, Colombia, andrea.perez00@usc.edu.co

Autora para correspondencia: Andrea Pérez-Vidal,  
andrea.perez00@usc.edu.co

## Resumen

La minería genera impactos ambientales como drenajes ácidos de minas (DAM). El río Cali es uno de los principales recursos hídricos de la ciudad de Santiago de Cali, Colombia, y está afectado por los drenajes procedentes de minas abandonadas que llegan a través de la quebrada Las Minas. Como alternativas de biorremediación se evaluó el uso de humedales de flujo subsuperficial, además de piedra caliza como pretratamiento. La metodología de la investigación se estructuró en dos etapas: a) caracterización fisicoquímica del agua de la quebrada y b) operación de los sistemas de tratamiento. Se evaluaron cuatro sistemas: 1) humedal con especie vegetal (H1); 2) piedra caliza + H1 (PC + H1); 3) humedal sin especie vegetal (H2), y 4) piedra caliza + H2 (PC + H2). Los resultados mostraron que el agua de la quebrada Las Minas presenta

características similares a DAM (pH: 2.4-4.0 unidades; acidez: 1 303.2 mg/l  $\pm$  139.2; hierro: 715.3 mg/l  $\pm$  70.6; sulfatos: 1 134.5 mg/l  $\pm$  314.6), y afecta al río Cali principalmente por el incremento del hierro, aluminio y presencia de precipitados de hidróxido férrico. Se observó que los sistemas de tratamiento que emplearon PC lograron mayores eficiencias; es recomendable la configuración PC + H1. Todos los sistemas lograron reducir la acidez del afluente en un rango promedio de 31 y 52 %, y se alcanzaron eficiencias de remoción promedio de hierro total entre 54 y 67 %; sulfatos entre 16 y 35 %; níquel entre 25 y 50 %, y aluminio entre 0 y 73 %. No se logró remover manganeso.

**Palabras clave:** drenaje ácido de mina, biorremediación, humedal construido, piedra caliza, tratamiento pasivo.

## Abstract

Mining generates environmental impacts such as Acid Mine Drainage (AMD). The Cali River is one of the main water resources in the city of Santiago de Cali, Colombia and it is affected by drainage from abandoned mines, which reach the Cali River through the Las Minas brook. As bioremediation alternatives, the use of subsurface flow wetlands coupled with a limestone-based pretreatment was assessed in this study. The research methodology was structured in two stages: a) physicochemical monitoring of Las Minas brook waters, and b) treatment system operations. For these purposes, four systems were evaluated: 1) Wetlands with plants (WL1), 2) Limestone + WL1 (LS + WL1), 3) Wetlands without plants (WL2) and 4) Limestone + WL2 (LS + WL2). The

results revealed that the water from the Las Minas brook presents characteristics similar to AMD (pH: 2.4-4.0; acidity:  $1\ 303.2\ \text{mg/l} \pm 139.2$ ; iron:  $715.3\ \text{mg/50} \pm 70.6$ ; sulfate:  $1\ 134.5\ \text{mg/l} \pm 314.6$ ) and affects the Cali River mainly owing to the increase in iron, aluminum, and the presence of ferric hydroxide precipitates. In addition, limestone-based treatment systems achieved greater efficiencies, and the LS + WL1 configuration is recommended. All systems were able to reduce the affluent acidity from 31 to 52 %. Furthermore, the average iron removal efficiencies achieved were between 54 and 67 %; sulfates between 16 and 35 %, nickel between 25 and 50 %, and aluminum between 0 and 73 %. However, manganese could not be removed.

**Keywords:** Acid mine drainage, bioremediation, constructed wetland, limestone, passive treatment.

Recibido: 06/11/2019

Aceptado: 23/11/2020

## Introducción

En el mundo, la minería de carbón reporta una producción anual de 7 269 millones de toneladas. China es el país con mayor producción (44.6 %), seguido de India (9.7 %) y Estados Unidos (9.2 %). Países como Australia (29.2 %), Indonesia (27.7 %), Rusia (12.8 %) y Colombia (6.2 %) representan los principales exportadores de carbón en el mundo (IEA, 2018).

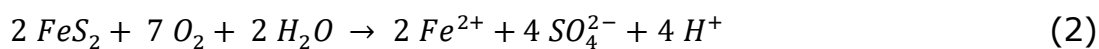
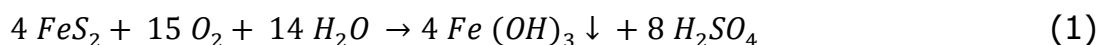
En Colombia, la participación de la minería en el desarrollo económico y social del país se refleja en el aporte al Producto Interno Bruto (PIB) (DANE, 2018; ACM, 2018) y la generación de recursos de regalías con un aporte de más de 2.5 billones de pesos, contribuciones que se convierten en obras de infraestructura y beneficios para las diferentes regiones del país (ANM, 2019).

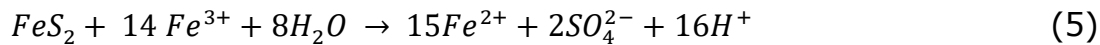
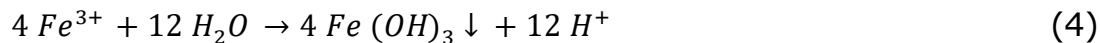
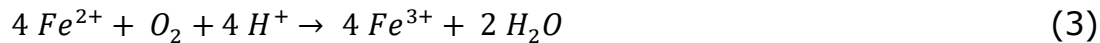
Aunque las actividades mineras generan beneficios económicos, también traen consigo graves impactos ambientales. Los drenajes ácidos de minas (DAM) son unos de los problemas más relevantes en el ámbito mundial, que se asocian tanto con minas activas como minas con abandonadas o mal clausuradas (Kefeni, Msagati, & Mamba, 2017; Pat-Espadas, Loredo-Portales, Amabilis-Sosa, Gómez, & Vidal, 2018; Naidu *et al.*, 2019). Estas últimas pueden continuar generando DAM de forma perpetua por la exposición de material sulfuroso sobre la superficie, liberando iones metálicos y ácido sulfúrico en el ambiente (Sheoran & Sheroran, 2006; Obrique-Contreras Pérez-Flores, Gutiérrez, & Chávez-Crooker, 2015; Kefeni *et al.*, 2017; Skousen, Ziemkiewicz, & McDonald, 2019).

Los DAM generan pérdida de la biodiversidad, acumulación de sustancias tóxicas en las raíces de las plantas, alteración de hábitats por precipitados metálicos, alteraciones del ciclo de nutrientes, contaminación de fuentes hídricas superficiales y subterráneas, desviación de cauces naturales de los ríos, deforestación, contaminación de suelos e impacto visual, entre otros (Skousen *et al.*, 2019; Naidu *et al.*, 2019).

La formación de DAM surge a partir de la exposición a la atmósfera de la pirita y otros minerales de sulfuro que en presencia de oxígeno, bacterias oxidantes y agua oxidan estos materiales ocasionando la formación de sulfatos, y la liberación de ácido sulfúrico y diferentes metales pesados (Fe, Co, Pb, Ni, Mn, Cd, Al, Cu, Zn) (Pat-Espadas *et al.*, 2018; Moodley, Sheridan, Kappelmeyer & Akcil, 2018; Kefeni *et al.*, 2017). En general, los DAM pueden presentar bajo pH, alta acidez y elevada concentración de hierro, sulfatos y metales pesados, los cuales dependerán de los depósitos de minerales que los originan (Akcil & Koldas, 2006; Sheoran & Sheoran, 2006).

La transformación química de la pirita ( $\text{FeS}_2$ ) para formar DAM puede simplificarse a través de las siguientes reacciones, donde se origina el hidróxido férrico ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ) conocido como "yellow boy" (Gaikwad & Gupta, 2007):





La generación de DAM surge cuando la pirita queda expuesta y reacciona con el oxígeno, generando hidróxido férrico y ácido sulfúrico (Ecuación (1)). El sulfuro se oxida en sulfato, liberando hierro ferroso ( $Fe^{2+}$ ) (Ecuación (2)), debido a esto se presenta una conversión de  $Fe^{2+}$  en hierro férrico ( $Fe^{3+}$ ) (Ecuación (3)) bajo valores ácidos de pH. La hidrólisis del hierro y otros metales ocurre en la cuarta reacción, ocasionando la precipitación de varios metales (Ecuación (4)). Finalmente, en la última reacción surge la oxidación de la pirita y de elementos traza debido al hierro férrico (Ecuación (5)). Cabe mencionar que la formación del precipitado de hidróxido férrico depende del pH y sólo se formará si el pH es superior de 3.5. La producción de DAM es cíclica y autopropagada; la reacción finaliza hasta que  $Fe^{3+}$  y los metales se agoten (Gaikwad & Gupta, 2007).

El tratamiento de los DAM puede realizarse mediante tratamientos activos y/o pasivos. El tratamiento activo incluye la adición de productos químicos alcalinos como  $Ca(OH)_2$ ,  $CaO$ ,  $NaOH$ ,  $Na_2CO_3$  y  $NH_3$ , pero puede

resultar costoso y requerir de equipos e instalaciones de dosificación que por lo general deberán operar por décadas (Skousen *et al.*, 2019). El tratamiento pasivo es de bajo costo operativo y de mantenimiento, e incluye humedales de flujo superficial y subsuperficial, drenaje anóxico de piedra caliza, humedales de flujo vertical, canales abiertos o lechos con piedra caliza (Sheoran & Sheoran, 2006; Moodley *et al.*, 2018; Pat-Espadas *et al.*, 2018; Skousen *et al.*, 2019), además de ser el tratamiento más apropiado en minas abandonadas o remotas en las que aún persiste el flujo de DAM (Clyde, Champagne, Jamieson, Gorman, & Sourial, 2016).

Diferentes estudios han mostrado la viabilidad del tratamiento de DAM usando medios alcalinos (Shim *et al.*, 2015; Tolonen, Sarpola, Hu, Rämö, & Lassi, 2014; Labastida *et al.*, 2019); la piedra caliza es una de las fuentes de alcalinidad menos costosa y con un potencial de neutralización entre 75 y 100 % (Skousen *et al.*, 2019).

En cuanto al uso de humedales, es una tecnología de biorremediación que puede ser empleada a largo plazo, y cuya eficiencia dependerá de factores como las características químicas de los DAM, el grado de acidez, la concentración de metales tóxicos y la combinación del medio de soporte con materiales orgánicos (Pat-Espadas *et al.*, 2018; Sekarjannah, Wardoyo, & Ratih, 2019).

Estos sistemas conforman un consorcio microorganismos-planta que promueven procesos de oxidación bacteriana, fijación de elementos traza, precipitación y absorción de metales como hierro, manganeso, arsénico, aluminio, cobre, zinc, cadmio, selenio, níquel y plomo (Johnson & Halberg, 2005b; Pozo-Antonio, Puente, Lagüela, & Veiga, 2017; Pat-

Espadas *et al.*, 2018). Se han reportado eficiencias de remoción de hierro entre 67 y 98.4 %; de Zn entre 79 y 98 %; de Cu entre 10 y 92 %; de Mn de 98.4 %; de Al de 98 %; de Ni de 88.5 %, y de Pb de 90 % (Nyquist & Greger, 2009; Pat-Espadas *et al.*, 2018).

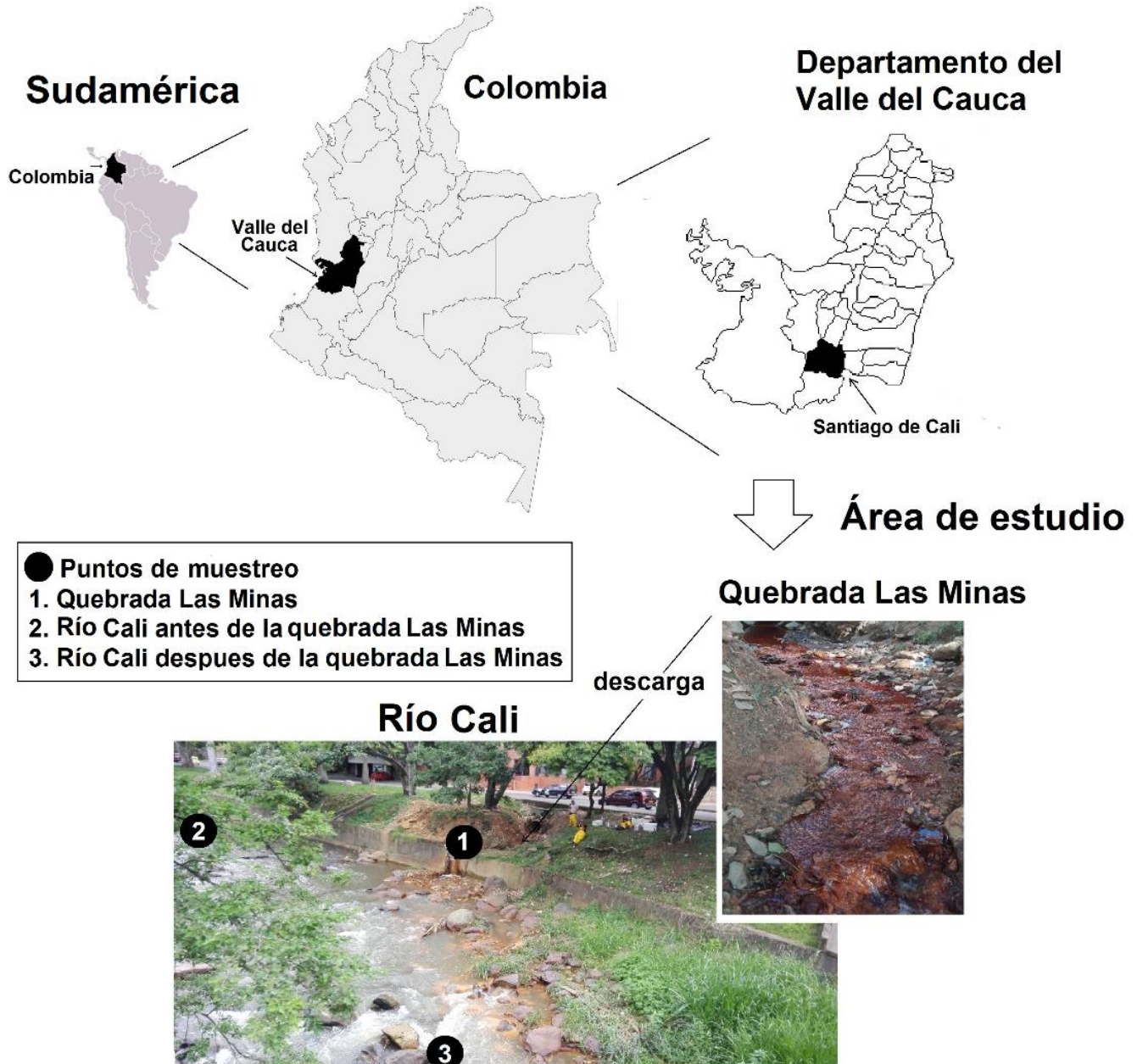
El uso combinado de humedales y tratamiento químico con piedra caliza también ha sido evaluado por algunos autores, quienes han reportado eficiencias de remoción de metales (Al, As, Cd, Co, Cu, Fe, Mn y Ni) hasta del 99 %; de zinc del orden del 67.5 %; 60% de sulfatos, e incrementos de pH de 2.6 unidades hasta 9.5 unidades (Lagos & Geo, 2011; Tolonen *et al.*, 2014; Gandy, Davis, Orme, Potter, & Jarvis, 2016), lo que resulta en una potencial opción para neutralizar la acidez de los DAM, reducir los sulfatos y eliminar metales disueltos (Mayes *et al.*, 2009; Kefeni *et al.*, 2017).

En la ciudad de Santiago de Cali, Colombia, el río Cali es uno de sus principales recursos hídricos y paisajísticos; es usado como fuente de abastecimiento del 17.1 % de la población (aproximadamente 500 000 habitantes), y corredor ecológico y turístico de la ciudad. En la actualidad se encuentra impactado por la quebrada Las Minas, la cual recibe por escorrentía e infiltración los drenajes ácidos procedentes de minas de carbón abandonadas. Cabe mencionar que se desconoce el grado de afectación de la calidad del agua de la quebrada y no se cuenta con caracterizaciones fisicoquímicas de la misma, por lo tanto, los resultados de esta investigación resultan de gran interés para la comunidad y las entidades ambientales reguladoras.

Con esta investigación se identificaron las principales variables fisicoquímicas que afectan la calidad del agua de la quebrada Las Minas, y se evaluó como alternativa de biorremediación el tratamiento pasivo usando piedra caliza y humedales de flujo subsuperficial para mitigar el impacto ocasionado por los DAM (Lañas & Cuenca, 2018).

## **Materiales y métodos**

La zona de estudio se delimitó sobre la margen izquierda del río Cali, en el punto de descarga de la quebrada Las Minas, con coordenadas  $3^{\circ} 27' 15.36''$  N y  $76^{\circ} 32' 48.12''$  O en la ciudad de Santiago de Cali, Colombia (ver Figura 1). La metodología se estructuró en dos etapas: 1) caracterización fisicoquímica del agua de la quebrada Las Minas, y 2) puesta en marcha y operación de los sistemas de tratamiento.



**Figura 1.** Esquema de ubicación de la zona de estudio y puntos de muestreo de calidad de agua.

## **Caracterización fisicoquímica del agua de la quebrada Las Minas**

Se realizaron dos jornadas de muestreo compuesto a 24 horas y bajo condiciones climáticas diferentes durante el año 2018; el primer muestreo se realizó en época seca con un episodio puntual de lluvia y el segundo en época de transición con presencia de lluvias. Se monitoreó el agua de la quebrada Las Minas (punto 1), y el agua del río Cali antes de la descarga de la quebrada (punto 2) y después de la descarga (punto 3) (ver Figura 1).

Durante los muestreos se aforó volumétricamente el caudal de la quebrada y se midieron *in situ* el pH (SM 4500-H+B), temperatura (SM 2550 B) y conductividad (SM 510B) siguiendo el Standard Methods (SM) (APHA, AWWA, & WEF, 2012). Se tomaron muestras para la medición de variables fisicoquímicas como demanda química de oxígeno (SM 5220C); demanda bioquímica de oxígeno (SM 5210B); sólidos totales, suspendidos, disueltos y sedimentables (SM 2540B-SM2540D-SM2440F); alcalinidad total (SM2320B); acidez (SM 2310B); nitrógeno total Kjeldahl, nitrógeno amoniacal, nitratos, nitritos, cloruros, boro, fósforo total y sulfatos (SM 4500); potasio, sodio, hierro total, cadmio, cobre, plomo,

manganeso y magnesio (SM3111B); calcio y aluminio (SM3111D); mercurio (SM3112B); cromo (SM3111D), y arsénico (SM3114C).

## **Puesta en marcha y operación de los sistemas de tratamiento**

A partir de los resultados obtenidos con la caracterización fisicoquímica del agua de la quebrada Las Minas se identificaron las variables fisicoquímicas presentes en mayor concentración, las cuales se seleccionaron como variables de respuesta para la evaluación de los sistemas de tratamiento.

Se evaluaron dos configuraciones de tratamiento: la primera consistió en un humedal de flujo subsuperficial y la segunda consistió en el uso combinado de piedra caliza seguido del humedal de flujo subsuperficial. Adicionalmente, se conformaron dos tratamientos control con el fin de determinar el efecto de la piedra caliza y la especie vegetal sobre la eficiencia de los sistemas. La Tabla 1 describe las unidades experimentales. Se destaca que los humedales operaron con dirección de flujo horizontal.

**Tabla 1.** Descripción de unidades experimentales.

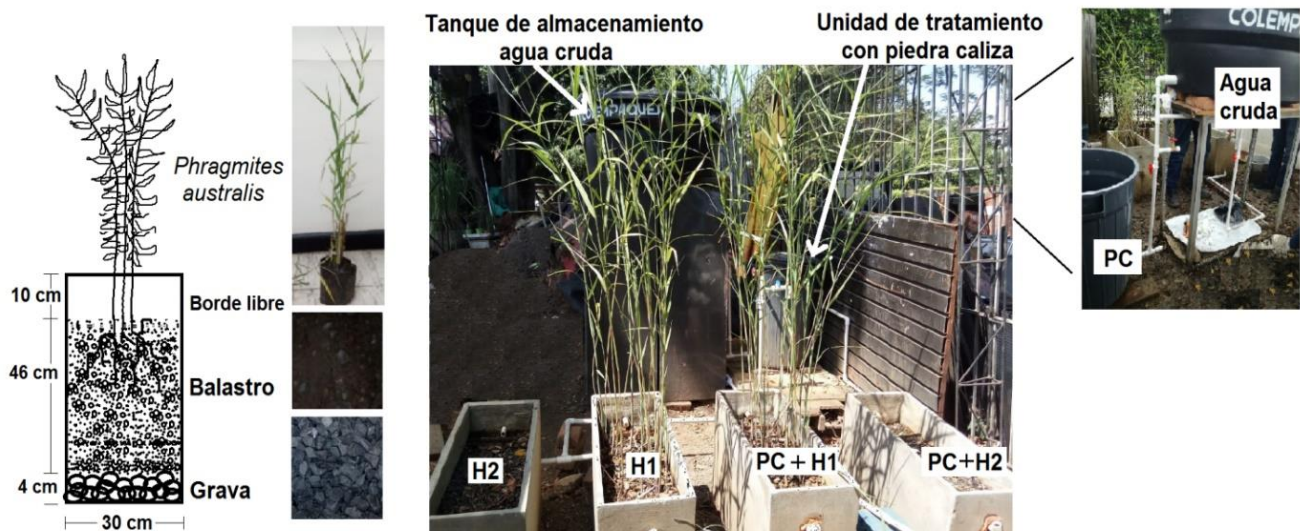
<b>Unidad experimental</b>	<b>Sigla</b>	<b>Descripción</b>	<b>Volumen útil total*</b>
Tratamiento 1	H1	Humedal de flujo subsuperficial con plantas ( <i>Phragmites australis</i> )	120 litros
Tratamiento 2	PC + H1	Piedra caliza + humedal de flujo subsuperficial con plantas ( <i>Phragmites australis</i> )	180 litros
Control 1	H2	Humedal de flujo subsuperficial sin plantas	120 litros
Control 2	PC + H2	Piedra caliza + humedal de flujo subsuperficial sin plantas	180 litros

\*Dimensión útil del humedal: longitud: 0.80 m; ancho: 0.3 m; altura: 0.5 m.

En los humedales con plantas se empleó *Phragmites australis* como especie vegetal por su alta resistencia a bajos valores de pH (Mayes *et al.*, 2009; Guo, Ott, & Cutright, 2014) y se sembraron seis plantas de una altura media de 60 cm por cada humedal. En todas las unidades experimentales se empleó como material de soporte un lecho de grava de 4 cm de altura y diámetro medio de 2 a 3 cm dispuesto en el fondo de la unidad y un lecho de balastro (arena de río) de aproximadamente 46 cm con diámetro medio de 0.05 a 0.5 cm.

Las unidades de tratamiento con piedra caliza operaron con un tiempo retención hidráulico (TRH) de 17 horas (Watzlaf, Schroeder, Kleinmann, Kairies, & Nairn, 2004) y un volumen útil de 60 litros. La granulometría de la piedra caliza osciló entre 1 y 2 pulgadas. Respecto a los humedales, operaron con TRH de dos días (Fernando, Ilankoon, Syed, & Yellishetty, 2018) y volumen útil de 120 litros.

La Figura 2 muestra un esquema del montaje experimental y descripción de los sistemas de tratamiento, donde se detalla que se contó con un tanque de almacenamiento de 500 litros, el cual permitió operar los sistemas de tratamiento en flujo continuo. El agua cruda o afluyente a los sistemas era recolectada en la quebrada Las Minas cada dos días y transportada en recipientes plásticos de 20 litros hasta el tanque de almacenamiento.



**Figura 2.** Esquema del montaje experimental.

Teniendo en cuenta que las plantas sembradas tenían un tamaño adecuado y que los datos recolectados durante seis meses de operación resultaron suficientes para realizar el análisis comparativo del desempeño de los sistemas, la operación de los mismos tuvo una duración de 180 días. En este periodo de tiempo se midieron tres veces por semana variables como pH (SM 4500-H+B), conductividad (SM 510B) y acidez total (SM231). Una vez por semana se midieron variables como sólidos totales, suspendidos y disueltos (SM 2540B-SM2540D); sulfatos (SM 4500); hierro total (SM3111B);  $\text{Fe}^{+3}$  (SM3111D);  $\text{Fe}^{+2}$  (diferencia Fe total -  $\text{Fe}^{+3}$ ); níquel (SM3113D); manganeso (SM3111B), y aluminio (SM3111D) (APHA *et al.*, 2012).

## Resultados y discusión

### Caracterización fisicoquímica de la quebrada Las Minas

La Tabla 2 sintetiza los resultados obtenidos durante las jornadas de muestreo y caracterización en los tres puntos de monitoreo. El caudal promedio aforado en la quebrada Las Minas fue de 1.9 l/s para el primer muestreo y 2.0 l/s para el segundo.

**Tabla 2.** Caracterización fisicoquímica del agua de la quebrada Las Minas.

Variable	Unidad	Jornada 1*: punto de muestreo			Jornada 2**: punto de muestreo			Valores reportados para DAM
		Quebrada Las Minas	Río Cali antes de la quebrada Las Minas	Río Cali después de la quebrada Las Minas	Quebrada Las Minas	Río Cali antes de la quebrada Las Minas	Río Cali después de la quebrada Las Minas	
pH	-	1.6-3.3	7.3-7.9	6.9-7.8	3.8-4.4	6.2-7.9	6.1 - 7.7	0.5 - 5.0 <sup>(1) (2)</sup> (3) (4) (5)
Conductividad	µs/cm	2 610-2 730	231-363	175-406	1 940-2 510	190 - 380	120 - 280	1 400 - 2 405 (1) (5)
Temperatura	°C	18.9-25.8	18.5-25.9	18.3-24.1	18.4-25.4	18.5-24.7	18.3-24.7	-
Acidez	mg/l CaCO <sub>3</sub>	\	\	\	288	< 20	< 20	-
Alcalinidad total	mg/l	< 10.0	101.36	85.34	< 10.0	56.05	45.92	-
DQO	mg/l	<2.0	7.73	<2.0	<2.0	3.41	2.51	-
DBO <sub>5</sub>	mg/l	<2.0	3.71	<2.0	<2.0	<2.0	<2.0	4.25 <sup>(2)</sup>
Sólidos totales	mg/l	3 105	350	325	3 435	165	1 300	1 347 <sup>(5)</sup>
Sólidos disueltos totales	mg/l	3 025	180	170	3 374	142	1 271	1 347 <sup>(5)</sup>
Sólidos	mg/l	0.8	0.9	0.1	<0.1	0.3	0.8	-

sedimentables								
Sólidos suspendidos Totales	mg/l	170	155	80.0	23	28	61.0	-
Nitrógeno total	mg/l	< 5.0	12.42	< 5.0	< 5.0	< 5.0	< 5.0	-
Nitrógeno amoniacal	mg/l	< 0.5	< 0.5	< 0.5	2.33	0.78	0.56	-
Nitratos	mg/l	1.2	4.67	4.01	0.89	1.53	1.18	-
Nitritos	mg/l	0.016	< 0.015	< 0.015	< 0.015	< 0.015	< 0.015	-
Fósforo total	mg/l	100.67	37.29	39.26	1.3	0.37	0.36	-
Sulfatos	mg/l	1 745	41.9	23.63	1 755	< 5.0	< 5.0	500 – 7 532 <sup>(2)</sup> (3) (4) (5) (6)
Hierro total	mg/l	55.4	3.28	5.13	1.53	0.43	0.47	2.6 – 1 052 <sup>(1)</sup> (2) (3) (4)
Potasio	mg/l	2.8	1.55	1.19	3.23	3.43	1.84	3 – 32 <sup>(1) (3)</sup>
Sodio	mg/l	12.12	8.45	6.1	11.86	6.15	3.57	14 <sup>(1) (4)</sup>
Calcio	mg/l	297.5	166.2	181	49.83	12.7	9.22	1 – 4 <sup>(3)</sup>
Magnesio	mg/l	71.35	14.06	11.63	93.4	8.06	5.85	385 <sup>(3)</sup> 392 <sup>(4)</sup>
Manganeso	mg/l	11.28	< 0.01	< 0.01	13.08	0.01	< 0.01	0.02 – 998 <sup>(1)</sup> (3) (4) (5)
Cloruros	mg/l	8.74	8.74	3.89	14.43	6.32	4.05	32.2 <sup>(1)</sup>
Aluminio	mg/l	9.59	0.81	2.66	0.15	0.21	0.23	11.3 – 532 <sup>(1)</sup> (2) (3) (4) (5)
Boro	mg/l	<0.137	<0.137	<0.137	<0.5	<0.5	<0.5	-
Arsénico	mg/l	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	1 257 <sup>(4)</sup>
Cadmio	mg/l	<0.006	<0.006	<0.006	<0.006	<0.006	<0.006	362 <sup>(4)</sup>
Cobre	mg/l	0.02	0.02	0.03	<0.01	<0.01	<0.01	0.03–1.44 <sup>(2)</sup>
Cromo	mg/l	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	-

Mercurio	mg/l	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	-
Níquel	mg/l	0.24	0.01	0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.388 – 96 <sup>(2)</sup> (4)
Plomo	mg/l	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	0.01 – 130 <sup>(2)</sup> (3) (4)

\* Época seca con un episodio puntual de lluvia.

\*\* Época de transición con presencia de lluvias. DAM: drenajes ácidos de minas.

(1) Batty y Younger (2004).

(2) Diversos autores citados por Pat-Espadas *et al.* (2018).

(3) Shim *et al.* (2015).

(4) Torres *et al.* (2018).

(5) Cadarin, Carissimi y Rubio (2007).

(6) Fernando *et al.* (2018).

El agua de la quebrada Las Minas presentó características ácidas con bajos valores de pH (1.6-4.4 unidades); alta conductividad (1 940-2 730  $\mu\text{s}/\text{cm}$ ), y elevada concentración de compuestos como sulfatos, sólidos disueltos totales (SDT), hierro, calcio, magnesio, manganeso, aluminio y níquel comparado con los datos medidos sobre el río Cali.

Los valores de pH, sulfatos, SDT, hierro y manganeso de la quebrada Las Minas evidencian el alto impacto ocasionado por los drenajes de minas abandonadas en la parte alta de la cuenca, presentando concentraciones similares a las reportadas para DAM (Johnson & Hallberg, 2005b; Kefeni *et al.*, 2017; Fernando *et al.*, 2018; Labastida *et al.*, 2019; Neculita & Rosa, 2019), las cuales se caracterizan por valores de pH entre 0.5 y 5.0, y concentración de sulfatos superiores a 400 mg/l (Pat-Espadas *et al.*, 2018).

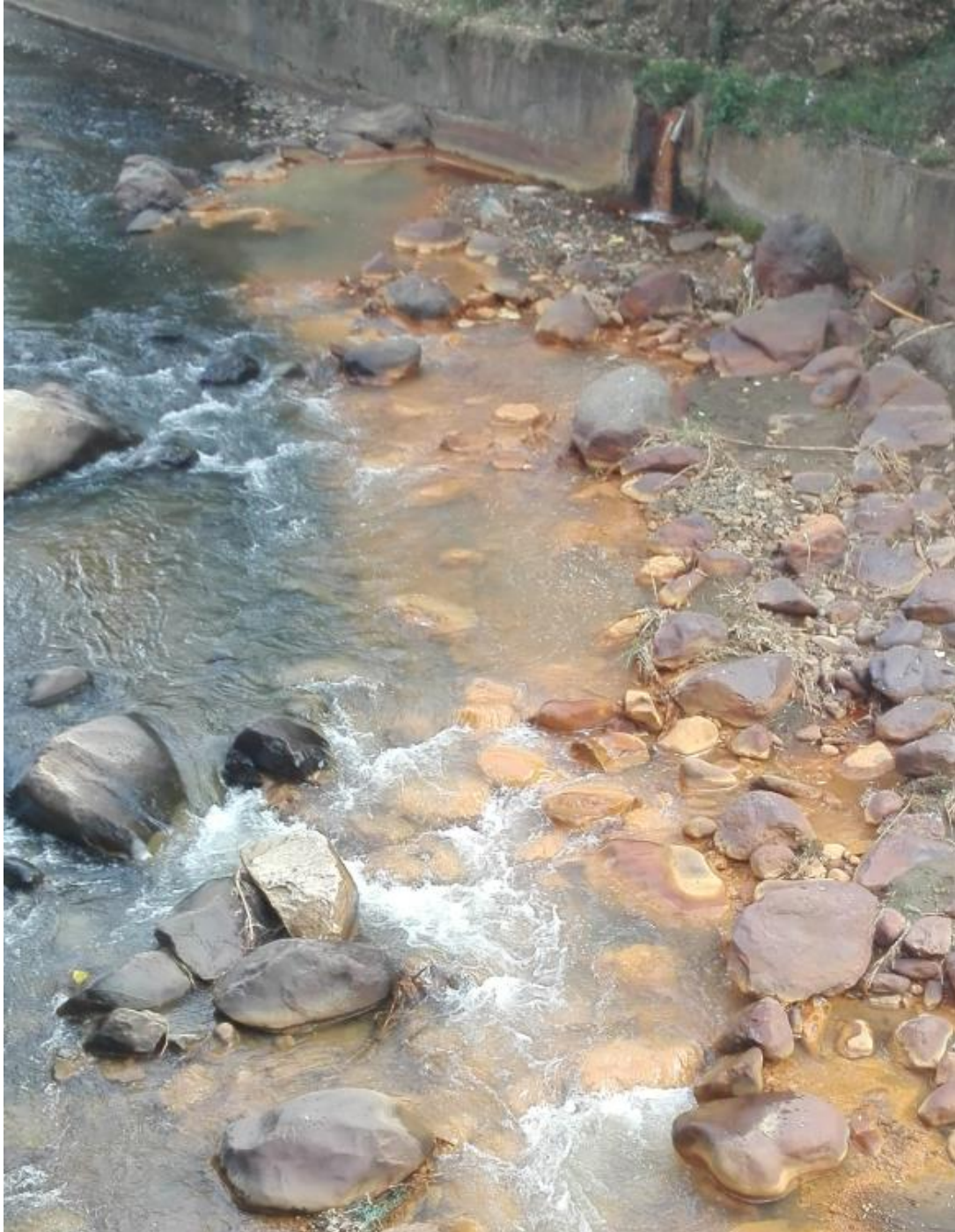
Cabe mencionar que la presencia de hierro en el agua es una variable característica del agua ácida procedente de minas de carbón (Cadorin *et al.*, 2007); es probable que la principal forma presente del hierro en el agua de la quebrada Las Minas sea en forma de  $\text{Fe}^{3+}$ , que libera gran cantidad de acidez proporcionando las características ácidas de los DAM (Gaikwad & Gupta, 2007; Moodley *et al.*, 2017) y ratificando que su procedencia se debe a la exposición constante de pirita a la atmósfera debido a la clausura inadecuada de las minas.

Los resultados de DQO,  $\text{DBO}_5$  y el bajo contenido de sustancias como sodio, cloruros, fósforo, nitrógeno, nitritos y nitratos reflejaron aportes mínimos de materia orgánica sobre la quebrada, lo cual indica ausencia de vertimientos de origen doméstico y predominio de contaminación de origen inorgánico asociada con los DAM.

Vale la pena resaltar que en Colombia la Resolución 631 de 2015 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2015) precisa, entre otros, los límites permisibles que deben cumplir los vertimientos líquidos derivados del sector minero. Aunque esta norma no es aplicable a la quebrada Las Minas por tratarse de un cuerpo hídrico, se puede mencionar que la calidad del agua de la quebrada supera los límites establecidos para pH (6.0-9.0), hierro total (2.0 mg/l), sulfatos (1 200 mg/l) y sólidos suspendidos totales (50 mg/l).

La calidad química del agua del río Cali aguas abajo de la descarga de la quebrada Las Minas no se vio considerablemente afectada, presentando sólo incremento en variables como hierro y aluminio. Esto se debe a la gran capacidad de dilución del río Cali por el mayor caudal que

presenta (en promedio, 4 000 l/s) comparado con la quebrada (2 l/s). Sin embargo, la afectación sí se evidencia en el cambio del color del agua y las características estéticas del río Cali (ver Figura 3). Esta situación se debe a la formación de precipitados de hidróxido férrico (“yellowboy”) (Gaikwad & Gupta, 2007; Kefeni *et al.*, 2017) como resultado del incremento del pH del agua (> 3.5 unidades) y la presencia de oxígeno disuelto en el río Cali (6.8-7.03 mg/l) (DAGMA, 2018).



**Figura 3.** Cambio de coloración sobre el río Cali.

Los resultados de las jornadas de muestreo evidenciaron que la quebrada Las Minas está fuertemente afectada por la escorrentía e infiltración de drenajes ácidos procedentes de minas de carbón abandonadas, lo que permite concluir que el agua de la quebrada es similar a un DAM. Este grave impacto sobre la quebrada ha afectado los ecosistemas naturales provocando estrés y reduciendo la biodiversidad, limitando su uso como fuente de agua doméstica o industrial (Johnson & Hallberg, 2005a), además de los efectos directos sobre la calidad del agua del río Cali.

## **Puesta en marcha y operación de los sistemas de tratamiento**

La Tabla 3 muestra las características promedio medidas en el agua cruda procedente de la quebrada Las Minas durante la operación de los sistemas de tratamiento.

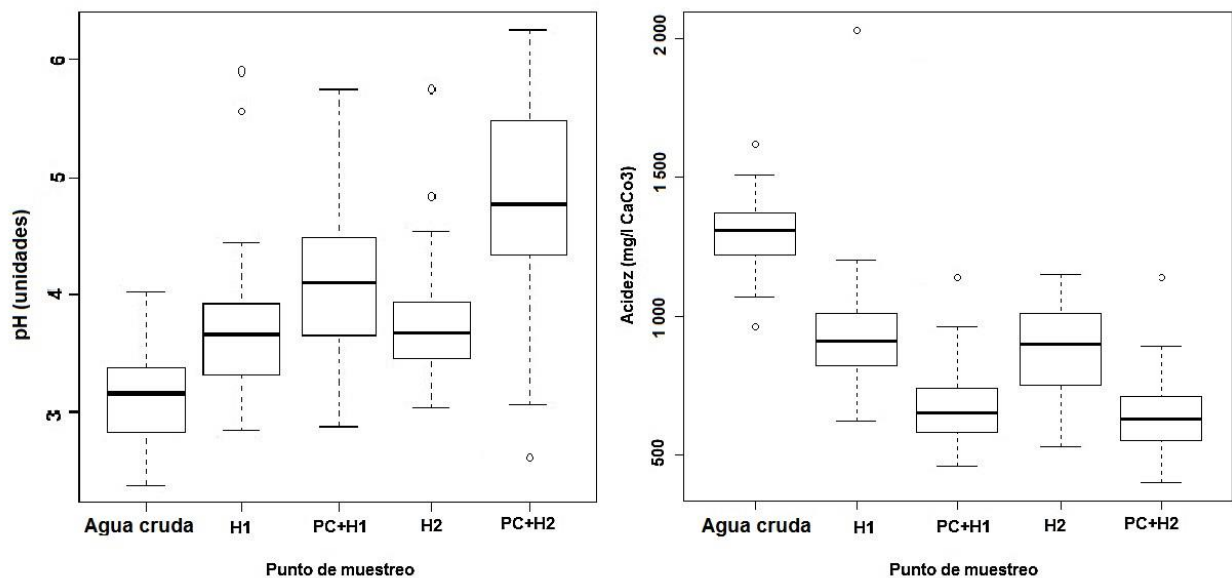
**Tabla 3.** Variación de las características fisicoquímicas del agua cruda procedente de la quebrada Las Minas.

<b>Variable</b>	<b>n</b>	<b>Unidades</b>	<b>Promedio ± desviación estándar</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>
pH	48	Unidades	-	2.38	4.02
Acidez total	41	mg/l	1 303.2 ± 139.2	960	1 620
Conductividad	48	µS/cm	1 890.41 ± 433.51	920	2 410
Sólidos totales	13	mg/l	3 211.7 ± 329.6	2 338	3 580
Sólidos disueltos totales	13	mg/l	3 026.3 ± 335.2	2 303	3 380
Sólidos suspendidos totales	13	mg/l	163.5 ± 140.7	5	418
Sulfatos	13	mg/l	1 134.5 ± 314.6	752	1 696
Hierro total	6	mg/l	715.3 ± 70.6	635	845
Fe <sup>3+</sup>	13	mg/l	542 ± 110.0	362	750
Fe <sup>2+</sup>	6	mg/l	124.3 ± 165.2	0	387
Níquel	13	mg/l	0.4 ± 0.06	0.25	0.48
Manganeso	13	mg/l	9.4 ± 1.17	7	11.1
Aluminio	13	mg/l	16.8 ± 1.69	12.2	17.9

n: número de muestras.

Las características del agua cruda fueron similares a las obtenidas durante las jornadas de muestreo, presentando bajo pH y elevado contenido de acidez, sulfatos, hierro, níquel, aluminio y manganeso, además de presentar sólidos principalmente en forma disuelta (94 %). La variación de estas características a lo largo del estudio ratifican su gran similitud con los drenajes ácidos de minas generados por las reacciones de oxidación de la piritita y minerales de sulfuro (Gaikwad & Gupta, 2007).

Durante la operación de los sistemas de tratamiento se observó que tanto los tratamientos (H1 y PC + H1) como los controles (H2 y PC + H2) mejoraron las características de pH (mediana: 3.17 unidades) y acidez (mediana: 1 310 mg/l) del agua cruda, como se muestra en la Figura 4.



**Figura 4.** Variación del pH y la acidez durante el seguimiento de los sistemas de tratamiento.

Aunque el tratamiento H1 (humedal con plantas) logró mejorar las características del efluente tratado incrementando ligeramente el pH (mediana: 3.7; máximo: 4.4) y reduciendo la acidez (mediana: 910 mg/l) en un porcentaje medio del 31 %, no fue tan eficiente como los sistemas que emplearon piedra caliza PC (PC + H1 y PC + H2), los cuales alcanzaron valores máximos de pH de 5.7 (PC + H1) y 6.3 unidades (PC + H2), además de una reducción media de la acidez del 50 y 52 %, respectivamente. Esto pudo deberse a que la piedra caliza propicia el incremento del pH al reaccionar con la acidez del DAM, favoreciendo la formación de bicarbonato (Gandy *et al.*, 2016; Pat-Espadas *et al.*, 2018).

El comportamiento de H1 fue similar al control H2 (humedal sin plantas) y muestra que la especie vegetal no tuvo mayor efecto sobre estas variables, y probablemente al interior del medio de soporte se favorecieron fenómenos de adsorción y aporte de carbonatos debidos al material arcilloso presente en el balastro (Sheoran & Sheoran, 2006; Skousen *et al.*, 2019). Aunque las raíces de las plantas previenen la reducción del pH es posible que su efecto favorable se reduzca mientras las plantas crecen, lográndose percibir con un mayor tiempo de operación de los sistemas, ya que en este caso aparentemente dicho efecto fue opacado por el material de soporte (Nyquist & Greger, 2009; Pat-Espadas *et al.*, 2018).

Respecto a las demás variables de seguimiento, en la Tabla 4 se observan los resultados obtenidos durante la operación de los sistemas de tratamiento. La conductividad y concentración de sólidos (totales,

disueltos y suspendidos) presentaron reducciones similares en todos los sistemas. La conductividad disminuyó en promedio entre un 3 y 10 %; los sólidos totales y disueltos entre un 19 y 26 %, y los sólidos suspendidos entre 21 y 77 %.

**Tabla 4.** Resultados de las variables de seguimiento del sistema de tratamiento.

Variable	Unidades		Tratamiento		Control (sin planta)	
			H1	PC + H1	H2	PC + H2
Conductividad <i>n</i> = 48	μS/cm	Promedio	1 769.8	1 827.9	1 705.4	1 708.3
		Mín	1 040	1 040	950	970
		Máx	2 440	2 420	2 150	2 240
		D.S.	358.03	367.8	327.6	329.3
Sólidos totales <i>n</i> = 13	mg/l	Promedio	2 489.8	2 519.1	2 446.8	2 381.5
		Mín	1 220	1 290	1 400	1 094
		Máx	3 596	3 398	3 110	2 940
		D.S.	772.3	715.3	620.4	539.3
Sólidos disueltos totales	mg/l	Promedio	2 446.5	2 451.8	2 408.1	2 253.7
		Mín	1 210	1 269	1 380	1 910
		Máx	3 527	3 310	2 980	2 870

$n = 13$		D.S.	757.7	664.3	606.4	511.9
Sólidos suspendidos totales $n = 13$	mg/l	Promedio	44.1	76.3	37.4	129.3
		Mín	3	10	5	69
		Máx	290	296	132	234
		D.S.	76.01	76.7	40.7	48.7
Sulfatos $n = 13$	mg/l	Promedio	951	1 039.1	739.9	851.3
		Mín	259	447	237	480
		Máx	1 667	1 605	1 034	1 275
		D.S.	357.3	441.3	357.3	284.1
Fe <sup>3+</sup> $n = 13$	mg/l	Promedio	263.23	176.12	277	194.01
		Mín	109	86.6	113	42.08
		Máx	453	298	431	291
		D.S.	113.04	60.09	108.44	74.6
Fe <sup>2+</sup> $n = 6$	mg/l	Promedio	30.9	53.95	12.35	68.33
		Mín	0	0	0	0
		Máx	199	144	81	164
		D.S.	93.25	64.84	64.91	66.79
Hierro total $n = 6$	mg/l	Promedio	303.37	234.72	326.85	275
		Mín	79.2	42.3	87.1	207
		Máx	496	333	488	348

		D.S.	156.85	100.72	144.33	50.32
Níquel <i>n</i> = 13	mg/l	Promedio	0.3	0.3	0.3	0.2
		Mín	0.157	0.176	0.196	0.077
		Máx	0.473	0.398	0.41	0.346
		D.S.	0.102	0.063	0.079	0.079
Manganeso <i>n</i> = 13	mg/l	Promedio	10.81	12.12	11.3	10.16
		Mín	5.16	5.81	4.91	3.66
		Máx	16.5	18.5	18.4	14.7
		D.S.	3.43	3.53	4.01	2.94
Aluminio <i>n</i> = 13	mg/l	Promedio	23.5	11.9	20.2	4.49
		Mín	8.47	4.03	9.76	0.18
		Máx	51.6	22.4	34.2	19.8
		D.S.	11.22	4.73	7.79	5.47

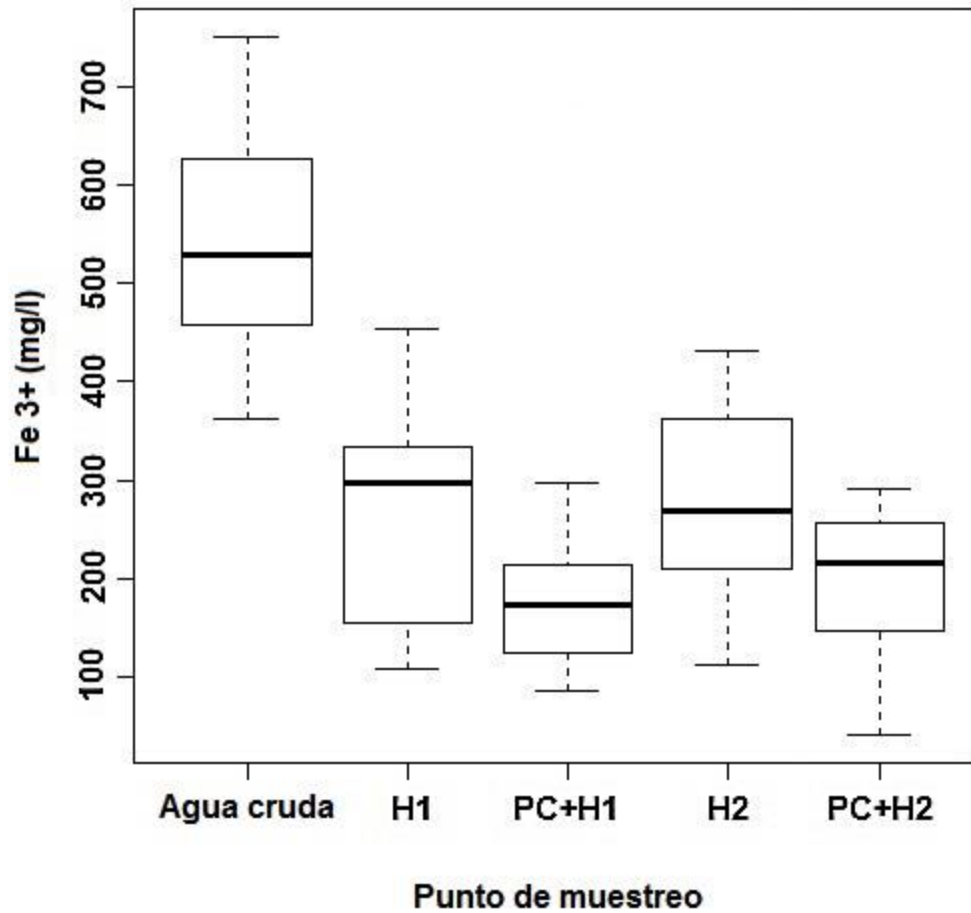
H1: humedal con plantas; PC+ H1: piedra caliza + humedal con plantas.

H2: humedal sin plantas; PC+H2: piedra caliza + humedal sin plantas.

En cuanto a la concentración de sulfatos, los sistemas de tratamiento removieron en promedio entre un 16 y 35 %, siendo un poco más eficientes los controles H2 y PC + H2. Se esperaba que el uso de piedra caliza contribuyera a incrementar las eficiencias de remoción de sulfatos por el incremento del pH y la alcalinidad (Nyquist & Greger, 2009), y por ser uno de los tratamientos convencionalmente empleados

para mejorar la remoción de sulfatos y precipitación de metales; sin embargo, como lo indican Fernando *et al.* (2018), los métodos convencionales (cal, piedra caliza y humedales) no alcanzan las eficiencias esperadas, siendo recomendable evaluar otros procesos (p. ej., electrocoagulación, intercambio iónico, adsorción, precipitación o filtración).

Respecto a la variable hierro, que fue evaluada como hierro total,  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{Fe}^{2+}$ , se encontró que predominaron las especies de ion férrico  $\text{Fe}^{3+}$  en todos los sistemas evaluados, posiblemente debido al incremento del pH (> 3.5 unidades), que contribuye a la formación del hidróxido férrico (Gaikwad & Gupta, 2007). Las concentraciones de hierro en los efluentes tratados mostraron remociones promedio de hierro total entre 54 y 67 %, y para las especies de  $\text{Fe}^{2+}$  entre 45 y 90 %, y  $\text{Fe}^{3+}$  entre 49 y 67 %. La Figura 5 detalla el comportamiento de la especie predominante de  $\text{Fe}^{3+}$  en el agua cruda y los efluentes tratados a lo largo del estudio.

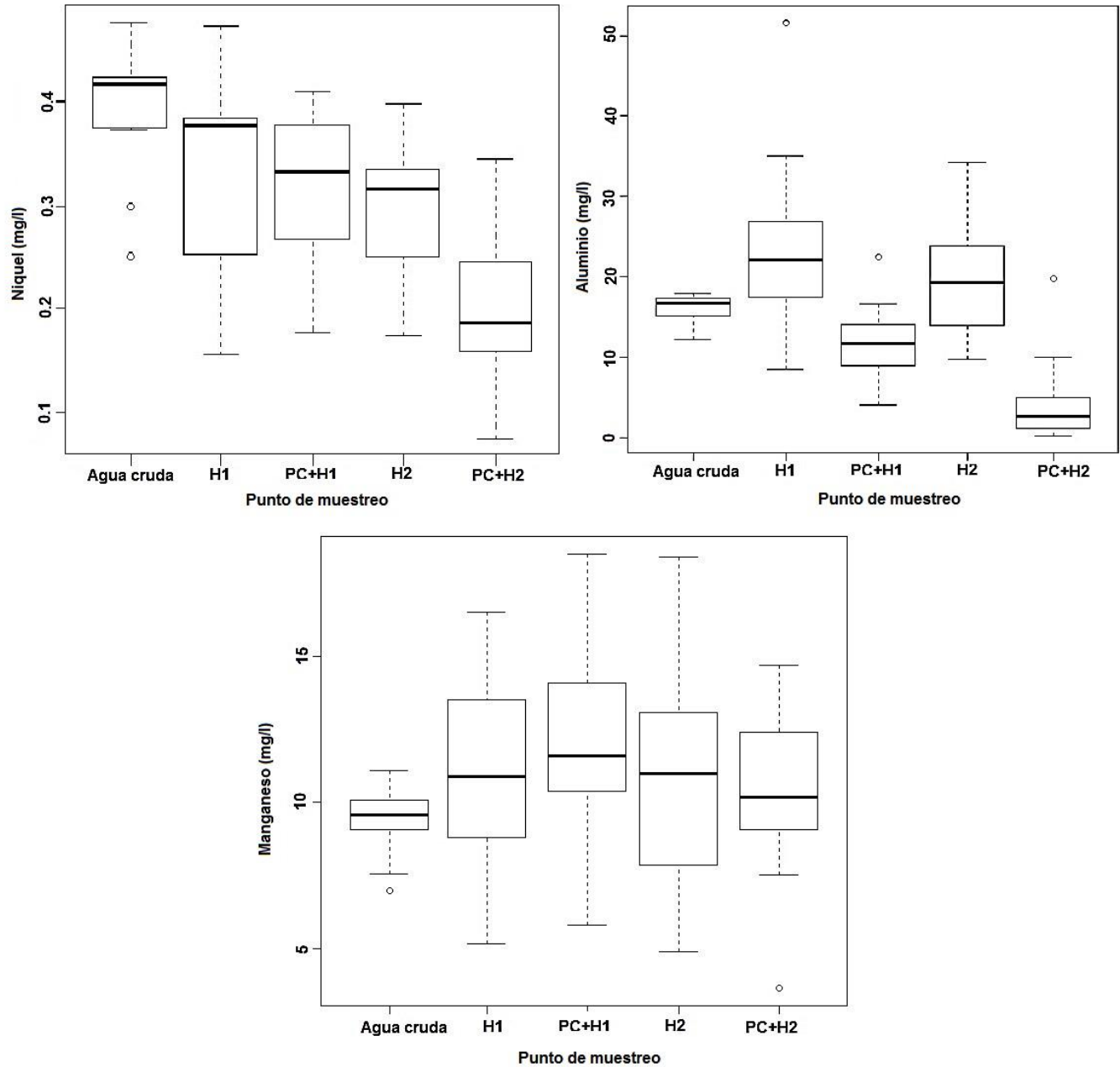


**Figura 5.** Variación de la especie predominante de hierro ( $\text{Fe}^{3+}$ ) durante la operación de los sistemas de tratamiento.

Se observó que el tratamiento con mejor desempeño en la remoción de hierro fue el PC + H1 seguido del control PC + H2, lo cual indica que

el uso del pretratamiento con piedra caliza (PC) favoreció la precipitación del  $\text{Fe}^{3+}$  al incrementarse el pH; esto se vio reflejado en el revestimiento externo sobre la piedra caliza con precipitados de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  (Skousen *et al.*, 2019), que posteriormente pudieron ser removidos por procesos de sedimentación y filtración. El mejor desempeño alcanzado por el PC + H1 indica que posiblemente el uso de la especie vegetal contribuyó a mejorar las eficiencias de remoción de hierro a través de procesos de absorción (Sheoran & Sheoran, 2006).

En cuanto a la remoción de Ni, Al y Mn, las eficiencias de remoción fueron bajas para níquel y aluminio, y prácticamente nulas para manganeso. La Figura 6 muestra el comportamiento de estas variables a lo largo del estudio. Las mejores eficiencias de remoción se lograron con los sistemas que emplearon PC (Ni: 25-50 % y Al: 29-73 %), principalmente PC + H2; este comportamiento se debió posiblemente a que el control PC + H2 alcanzó los mayores valores de pH o se favorecieron procesos de remoción por coprecipitación con óxidos de hierro (Sheoran & Sheoran, 2006).



**Figura 6.** Variación del níquel, aluminio y manganeso durante la operación de los sistemas de tratamiento.

Las mayores eficiencias de remoción de níquel y aluminio se presentaron en los sistemas con PC, posiblemente porque los diferentes mecanismos de remoción de metales en los humedales están fuertemente influenciados por el pH (Nyquist & Greger, 2009). En el caso del manganeso, se requieren valores de pH suficientemente altos (> 8.0 unidades) para su remoción (Sheoran & Sheoran, 2006; Torres *et al.*, 2018), condición que no se presentó en ninguno de los sistemas de tratamiento y por el contrario se evidenciaron posibles problemas de removilización del manganeso presente en los sedimentos de los sistemas (Neculita & Rosa, 2019).

Otro aspecto por destacar es que durante el estudio se observó que el desarrollo vegetativo de las plantas en términos de altura y número de tallos fue similar en todos los sistemas; no hubo signos de afectación por los bajos valores de pH. Este comportamiento pudo deberse posiblemente a la resistencia de la *Phragmites australis*, como lo reportan algunos autores (Guo *et al.*, 2014; Pat-Espadas *et al.*, 2018).

Por otra parte, la presencia de la especie vegetal aparentemente no ejerció ningún efecto sobre el desempeño de los sistemas en la remoción de metales; posiblemente con un mayor tiempo de operación de los sistemas sería viable evidenciar los mecanismos de remoción ejercidos por la especie vegetal (Nyquist & Greger, 2009).

A manera de síntesis, los resultados globales del estudio indicaron que aunque el uso de humedales de flujo de subsuperficial (H1) favoreció

la reducción de acidez, incremento del pH y remoción de compuestos como hierro y sulfatos, las mayores eficiencias se lograron con el uso de pretratamiento con piedra caliza; además se observó la alta resistencia de la especie vegetal frente a las características ácidas del afluente. Sin embargo, se resalta que las eficiencias alcanzadas en el estudio no fueron suficientes para remover los principales contaminantes presentes en el agua de la quebrada Las Minas (Fe, Sulfatos, Ni, Al y Mn).

Por lo anterior, resulta recomendable evaluar otras opciones de pretratamiento, tiempos de retención hidráulico, y medios de soporte que promuevan un mayor el incremento del pH y aporten carbono (Sheoran & Sheoran, 2006), además de considerar que la piedra caliza puede perder efectividad con el tiempo (Shim *et al.*, 2015).

## Conclusiones

Los resultados mostraron que la quebrada Las Minas está impactada por drenajes ácidos de minas (DAM). Presenta bajo pH (2.4-4.0 unidades), así como altos niveles de acidez ( $1\ 303.2\ \text{mg/l} \pm 139.2$ ); hierro ( $715.3\ \text{mg/l} \pm 70.6$ ); sulfatos ( $1\ 134.5\ \text{mg/l} \pm 314.6$ ); aluminio ( $16.8\ \text{mg/l} \pm 1.7$ ); manganeso ( $9.4\ \text{mg/l} \pm 1.2$ ), y níquel ( $0.4\ \text{mg/l} \pm 0.06$ ), al igual

que bajos valores de pH (1.6 a 4.4 unidades), con características similares a los drenajes ácidos de minas.

Todos los sistemas de tratamiento evaluados mejoraron las características de pH y acidez del afluente, logrando incrementos máximos de pH entre 4.4 y 6.3 unidades, y una reducción promedio de acidez entre el 31 y 52 %; son más eficientes los sistemas que emplearon piedra caliza (PC + H1 y PC + H2). Sin embargo, no se lograron mayores valores de pH (> 8.0 unidades) que promovieran mejores eficiencias de remoción de metales, sulfatos y manganeso.

Los sistemas de tratamiento presentaron eficiencias de remoción promedio de hierro total entre 54 y 67 %; de sulfatos entre 16 y 35 %; de níquel entre 25 y 50 %, y de aluminio entre 0 y 73 %. No se logró remover manganeso; por el contrario, se presentaron problemas de removilización que incrementaron la concentración de manganeso en los efluentes.

El uso de piedra caliza como pretratamiento favoreció las eficiencias de remoción de los sistemas de tratamiento y aunque no se evidenciaron efectos de la especie vegetal sobre la eficiencia de los sistemas, se considera que la configuración que presentó mejor desempeño fue el tratamiento PC + H1.

## **Agradecimientos**

La investigación fue financiada por la Universidad Santiago de Cali, en el marco de los proyectos N° DGI-COCEIN-N° 820-621115-B57, y 820-621119-704.

## Referencias

- ACM, Asociación Colombiana de Minería. (2018). *Boletín económico minero*. Recuperado de <http://acmineria.com.co/economia/>
- Akcil, A., & Koldas, S. (2006). Acid mine drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *Journal of Cleaner Production*, 14, 1139-1145
- ANM, Agencia Nacional de Minería. (2019). *Regalías mineras siguen en aumento. Aportaron más de 2,5 billones de pesos en 2018*. Recuperado de <https://www.anm.gov.co/?q=content/regal%C3%ADas-mineras-siguen-en-aumento-aportaron-m%C3%A1s-de-25-billones-de-pesos-en-2018>
- APHA, AWWA, & WEF, American Public Health Association, American Water Works Association, & World Economic Forum. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. (22<sup>nd</sup> ed.). United States of America, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.
- Batty, L. C., & Younger, P. L. (2004). Growth of *Phragmites australis* (Cav.) Trin ex. Steudel in mine water treatment wetlands: Effects

of metal and nutrient uptake. *Environmental Pollution*, 132(1), 85-93.

Cadorin, L., Carissimi, E., & Rubio, J. (2007). Avances en el tratamiento de aguas ácidas de minas. *Scientia et Technica*, 4(36), 849-854.

Clyde, E. J., Champagne, P., Jamieson, H. E., Gorman, C., & Sourial, J. (2016). The use of a passive treatment system for the mitigation of acid mine drainage at the Williams Brothers Mine (California): Pilot-scale study. *Journal of Cleaner Production*, 130, 116-125.

DANE, Departamento Administrativo Nacional de Estadística. (2018). Producto Interno Bruto (PIB). Recuperado de <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/cuentas-nacionales/cuentas-nacionales-trimestrales>

DAGMA, Departamento Administrativo de Gestión del Medio Ambiente. (2018). *Datos abiertos del Dagma. Reporte Calidad del Agua 2015-2018 en la ciudad de Santiago de Cali*. Recuperado de <https://www.datos.gov.co/Ambiente-y-Desarrollo-Sostenible/Reporte-Calidad-Del-Agua-2015-2018-en-la-ciudad-de/x3ds-void>

Fernando, W. A. M., Ilankoon, I. M. S. K., Syed, T. H., & Yellishetty, M. (2018). Challenges and opportunities in the removal of sulphate ions in contaminated mine water: A review. *Minerals Engineering*, 117, 74-90.

- Gaikwad, R. W., & Gupta, D. V. (2007). Acid mine drainage (AMD) management. *Journal of Industrial Pollution Control*, 23(2), 283-295.
- Gandy, C. J., Davis, J. E., Orme, P. H., Potter, H. A., & Jarvis, A. P. (2016). Metal removal mechanisms in a short hydraulic residence time subsurface flow compost wetland for mine drainage treatment. *Ecological Engineering*, 97, 179-185.
- Guo, L., Ott, D. W., & Cutright, T. J. (2014) Accumulation and histological location of heavy metals in *Phragmites australis* grown in acid mine drainage contaminated soil with or without citric acid. *Environmental and Experimental Botany*, 105, 46-54.
- IEA, International Energy Agency. (2018). *Coal Information 2017: Overview*. Recuperado de <https://webstore.iea.org/coal-information-2017-overview>
- Johnson, D. B., & Hallberg, K. B. (2005a). Microbiology of a wetland ecosystem constructed to remediate mine drainage from a heavy metal mine. *Science of the Total Environment*, 338(2005), 53-66. ISSN 0048-9697, Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.005>.
- Johnson, D. B., & Hallberg, K. B. (2005b). Acid mine drainage remediation options: A review. *Science of the Total Environment*, 338(1-2), 3-14. ISSN 0048-9697, Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.002>.

- Kefeni, K. K., Msagati, T. A., & Mamba, B. B. (May 10, 2017). Acid mine drainage: Prevention, treatment options and resource recovery: A review. *Journal of Cleaner Production*, 151, 475-493.
- Labastida, I., Armienta, M. A., Lara, R. H., Briones, R., González, I., & Romero, F. (2019). Kinetic approach for the appropriate selection of indigenous limestones for acid mine drainage treatment with passive systems. *Science of the Total Environment*, 677, 404-417.
- Lañas, A. M., & Cuenca, D. (2018). *Responsabilidad del municipio de Santiago de Cali por los daños ambientales ocasionados al parque nacional natural los Farallones de Cali producto de la minería ilegal* (tesis de grado). Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia. Recuperado de <http://vitela.javerianacali.edu.co/handle/11522/11354>
- Lagos, G. I., & Geo, P. (2011). The use of bench-scale treatability studies in the design of engineered wetlands for the remediation of acid mine drainage (AMD) and leachate in the vicinity of coal mines. A Case Study in Ohio, United States. *Procedia Earth and Planetary Science*, 3, 11-16.
- Mayes, W. M., Batty, L. C., Younger, P. L., Jarvis, A. P., Kõiv, M., Vohla, C., & Mander, U. (2009). Wetland treatment at extremes of pH: A review. *Science of the Total Environment*, 407(13), 3944-3957.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015). *Resolución 0631 por la cual se establece los parámetros y valores máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas*

*superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones. República de Colombia. Colombia: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. Bogotá.*

- Moodley, I., Sheridan, C. M., Kappelmeyer, U., & Akcil, A. (2018). Environmentally sustainable acid mine drainage remediation: Research developments with a focus on waste/by-products. *Minerals Engineering*. Volume 126, 207-220, ISSN 0892-6875, Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2017.08.008>
- Naidu, G., Ryu, S., Thiruvengkatachari, R., Choi, Y., Jeong, S., & Vigneswaran, S. (2019). A critical review on remediation, reuse, and resource recovery from acid mine drainage. *Environmental Pollution*. Volume 247, 1110-1124, ISSN 0269-7491, Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.01.085>.
- Neculita, C. M., & Rosa, E. (2019). A review of the implications and challenges of manganese removal from mine drainage. *Chemosphere*, 214, 491-510.
- Nyquist, J., & Greger, M. (2009). A field study of constructed wetlands for preventing and treating acid mine drainage. *Ecological Engineering*, 35(5), 630-642.
- Obreque-Contreras, J., Pérez-Flores, D., Gutiérrez, P., & Chávez-Crooker, P. (2015). Acid mine drainage in Chile: An opportunity to apply bioremediation technology. *Hydrology: Current Research*, 6(3), 1-8.

- Pat-Espadas, A. M., Loredó-Portales, R., Amabilis-Sosa, L. E., Gómez, G., & Vidal, G. (2018). Review of constructed wetlands for acid mine drainage treatment. *Water*, 10(11), 1685.
- Pozo-Antonio, J. S., Puente, I., Lagüela, S., & Veiga, M. (2017). Tratamiento microbiano de aguas ácidas resultantes de la actividad minera: una revisión. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(3), 75-91.
- Sekarjannah, F. A., Wardoyo, S. S., & Ratih, Y. W. (2019). Management of mine acid drainage in a constructed wetland using hyacinth plant and addition of organic materials. *Journal of Degraded and Mining Lands Management*, 6(4), 1847.
- Sheoran, A. S., & Sheoran, V. (2006). Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Minerals Engineering*, 19(2), 105-116.
- Shim, M. J., Choi, B. Y., Lee, G., Hwang, Y. H., Yang, J. S., O'Loughlin, E. J., & Kwon, M. J. (2015). Water quality changes in acid mine drainage streams in Gangneung, Korea, 10 years after treatment with limestone. *Journal of Geochemical Exploration*, 159, 234-242.
- Skousen, J. G., Ziemkiewicz, P. F., & McDonald, L. M. (2019). Acid mine drainage formation, control and treatment: Approaches and strategies. *The Extractive Industries and Society*, 6(1), 241-249.
- Tolonen, E. T., Sarpola, A., Hu, T., Rämö, J., & Lassi, U. (2014). Acid mine drainage treatment using by-products from quicklime manufacturing as neutralization chemicals. *Chemosphere*, 117, 419-424.

Torres, E., Lozano, A., Macías, F., Gomez-Arias, A., Castillo, J., & Ayora, C. (2018). Passive elimination of sulfate and metals from acid mine drainage using combined limestone and barium carbonate systems. *Journal of Cleaner Production*, 182, 114-123.

Watzlaf, G. R., Schroeder, K. T., Kleinmann, R. L., Kairies, C. L., & Nairn, R. W. (2004). *The passive treatment of coal mine drainage*. USA: United States Department of Energy National Energy Technology Laboratory Internal Publication. 1-72. Lexington, Kentucky.

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-06-06

Artículos

## **Comparación del filtro de Kalman discreto con el filtro de conjuntos para pronóstico de caudales horarios en el río Huaynamota, Nayarit, México**

### **Comparison of discrete and ensemble Kalman filter for hourly streamflow forecasting in Huaynamota River, Nayarit, México**

Ildefonso Narváez-Ortiz<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4988-8886>

Laura Alicia Ibáñez-Castillo<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9287-655X>

Ramón Arteaga-Ramírez<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9459-3588>

Mario Vázquez-Peña<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2084-7420>

Carlos Cíntora-González<sup>5</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-5204-4361>

<sup>1</sup>Universidad Autónoma Chapingo, estudiante del Doctorado en Ingeniería Agrícola y Uso Integral del Agua, Chapingo, México, [ildenar@gmail.com](mailto:ildenar@gmail.com)

<sup>2</sup>Profesora-investigadora, Universidad Autónoma Chapingo, posgrado en Ingeniería Agrícola y Uso Integral del Agua, Chapingo, México, México, libacas@gmail.com

<sup>3</sup>Profesor-investigador, Universidad Autónoma Chapingo, posgrado en Ingeniería Agrícola y Uso Integral del Agua, Chapingo, México, México, arteagar@correo.chapingo.mx

<sup>4</sup>Profesor-investigador, Universidad Autónoma Chapingo, posgrado en Ingeniería Agrícola y Uso Integral del Agua, Chapingo, México, México, mvazquezp@correo.chapingo.mx

<sup>5</sup>Profesor-investigador, Universidad Autónoma Chapingo, posgrado en Ingeniería Agrícola y Uso Integral del Agua, Chapingo, México, México, carlos.cintora@gmail.com

Autora para correspondencia: Laura Alicia Ibáñez-Castillo, libacas@gmail.com

## Resumen

La asimilación de datos integrada para el pronóstico de caudales puede brindar flexibilidad y reducción de errores sistemáticos en los modelos. En este trabajo se evalúan la capacidad predictiva del filtro de Kalman discreto, filtro de Kalman de conjuntos y su integración, utilizando registros horarios de caudal de las estaciones Chapalagana y Platanitos ubicadas sobre el río Huaynamota, región hidrológica 12. La cuenca se

ubica al noroeste de la república mexicana, y se comparte entre los estados de Durango, Nayarit, Zacatecas y Jalisco. Para el análisis se utilizaron series con 1 360 registros horarios del año 2017 comprendidos entre el 2 de agosto a las 9:00 horas hasta el 28 de septiembre a las 0:00 horas. Se realizaron pronósticos a 1, 2, 3, 4, 5 y 6 pasos hacia adelante, combinados con tamaños de conjunto de 5, 8, 10, 20, 50 y 100 miembros utilizando caudales de la estación Platanitos como variable exógena. El ajuste entre la serie observada y las pronosticadas se estimó mediante el coeficiente de Nash-Sutcliffe y la raíz del cuadrado medio del error para determinar que el filtro de Kalman discreto alcanza mejor ajuste y actualización con base en el tiempo de retraso entre series. El filtro de Kalman de conjuntos genera un suavizado de la serie pronosticada, y al igual que la integración de filtros aumenta el efecto de desplazamiento de la serie pronosticada. El filtro de Kalman discreto alcanza ajuste superior a ARX y a la combinación ARX-DKF.

**Palabras clave:** filtro de Kalman, conjuntos, modelos autorregresivos, pronósticos de caudales a corto plazo.

## Abstract

Integrated data assimilation for flow forecasting can provide flexibility and reduce systematic errors in the models. In this work we evaluate the predictive capacity of the discrete Kalman filter, ensemble Kalman filter, and its integration, using hourly flow records from Chapalagana and Platanitos stations located on the Huaynamota river, hydrological region

12. The basin is located in the northwest of the Mexican Republic and is shared between the states of Durango, Nayarit, Zacatecas, and Jalisco. For the analysis, series with 1360 data from 2017 were used, from August 2nd at 9:00 a.m. to September 28th at 0:00 a.m. Forecasts were evaluated at 1, 2, 3, 4, 5, and 6 steps forward, combined with set sizes of 5, 8, 10, 20, 50, and 100 members using measurements at the Platanitos station as an exogenous variable. The fit between observed and predicted series was estimated using the Nash-Sutcliffe coefficient and the mean square root of the error to determine that the discrete Kalman filter achieves better fit and update based on the time delay between series. The Ensemble Kalman filter generates smoothing of the predicted series, and the integration of filters increases the displacement effect of the predicted series. The discrete Kalman filter achieves superior adjustment to ARX and the ARX-DKF combination.

**Keywords:** Kalman filter, ensembles, autoregressive models, short-term streamflow forecasting.

Recibido: 19/03/2019

Aceptado: 23/11/2020

## Introducción

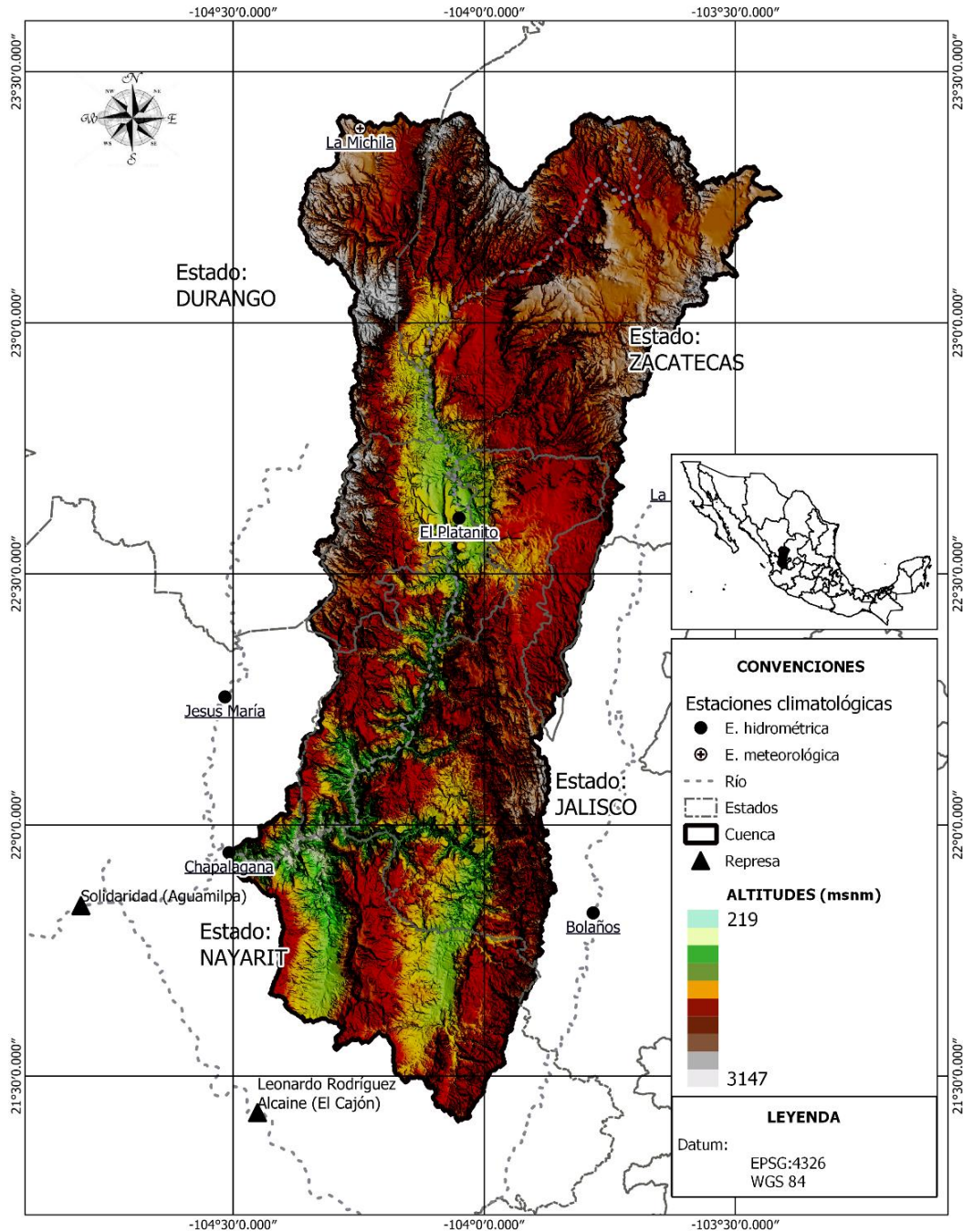
La asimilación de datos para la estimación de estados es esencial en las aplicaciones de pronóstico en hidrología (Liu *et al.*, 2012), pues mediante la actualización cíclica que llevan a cabo es posible disminuir los errores que se acumulan en los modelos (Clark *et al.*, 2008; Maxwell, Jackson, & McGregor, 2018). El filtro de Kalman de conjuntos (EnKF) (Evensen, 1994) es uno de los algoritmos ampliamente utilizado como método recursivo en hidrología (Liu & Gupta, 2007; Maxwell *et al.*, 2018; Sun, Seidou, Nistor, & Liu, 2016) es una extensión del filtro de Kalman discreto (Kalman, 1960) para tratar sistemas dinámicos no lineales (Evensen, 1994; Evensen, 2003), y se ha utilizado, entre otros, para el pronóstico de caudales (Maxwell *et al.*, 2018), evapotranspiración (Zou, Zhan, Xia, Wang, & Gippel, 2017) y humedad del suelo (Brandhorst, Erdal, & Neuweiler, 2017; Meng, Xie, & Liang, 2017), además se ha integrado con modelos hidrológicos distribuidos como TopNet, Hydrotel y MGB-IPH (Abaza, Anctil, Fortin, & Turcotte, 2015; Clark *et al.*, 2008; Quiroz, Collischonn, & Paiva, 2019).

En los sistemas de cuenca hidrográfica se puede identificar la relación entre los caudales medidos en diferentes posiciones y un punto de interés, a lo que se denomina función de respuesta (Valdés, Mejía, & Rodríguez-Iturbe, 1980). Con base en esta relación se pueden hacer pronósticos a corto plazo que se actualizan constantemente y de forma indefinida mientras el fenómeno bajo estudio persista.

En este trabajo se evalúa la capacidad de pronosticar del filtro de Kalman discreto (DKF) (Kalman, 1960), el filtro de Kalman de conjuntos (EnKF) (Evensen, 1994) y la integración del filtro de Kalman discreto (DKF) con el filtro de Kalman de conjuntos (EnKF) para el pronóstico de uno hasta seis pasos hacia delante de los caudales del río Huaynamota en la estación Chapalagana. El DKF es implementado para estimar el vector de estado (Hidrograma Unitario Instantáneo, HUI) y el EnKF hace estimaciones escalares de caudal. La integración se hace mediante la ecuación de estados del EnKF.

## Materiales y métodos

El área de estudio corresponde a la delimitación aguas arriba a partir de la estación Chapalagana sobre el río Huaynamota (río Chapalagana o río Atengo), se ubica al noroeste de la república mexicana y se comparte entre los estados de Durango, Nayarit, Zacatecas y Jalisco (INEGI, 2010) (Figura 1); geográficamente se ubica entre los  $-104^{\circ} 33' 34.16''$  y los  $-103^{\circ} 27' 29.84''$  de longitud, y entre los  $23^{\circ} 28' 50.05''$  y los  $21^{\circ} 23' 57.62''$  de latitud; tiene un área de  $12\,075.7\text{ km}^2$ ; la altitud máxima es de  $3\,147\text{ msnm}$  (metros sobre el nivel del mar) y la mínima en la estación Chapalagana es de  $219\text{ msnm}$ ; el tiempo de concentración es de  $39.88$  horas; la precipitación media anual es de  $707\text{ mm}$  y la temperatura media anual de  $17.9\text{ }^{\circ}\text{C}$  (SMN, 2019).



**Figura 1.** Localización del área de estudio.

La principal estructura hidráulica con fines de generación de electricidad que se encuentra aguas abajo del área de estudio y sobre el río Lerma-Santiago Pacífico es la represa Solidaridad, comúnmente conocida como Aguamilpa, ubicada en los  $-104^{\circ} 48' 10.55''$  de longitud y los  $21^{\circ} 50' 22.74''$  de latitud, con una capacidad de 5 540 millones de  $m^3$ , para generar 960 MW de electricidad (Conagua, 2008). La presa Aguamilpa se encuentra a unos 90 km del océano Pacífico, donde el río Santiago desemboca frente a las costas del estado de Nayarit.

Se evaluó la capacidad predictiva del algoritmo del filtro de Kalman discreto (DKF) (Kalman, 1960); el filtro de Kalman de conjuntos (EnKF) (Evensen, 1994); la integración del DKF y EnKF (DKF-EnKF), y el modelo autorregresivo con variable exógena de primer orden (AR(1,1)), para realizar el pronóstico a 1, 2, 3, 4, 5 y 6 horas (pasos  $L$ ) hacia adelante de caudales horarios en la estación Chapalagana, con base en los caudales de la estación Platanito, localizada aguas arriba, como variable exógena. Se utilizaron series horarias de caudal del año 2017 entre el 2 de agosto a las 9:00 horas hasta el 28 de septiembre a las 0:00 horas, para un total de 1 360 registros suministrados por la CFE (Comisión Federal de Electricidad). Para el análisis de sensibilidad del tamaño del conjunto se utilizaron 5, 8, 10, 20, 50 y 100 miembros que se combinaron con los seis pasos.

La implementación del DKF, EnKF, DKF-EnKF y ARX(1,1) se hizo mediante rutinas en R (R Core Team, 2020), que generan los pronósticos

a seis pasos con DKF y ARX, y con 36 combinaciones entre pasos por tamaños de conjunto en EnKF y DKF-EnKF. El DKF se implementó para estimar el vector de estado que equivale a la función de respuesta de la cuenca o hidrograma unitario instantáneo (HUI) (Valdés *et al.*, 1980) y el EnKF realiza estimaciones escalares del caudal (Evensen, 2009), es decir, con el DKF se estiman los valores correspondientes a las columnas del HUI que se pasan a multiplicar por los valores de caudal; por su parte, el EnKF estima directamente valores de caudal. En los tres casos con filtros se consideraron las últimas observaciones de cada variable, es decir, un retraso autorregresivo (Valdés *et al.*, 1980). El modelo ARX se implementó de forma recursiva con base en una fracción de serie con 100 registros.

La cantidad adecuada de miembros en los conjuntos de EnKF y DKF-EnKF se determinó mediante análisis de sensibilidad, con base en la raíz del cuadrado medio del error (RMSE) (Quiroz *et al.*, 2019). La generación del ruido blanco (simulación de Monte Carlo) se hizo con el paquete *mvtnorm* (normal multivariante y distribución *t*) (Genz & Bretz, 2009). En los tres algoritmos evaluados, la varianza  $Q$  se supone constante (Simon, 2001) de valor cero (Morales-Velázquez, Aparicio, & Valdes, 2014) y  $R$  con valor cercano a cero (0.01) para dar flexibilidad a la convergencia del algoritmo (Welch & Bishop, 2006).

El ajuste de las series pronosticadas se evaluó mediante el coeficiente de Nash-Sutcliffe (Nash & Sutcliffe, 1970) y la raíz del cuadrado medio del error (RMSE) (Morales-Velázquez *et al.*, 2014). Los

supuestos de normalidad de errores del filtro de Kalman se verificaron mediante gráficos comparados con la curva normal estandarizada (González-Leiva, Ibáñez-Castillo, Valdés, Vázquez-Peña, & Ruiz-García, 2015). Los valores atípicos y su ubicación se determinó con base en los residuales estandarizados (Cryer & Chan, 2008).

## **Filtro de Kalman discreto**

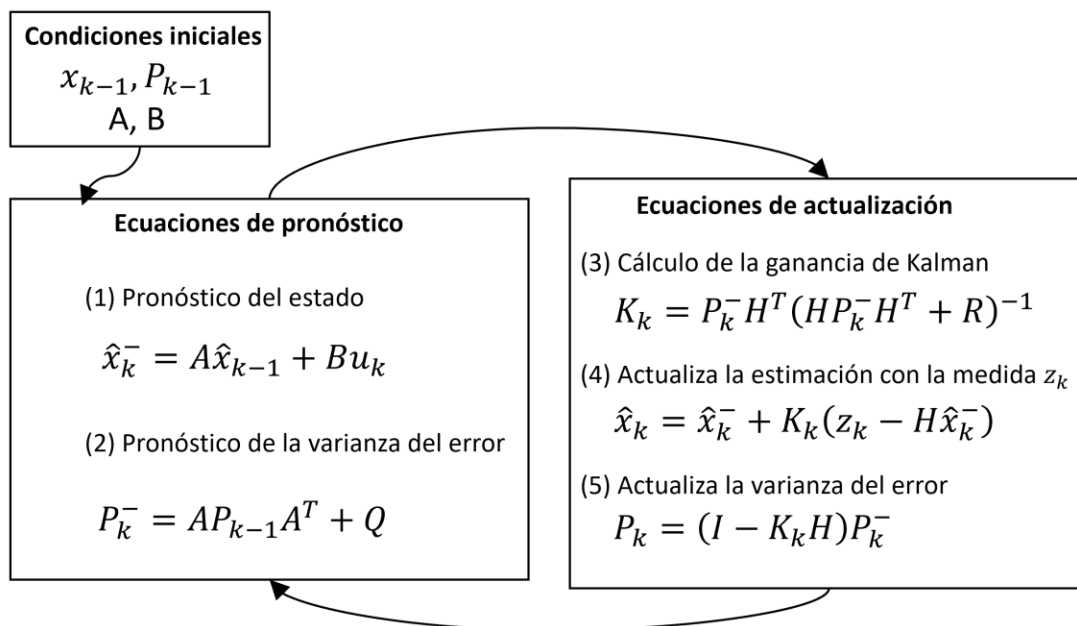
Es un algoritmo que permite la identificación de sistemas dinámicos lineales como un estimador óptimo de estados mediante un proceso recursivo (Kalman, 1960) (Figura 2). El DKF sirve de base para los algoritmos que tratan sistemas no lineales (Welch & Bishop, 2006).

Ecuación de estado

$$x_k = Ax_{k-1} + Bu_{k-1} + w_{k-1}$$

Ecuación de medición

$$z_k = Hx_k + v_k$$



**Figura 2.** Algoritmo del filtro de Kalman discreto (Welch & Bishop, 2006).

La ecuación de estado tiene como entrada dos series horarias ( $n$ ) de caudal de la estación Chapalagana y Platanitos. La matriz A ( $n \times n$ ) y B ( $n \times 1$ ) relacionan el estado del tiempo  $k - 1$  con el estado actual en el tiempo  $k$ . Debido a que en el curso del río no se encuentran estructuras

hidráulicas, como represas que alteren de forma repentina los volúmenes de caudal, en este trabajo no se considera variable de control, por lo tanto sólo se tiene la matriz  $A$ , que se supone constante a lo largo del proceso. La matriz  $H$  en la ecuación de medición se compone por un vector fila de  $1 \times n$  que contiene la última observación de cada variable de entrada. El valor pronosticado  $z_k$  se obtiene mediante la ecuación de medición, multiplicando la matriz  $H$  por el vector de estado  $x_k^-$  ( $n \times 1$ ). A continuación se presenta la matriz  $A$  que relaciona el estado anterior con el actual:

$$A = \begin{bmatrix} 1 & 0 \\ 0 & 1 \end{bmatrix} \quad (1)$$

La nueva medición para el tiempo  $k$  ( $Q_k$ ) se utiliza para actualizar el algoritmo según los cambios que se estén presentando en el sistema; el valor pronosticado  $z_k$  (corresponde a un valor de caudal, tamaño  $p$ ) lleva implícito el error de la medición  $w_{k-1}$ ; la ecuación de estado contiene el error del proceso  $v_k$ , los cuales deben cumplir el supuesto de normalidad:

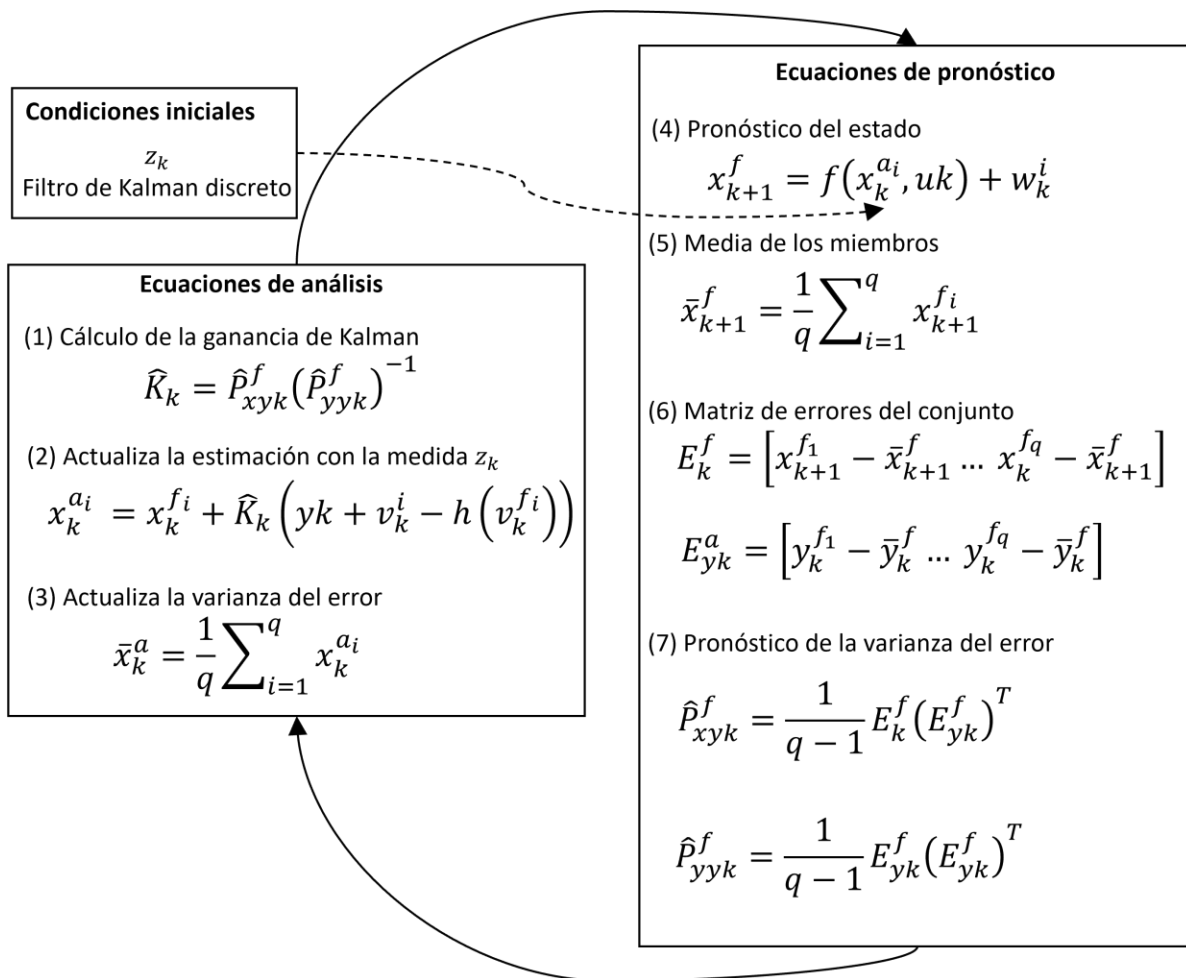
$$w_k = N(0, Q) ; v_k = N(0, R) \quad (2)$$

Con las ecuaciones de estado y medición, el algoritmo inicia un ciclo que se repite de forma indefinida. En el tiempo  $k - 1$  hace la estimación a priori (pronóstico) de los estados, que son actualizados (estimación a

posteriori) en el tiempo  $k$ . Los estados se toman como función de respuesta de la cuenca y con la estimación a posteriori se hace el pronóstico en el tiempo  $k + 1$ . Este ciclo se repite de forma indefinida realizando el pronóstico del tiempo  $k + 1$  con base en la matriz  $H$  y el vector de estado actualizados hasta el tiempo  $k$ .

## Filtro de Kalman de conjuntos

El filtro de Kalman de conjuntos (EnKF) es un estimador subóptimo, que se basa en simulaciones de Monte Carlo para la estimación del error estadístico (Evensen, 1994; Gillijns *et al.*, 2006; Rafieeiniasab, Seo, Lee, & Kim, 2014). Se supone distribución normal de los errores y las estimaciones se hacen con base en conjuntos que agrupan  $q$  valores generados al azar bajo distribución normal. Al igual que el DKF tiene dos grupos de ecuaciones: análisis y predicción. En la Figura 3, las dos primeras ecuaciones tienen sus equivalentes en el DKF, y la última corresponde al promedio de los miembros que se supone como mejor pronóstico. El segundo grupo, de forma general, consta de cuatro ecuaciones, donde se estiman errores y probabilidades que son insumo para calcular la ganancia de Kalman (Gillijns *et al.*, 2006).



**Figura 3.** Algoritmo del filtro de Kalman de conjuntos (Gillijns *et al.*, 2006).

Los errores  $w_k^i$  y  $v_k^i$  corresponden al ruido que contiene el proceso y la medición, respectivamente; se suponen como ruido blanco con media cero y varianza  $Q$  y  $R$  (Figura 3), de igual forma que en la Ecuación (2).

Para el pronóstico de caudales, la función de respuesta ( $x_{k+1}^f$ ) del EnKF se estableció incorporando ruido blanco  $w_k^i$  a los estados previos  $x_{k-1}^{ai}$ :

$$x_{k+1}^f = x_k^{ai} + w_k^i \quad (3)$$

El ruido en las mediciones se genera agregando a la medición en el tiempo  $k$ ,  $q$  desviaciones con distribución normal:

$$y_k^i = y_k + v_k^i \quad (4)$$

El vector  $y_k^i$  de  $1 \times q$  corresponde a las  $q$  mediciones ruidosas;  $y_k$  es la medición en el tiempo  $k$ , y el subíndice  $i$  representa la cantidad de miembros que corresponde a  $i = 1, 2, \dots, q$ . Es decir, se generan  $q$  valores al azar bajo distribución normal, que se suman al valor observado, y resulta en un vector de tamaño  $q$  con el valor observado como media. Se supone que a mayor cantidad de miembros mejor será el ajuste del pronóstico debido a que se puede obtener mejor estimación de la distribución de probabilidades (Leutbecher, 2019); sin embargo, aumentar la cantidad de miembros implica mayor esfuerzo computacional, por tanto se debe hacer un análisis de sensibilidad para determinar la cantidad que obtenga los mínimos errores con esfuerzo

computacional aceptable. Para estudios hidrológicos se sugiere entre 50 y 300 miembros por conjunto (Gillijns *et al.*, 2006; Quiroz *et al.*, 2019).

## Filtro de Kalman discreto y filtro de Kalman de conjuntos

La integración del DKF y EnKF se hizo mediante la ecuación de estado del algoritmo del EnKF. El DKF genera un pronóstico para el tiempo  $k + 1$  ( $\hat{Q}_{k+1}$ ), a partir del cual se determina la diferencia con respecto al estado previo de EnKF ( $x_{k-1}^{ai}$ ), que finalmente se suma al estado previo  $x_{k-1}^{ai}$ , además se le agrega ruido blanco mediante simulación de Monte Carlo  $w_k^i$ :

$$x_{k+1}^f = x_{k-1}^{ai} + (\hat{Q}_{k+1} - x_{k-1}^{ai}) + w_k^i \quad (5)$$

## Modelo autorregresivo de primer orden (ARX(1,1)) y DKF

El modelo autorregresivo de primer orden, también conocido como modelo de Markov, es una de las primeras aproximaciones para el estudio de series de tiempo y se basa en la autocorrelación que se presenta dentro de la misma serie de datos (Box, Jenkins, Reinsel, & Ljung, 2016; Bras & Rodríguez-Iturbe, 1985). Algebraicamente se describe de la siguiente forma:

$$y_{k+1} = \sum_{i=0}^{na} \alpha_i y_{k-i} + \sum_{j=0}^{nb} \beta_j \gamma_{k-j} + e_{k+1} \quad (6)$$

Donde  $y_{k+1}$  corresponde al valor pronosticado;  $\alpha_i$  y  $\beta_j$  son los parámetros del modelo;  $y_k$  y  $\gamma_k$  corresponden a la variable de entrada y variable exógena, respectivamente. La estimación de los parámetros se hace por mínimos cuadrados y se requiere una sección de serie de al menos 50 registros. En el modelo ARX( $na$ ,  $nb$ ),  $na$  y  $nb$  representan los retrasos autorregresivos que se utilizan en cada variable. El modelo ARX

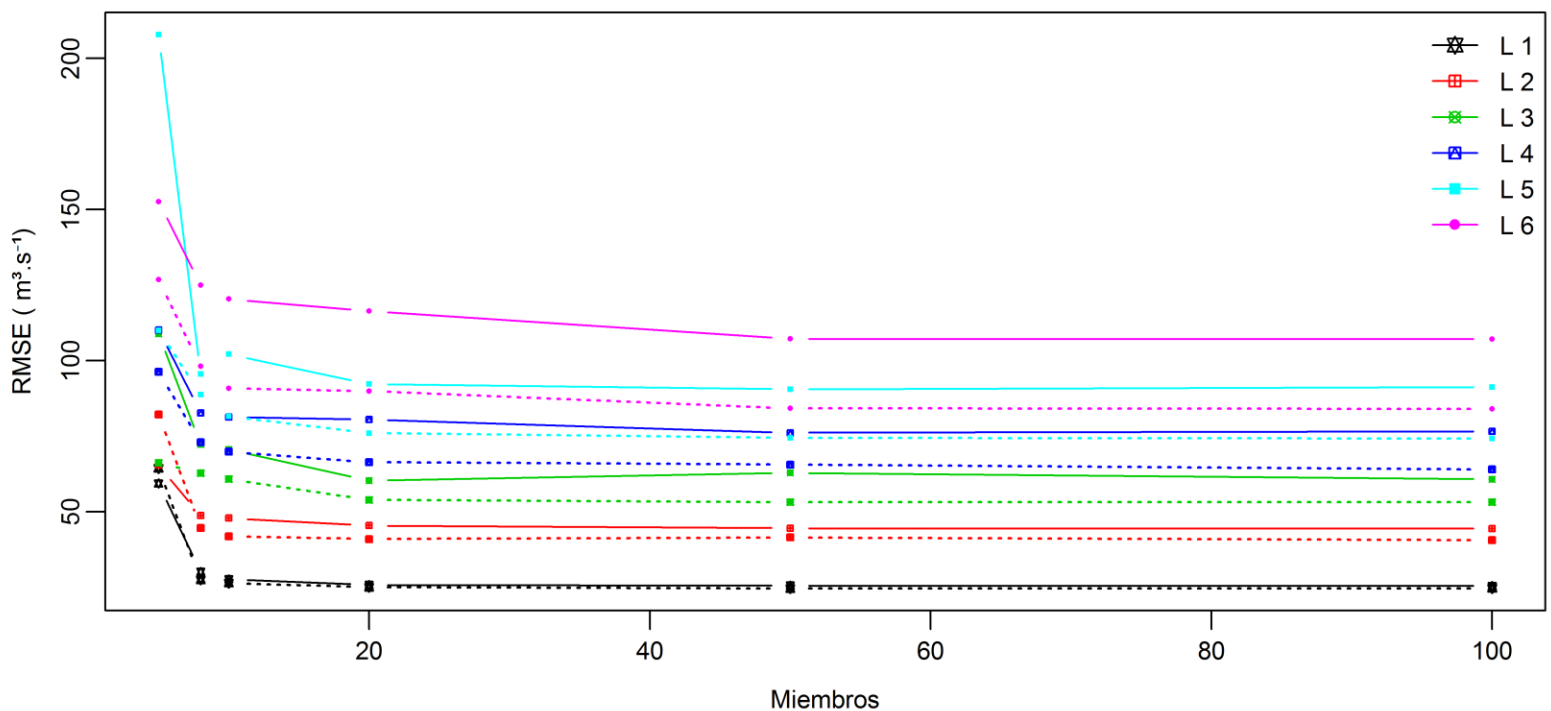
estima los parámetros  $\alpha$  y  $\beta$ , que son incorporados en la matriz A del algoritmo DKF (Figura 2), y la actualización se aplica al caudal para el pronóstico en el siguiente ciclo.

## Resultados y discusión

En total se evaluaron 36 combinaciones resultado de seis pasos ( $L$ ) por seis tamaños de conjunto. Los tres algoritmos se ejecutaron con 1 360 registros horarios de caudal provenientes de las estaciones Chapalagana y Platanitos, para obtener pronósticos de caudal en la estación Chapalagana.

En la Figura 4 se muestra el análisis de sensibilidad que permite identificar el tamaño adecuado de los conjuntos para los algoritmos de EnKF (línea punteada) y DKF-EnKF (línea continua), mediante la relación entre el valor de RMSE a medida que aumenta la cantidad de miembros por conjunto. El conjunto con cinco miembros presenta el RMSE más alto en cada uno de los pasos  $L$ ; cuando se tienen 8 y 10 miembros se dan variaciones con ligera tendencia a disminución, y los conjuntos con 20, 50 y 100 miembros reflejan convergencia y estabilidad; por tanto, en el

caso de la serie bajo estudio para optimizar el ajuste y la carga computacional se pueden usar 20 miembros. La combinación DKF-EnKF en los seis pasos  $L$  tienen mayores valores de RMSE que EnKF; las diferencias se hacen cada vez más notables en pasos más grandes, sin embargo, la convergencia se alcanza a partir de 20 miembros por conjunto.



**Figura 4.** Raíz del cuadrado medio del error con diferentes tamaños de conjunto.

La importancia de la definición de la cantidad adecuada de miembros radica en obtener el mejor ajuste posible sin agregar carga computacional que no mejore el comportamiento del algoritmo. Cuando se tienen conjuntos grandes, la carga computacional es alta; por el contrario, si se usan conjuntos pequeños se puede perder ajuste entre la serie observada y la pronosticada (Gillijns *et al.*, 2006; Quiroz *et al.*, 2019).

Los resultados que se presentan son con base en 20 miembros por cada conjunto. En la Tabla 1 se tienen los indicadores estadísticos de ajuste de la serie observada contra las series pronosticadas.

**Tabla 1.** Resumen de estadísticos para la aplicación de DKF, EnKF, DKF-EnKF y ARX-DKF.

	Índice	L1	L2	L3	L4	L5	L6	DEp
<b>DKF</b>	RMSE	24.76	39.55	50.46	59.21	67.20	74.49	18.36
	Nash-Sutcliffe	0.9869	0.9666	0.9457	0.9252	0.9037	0.8816	0.0393
	Media	161.55	161.71	161.39	161.57	160.74	160.67	0.45
	DEs	217.58	216.33	213.69	212.47	209.96	208.30	3.58
<b>EnKF</b>	RMSE	25.08	41.00	53.99	66.40	76.04	89.93	23.67
	Nash-Sutcliffe	0.9866	0.9641	0.9378	0.9060	0.8767	0.8275	0.0587
	Media	160.65	160.55	160.88	160.15	160.93	161.27	0.38
	DEs	216.48	215.81	217.25	216.67	218.17	219.18	1.23
<b>DKF-EnKF</b>	RMSE	25.83	45.45	60.29	80.57	92.24	116.41	32.89

	Nash-Sutcliffe	0.9858	0.9559	0.9225	0.8616	0.8185	0.7110	0.1013
	Media	160.28	159.51	159.78	160.34	161.64	162.09	1.03
	DEs	216.21	217.95	219.67	226.07	229.10	239.75	8.84
<b>ARX-DKF</b>	RMSE	26.07	44.11	59.70	72.60	83.23	91.65	24.71
	Nash-Sutcliffe	0.9855	0.9586	0.9243	0.8882	0.8532	0.8222	0.0625
	Media	163.32	165.27	166.79	168.01	169.71	170.52	2.72
	DEs	219.90	222.08	224.70	226.56	228.20	228.34	3.42

RMSE: raíz del error cuadrático medio

Nash-Sutcliffe: índice de Nash

Media: promedio

DEs: desviación estándar en cada serie pronosticada

DEp: desviación estándar entre los seis pasos por cada algoritmo

El promedio y desviación estándar de la serie observada son 160.95 y 216.67, respectivamente

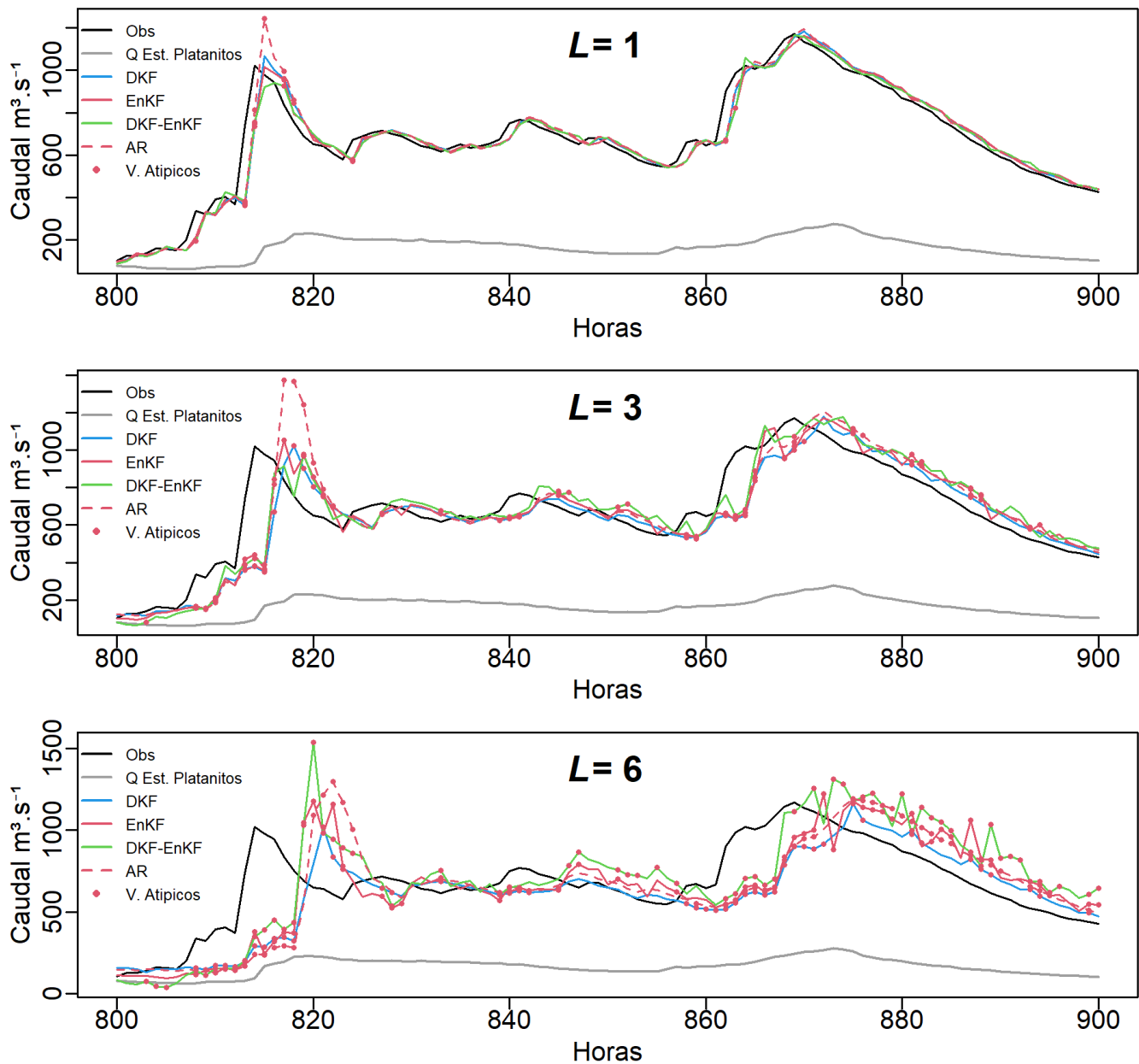
La implementación del modelo ARX(1,1) y el modelo ARX-DKF con actualización recursiva obtienen similares resultados debido a que los parámetros de ARX se multiplican por los valores de caudal en el tiempo  $k$ , operación que se ejecuta de manera matricial dentro de la ecuación de pronóstico de estado del algoritmo del DKF. Los resultados que se presentan se refieren únicamente al modelo ARX-DKF.

Para el paso  $L = 1$ , los algoritmos con filtro de Kalman generan pronósticos con coeficientes de Nash-Sutcliffe (NS) superiores a 0.9855, que es ligeramente mejor a lo encontrado en los pronósticos de los caudales en la presa Ángel Albino Corzo (NS = 0.9774) (Morales-Velázquez *et al.*, 2014). Sin embargo, a medida que el paso  $L$  se hace

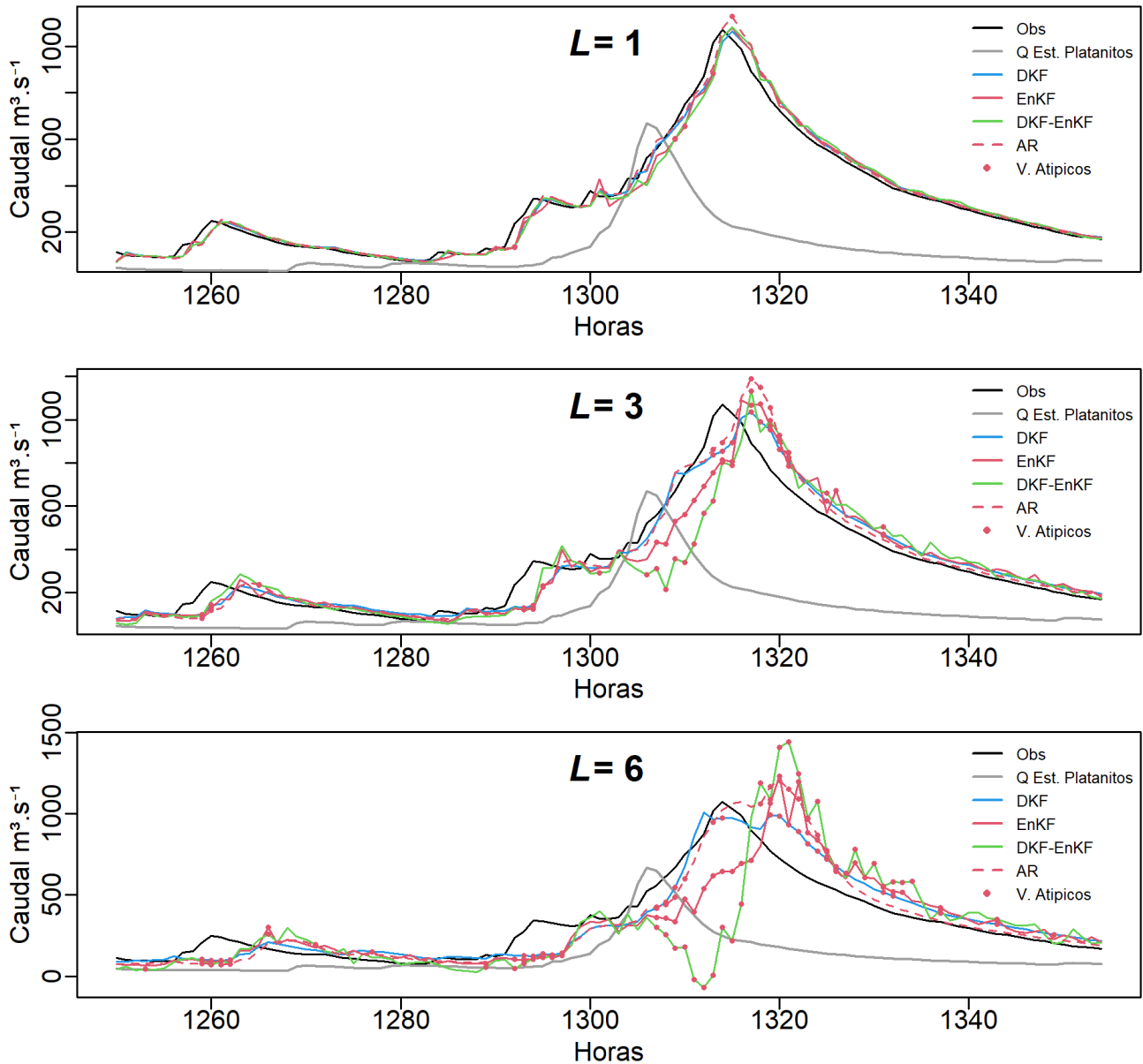
más grande, se presentan diferencias crecientes entre los algoritmos. El DKF se mantiene con el mejor ajuste, seguido del EnKF y ARX-DKF y, por último, la integración DKF-EnKF con un descenso pronunciado hasta 0.7110 en el paso  $L = 6$  (Tabla 1). El RMSE se puede interpretar con unidades en  $\text{m}^3/\text{s}$  y presenta un comportamiento de ajuste similar al evidenciado por NS. Tanto NS como RMSE demuestran que el menor error se logra con DKF seguido de EnKF, ARX-DKF, y DKF-EnKF. En términos de NS y RMSE, se puede advertir que los algoritmos DKF y EnKF generan pronósticos con mejor ajuste respecto al modelo ARX-DKF; además, el empleo del DKF no requiere de largos tramos de serie para el entrenamiento, lo que brinda mayor simplicidad del modelo.

De acuerdo con el resumen estadístico de la Tabla 1, la media y la desviación estándar en los seis pasos tienden a sobreestimarse con diferentes magnitudes respecto a la serie observada. La mayor estabilidad de la media la tiene el algoritmo de EnKF con desviación estándar (DEp) de 0.38, con leve diferencia con DKF, que tiene desviación de 0.45 entre los seis pasos, mientras que ARX-DKF y DKF-EnKF tienen mayor desviación estándar de 1.03 y 2.72, respectivamente. Por otra parte, la dispersión representada por la desviación estándar entre las series pronosticadas (DEp) confirma que EnKF guarda mayor similitud con la serie observada en los seis pasos. El aparente mejor ajuste de los pronósticos de EnKF se debe al efecto de desplazamiento respecto a la observada sin mayor cambio en los picos máximos o mínimos de tal manera que no hay efecto notable en la media y desviación estándar.

Las diferencias entre los pronósticos generados se hacen notables de forma gráfica, y para una comparación detallada en la Figura 5 y Figura 6 se presentan dos avenidas a diferentes pasos.



**Figura 5.** Caudal observado y pronosticado con DKF, ENKF y DKF-EnKF (avenida del 4/9/2017 16:00 h al 8/9/2017 20:00 h).



**Figura 6.** Caudal observado y pronosticado con DKF, En KF y DKF-EnKF (avenida del 23/09/17 10:00 h al 28/09/17 00:00 h).

Los pronósticos para el tiempo  $k + L$  se desplazan a un valor similar a  $L$  debido a que la actualización incorpora la última medición correspondiente al tiempo  $k$ ; en otras palabras, a mayor distancia entre el conjunto de datos medido y el momento  $k + L$  pronosticado se obtiene disminución progresiva del ajuste entre el paso  $L = 1$  a  $L = 6$ , y se manifiesta como desplazamiento de la serie pronosticada sobre la serie observada. No obstante, en el evento mostrado en la Figura 6, en el pronóstico generado por DKF y ARX el desplazamiento es casi nulo; esto se debe a que el retraso entre el pico del 25/09/2017 18:00 en la estación Platanitos y el pico del 26/09/17 02:00 en la estación Chapalagana es de ocho horas. Es decir, DKF estima y actualiza el hidrograma unitario instantáneo (HUI) con base en registros de caudal de la estación Platanitos del tiempo actual ( $k$ ), que en la estación Chapalagana se mostrarán ocho horas después, como consecuencia del tiempo de concentración. La proximidad del tamaño del retraso y el paso  $L = 6$  permite que la actualización se haga con registros correlacionados, disminuyendo el desplazamiento y dando mejor ajuste en el pico máximo. Por su parte, ARX genera el pronóstico con similar ajuste que DKF, pero con un segmento de serie de mayor extensión, es decir, el modelo DKF representa mayor sencillez para implementarlo.

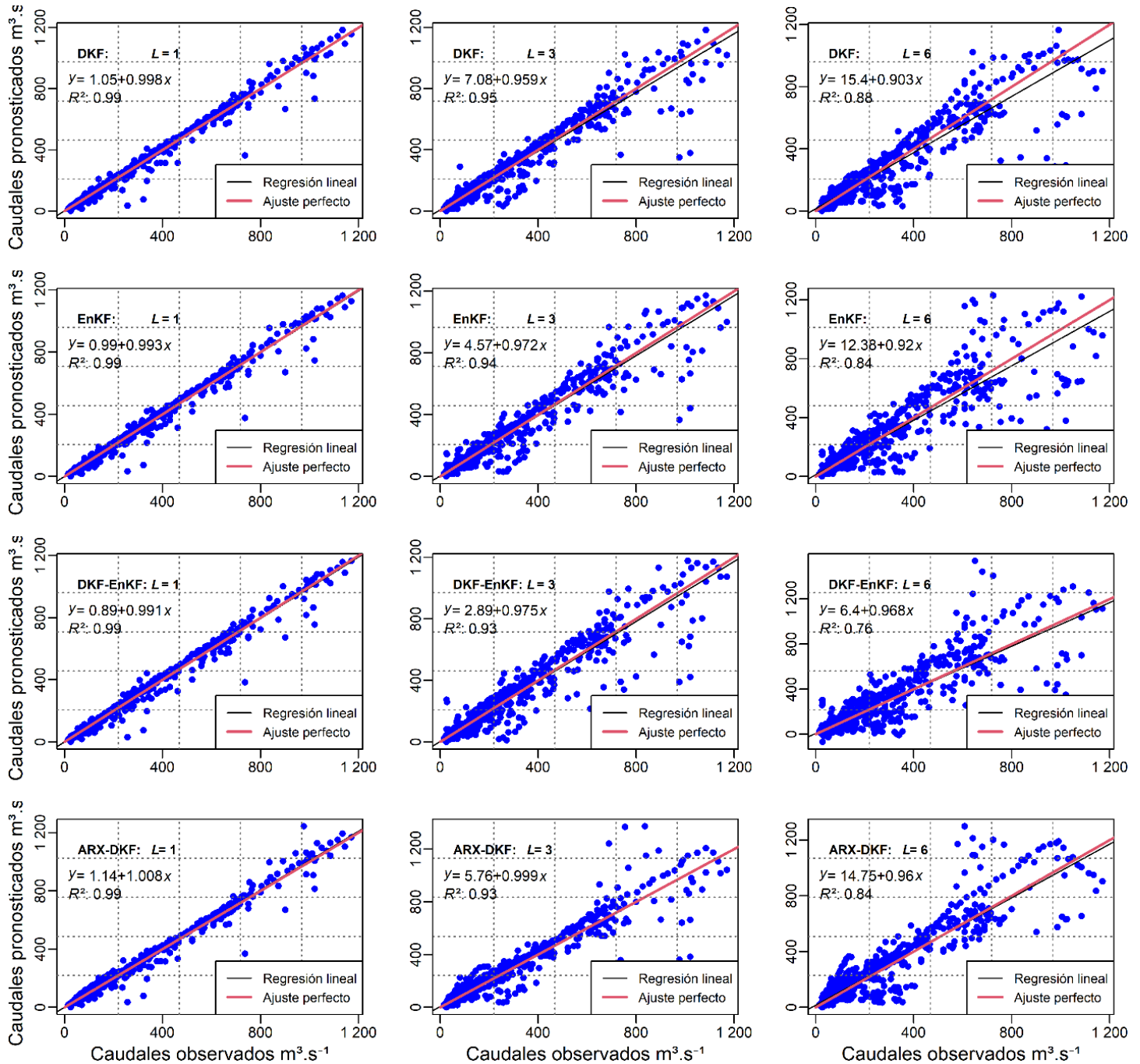
Por otra parte, los algoritmos de EnKF y DKF-EnKF no obtienen mejoras debido a que EnKF hace estimaciones de escalares y no se incluye el retraso entre series. A diferencia de DKF, el pronóstico generado por

DKF-EnKF se invierte de tal forma que genera un pico mínimo (hora 1311, 25/09/2017 23:00), que se debe a la actualización con el pico máximo de caudal que presenta la estación Platanitos (hora 1306, 25/09/2017 18:00) y que el algoritmo de EnKF trata de corregir. Una posible adecuación es la implementación de EnKF para la estimación de estados en lugar de escalares que también puede agregar capacidad para tratamiento de no linealidad además de la integración del filtro de Kalman con modelos de simulación distribuidos, como lo proponen Rafieeinasab *et al.* (2014). En realidad, para modelar en Kalman, simplifica los parámetros que incluye el modelo distribuido Sacramento Soil Moisturing Accounting (SAC) y al final compara sus filtros de Kalman de conjuntos con los resultados de ese modelo. El trabajo de Rafieeinasab *et al.* (2014) es muy interesante desde dos puntos de vista: 1) el trabajo compara dos filtros de Kalman de conjuntos, el sencillo (ENKF) y el de máxima verosimilitud (MELF); 2) considera todo un sistema que relaciona pronóstico de caudales con humedad del suelo y dicha humedad está vista desde un balance que considera una lluvia media en la cuenca, una evaporación potencial media en la cuenca. Desde el punto de vista conceptual, nuestro modelo es más sencillo, porque sólo realiza la asimilación de datos de los caudales medidos. Sin embargo, una crítica constructiva a sus resultados es la siguiente: su cuenca es pequeña (435 km<sup>2</sup>) comparada con nuestra cuenca (12 076 km<sup>2</sup>). El orden del tamaño de sus caudales es pequeño (entre 100 y 200 m<sup>3</sup>/s), pero su error (RSME) es muy alto, pudiendo llegar a ser de 45 m<sup>3</sup>/s. En nuestro trabajo, los

caudales son del orden de 200 a 1 100 m<sup>3</sup>/s y sin embargo el máximo RSME es 116 m<sup>3</sup>/s en el peor caso.

Los pronósticos pueden alcanzar mejor ajuste con la incorporación dinámica del tiempo de retraso entre series, tratamiento de variables con distintos tipos de observación y proporciones (Meng *et al.*, 2017), e incorporación de las variables que afectan el tiempo de retraso, como la ubicación y dirección de los eventos de precipitación, y la condición de humedad antecedente del suelo de la cuenca. La precipitación, presión atmosférica, temperatura y humedad relativa son variables que pueden ayudar a tener mejores ajustes en el pronóstico. Asimismo, dado que los caudales que se miden en la parte alta de la cuenca son proporcionalmente menores debido a la menor área de captación disponible, es conveniente incluir en el modelo parámetros que ayuden a equiparar las magnitudes de los caudales. Además, es determinante tener registros de estaciones meteorológicas distribuidas en el área de la cuenca para definir y actualizar la función de respuesta de la cuenca (HUI) (González-Leiva *et al.*, 2015).

La dispersión entre la serie observada y las series pronosticadas (Figura 7) muestran similitud entre los algoritmos. A medida que se aumenta  $L$ , el valor de la pendiente (en la ecuación lineal, Figura 7) va disminuyendo, es decir, que en general los valores pronosticados son subestimados respecto al valor observado.



**Figura 7.** Caudales observados *versus* pronosticados.

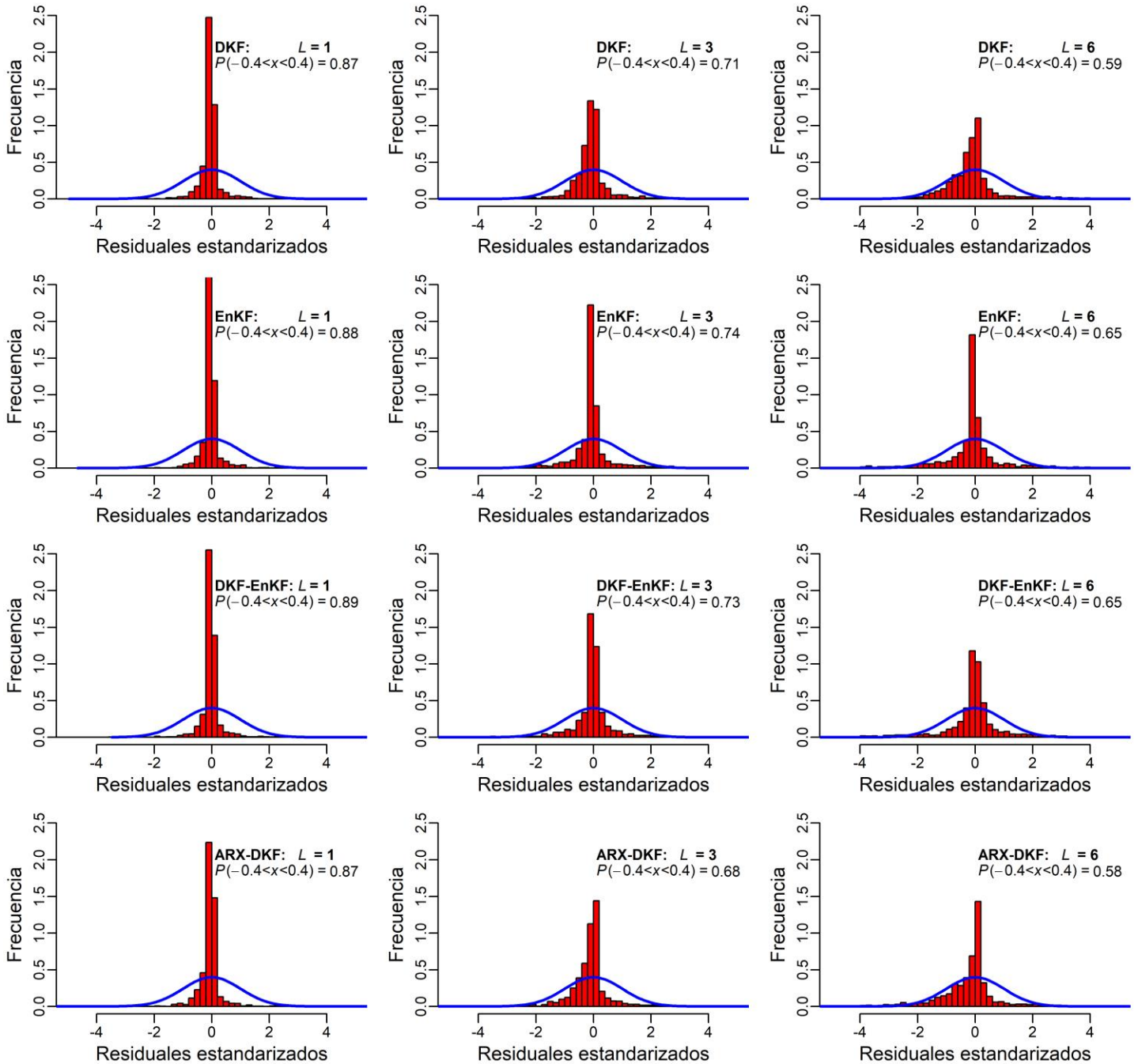
Cuando  $L = 1$ , el ajuste lineal entre los valores observados y pronosticados tiene el coeficiente de determinación de 0.99, que es el más alto y similar entre los cuatro algoritmos (Tabla 2). En los pasos  $L = 2$  en adelante, la dispersión aumenta debido al distanciamiento del conjunto de datos utilizado para el pronóstico. El DKF mantiene el mejor ajuste en los seis pasos, con marcada similitud con EnKF hasta  $L = 3$ . Cuando  $L = 6$  DKF tiene el coeficiente de determinación de 0.88, que es el más alto. El comportamiento del ajuste lineal es congruente con el valor de NS mostrado en la Tabla 1. Los puntos alejados de la línea central corresponden a pronósticos donde el caudal de la estación Chapalagana presenta cambios bruscos para conformar una avenida. Dichos puntos generan pronósticos con magnitudes atípicas. En las horas  $k = 813$  y  $k = 814$  se presentan las mayores desviaciones respecto al valor observado y equivalen a la etapa inicial de conformación de la avenida que se muestra en la Figura 5.

**Tabla 2.** Coeficientes de determinación del caudal observado contra los pronosticados.

	<b>L1</b>	<b>L2</b>	<b>L3</b>	<b>L4</b>	<b>L5</b>	<b>L6</b>
<b>DKF</b>	0.99	0.97	0.95	0.93	0.90	0.88
<b>EnKF</b>	0.99	0.96	0.94	0.91	0.88	0.84

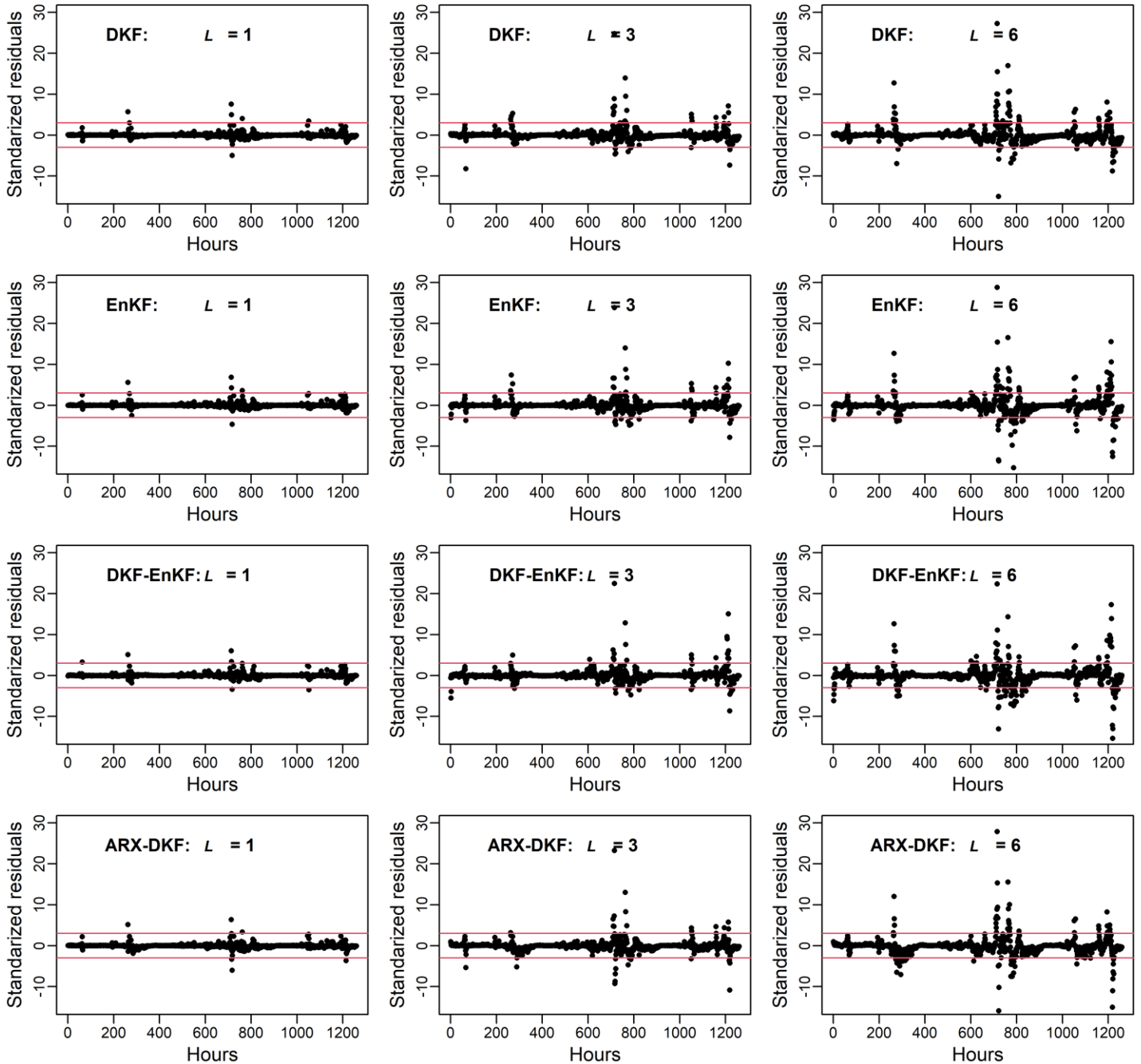
<b>DKF-EnKF</b>	0.99	0.96	0.93	0.87	0.84	0.76
<b>ARX-DKF</b>	0.99	0.96	0.93	0.90	0.87	0.84

A fin de verificar la normalidad de los residuales generados a partir de los pronósticos del DKF, EnKF y DKF-EnKF, en la Figura 8 se muestran los histogramas y el ajuste de la curva normal para cada algoritmo en los diferentes pasos. Es importante considerar que es ideal que los residuales tengan distribución normal, pero en pocos casos se obtiene así, por tanto se admite una aproximación (Chatfield, 2001).



**Figura 8.** Histograma de residuales del DKF.

Se puede notar distribución simétrica con mayor concentración de pronósticos en la parte central. En el rango entre  $-0.4$  y  $0.4$  de los residuales estandarizados,  $L = 1$  agrupa entre  $86.03$  y  $87.3$  % y en  $L = 6$  se agrupan entre el  $56.67$  y  $63.02$  % del total de las estimaciones. Suponiendo que se tiene distribución normal aproximada en los residuales, se hizo la estandarización para determinar la presencia de valores atípicos mayores y menores a dos desviaciones estándar a partir del cero. En la Figura 9 se agrupan los residuales estandarizados para 1 y 6 pasos, resultado de los pronósticos realizados con DKF, EnKF y DKF-EnKF. Los valores atípicos se ubican en los ascensos y descensos de los picos, y se muestran como puntos rojos en la Figura 5 y Figura 6. En concordancia con los índices estadísticos de la Tabla 1, a medida que el paso  $L$  se hace más grande, los valores atípicos tienen mayor frecuencia. En el paso  $L = 1$  se presenta similitud que se va distorsionando hasta tener un rango de 55 entre DKF y DKF-EnKF en el paso  $L = 6$ .



**Figura 9.** Residuales estandarizados.

La presencia de datos atípicos está estrechamente relacionada con el nivel de ajuste. Como se muestra en la Tabla 3, DKF presenta la menor cantidad de valores atípicos asociados con la capacidad que tienen para gestionar los retrasos entre las series (Tabla 1). Por el contrario, DKF-EnKF, con excepción del paso  $L = 1$ , tiene la mayor presencia de valores atípicos debido a la aplicación de ganancia por el DKF y en secuencia por el EnKF que proyecta de forma ampliada los cambios bruscos en el caudal; asimismo, el pico mínimo que se muestra en la Figura 7 favorece al aumento de valores atípicos.

**Tabla 3.** Cantidad de valores atípicos por algoritmo y paso.

	<b>L1</b>	<b>L2</b>	<b>L3</b>	<b>L4</b>	<b>L5</b>	<b>L6</b>
<b>DKF</b>	13	41	63	84	96	112
	1.03 %	3.25 %	5.00 %	6.67 %	7.62 %	8.89 %
<b>EnKF</b>	15	41	70	99	112	143
	1.19 %	3.25 %	5.56 %	7.86 %	8.89 %	11.35 %
<b>DKF-EnKF</b>	14	46	66	105	132	167
	1.11 %	3.65 %	5.24 %	8.33 %	10.48 %	13.25 %
<b>ARX-DKF</b>	15	42	62	87	107	137
	1.19 %	3.33 %	4.92 %	6.90 %	8.49 %	10.87 %

## Conclusiones

El DKF obtiene el mejor ajuste debido a la estimación de estados que permite el aprovechamiento del retraso entre series como base para la actualización. El EnKF estima valores escalares y genera suavizado con efecto de desplazamiento, que mantiene estables la media y la desviación estándar, pero con ajuste inferior al DKF. De esta manera, la utilización del DKF donde se incorpore de forma recursiva el tiempo de retraso para actualización puede mejorar ajuste en los picos, además, la simplicidad para programar y operar el DKF los hace viables para pronóstico de caudales a corto plazo. El pronóstico de caudales horarios, con todos los filtros de Kalman analizados, es muy bueno con coeficientes de Nash-Sutcliffe muy altos y errores bajos medidos como RSME.

Para mejorar el ajuste de los pronósticos es importante adelantar trabajos de investigación donde se incluya la actualización recursiva del tiempo de retraso entre las series de diferentes estaciones teniendo en cuenta que se presentan variaciones a lo largo del tiempo. Además, se pueden evaluar los pronósticos con tamaños de paso de varias horas, por

ejemplo, agrupar seis horas mediante valores como la media o máximo, a fin de que cada paso equivalga a seis horas y un pronóstico a seis pasos equivalga a 36 horas, de esta forma se da más flexibilidad al modelo y se puede ampliar el periodo de pronóstico.

### **Agradecimientos**

A la Comisión Federal de Electricidad por permitir acceso a su base de datos hidrometeorológica a través del sitio web administrado por el Instituto Nacional de Electricidad y Energías Limpias durante el año 2018.

### **Referencias**

- Abaza, M., Anctil, F., Fortin, V., & Turcotte, R. (2015). Exploration of sequential streamflow assimilation in snow dominated watersheds. *Advances in Water Resources*, 86, 414-424. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.10.008>
- Box, G., Jenkins, G., Reinsel, G., & Ljung, G. (2016). *Time series analysis: Forecasting and control* (5<sup>th</sup> ed.). New Jersey, USA: Wiley.
- Brandhorst, N., Erdal, D., & Neuweiler, I. (2017). Soil moisture prediction with the ensemble Kalman filter: Handling uncertainty of soil hydraulic parameters. *Advances in Water Resources*, 110(February), 360-370. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2017.10.022>
- Bras, R., & Rodríguez-Iturbe, I. (1985). *Random functions and hydrology*.

Massachusetts, USA: Addison-Wesley Publishing Company.

Chatfield, C. (2001). Prediction intervals for time-series forecasting. In: Armstrong, J. S. (ed.). *A handbook for researchers and practitioners*. Vol. 30 (pp. 475-494). Springer, U.S. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/978-0-306-47630-3>

Clark, M. P., Rupp, D. E., Woods, R. A., Zheng, X., Ibbitt, R. P., Slater, A. G., Schmidt, J., & Uddstrom, M. J. (2008). Hydrological data assimilation with the ensemble Kalman filter: Use of streamflow observations to update states in a distributed hydrological model. *Advances in Water Resources*, 31(10), 1309–1324. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2008.06.005>

Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2008). *Estadísticas del agua en México*. México, DF, México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales.

Cryer, J. D., & Chan, K.-S. (2008). *Time series analysis with applications in R* (2<sup>nd</sup> ed.). New York, USA: Springer.

Evensen, G. (2009). *Data assimilation: The ensemble Kalman filter* (2<sup>nd</sup> ed.). Berlin, Germany: Springer Berlin Heidelberg. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/978-3-642-03711-5>

Evensen, G. (2003). The ensemble Kalman filter: Theoretical formulation and practical implementation. *Ocean Dynamics*, 53(4), 343-367. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10236-003-0036-9>

Evensen, G. (1994). Sequential data assimilation with a nonlinear quasi-

geostrophic model using Monte Carlo methods to forecast error statistics. *Journal of Geophysical Research*, 99(C5), 10143. Recuperado de <https://doi.org/10.1029/94jc00572>

Genz, A., & Bretz, F. (2009). *Computation of multivariate normal and t probabilities*. New York, USA: Springer-Verlag.

Gillijns, S., Mendoza, O. B., Chandrasekar, J., De-Moor, B. L. R., Bernstein, D. S., & Ridley, A. (2006). What is the ensemble Kalman filter and how well does it work? *2006 American Control Conference*. Recuperado de <https://doi.org/10.1109/ACC.2006.1657419>

González-Leiva, F., Ibáñez-Castillo, L. A., Valdés, J. B., Vázquez-Peña, M. A., & Ruiz-García, A. (2015). Pronóstico de caudales con filtro de Kalman discreto en el río Turbio. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(4), 5-24.

INEGI, Instituto Nacional de Estadística y Geografía. (2010). *Hidrografía*. Recuperado de <https://www.inegi.org.mx/temas/hidrografia/default.html#Descargas>

Kalman, R. E. (1960). A new approach to linear filtering and prediction problems. *Journal of Basic Engineering*, 82(Series D), 35-45.

Leutbecher, M. (2019). Ensemble size: How suboptimal is less than infinity? *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 145(S1), 107-128. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/qj.3387>

Liu, Y., Weerts, A. H., Clark, M., Hendricks-Franssen, H.-J., Kumar, S.,

- Moradkhani, H., Seo, D.-J., Schwanenberg, D., Smith, P., van Dijk, A. I. J. M., van Velzen, N., He, M., Lee, H., Noh, S. J., Rakovec, O., & Restrepo, P. (2012). Advancing data assimilation in operational hydrologic forecasting: Progresses, challenges, and emerging opportunities. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(10), 3863-3887. Recuperado de <https://doi.org/10.5194/hess-16-3863-2012>
- Liu, Y., & Gupta, H. V. (2007). Uncertainty in hydrologic modeling: Toward an integrated data assimilation framework. *Water Resources Research*, 43(7), 1-18. Recuperado de <https://doi.org/10.1029/2006WR005756>
- Maxwell, D. H., Jackson, B. M., & McGregor, J. (2018). Constraining the ensemble Kalman filter for improved streamflow forecasting. *Journal of Hydrology*, 560, 127-140. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.015>
- Meng, S., Xie, X., & Liang, S. (2017). Assimilation of soil moisture and streamflow observations to improve flood forecasting with considering runoff routing lags. *Journal of Hydrology*, 550, 568-579. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.05.024>
- Morales-Velázquez, M. I., Aparicio, J., & Valdes, J. B. (2014). Pronóstico de avenidas utilizando el filtro de kalman discreto. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(2), 85-110.
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. *Journal of*

*Hydrology*, 10(3), 282-290. Recuperado de  
[https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)

Quiroz, K., Collischonn, W., & Paiva, R. C. D. (2019). Data assimilation using the ensemble Kalman filter in a distributed hydrological model on the Tocantins River, Brasil. *RBRH*, 24, 1-15. Recuperado de <https://doi.org/10.1590/2318-0331.241920180031>

R Core Team. (2020). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Recuperado de <http://www.R-project.org/>. <https://www.r-project.org/>

Rafieeinassab, A., Seo, D. J., Lee, H., & Kim, S. (2014). Comparative evaluation of maximum likelihood ensemble filter and ensemble Kalman filter for real-time assimilation of streamflow data into operational hydrologic models. *Journal of Hydrology*, 519(PD), 2663-2675. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.06.052>

Simon, D. (2001). Kalman filtering. *Embedded Systems Programming*, June, 72-79.

SMN, Servicio Meteorológico Nacional. (2019). *Sistema de información climática computarizada CLICOM*. Ciudad de México, México: Servicio Meteorológico Nacional. Recuperado de <http://clicom-mex.cicese.mx/malla/index.php>

Sun, L., Seidou, O., Nistor, I., & Liu, K. (2016). Review of the Kalman-type hydrological data assimilation. *Hydrological Sciences Journal*,

61(13), 2348-2366. Recuperado de  
<https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1127376>

Valdés, J., Mejía, J., & Rodríguez-Iturbe, I. (1980). *Filtros de Kalman en la hidrología: predicción de descargas fluviales para la operación óptima de embalses* (Informe Técnico No. 80-2), Universidad Simón Bolívar, Caracas, Venezuela.

Welch, G., & Bishop, G. (2006). An introduction to the Kalman filter. In: *University of North Carolina at Chapel Hill*, (1), 2-15.

Zou, L., Zhan, C., Xia, J., Wang, T., & Gippel, C. J. (2017). Implementation of evapotranspiration data assimilation with catchment scale distributed hydrological model via an ensemble Kalman Filter. *Journal of Hydrology*, 549, 685-702. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.04.036>

**Eliminating heavy metals from water with filters  
packed with natural zeolite of varying sizes**

**Eliminación de metales pesados en agua utilizando  
filtros empacados con zeolita natural de diversos  
tamaños**

Héctor Osbaldo Rubio-Arias<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0363-3407>

Jesús Manuel Ochoa-Rivero<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0015-6593>

María de Lourdes Villalba<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6545-5466>

Eutiquio Barrientos-Juárez<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4816-4453>

Celia De-la-Mora-Orozco<sup>5</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3675-6569>

Beatriz Adriana Rocha-Gutiérrez<sup>6</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2991-3914>

<sup>1</sup>Universidad Autónoma de Chihuahua, College of Animal Sciences and Ecology, Chihuahua, Mexico, [h Rubioa@uach.mx](mailto:h Rubioa@uach.mx)

<sup>2</sup>Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental La Campana, Chihuahua, Mexico, [ochoa.jesus@inifap.gob.mx](mailto:ochoa.jesus@inifap.gob.mx)

<sup>3</sup>Universidad Autónoma de Chihuahua, College of Engineering, Chihuahua, Mexico, [m Villalb@uach.mx](mailto:m Villalb@uach.mx)

<sup>4</sup>Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental La Campana, Chihuahua, Mexico, [barrientos.eutiquio@inifap.gob.mx](mailto:barrientos.eutiquio@inifap.gob.mx)

<sup>5</sup>Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Campo Experimental Centro-Altos de Jalisco, Jalisco, Mexico, [delamora.celia@inifap.gob.mx](mailto:delamora.celia@inifap.gob.mx)

<sup>6</sup>Universidad Autónoma de Chihuahua, College of Chemical Sciences, Chihuahua, Mexico, [brocha@uach.mx](mailto:brocha@uach.mx)

Corresponding author: Jesús Manuel Ochoa-Rivero, [ochoa.jesus@inifap.gob.mx](mailto:ochoa.jesus@inifap.gob.mx)

## Abstract

The zeolite has been used effectively to adsorb harmful ions in contaminated water. The objective was to evaluate the removal of heavy metals from water using a filter packed with natural zeolites of different

particle sizes. Four treatments were evaluated: 70 mm (T1-large), 30 mm (T2-medium), 500  $\mu\text{m}$  (T3-small), and a combination (T4-mixed). The zeolite was characterized at the laboratory of the Mexican Geological Service (MGS). Concentrations of Ag, Al, As, Au, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Li, Mg, Mo, Na, Ni, P, Pb, Sb, Se, Sn, Sr, Tu, Ti, Tl, V, W, and Zn were quantified from influent water (IW) and used for decontamination. In addition, the parameters of pH, EC, and TDS were estimated. The IW was filtered three times with two replicates. The statistical analysis was performed using a factorial arrangement of treatments  $4 \times 3$ ; where Factor A was particle size (T1, T2, T3, and T4) and Factor B was several times through the filters (once, twice, and three). The zeolite was a heulandite type ( $\text{CaAl}_2\text{Si}_7\text{O}_{18} \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) with 61.43 % purity. The IW contained concentrations of As ( $0.189 \text{ mg l}^{-1}$ ); B ( $1.339 \text{ mg l}^{-1}$ ); Ca ( $23.90 \text{ mg l}^{-1}$ ); Li ( $0.408 \text{ mg l}^{-1}$ ); K ( $20.09 \text{ mg l}^{-1}$ ); Mg ( $18.17 \text{ mg l}^{-1}$ ), and Na ( $452.18 \text{ mg l}^{-1}$ ). The four treatments were effective in removing heavy metals, but the T3-small (As = 48 %; B = 73 %; Li = 82 %; Na = 36 %) and T4-mixed (Ca = 21 %; Li = 84 %; Na = 65 %; Mg = 86 %) treatments were more effective. We concluded that zeolite can be effective to remove metals in water.

**Keywords:** Water decontamination, mineral, metals, filtration, natural zeolites.

## Resumen

La zeolita se ha utilizado de forma efectiva para la adsorción de iones en agua contaminada. El objetivo fue evaluar la remoción de metales

pesados en agua utilizando filtros empacados con una zeolita natural de diferente granulometría. Se evaluaron cuatro tratamientos: 70 mm (T1-grande), 30 mm (T2-mediano), 500  $\mu\text{m}$  (T3-chico) y una combinación (T4-mixto). La concentración de Ag, Al, As, Au, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Li, Mg, Mo, Na, Ni, P, Pb, Sb, Se, Sn, Sr, Tu, Ti, Tl, V, W y Zn fue medida en agua cruda (AC), la cual se empleó para descontaminación. Los parámetros de pH, CE y SDT también se evaluaron. El AC se filtró tres veces y se utilizaron dos repeticiones. El análisis estadístico se llevó a cabo con un arreglo de tratamientos factorial  $4 \times 3$ , donde el factor A fue el tamaño de granulometría de zeolita (T1, T2, T3 y T4) y el factor B fue el número de filtraciones (1, 2 y 3). La zeolita fue una heulandita ( $\text{CaAl}_2\text{Si}_7\text{O}_{18} \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ) con 61.43 % de pureza. El AC contenía concentraciones de As ( $0.189 \text{ mg l}^{-1}$ ); B ( $1.339 \text{ mg l}^{-1}$ ); Ca ( $23.90 \text{ mg l}^{-1}$ ); Li ( $0.408 \text{ mg l}^{-1}$ ); K ( $20.09 \text{ mg l}^{-1}$ ); Mg ( $18.17 \text{ mg l}^{-1}$ ), y Na ( $452.18 \text{ mg l}^{-1}$ ). Los cuatro tratamientos fueron eficientes en la remoción, pero los tratamientos T3-chico (As = 48 %; B = 73 %; Li = 82 %; Na = 36 %) y T4-mixto (As = 42 %; B = 72 %; Ca = 21 %; Li = 84 %; Na = 65 %; Mg = 86 %) fueron los mejores. Se concluye que la zeolita puede ser eficiente para la remoción de metales en agua.

**Palabras clave:** descontaminación de agua, mineral, metales, filtración, zeolita natural.

Received: 06/08/2019

Accepted: 28/11/2020

## Introduction

The demand for water resources has increased worldwide due to dynamic growth in human populations, urbanization, irrigation, and industry. Consequently, water shortages and declining water quality threaten the sustainable development of many countries and the goal of ensuring the food security of communities (WHO, 2017). Water scarcity is especially serious in arid and semiarid areas with low levels of rainfall, and decreasing availability of surface and groundwater (Dai, 2012). The problem can be devastating, with the erratic and unpredictable occurrence of droughts (Villazón-Bustillos *et al.*, 2016).

Most water resources in northern Mexico are provided through groundwater, which is currently being depleted, and with high concentrations of toxic elements like heavy metals and metalloids (Valles-Aragon, Ojeda-Barrios, Guerrero-Prieto, Prieto-Amparan, & Sanchez-Chavez, 2017). Between 1997 and 2009, Olmos (2011) assessed 1 780 samples of water from wells in Chihuahua State in northern Mexico and found levels of heavy metals above recommended international and Mexican standards (NOM, 1994). Also, 47 of the 67 municipalities in Chihuahua State have problems with contaminated water. In another

study, by Rubio, Balderrama, Burrola, Aguilar, and Saucedo (2015) documented that potable water in the Municipality of Ascension in Chihuahua, Mexico contained levels of As, Cr, Fe, Ni, Se, and Zn above the levels established by the Mexican regulation (NOM, 1996) and according to international standards (USEPA, 2013; WHO, 2012). These authors recommended developing low-cost technologies using regionally and available materials like zeolite to remove contaminants from water.

Many physical, chemical, and biological techniques have been developed to decontaminate water, among them organic and inorganic coagulants, electrodialysis, fluidization, sedimentation, microfiltration, membrane nano-filtration, and inverse osmosis (Demirel, Yenigun, & Onay, 2005; Kushwaha, Srivastava, & Deo-Mall, 2011; Villalobos-Rodríguez, Montero-Cabrera, Esparza, Herrera-Peraza, & Ballinas, 2012; Porwal, Mane, & Velhal, 2015; Chowdhury, Mazumder, Al-Attas, & Husain, 2016; Reddy & Yun, 2016; Prathna, Kumar, & Kennedy, 2018). Andrejkovičová *et al.* (2016) studied the use of natural zeolite to remove heavy metals from water. They found that zeolite removed about 75 % of heavy metals in the following order:  $Pb^{2+} > Cd^{2+} > Zn^{2+} > Cu^{2+} > Cr^{3+}$ . In another study, Zanin *et al.* (2017) found that natural zeolite removed Fe (95.4 %), Cu (96 %), and Cr (85.1 %) from water. Several studies have reported that natural zeolites represent an excellent alternative to remove contaminants from water, especially heavy metals and metalloids (Andrejkovičová *et al.*, 2016; Chowdhury *et al.*, 2016). It is well documented that because of its porosity and high negative charge, zeolite has a comparative advantage of low cost to remove ions (Wibowo,

Mamat-Rokhmata, Mumiatia, Khairumjala, & Abdullaha, 2017; Rouquerol, Rouquerol, Sing, Llewellyn, & Maurin, 2014). Nevertheless, few studies have analyzed the removal capacity of zeolite-based on grain size. Therefore, the objective of this study was to evaluate the removal of heavy metals and metalloids from natural water using filters packed with natural zeolites of different sizes. This information will be useful for designing improved filters to remove contaminating ions for the reuse of water by downstream communities, thus contributing to the sustainability of water resources and consequently improving the availability and quality of this natural resource.

## Methods and materials

The study was carried out at “La Campana” Experimental Research Station of the National Research Institute for Forestry, Agriculture and Animal Production (INIFAP-Mexico), located in the city of Aldama, Chihuahua State, Mexico. The experimental units were 56-cm long filters packed with 1 kg of natural zeolite. Four treatments were evaluated based on different sizes of zeolite particles: 70 mm in treatment 1 (T1-large); 30 mm in treatment 2 (T2-medium); 500  $\mu\text{m}$  in treatment 3 (T3-small); while treatment 4 (T4) was packed with a combination of the three sizes

(large, medium and small). The particles in the T4 filter were packed according to size, the largest at the bottom, then the intermediate-sized particles, and finally the smallest particles at the top. There were two replicates of every treatment, so eight filters were built and packed. Before packing the filters, the zeolite was sieved according to the size required for each treatment.

The zeolite used in this research was obtained from a mining company near Aldama, Mexico. The mineral was crushed and sieved to obtain specific particle sizes. A zeolite sample was chemically characterized through X-Ray Diffraction (XRD) – mineralogical composition at the Mexican Geologic Service Laboratory (SGM-Mexico). In addition, the petrographic analysis and the X-Ray were used to estimate porosity and permeability in the SLE Laboratories (CICESE). The water filtered through the treatments was obtained from thermal water facilities in San Diego de Alcalá, in the central part of Chihuahua State, Mexico (28° 35' 13.83'' N and 105° 32' 48.50'' W, 1119 m.a.s.l.). More information about San Diego de Alcalá can be obtained in Villalba *et al.* (2015).

The water samples were transported to the laboratory and kept at a low temperature (4° C) until further analysis. The following heavy metals and metalloids were quantified in two samples of influent water, using Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometer (ICP-MS) Perkin-Elmer model ELAN 6100®: silver (Ag), aluminum (Al), arsenic (As), gold (Au), boron (B), barium (Ba), beryllium (Be), bismuth (Bi), calcium (Ca), cadmium (Cd), cobalt (Co), chromium (Cr), copper (Cu), iron (Fe),

mercury (Hg), potassium (K), lithium (Li), magnesium (Mg), molybdenum (Mo), sodium (Na), nickel (Ni), phosphorous (P), lead (Pb), antimony (Sb), selenium (Se), tin (Sn), strontium (Sr), tellurium (Tu), titanium (Ti), thallium (Tl), vanadium (V), tungsten (W) and zinc (Zn). In addition, hydrogen potential (pH), total dissolved solids (TDS), and electrical conductivity (EC) were determined with a portable multiparameter meter Hanna Instruments model HI 98130<sup>®</sup>. The influent water was passed through the filters three times, after which the effluent water was collected and analyzed to quantify the same parameters as had been quantified in influent water to determine changes in the parameters (% of removal).

## Statistical analysis

In the first step, a database was created using Minitab software, after which the parameters were tested individually with an ANOVA using a factorial arrangement of treatments 4×3. Factor A was particle size, with four levels: large (T1), intermediate (T2), small (T3), and mixed (T4). Factor B was the number of times the water passed through the filters, with three levels: once, twice, and three times. With this analysis, it was possible to detect differences in effects of particle sizes (factor A), number

of filtrations (factor B), and the interaction between the two factors. All statistical analyses considered a significance level of 95 %, hence  $\alpha=0.05$ . If an analysis showed an interaction to be significant, an interaction graph was developed. Graphs were also developed to showcases where there was no interaction, but the effect of a factor was significant (Rubio & Jimenez, 2012).

## Results

Table 1 shows the chemical composition of the zeolite used in this study. The zeolite was a heulandite type ( $\text{CaAl}_2\text{Si}_7\text{O}_{18}\cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ), with 61.43 % purity, with several minor constituents like albite, orthoclase, quartz, cristobalite, muscovite, calcite, magnetite, and hematite. According to the results of CICESE's laboratory, the total porosity (percentage) was 0.29392 % and permeability was  $8.4263 \text{ e-}06$  (0.05 mD).

**Table 1.** Chemical characterization of zeolite used in the water decontamination process (Mexican Geologic Service).

Mineral Species	Formule	Percentage (%)
-----------------	---------	----------------

Heulandite	$\text{CaAl}_2\text{Si}_7\text{O}_{18} \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	61.43
Albite	$\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$	10.16
Orthoclase	$\text{KAlSi}_3\text{O}_8$	9.78
Quartz	$\text{A-SiO}_2$	6.77
Christobalite	$\text{SiO}_2$	6.55
Muscovite	$\text{KAl}_2\text{Si}_3\text{O}_{10}(\text{OH})_2$	3.90
Calcite	$\text{CaCO}_3$	1.40
Magnetite	$\text{Fe}_3\text{O}_4$	Trace
Hematite	$\text{Fe}_2\text{O}_3$	Trace

Table 2 shows the analysis of two replicates of the influent water used in this study. Of a total of 33 elements, the following 13 were not detected: Ag, Al, Au, Be, Bi, Cd, Co, Cr, Fe, Hg, Sn, Te, and Tl, and consequently are not discussed in this study. The elements As, B, Ca, Li, K, Mg, and Na were found in high concentrations and are therefore analyzed and discussed individually. The elements Ba, Cu, Mo, Ni, P, Pb, Sb, Se, Sr, Ti, V, W, and Zn were found in low concentrations and are addressed as a group.

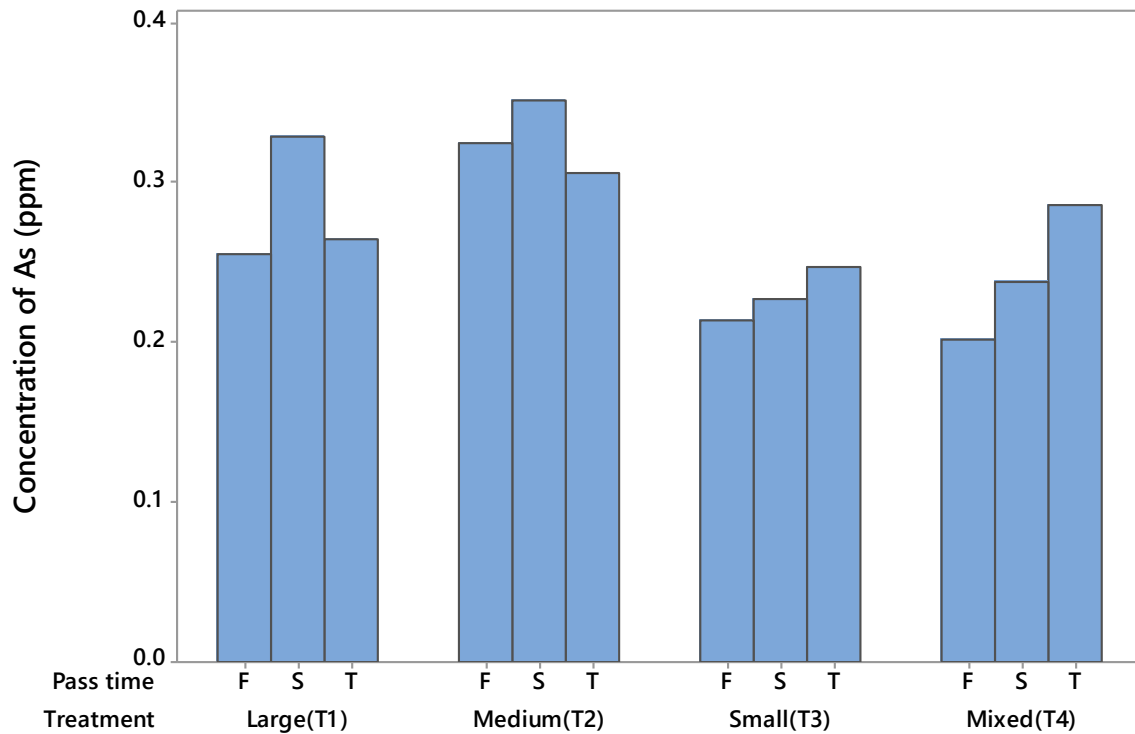
**Table 2.** Heavy metals and metalloids were quantified in two samples of influent water from San Diego de Alcala, Chihuahua, Mexico.

Element	Sample 1	Sample 2	Average	Element	Sample 1	Sample 2	Average
	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>		mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>
Ag	N.D.	N.D.	N.D.	Mg	18.912	17.433	18.172
Al	N.D.	N.D.	N.D.	Mo	0.054	0.050	0.052
As	0.190	0.180	0.189	Na	473.167	431.194	452.180
Au	N.D.	N.D.	N.D.	Ni	0.003	0.002	0.002
B	1.344	1.334	1.339	P	0.560	0.550	0.555
Ba	0.025	0.025	0.025	Pb	0.004	0.004	0.004
Be	N.D.	N.D.	N.D.	Sb	0.001	0.001	0.001
Bi	N.D.	N.D.	N.D.	Se	0.002	0.001	0.001
Ca	22.659	25.144	23.901	Sn	N.D.	N.D.	N.D.
Cd	N.D.	N.D.	N.D.	Sr	1.180	1.223	1.201
Co	N.D.	N.D.	N.D.	Te	N.D.	N.D.	N.D.
Cr	N.D.	N.D.	N.D.	Ti	0.041	0.046	0.043
Cu	0.005	0.004	0.004	Tl	N.D.	N.D.	N.D.
Fe	N.D.	N.D.	N.D.	V	0.007	0.008	0.007
Hg	N.D.	N.D.	N.D.	W	0.004	0.003	0.003
K	20.918	19.271	20.094	Zn	0.009	0.005	0.007
Li	0.447	0.369	0.408				

N.D. = Not Detected.

## Arsenic (As)

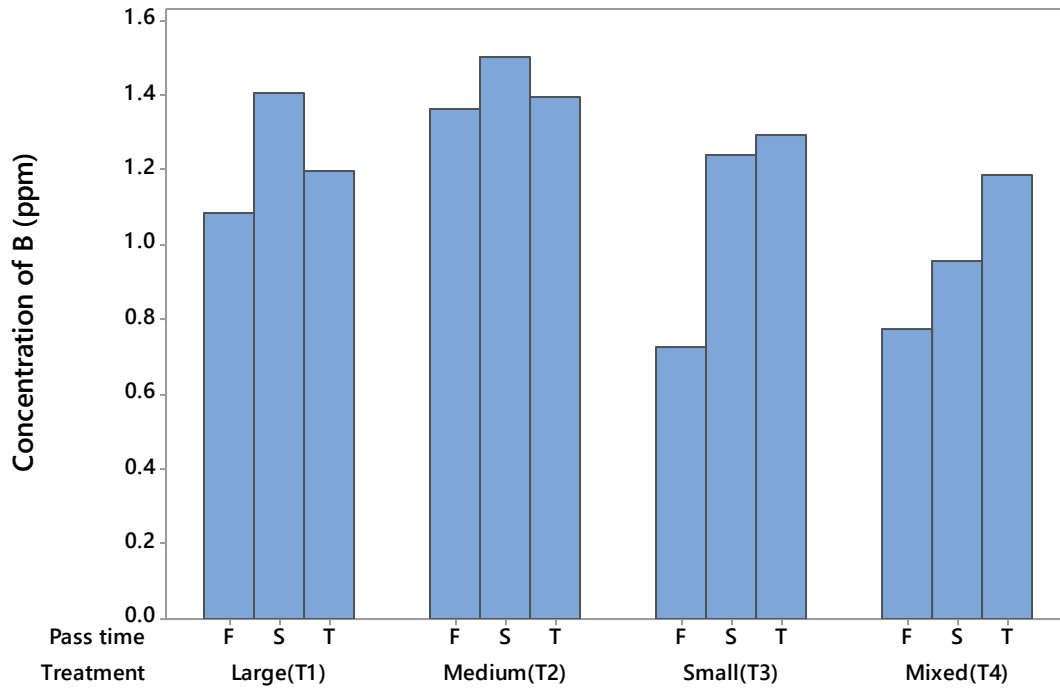
The level of As in the influent water was  $0.189 \text{ mg l}^{-1}$  (Table 2), which is higher than the levels recommended for potable water by the Mexican government ( $0.025 \text{ mg l}^{-1}$ ), the World Health Organization ( $0.01 \text{ mg l}^{-1}$ ), and other international bodies ( $0.020 \text{ mg l}^{-1}$ ). This level is also higher than the level of  $0.1 \text{ mg l}^{-1}$  recommended by the Mexican government for irrigation purposes (DOF, 1989). Because As contains metallic and non-metallic elements, it is considered a metalloid. The ANOVA detected statistical differences due to factor A ( $P < 0.05$ ), but no differences for factor B ( $P > 0.05$ ) or the interaction ( $P > 0.05$ ). It can be seen from Figure 1 that treatments T3 and T4 performed better than the other two in eliminating this metalloid. T3 removed 48 % of As in the first filtration, while T4 removed around 42 %. T3 and T4 also outperformed the other treatments in the second filtration, but the capacity of zeolite to remove As decreased based on comparison with the percentage removed in the first trial (Figure 1).



**Figure 1.** The concentration of As in the effluent of four filters of zeolite in three passes (F = First, S = Second, T = Third).

## Boron (B)

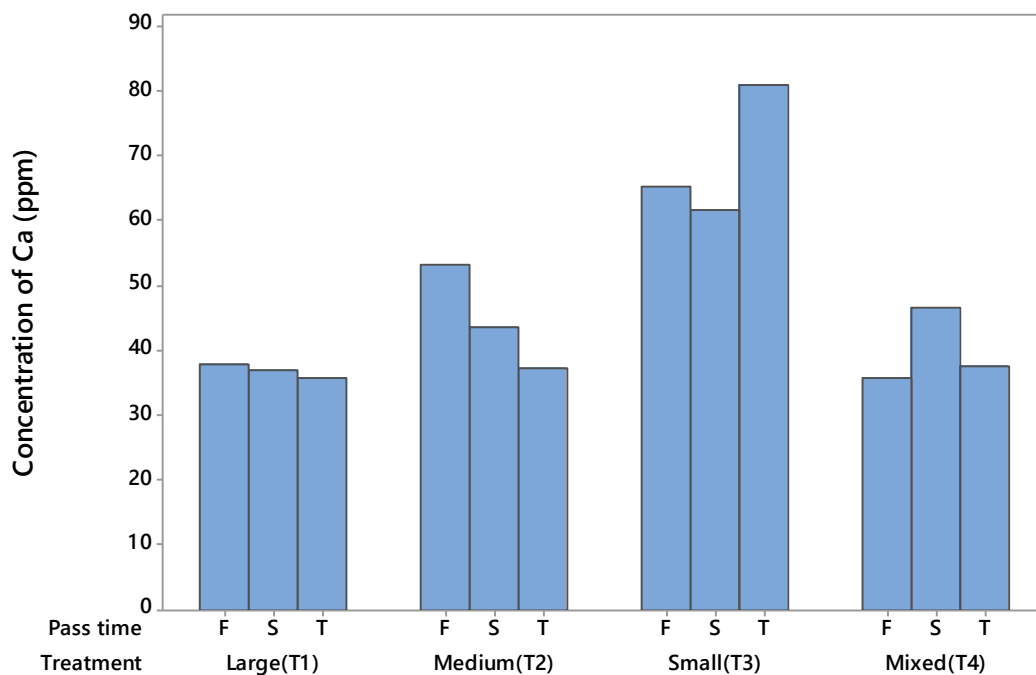
The B concentration in the influent was  $1.339 \text{ mg l}^{-1}$  (Table 2). This metal is abundant in the Earth's crust ( $10 \text{ mg kg}^{-1}$ ), so its presence in water can be from natural sources. However, inputs from anthropogenic sources have increased in recent decades. The ANOVA did not detect statistical differences in factor A ( $P > 0.05$ ), factor B ( $P > 0.05$ ) or the interaction between them ( $P > 0.05$ ). All four treatments removed B. T3 removed 73 % in the first filtration, while T4 removed 72 %. Figure 2 shows the levels of B with the four treatments and the three filtrations, and it can be noted that the capacity of zeolite to adsorb B decreased with successive filtrations. B is found in surface waters like river systems in the concentration of approximately 10 ppb (Lenntech, 2017a).



**Figure 2.** The concentration of B in the effluent of four filters of zeolite in three passes (F = First, S = Second, T = Third).

## Calcium (Ca)

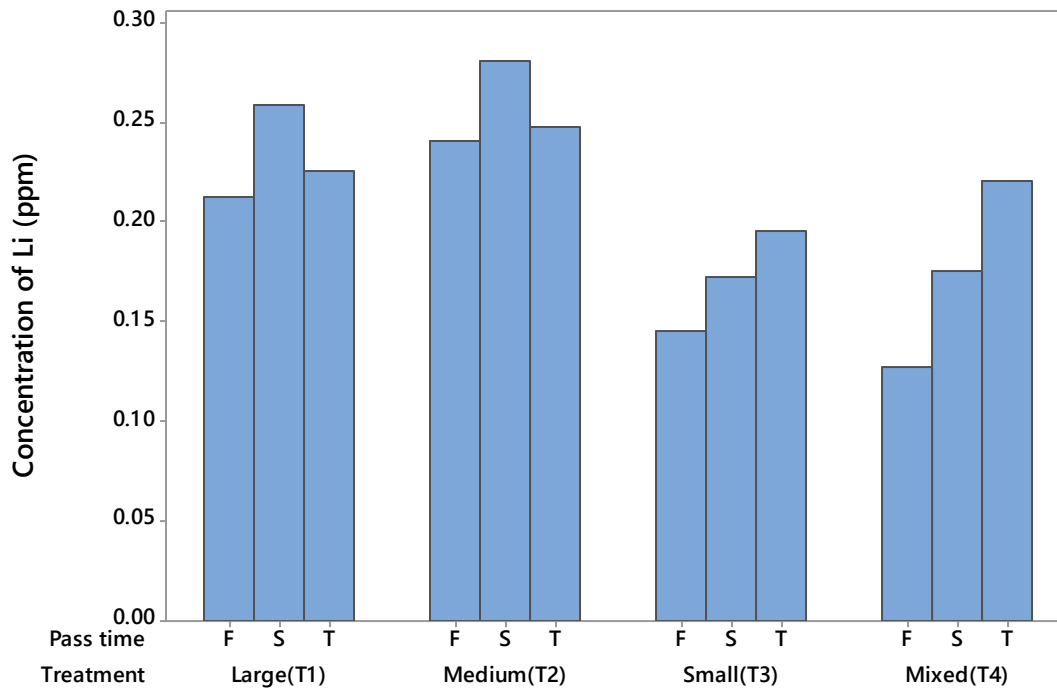
The level of Ca in the influent water was 23.901 mg l<sup>-1</sup> (Table 2). The ANOVA detected statistical differences due to factor A ( $P < 0.05$ ), but no differences were noted for factor B ( $P > 0.05$ ) or the interaction between the two ( $P > 0.05$ ). The T1 and T4 were the most effective in removing Ca from water. It is also noticeable that in T1, the zeolite did not lose the capacity to remove Ca ions, with 21 % of Ca in the first filtration, 23 % in the second, and 26 % in the third. The same effect was observed in T3 (Figure 3).



**Figure 3.** The concentration of Ca in the effluent of four filters of zeolite in three passes (F = First, S = Second, T = Third).

## Lithium (Li)

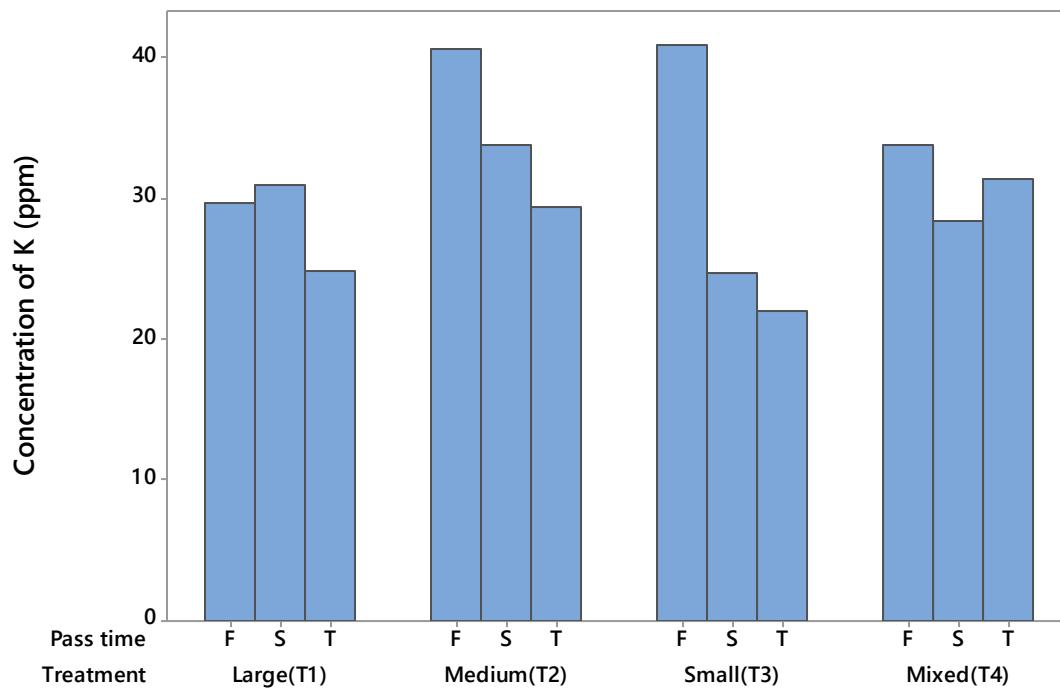
The Li concentration in the influent water was  $0.408 \text{ mg l}^{-1}$  (Table 2). The ANOVA detected statistical differences due to factor A ( $P < 0.05$ ) but no differences were found for factor B ( $P > 0.05$ ) or the interaction ( $P > 0.05$ ). All the treatments lowered the Li concentration in influent water, but T3 and T4 were the most effective. This can be noted in Figure 4, which shows that T3 and T4, respectively reduced Li by 82 and 84 %, respectively, in the first filtration.



**Figure 4.** The concentration of Li in the effluent of four filters of zeolite in three passes (F = First, S = Second, T = Third).

## Potassium (K)

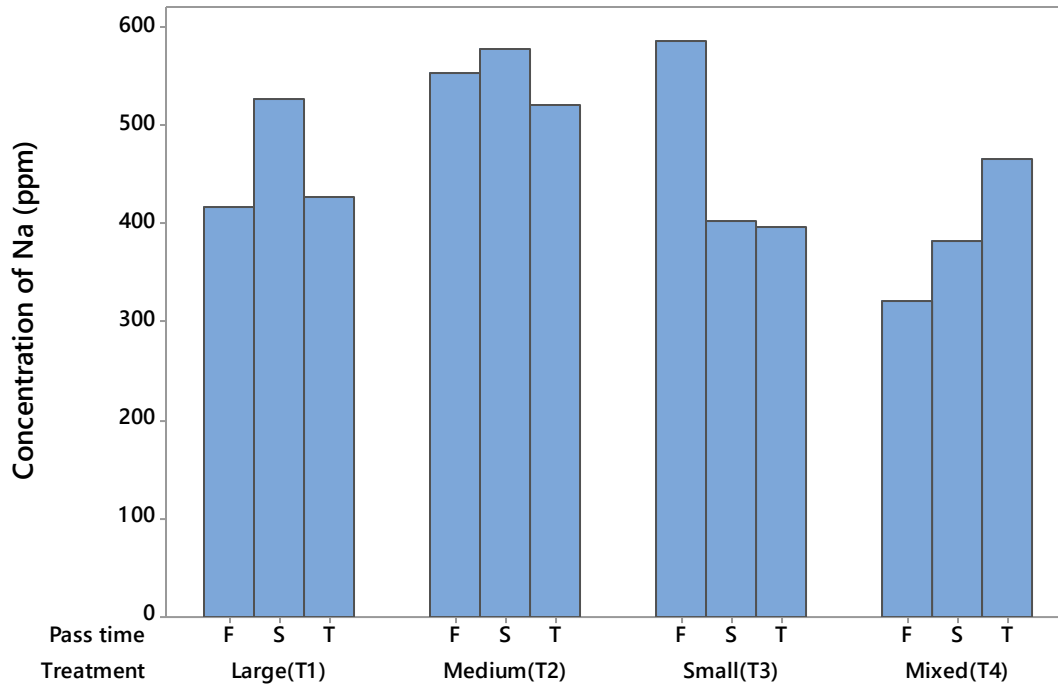
The K concentration in the influent water was 20.094 mg l<sup>-1</sup> (Table 2). The ANOVA did not detect statistical differences due to factor A ( $P > 0.05$ ), or the interaction ( $P > 0.05$ ), but there were differences due to factor B ( $P < 0.05$ ). Figure 5 shows that in the first filtration, T1 removed 27 % of K and T4 removed 16 %, but T2 and T3 removed 0 %. It can be also noted that the removal capacities of T2 and T3 were higher in the second and third filtrations than in the first.



**Figure 5.** The concentration of K in the effluent of four filters of zeolite in three passes (F = First, S = Second, T = Third).

## Sodium (Na)

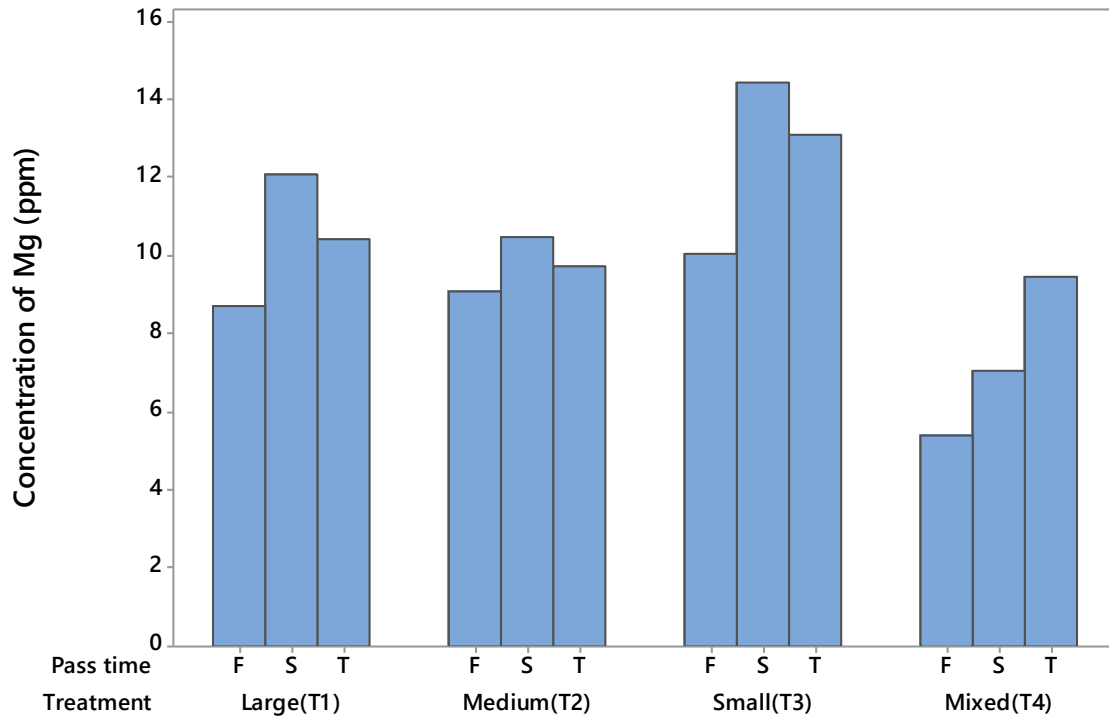
The Na concentration in the influent was  $452.18 \text{ mg l}^{-1}$ , which is higher than the  $200 \text{ mg l}^{-1}$  limit specified under Mexican law for safe potable water (NOM, 1993). The ANOVA did not detect statistical differences for either factor ( $P > 0.05$ ) or the interaction ( $P > 0.05$ ). However, the four treatments removed significant levels of Na. With the first filtration, T1 removed 54 %, T2 40 %, T3 36 % and T4 65 %. Figure 6 is showing that T4 had the highest Na removal rate.



**Figure 6.** The concentration of Na in the effluent of four filters of zeolite in three passes (F = First, S = Second, T = Third).

## Magnesium (Mg)

The concentration of Mg in the influent water was  $18.17 \text{ mg l}^{-1}$  and was in the form of  $\text{Mg}^{2+}$ . The ANOVA did not detect statistical differences for either factor ( $P > 0.05$ ) or the interaction between them ( $P > 0.05$ ). All four treatments removed substantial Mg ions, but the most effective was T4, which removed 86 % of Mg with the first filtration, 81 % with the second, and 74 % with the third (Figure 7). These results clearly show that zeolite loses the capacity to adsorb Mg in subsequent filtrations. The Mg adsorption rates of T1, T2, and T3 were similar to that of T4. In the first filtrations, T1 adsorbed 76 %, T2 approximately 75 %, and T2 approximately 72 %.



**Figure 7.** The concentration of Mg in the effluent of four filters of zeolite in three passes (F = First, S = Second, T = Third).

## Discussion

The International Mineralogical Association (IMA) recognizes the following five heulandite sub-types: 1) Heulandite-Ba-NaBa<sub>4</sub>(Si<sub>27</sub>Al<sub>9</sub>)O<sub>72</sub>•24H<sub>2</sub>O; 2) Heulandite-Ca-NaCa<sub>4</sub>(Si<sub>27</sub>Al<sub>9</sub>)O<sub>72</sub>•24H<sub>2</sub>O; 3) Heulandite-K-KCa<sub>4</sub>(Si<sub>27</sub>Al<sub>9</sub>)O<sub>72</sub>•24H<sub>2</sub>O, 4) Heulandite-Na-(Na,Ca)<sub>6</sub>(Si,Al)<sub>36</sub>O<sub>72</sub>•24H<sub>2</sub>O and 5) Heulandite-Sr- NaSr<sub>4</sub>(Si<sub>27</sub>Al<sub>9</sub>)O<sub>72</sub>•24H<sub>2</sub>O. Heulandite type zeolite is closely related to the clinoptilolite type and represents five minerals of the group termed tectosilicates.

According with the results, the percentage removal (%) of metals in the four treatments evaluated in this study, indicated that this type of zeolite can be used to decontaminate preferentially the elements Li, Mg, and B. This statement is based due to the following levels of removal in the four treatments:

T1 Large = Li > Mg > B > Na > K > Ca > As

T2 Medium = Mg > Li > B > Na > K > As > Ca

T3 Small = Li > Mg > B > Na > K > As > Ca

T4 Mixed = Mg > Li > B > Na > K > As > Ca

It can be noted the consistency of the elements that were removed in the water tested. In addition, it can be observed that this type of zeolite cannot be used efficiently to decontaminate the elements K, As, and Ca. In general, the zeolite did not lose the removal capacity after using it in three filtration processes.

## Arsenic (As)

The capacity of T3 and T4 to remove As continued to decline with the third filtration. It is important to note that T3 and T4 were consistently more effective than T1 and T2 in removing As, which was particularly notable in the first filtration. Barnaby, Liefel, Jackson, Hampton, and Stanton (2017) evaluated five types of filters to remove As in water with concentrations of  $10 \mu\text{g l}^{-1}$  and  $100 \mu\text{g l}^{-1}$  and reported that the commercial filter ZeroWater reduced As to less than  $0.05 \mu\text{g l}^{-1}$ .

The As in water may originate from natural sources, according to the geology of a given area. Other sources of As in water are anthropogenic, such as pesticides and herbicides, wood preservatives, runoff from mining operations, urban and industrial wastes of different magnitude, and others. Arsenic is highly toxic to humans in even small concentrations and has been identified as the “poison of kings and the king of poisons”. Independent of the source of As in a water supply, various technologies are being implemented to remove it, such as coagulation (Song & Gallegos-García, 2014), adsorption in nanoparticles (Martinez-Vargas *et al.*, 2018; Ivanets *et al.*, 2018), sedimentation-filtration (Terracciano, Ge, & Meng, 2015), membrane filtration and

inverse osmosis (Abejon, Garea, & Irabien, 2015), among others. Abdolahnejad, Jafari, Ebrahimi, Mohammadi, and Farrokhzadeh (2017) evaluated different types of filters to remove As among them a zeolite treatment with a particle size of 0.15-0.35 mm and a density of 1 538.4 kg m<sup>-3</sup>. The capacity of the zeolite to remove As varied according to the initial concentration. The zeolite filter removed 93.1 % of A when the initial concentration was 0.073 mg l<sup>-1</sup>, but the removal rate went down to 15 % when the initial concentration was 0.33 mg l<sup>-1</sup>. The researchers recommended using zeolite in rural and small communities because of its low cost and easy implementation. All removal techniques seek to reach the As level of 0.01 mg l<sup>-1</sup> recommended by the WHO for potable water. Izhar, Shah, and Yuan (2014) found that zeolite (clinoptilolite) can remove 66 % of AS from residual water from petrochemical plants. The authors recommended a pH level of 8.0 and 240 min of exchange time for optimal results.

## **Boron (B)**

The B concentration of 1.339 mg l<sup>-1</sup> in the influent used in this study (Table 2) was assumed to originate from natural sources. This concentration is high for potable water, given that the World Health

Organization and the Mexican government recommend that B levels in potable water be no higher than  $0.05 \text{ mg l}^{-1}$  (WHO, 1998) and less than  $1.3 \text{ mg l}^{-1}$  in water for irrigation (FAO, 1998). B is found in surface waters like river systems in the concentration of approximately 10 ppb (Lenntech, 2017a). Conservative water treatments like coagulation, sedimentation, and filtration do not remove B (WHO, 1998). Skoczko, Piekutin, Szatyłowics and Niedzwiecka (2016) studied removing B from water; with one treatment using zeolite with particle sizes of 0.3 to 1.5 mm. The influent water in that study had a B concentration of  $2.1 \text{ mg l}^{-1}$ . The zeolite treatment reduced B to a level of  $0.05 \text{ mg l}^{-1}$ , which is similar to the results of our study. B removal rates from water depend on factors like particle size, porosity, and filtration intensity, among others.

Kluczka, Korolewicz, Zolotajkin, Simka, and Raczek (2013) evaluated an adsorbent product containing natural zeolite (clinoptilolite) and zirconium dioxide ( $\text{ZrO}_2$ ) to remove B from water. The authors found that removal rates were higher when the adsorbent was upper and with a pH of 8.0. They reported a maximum B removal rate of 75 %. In another study, Izhar *et al.* (2014) evaluated the adsorption capacity of the zeolite (clinoptilolite) in removing B from petrochemical wastewater. They obtained a B removal rate of 52 %, which was considered acceptable. Therefore, the authors concluded that zeolite can be used in treatment plants for this type of industry.

## Calcium (Ca)

Le-van-Mao, Thanh-Vu, Xiao, and Ramsaran (1994) found that the cation exchange capacity (CEC) and zeolite pore size were the two main factors that determine Ca removal rates from aqueous solutions. The Ca ( $\text{Ca}^{2+}$ ) used in the present study was from a natural source, with a concentration of  $23.901 \text{ mg l}^{-1}$ . This level is considered high, although concentrations as high as 100 ppm can be found in water in some geological areas. In combination with the Mg ion, the Ca ion is responsible for water hardness and can be removed with water softeners because it is a non-volatile salt. Cinar and Beler-Baykal (2005) assessed the capacity of natural zeolite to remove Ca to reduce water hardness and concluded that zeolite is an excellent alternative because of its capacity to adsorb 11 mg of Ca per gram of clinoptilolite.

The influent water tested in this study can be classified as slightly hard because the US Department of the Interior and the Water Quality Association established a range of 17.1 to  $60 \text{ mg l}^{-1}$  for this classification. All zeolite treatments in this study reduced the water classification from slightly hard to light, which is in a range of 0 to  $17.1 \text{ mg l}^{-1}$ . Interestingly, the level of Ca in T3 increased in the third filtration, while this effect was noted in the second filtration with T4. This could be due to the interchange capacity among ions, which is often temporary. For example, Ca and Mg ions can be replaced by Na ions.

## Lithium (Li)

It can also be noted that the capacity of T3 and T4 to adsorb Li decreased with the second and third filtrations. Li concentrations in water are generally in a range of 0.02 to 150 mg l<sup>-1</sup>, however, it is possible to find levels of 500 mg l<sup>-1</sup> or even higher in some parts of the world (Concha *et al.*, 2010). A study conducted in nine Lithuanian cities, Liaugaudaite, Mickuviene, Raskauskiene, Naginiene, and Sher (2017) found Li levels in water ranging from 1.24 ± 0.67 to 28.68 ± 9.68 mg l<sup>-1</sup>. Li is considered a trace element in humans and a maximum intake of 1 mg d<sup>-1</sup> is recommended (Schrauzer, 2002). The importance of Li lies in the fact that high Li levels in water have been associated with lower suicide rates internationally (Liaugaudaite *et al.*, 2017), in particular considering that the World Health Organization estimates that there are approximately 800 000 suicides worldwide every year (WHO, 2015).

Li is highly mobile, because it can be easily removed from rocks, and once in the water, it is monovalent (Li<sup>+</sup>). Therefore, it is common that concentrations vary with the seasons, particularly in regions where seasons are well-differentiated, as in the case of the area where our study was carried out. Hoyer, Kummer, and Merkel (2015) evaluated a Turkish

zeolite (clinoptilolite) and compared its capacity to adsorb Li to the capacities of kaolinite and bentonite. They concluded that zeolite has more capacity to adsorb Li (about 65 %) than kaolinite (20 %) or bentonite (55 %). In the first filtration in our study, T1 removed 76 % of Li and T2 removed 70 %. All the treatments removed Li, but their capacity to do so decrease notably with the subsequent filtrations.

## Potassium (K)

River water typically has concentrations of the monovalent ion  $K^+$  in the range of 2-3  $mg\ l^{-1}$ , while seawater contains about 400  $mg\ l^{-1}$  (Lenntech, 2017b). Therefore, the natural water used in this study had high K levels compared to normal levels in rivers. It is well documented that  $K^+$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ , and  $Na^+$  ions have dynamic cation exchange capacities, meaning they can be removed or even replaced in aqueous solutions. The cationic exchange capacity (CEC) is a measure of the number of cations available for exchange per unit of weight. This effect may have affected the  $K^+$  adsorption capacity of the treatments in this study. Ames (1960) evaluated the cationic exchange capacity of  $K^+$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Na^+$  and  $NH_4^+$  using clinoptilolite, and reported the following order  $K^+ > NH_4^+ > Na^+ > Ca^{2+} > Mg^{2+}$ , which may affect absorption rates. Another study by

McVeigh and Weatherley (1999) demonstrated that the  $K^+$  ion inhibits  $NH_4^+$  adsorption.

## Sodium (Na)

Vance, Zhao, Urynowics, Ganjegunte, and Gregory (2007) evaluated the capacity of two types of zeolite to remove Na from water: One obtained near Winston, New Mexico, and the other from Preston, Idaho, both in the United States. They documented that a metric ton (1 000 kg) of either type of zeolite decontaminates 16 000 to 60 000 l of water, with the advantage of lowering the sodium adsorption ratio (SAR) from 30  $mmol\ l^{-1}$  to 10  $mmol\ l^{-1}$ , which is an acceptable level for use in irrigation. Nevertheless, the zeolite from Idaho performed better in removing Na than the zeolite from New Mexico. The influent used for this study contained 411  $mg\ l^{-1}$ , which is similar to the Na concentration in the influent used in the present study.

High  $Na^+$  concentrations in irrigation water can result in soils with high levels of interchangeable Na, which affects soil structure and reduces the hydraulic capacity of the soil. Salinity and sodicity are the main concerns about water quality in arid and semi-arid regions. A salinity laboratory in the United States developed the following equation to obtain

the sodium adsorption ratio (SAR), which is useful for soil and water analysis:

$$\text{SAR} = \frac{\text{Na}^+}{\sqrt{1/2(\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+})}}$$

This type of analysis is important because some cultivars cannot resist high levels of Na in water. For example, avocados and citrus fruit do not resist water with SAR levels higher than 3.0, while other cultivars can resist SAR levels higher than 46 (Bouwer & Idelovitch, 1987). A SAR above 4.0 is unsuitable for irrigation because that value indicates water high in Na (Gibb, Dynes, & Chang, 2017). It is also important to point out that Na levels of the influent water in this study were reduced to a level for being used for irrigation purposes according to the US EPA norms of < 69 mg l<sup>-1</sup>.

## **Magnesium (Mg)**

Tomic, Rajic, Hrenovic and Povrenovic (2012) evaluated natural clinoptilolite to eliminate Mg from spring water using different initial Mg

concentrations and different pH levels (from 5 to 9). They found that the Mg adsorption rate was higher with higher Mg concentrations. They also found that pH in a range of 5 to 7 does not influence Mg uptake, but the adsorption rate increased by 18 % with a pH of 8, and there was a similar effect with a pH of 9. The authors concluded that the clinoptilolite used in their study has a low Mg adsorption capacity. The water pH level in our study ranged from 8.0 to 8.5 in influent and effluent water.

## Other metals

It was difficult to evaluate the effectiveness of zeolite in eliminating these elements (Ba, Cu, Mo, Ni, P, Pb, Sb, Se, Sr, Ti, V, W, and Zn) given their low concentrations. However, most elements were not detected after the filtrations, passing so it is assumed that the zeolite treatments eliminated some levels of these elements. For example, Ciosek and Luk (2018) found that zeolite was more effective in removing  $Pb^{2+}$  than  $Fe^{3+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Zn^{2+}$  and  $Ni^{2+}$ .

## **Potential hydrogen (pH) and electrical conductivity (EC)**

The pH level plays an essential role in the capacity of zeolite to adsorb different elements and the role of its concentration in adsorbing some elements is controversial. In our study, the pH did not vary due to the treatments either the filtration process, showing a range of 8.0 to 8.5. For instance, the As adsorption rate is higher in a solution with a pH below 8.0 than in a solution with a higher pH level (Velazquez-Peña, Solache-Rios, Olguina, & Fall, 2019). In another study, Motsi, Rowson, and Simmons (2009) reported that a pH lower than 4.5 reduces the capacity of zeolite to adsorb  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$  and  $\text{Mn}^{2+}$ , which is supported by the studies of Inglezakis, Loizidou and Grigoropoulo (2003), and Wingenfelder, Hansen, Furrer and Schulin (2005).

Concerning the parameter EC, in our study the concentration of this variable did not vary in the evaluated treatments, having a range of 1.10 to 1.30  $\text{mS cm}^{-2}$ . In a study that evaluated sand, activated carbon, and zeolite as filtering materials to remove diverse elements from water, Vera, Rojas, Chávez, and Arriaza (2016) found that zeolite can reduce EC levels in the water. The authors concluded that zeolite can reduce salts in water because EC was reduced to 20 % without affecting the other parameters or reaching a saturation level. These results are important given that salt commonly affects soils in arid and semiarid zones. The Food and

Agriculture Organization (FAO) of the United Nations indicates that nearly 50 % of irrigated lands in the arid and semiarid area have problems of salinization (FAO, 1998). Salt has a negative effect on soils, with reduced agricultural output owing to diminished microbiological activity and consequent effects on crop yields.

## Conclusion

According to the results of the present study, three conclusions can be specified: 1) the zeolite can be used to decontaminate alkaline earth metals in natural runoff water, particularly in the following order  $Li > Mg > B > Na > K > Ca > As$ ; 2) the small particle and the mixed particle were better than large and medium particle sizes, therefore those sizes can be utilized to build commercial filters; 3) the three filtration processes did not affect the removal capacity of this zeolite used in this study. It is highly recommended to evaluate other types of natural zeolites to generate information that can be utilized for practical applications in different sectors.

## Acknowledgments

We appreciate very much the support of Yuren Rafael Enriquez Marquez, and Saul Cruz Acosta, owner of the zeolite enterprise in Aldama, Mexico for providing the material.

## Funding

This research was funded by "Utilización de zeolitas naturales mexicanas para la remoción de contaminantes en agua, grant number 747" and was funded by MOD.ORG/.55/201, Convocatoria Atención a Problemas Nacionales 2015, Conacyt according with the agreement I000/513/2016.

## References

- Abdolahnejad, L., Jafari, N., Ebrahimi, A., Mohammadi, A., & Farrokhzadeh, H. (2017). Removal of arsenic and coliform bacteria by modified sand filter with slang and zeolite from drinking water. *Health Scope*, 6(3), e15170.
- Abejon, A., Garea, A., & Irabien, A. (2015). Arsenic removal from drinking water by reverse osmosis: Minimization of costs and energy consumption. *Separation and Purification Technology*, 144, 46-53.
- Ames, L. L. (1960). The cation sieve properties of clinoptilolite. *The American Mineralogist*, 45, 689-700.

- Andrejkovičová, A., Sudagar, A., Rocha, J., Patinha, C., Hajjaji, W., Ferreira-da-Silva, E., Velosa, E., & Rocha, F. (2016). The effect of natural zeolite on microstructure, mechanical and heavy metals adsorption properties of metakaolin based geopolymers. *Applied Clay Science*, 126, 141-152.
- Barnaby, R., Liefel, A., Jackson, B. P., Hampton, T. H., & Stanton, B. A. (2017). Effectiveness of table top water pitcher filters to remove arsenic from drinking water. *Environmental Research*, 158, 610-615.
- Bouwer, H., & Idelovitch, E. (1987). Quality requirement for irrigation with sewer water. *Journal of Irrigation, Drainage and Engineering*, 113(4), 516-535.
- Chowdhury, S., Mazumder, M. J., Al-Attas, O., & Husain, T. (2016). Heavy metals in drinking water: Occurrences, implications, and future needs in developing countries. *Science of the Total Environment*, 569:476-488.
- Cinar, S., & Beler-Baykal, B. (2005). Ion Exchange with natural zeolites: An alternative for water softening? *Water Science & Technology*, 51(11), 71-77.
- Ciosek, A. L., & Luk, G. K. (2018). Effect of operation parameters on heavy metallic ion removal from mine waste by natural zeolite. *International Journal of Environmental Pollution and Remediation*, 6(1), 10-24. Recovered from <https://doi.org/10.11159/ijep.2018.002>.

- Concha, G., Broberg, K., Grander, M., Cardozo, A., Palm, B., & Vahter, M. (2010). High-level exposure to lithium, boron, cesium, and arsenic via drinking water in the Andes of northern Argentina. *Environmental Science and Technology*, 44(17), 6875-6880.
- Dai, A. (2012). Increasing drought under global warming in observations and models. *Nature Climate Change*, 3, 520-581.
- Demirel, B., Yenigun, O., & Onay, T. (2005). Anaerobic treatment of dairy wastewaters: A review. *Process Biochemistry*, 40, 2583-2595.
- DOF. (1989). Criterios ecológicos de calidad de agua. Diario Oficial de la Federación. CE-CCA-001-1989. *Diario Oficial de la Federación*, miércoles 13 de diciembre de 1989, Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología.
- FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. (1998). Salt-Affect soils and their management. Soils Resources Management and Conservation Service FAO. Land and Water Development Division. *Soil Bulletin*, 39.
- Gibb, N. P., Dynes, J. J., & Chang, W. (2017). Synergistic desalination of potash-brine impacted groundwater using a dual adsorbent. *Science of The Total Environment*, 593, 99-108.
- Hoyer, M., Kummer, N-A., & Merkel, B. (2015). Sorption of lithium on Bentonite, Kaolin and zeolite. *Geosciences*, 5, 127-140. DOI: 10.3390/geosciences5020127
- Inglezakis, V. I., Loizidou, M. D., & Grigoropoulo, H. P. (2003). Ion exchange of  $Pb^{2+}$ ,  $Cu^{2+}$ ,  $Fe^{3+}$  and  $Cr^{3+}$  on natural clinoptilolite:

- Selectivity determination and influence of acidity on metal uptake. *Journal of Colloid Interface Science*, 261, 49-54.
- Ivanets, A. I., Srivastava, V., Roshchina, M. Y., Sillanpaa, M., Prozorovich, V. G., & Pankov, V. V. (2018). Magnesium ferrite nanoparticles as a magnetic sorbent for the removal of  $Mn^{2+}$ ,  $Co^{2+}$ ,  $Ni^{2+}$  and  $Cu^{2+}$  from aqueous solution. *Ceramics International*, 44, 9097-9104.
- Izhar, S., Shah, I. M. H., & Yuan, C. L. (2014). Removal of boron and arsenic from petrochemical wastewater using zeolite as adsorbent. In: Aris, A., Tengku, I. T., Harun, R., Abdullah, A., Ishal, M. (eds.). *From sources to solution*. Singapore, Singapore: Springer.
- Kluczka, J., Korolewicz, T., Zolotajkin, M., Simka, A., & Raczek, M. (2013). A new adsorbent for boron removal from aqueous solutions. *Environmental Technology*, 34(9-12), 1369-1376.
- Kushwaha, J. P., Srivastava, V. C., & Deo-Mall, I. (2011). An overview of various technologies for the treatment of dairy wastewaters. *Critical Reviews in Food Science and Nutrition*, 51(5), 442-452. Recovered from <https://doi.org/10.1080/10408391003663879>
- Lenntech. (2017a). *Boron (B) and water: Reaction mechanisms, environmental impact and health effects*. Recovered from [www.lenntech.com/periodic/water/boron/boron-and-water.htm](http://www.lenntech.com/periodic/water/boron/boron-and-water.htm)
- Lenntech. (2017b). *Potassium (K) and water: Reaction mechanisms, environmental impact and health effects*. Recovered from [www.lenntech.com/periodic/water/potassium/potassium-and-water.htm](http://www.lenntech.com/periodic/water/potassium/potassium-and-water.htm)

- Le-Van-Mao, R., Thanh-Vu, N., Xiao, S., & Ramsaran, A. (1994). Modified zeolites for the removal of calcium and magnesium from hard water. *Journal of Materials Chemistry*, 4(7), 1143-1147.
- Liaugaudaite, V., Mickuviene, N., Raskauskiene, N., Naginiene, R., & Sher, L. (2017). Lithium levels in the public drinking water supply and risk of suicide; a pilot study. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 43, 197-201. DOI: [org/10.1016/j.te.b.2017.03.009](https://doi.org/10.1016/j.te.b.2017.03.009)
- Martinez-Vargas, A., Martinez, A. I., Hernandez-Beteta, E.E., Mijangos-Ricardez, O.F., Vazquez-Hipolito, V., Patiño-Carachure, C., & Lopez-Luna, J. (2018). As(III) and As(V) adsorption on manganese ferrite nanoparticles. *Journal of Molecular Structure*, 1154, 524-534.
- McVeigh, R. J., & Weatherley, L. R. (1999). The effect of other cations in wastewater on the ion-exchange removal of ammonium ion. *Developments in Chemical Engineering and Mineral Processing*, 7(1-2), 69-84.
- Motsi, T., Rowson, N. A., & Simmons, M. (2009). Adsorption of heavy metals from acid mine drainage by natural zeolite. *International Journal of Mineral Processing*, 92(1-2), 42-48. Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.minpro.2009.02.005>
- NOM, Norma Oficial Mexicana. (1994). Norma Oficial Mexicana 127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua

para su potabilización. Secretaría de Salud Ambiental. Diario Oficial de la Federación, 22 de noviembre de 2000, México, DF, México.

NOM, Norma Oficial Mexicana. (1993). Norma Oficial Mexicana 014-SSA1-1993. Procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados. México, DF, México: Secretaría de Salubridad y Asistencia.

NOM, Norma Oficial Mexicana. (1996). Norma Oficial Mexicana 001-SEMARNAT-1996. Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación, 6 de enero de 1997. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, DF, México.

Olmos, M. M. (2011). *Remoción de arsénico del agua por fitorremediación con Eleocharis macrostachya en humedales construidos de flujo subsuperficial* (tesis de doctorado). Centro de Investigación en Materiales Avanzados, S.C. (CIMAV). Chihuahua, Chihuahua, México.

Porwal, H. J., Mane, A. V., & Velhal, S. G. (2015). Biodegradation of dairy effluent by using microbial isolated obtained from activated sludge. *Water Resource and Industry*, 9, 1-15.

Prathna, T. C., Kumar, S. S., & Kennedy, M. (2018). Nanoparticles in household level water treatment: An overview. *Separation and Purification Technology*, 199, 260-270.

- Reddy, D. H., & Yun, Y. S. (2016). Spinel ferrite magnetic adsorbents; alternative future materials for water purification? *Coordination Chemistry Reviews*, 315, 90-111, Recovered from <https://doi.org/10.1016/j.ccr.2016.01.012>
- Rouquerol, F., Rouquerol, J., Sing, K. S. W., Llewellyn, P., & Maurin, G. (2014). *Adsorption by powders and porous solids principles. Methodology, and applications* (2<sup>nd</sup> ed.). San Diego, USA: Academic Press.
- Rubio, A. H. & Jimenez, C. J. (2012). *Estadística aplicada y análisis con Minitab*. Chihuahua, México: Universidad Autónoma de Chihuahua.
- Rubio, A. H., Balderrama, T. L., Burrola, B. E., Aguilar, N., & Saucedo, T. R. (2015). Niveles de contaminación del agua potable en la cabecera municipal de Ascensión, Chihuahua, México. *Nova Scientia*, 14(7), 178-201.
- Schrauzer, G. A. (2002). Lithium: Occurrence, dietary intakes, nutritional essentiality. *Journal of the American College of Nutrition*, 21(1), 14-21.
- Skoczko, I., Piekutin, J., Szatylowics, E., & Niedzwiecka, M. (2016). Removal of boron from groundwater by filtration through selected filter bed materials. *Annual Set the Environmental Protection*, 18, 861-872.
- Song, S., & Gallegos-García, M. (2014). Chapter 11. Arsenic removal from water by the coagulation process. In: *The role of colloidal systems in environmental protection* (pp. 261-277). Oxford, UK: Elsevier.

- Terracciano, A., Ge, J., & Meng, X. (2015). A comprehensive study of treatment of arsenic in water combining oxidation, coagulation, and filtration. *Journal of Environmental Sciences*, 36, 178-180.
- Tomic, S., Rajic, N., Hrenovic, J., & Povrenovic, D. (2012). Removal of Mg from spring water using natural clinoptilolite. *Clay Minerals*, 47, 81-92.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. (2013). Drinking water contaminants. National Primary drinking water regulations. Recovered from <http://water.epa.gov/drink/contaminants/#List>
- Valles-Aragon, M. C., Ojeda-Barrios, D. L., Guerrero-Prieto, V. M., Prieto-Amparan, J. A., & Sanchez-Chavez, E. (2017). Calidad del agua para riego en una zona nogalera del estado de Chihuahua. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(1), 85-97.
- Vance, G. F., Zhao, H., Urynowics, M. A., Ganjegunte, G. K., & Gregory, R. W. (2007). Potential utilization of natural zeolites for treating coalbed natural gas (CBNG) produced waters studies (abstract). In: Barnhisel, R. I. (ed.). *National Meeting American Society of Mining and Reclamation*, Gillette, Lexington, USA, June 2-7.
- Velazquez-Peña, G. C., Solache-Rios, M., Olguna, M. T. & Fall, Ch. (2019). As(V) sorption by different natural zeolite frameworks modified with Fe, Zr and FeZr. *Microporous and Mesoporous Materials*, 273, 133-141.
- Vera, P. I. L., Rojas, A. M., Chávez, Y. W., & Arriaza, T. B. T. (2016). Evaluación de materiales para el reúso en agricultura de aguas

- residuales tratadas provenientes de zonas áridas. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 26(1), 5-19.
- Villalba, M. L., Colmenero-Sujo, L., Rubio-Arias, H., Pinales-Munguía, A., Espino, M. S., De-la-Garza, R., Silva, H. H., & Viramontes, O. (2015). Cuantificación de radón ( $^{222}\text{Rn}$ ) en aire y dosis de radiación en baños termales del norte de México. *Nova Scientia*, 15(7), 153-167.
- Villalobos-Rodríguez, R., Montero-Cabrera, M. E., Esparza, H., Herrera-Peraza, E., & Ballinas, M. L. (2012). Uranium removal from water using cellulose triacetate membranes added with activated carbon. *Applied Radiation and Isotopes*, 70(5), 872-881.
- Villazón-Bustillos, D., Rubio-Arias, H. O., Ortega-Gutiérrez, J. A., Rentería-Villalobos, M., González-Gurrola, L. C., & Pinales-Munguía, A. (2016). Análisis en series de tiempo para el pronóstico de sequía en la región noroeste del estado de Chihuahua. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 3(9), 307-315.
- WHO, World Health Organization. (1998). *Boron*. Geneva, Switzerland: World Health Organization & International Programme on Chemical Safety. Recovered from <https://apps.who.int/iris/handle/10665/42046>
- WHO, World Health Organization. (2012). *Arsenic, metals, fibers and dust, volume 100 c a review of human carcinogen. IARC monographs on the evaluation of human carcinogenic risks to humans*. Lyon, France: World Health Organization.

WHO, World Health Organization. (2015). *Mental Health. Suicide data*. Geneva, Switzerland: World Health Organization. Recovered from [https://www.who.int/mental\\_health/prevention/suicide/suicideprevent/en/](https://www.who.int/mental_health/prevention/suicide/suicideprevent/en/)

WHO, World Health Organization. (2017). *Progress on drinking water, sanitation and hygiene*. Geneva, Switzerland: World Health Organization. Recovered from [https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/jmp-2017/en/](https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/jmp-2017/en/)

Wibowo, E., Mamat-Rokhmata, S., Mumiatia, R., Khairumjala, & Abdullaha, M. (2017). Utilization of natural zeolite as sorbent material for seawater desalination. *Procedia Engineering*, 170, 8-13.

Wingenfelder, U., Hansen, C., Furrer, G., & Schulin, R. (2005). Removal of heavy metals from mine water by natural zeolites. *Environmental Science Technology*, 39, 4606-4013.

Zanin, E., Scapinello, J., De-Oliveira, M., Lazarotto, R. C., Francescon, F., Freitas, L., Muneron-de-Mello, J. M., Sntonio-Fiori, M., Oliveira, V., & Dal-Magro, J. (2017). Adsorption of heavy metals from wastewater graphic industry using clinoptilolite zeolite as adsorbent. *Process Safety and Environmental Protection*, 105, 194-200.

## **Estimación del riesgo de ocurrencia de heladas aplicando teoría de valores extremos**

### **Estimation of the risk of frost occurrence applying Theory of Extreme Values**

Omar Reyes-García<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1797-1586>

Humberto Vaquera-Huerta<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2805-804X>

Gilberto Rendón-Sanchez<sup>3</sup>

José René Valdez-Lazalde<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-1888-6914>

<sup>1</sup>Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Estado de México, México, [reyes.omar@colpos.mx](mailto:reyes.omar@colpos.mx)

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

<sup>3</sup>Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Estado de México, México, [rendon@colpos.mx](mailto:rendon@colpos.mx)

<sup>4</sup>Colegio de Postgraduados. Montecillo, Texcoco, Estado de México, México, valdez@colpos.mx

Autor para correspondencia: Humberto Vaquera-Huerta, hvaquera@colpos.mx

## Resumen

La ocurrencia de heladas en zonas templadas de México afecta seriamente el volumen y el valor de la producción agrícola, ocasionando importantes pérdidas económicas para los productores y desabasto de alimentos. Las heladas tardías y tempranas son altamente peligrosas para el desarrollo de muchos cultivos, por lo que es importante desarrollar modelos sensibles de estimación de riesgos que permitan caracterizar los regímenes locales de ocurrencia de heladas para tomar decisiones acertadas en la planeación de la producción. Este trabajo tiene como objetivo estimar las fechas de ocurrencia de heladas tardías y tempranas, así como los periodos libres de heladas, mediante la estimación de la probabilidad de ocurrencia desde un enfoque de eventos extremos. Se usan datos de temperatura mínima diaria registrada en 77 estaciones meteorológicas del Estado de México entre 1980 y 2010, tomados del CLICOM (Servicio Meteorológico Nacional, 2014). Se propone emplear una distribución de valores extremos para modelar las fechas de

ocurrencia de las últimas heladas primaverales y las primeras heladas otoñales, ya que esta familia de distribuciones presenta mayor sensibilidad en el análisis de colas para estimación de riesgos. Los resultados se presentan en mapas de riesgo en términos de probabilidad de ocurrencia de heladas. Se concluye que la distribución Weibull presentó el mejor ajuste a los datos de acuerdo con el Criterio de Información de Akaike (AIC), y permitió caracterizar satisfactoriamente el régimen de ocurrencia de heladas en el Estado de México.

**Palabras clave:** periodo libre de heladas, temperatura mínima, distribución Weibull, agrometeorología.

### **Abstract**

The occurrence of frosts in temperate zones of Mexico seriously affects the volume and value of agricultural production, causing significant economic losses for producers and food shortages. Late and early frosts are highly dangerous for the development of many crops, in this sense it is important to develop sensitive risk estimation models to characterize local frost occurrence regimes to make sound decisions in production planning. This paper aims to estimate the dates of occurrence of late and early frosts, as well as the frost-free periods, by estimating the probability of occurrence from the approach of an extreme event. Daily minimum temperature data recorded in 77 meteorological stations in Mexico State between 1980 and 2010 are used, taken from CLICOM (National

Meteorological Service, 2014). It is proposed to use a distribution of extreme values to model the dates of occurrence of the last spring frosts and the first autumn frosts since this family of distributions presents greater sensitivity in the tails analysis for risk estimation. The results are presented on risk maps in terms of the probability of frost occurrence. It is concluded that the Weibull distribution presented the best fit to the data according to the Akaike Information Criterion (AIC), which has enabled successfully characterize the regime of frost occurrence in Mexico State.

**Keywords:** Frost-free period, minimum temperature, Weibull distribution, agrometeorology.

Recibido:31/08/18

Aceptado:30/11/20

## Introducción

Uno de los principales temas de interés en la actualidad son los estudios sobre cambio climático, y la elaboración de pronósticos y modelos de variables climáticas aplicados en diversas áreas, por lo que existe una creciente demanda de metodologías especializadas y de análisis de datos meteorológicos que permiten caracterizar de manera confiable los diferentes fenómenos naturales, a fin de prevenir los efectos e impactos de los desastres naturales en el medio ambiente y en la sociedad.

La ocurrencia de eventos extremos en el clima ocasiona diversos desastres naturales, como inundaciones, sequías, olas de calor y heladas, los cuales se traducen en importantes pérdidas económicas y problemas sociales, sobre todo en el sector agrícola, por lo que en el contexto de la actual crisis internacional de precios de los alimentos, el análisis estadístico de los eventos climáticos extremos juega un papel importante.

Un enfoque razonable para el estudio de eventos extremos es analizarlos mediante la aplicación de la teoría de valores extremos (Coles,

2001). En climatología existen muchas aplicaciones en modelación de extremos de precipitación y temperaturas, estudios de gran relevancia y utilidad práctica en áreas como medio ambiente, agricultura, economía y población. Respecto a extremos de temperatura, la mayoría de los estudios existentes se centra en valores máximos, sin embargo, las temperaturas mínimas pueden ser igual de importantes si se considera que son capaces de afectar letalmente tanto a las plantas y cultivos agrícolas como al ser humano.

Una helada ocurre cuando la temperatura del aire es menor o igual a 0 °C. Como consecuencia de este fenómeno, muchos cultivos sufren daños fisiológicos irreversibles, generando así miles de hectáreas siniestradas, que se traducen en importantes pérdidas económicas para los productores. El grado de afectación en las plantas dependerá de la etapa del cultivo, la intensidad de la helada y de la tolerancia del cultivo a bajas temperaturas. En México, las zonas de clima templado son las que presentan mayor vulnerabilidad a la heladas tardías y tempranas. Por tanto, la estimación confiable de los riesgos de ocurrencia de las heladas tiene una importancia práctica durante primavera y otoño, para tomar decisiones acertadas en los procesos de producción agrícola, así como las medidas necesarias de prevención.

En México se ha empleado la teoría de valores extremos para analizar temperaturas mínimas en Monterrey (Ríos-Alejandro, 2011) y Baja California (García, Santillán, Quintero, Ojeda, & Velázquez, 2013),

con fines de uso en protección civil y evaluación de cambio climático, respectivamente. Otro enfoque ha sido estudiar los periodos libres de heladas asociados con el cambio climático o su relación con El Niño en Aguascalientes (Pereyra, Beltrán, Tiscareño, & Pérez, 2009) y en la región central del país (Peralta & Barba, 2009).

Desde la perspectiva agronómica, el interés principal de estudiar las temperaturas mínimas en México ha sido establecer los periodos libres de heladas a partir del cálculo de probabilidades de ocurrencia de la primera y última helada. El Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) ha desarrollado estudios estatales en Coahuila (Martínez & Ruíz, 2005) y Zacatecas (Medina, Ruiz, Díaz, & Serrano, 2008), para brindar información local detallada y proponer acciones de mitigación de heladas. Para realizar este tipo de estudios se requiere de registros meteorológicos históricos locales; sin embargo, desde 1988, Pájaro y Ortiz reportaban la falta de datos meteorológicos en el país que permitieran realizar estimaciones con base en información histórica, por lo que desarrollaron ecuaciones de regresión cuadrática para estimar el periodo libre de heladas a escala nacional y a través de la temperatura mínima media anual y la temperatura media anual (Pájaro & Ortiz, 1988).

Por otro lado, un método muy utilizado para estimar las fechas de ocurrencia de las últimas heladas primaverales y las primeras heladas otoñales es propuesto por Thom (1959). Este método fue utilizado por

Grassi, Muñoz, Castillo y Camarillo (1986) para estudiar las fechas de ocurrencia de heladas con base en niveles de riegos admisibles para el desarrollo de los cultivos de maíz, frijol, trigo y cebada en los estados de Tlaxcala y Puebla.

En los Valles Altos de México (integrada por los estados de Tlaxcala, Puebla, Estado de México e Hidalgo), entre 1980 y 2015, en promedio se sembró 19.9 % de la superficie destinada a maíz, representando 19.4 % de la producción de maíz nacional. El Estado de México es el que registró la mayor superficie cultivada (38.2 %) y la mayor producción (52.3 %) en esta región durante dicho periodo (Martínez, Saquet, Ramírez, Zamora, & Rodríguez, 2017). Sin embargo, el Estado de México carece de información detallada y actualizada sobre los regímenes de ocurrencia de las heladas que impactan de modo frecuente en las áreas agrícolas. De acuerdo con el SIAP (2014), el 99.9 % de la producción del Estado de México se obtiene del ciclo primavera-verano (P-V), por lo que sus cultivos podrían verse seriamente afectados por la incidencia de heladas tardías y tempranas.

Este trabajo tiene como objetivo estimar las fechas de ocurrencia de las heladas tardías y tempranas, así como los periodos libres de heladas en el Estado de México mediante la estimación de probabilidades de ocurrencia desde un enfoque de eventos extremos. Se propone ajustar una distribución de valores extremos para modelar las fechas de ocurrencia de las últimas heladas primaverales y las primeras heladas

otoñales, pues esta familia de distribuciones presenta mayor sensibilidad en el análisis de las colas para estimación de riesgos. Se toman como referencia los niveles de riesgo definidos por Grassi *et al.* (1986) de acuerdo con el ciclo fenológico del cultivo del maíz. A partir de los resultados obtenidos se presentan mapas de riesgos que describen la distribución espacial de cada uno de los parámetros estimados.

Este estudio tiene uso potencial en la gestión de prevención de riesgos, así como en la planificación estratégica de producción agrícola. También puede presentar información útil a servidores públicos para la elaboración de planes de contingencias, presupuestos, gestiones, creación de apoyos a los productores agrícolas, programas sociales y políticas públicas para el campo, con la finalidad de afrontar eventuales siniestros causados por heladas. En iniciativa privada, esta información orienta la toma de decisiones en los proyectos de inversión y en la planeación de seguros agrícolas.

## Materiales y métodos

Se usaron datos de temperatura mínima diaria registrada en 77 estaciones meteorológicas del Estado de México entre 1980 y 2010; las estaciones seleccionadas cumplieron con al menos el 80 % de datos diarios completos y con al menos ocho años con presencia de heladas en dicho periodo. Los datos fueron tomados de la base de datos del CLICOM del Servicio Meteorológico Nacional (2014).

Se define una helada cuando la temperatura mínima es menor o igual a 0 °C. Sea  $X$  la fecha de ocurrencia de una helada expresadas en días julianos. Para cada  $j$ -ésimo año se extrae:

a) Fecha de la última helada primaveral (tardía):

$$u_j = \max \{x_{1j}, x_{2j}, \dots, x_{nj}\}, \text{ para } 0 < X < 183$$

b) Fecha de la primera helada otoñal (temprana):

$$p_j = \text{mín} \{x_{1j}, x_{2j}, \dots, x_{nj}\}, \text{ para } 182 < X < 366$$

Al tratarse  $U = \{u_j\}$  y  $P = \{p_j\}$  de eventos extremos (máximos y mínimos) es apropiado proponer estimaciones basadas en la teoría de valores extremos, la cual permite modelar las colas mediante una de sus funciones de distribución.

De acuerdo con Thom (1959), el modelo para determinar la probabilidad de heladas puede expresarse como la mezcla de dos distribuciones: una distribución discreta de respuesta binaria (helada, no helada) y una distribución continua de las fechas de ocurrencia considerando sólo los años con heladas. La función de distribución mixta de heladas y no heladas en primavera puede ser derivada a partir de lo siguiente: Sea  $q_s$  = probabilidad de no helada en primavera y  $p_s$  = probabilidad de helada en primavera.

$$G(x) = q_s + p_s F_s(x) \quad (1)$$

Donde  $F_s(x)$  es la función de distribución de las fechas de ocurrencia de las últimas heladas en primavera, y da la probabilidad de ocurrencia de helada antes de la fecha  $x$ ; sin embargo, para fines de prevención de

riesgos, interesa conocer la probabilidad de heladas después de dicha fecha, por lo tanto se considera:  $H(x) = 1 - G(x)$ , entonces  $H(x) = 1 - q_s + p_s F(x)$ , y dado que  $p_s + q_s = 1$ , se tiene que la función de distribución de las últimas heladas o heladas primaverales es:

$$H(x) = p_s [1 - F_s(x)] \quad (2)$$

Del mismo modo se obtiene la función de distribución de probabilidad de ocurrencia de las primeras heladas o heladas otoñales, que calcula la probabilidad de ocurrencia antes de la fecha  $x$ :

$$J(x) = p_a F_A(x) \quad (3)$$

Donde  $p_a$  es la probabilidad de helada en otoño y  $F_A(x)$  es la función de distribución de las fechas de ocurrencia de las primeras heladas en otoño. Debe notarse que las ecuaciones (2) y (3) se mantienen generalmente para la situación que ocurren heladas todos los años, es decir,  $q = 0$  y  $p = 1$ .

La primera estimación de  $H$  y  $J$  es empírica, e implica la primera estimación de  $F_s$  y  $F_A$ , la cual podría ser obtenida mediante la Ecuación (4), donde  $k$  es el número de orden, y  $m_i$  es el número de años con

heladas en primavera u otoño. Se ha encontrado que, para distribuciones continuas, esta ecuación proporciona estimaciones más insesgadas en las probabilidades pequeñas y grandes. Asimismo, se requieren las estimaciones de  $p_s$  y  $p_a$ , que pueden obtenerse usando la Ecuación (5), donde  $m_i$  es el número de años con heladas en el periodo  $i$ , y  $n$  es el número total de años de la serie;  $F_i^*$  es una estimación no paramétrica y  $\hat{p}_i$ , una estimación paramétrica:

$$F_i^* = \frac{k}{m_i + 1}, i = \{S, A\} \quad (4)$$

$$\hat{p}_i = \frac{m_i}{n}, i = \{s, a\} \quad (5)$$

Los estimadores de  $H$  y  $J$  denotados como  $H^*$  y  $J^*$ , respectivamente, son no paramétricos y se estiman reemplazando las ecuaciones (4) y (5) en las ecuaciones (2) y (3). Si bien no se recomienda estimar probabilidades con una estimación empírica o no paramétrica, las probabilidades empíricas son necesarias para evaluar el ajuste de la distribución teórica que se proponga como modelo de ajuste a los datos.

La segunda estimación de  $H$  y  $J$  es paramétrica, y se denota como  $\hat{H}$  y  $\hat{J}$ , las cuales se obtienen sustituyendo  $\hat{p}_s$  y  $\hat{F}_s$  en (3), y  $\hat{p}_a$  y  $\hat{F}_a$  en la Ecuación (4), donde  $\hat{F}_s$  y  $\hat{F}_a$  son una estimación paramétrica que

corresponde a una función de distribución ajustada a los datos de ocurrencia de heladas.

De acuerdo con resultados de Thom (1959), la distribución normal ajusta satisfactoriamente a los datos de fechas de heladas bajo un amplio rango de condiciones, para 0 °C y otros valores de temperaturas con series completas. Mediante un análisis exploratorio de los datos, se observó que la mayoría de las estaciones mostró cierta asimetría en la distribución de las fechas de ocurrencia de las primeras y últimas heladas, lo que sugiere explorar el ajuste de otras funciones de distribución diferentes a la normal.

Considerando que las fechas de ocurrencia de la primera y última helada son siempre valores extremos, es razonable proponer el ajuste a alguna de las distribuciones de valores extremos, ya que éstas presentan mayor sensibilidad en el análisis de las colas de una distribución, lo cual permite obtener resultados con mayor confiabilidad en los estudios de análisis de riesgos, en especial si las estimaciones consideran niveles conocidos del riesgo máximo admisible o los niveles de tolerancia deseados.

Se valuó el ajuste de los datos de ocurrencia de heladas tardías y tempranas en la familia de distribuciones de valores extremos, donde se observó que la distribución Weibull presentó el mejor ajuste. Luego, en cada estación se compararon las distribuciones Weibull y Normal, y se contabilizó el número de estaciones que se ajustaron a cada distribución

con base en la prueba de Kolmogórov-Smirnov (K-S) y el criterio de información de Akaike (AIC). Este último mostró que la distribución Weibull presentó mejor ajuste que la distribución Normal en el 63.6 % de las estaciones modelando heladas tardías primaverales y 55.8 % en las heladas tempranas otoñales.

La prueba de Kolmogórov-Smirnov asignó cerca del 50 % de las estaciones a la distribución Weibull, lo cual indica que dicha distribución representa una alternativa con alto potencial para modelar las fechas de ocurrencia de heladas (Tabla 1).

**Tabla 1.** Número y porcentaje de estaciones meteorológicas ajustadas a las distribuciones Normal y Weibull con base en la prueba de Kolmogórov-Smirnov y el AIC.

Heladas	Criterio de selección	Normal		Weibull	
		Número	Porcentaje	Número	Porcentaje
Últimas heladas primaverales (tardías)	K-S	40	51.9 %	37	48.1 %
	CIA	28	36.4 %	49	63.6 %

Primeras heladas otoñales (tempranas)	K-S	39	50.6 %	38	49.4 %
	CIA	34	44.2 %	43	55.8 %

Con base en esta comparación se propone utilizar la distribución Weibull para caracterizar el componente continuo del modelo mixto de ocurrencia de la heladas tardías y tempranas. Los parámetros  $\alpha$  (de escala) y  $\beta$  (de forma) de la distribución Weibull se estimaron con el método de máxima verosimilitud.

Los cálculos de probabilidad de ocurrencia de la última helada después de una fecha determinada y probabilidad de ocurrencia de la primera helada antes de la fecha determinada se realizan a partir de sus funciones de distribución acumulada Weibull, denotadas, respectivamente, como  $F_{UH}(x)$  y  $F_{PH}(x)$ , donde  $x = \{1, 2, \dots, 365\}$ , fecha del año expresada en días julianos. El riesgo de la última helada se mide mediante la probabilidad de que ocurra una helada después de una fecha dada, es decir,  $P(X > x) = 1 - F_{UH}(x)$ , y en el caso de la primera helada se calcula la probabilidad de que ocurra antes de determinada fecha, por lo que se expresa como  $P(X \leq x) = F_{PH}(x)$ .

La estimación de las fechas de ocurrencia de la última y la primera helada con base en un nivel de riesgo admisible  $\alpha$  se obtiene mediante la

función cuantil que se expresa como  $F(Q(\alpha)) = \alpha$  o utilizando la función inversa de la distribución  $F$  como  $Q(\alpha) = F^{-1}(\alpha)$ , es decir,  $Q(\alpha)$  devuelve el valor de  $x$  para un valor de riesgo  $\alpha \in [0,1]$ . Formalmente, se define la función cuantil como  $Q(F; \alpha) = \inf\{x | F(x) \geq \alpha\}$  para cualquier  $F \in \Omega$  y para todo  $0 \leq \alpha \leq 1$ .

Por lo tanto, para estimar las fechas de ocurrencia de la última y la primera helada de cada estación se consideran valores de  $\alpha = 0.1, 0.2$  y se estiman los cuantiles  $Q(F_s, 1 - \alpha)$  para las últimas heladas y los cuantiles de  $Q(F_A, \alpha)$  para las primeras heladas, obteniendo así las fechas en días julianos, que posteriormente se transforman al formato día-mes.

Para establecer el periodo libre de heladas (PLH) se definen los niveles máximos de riesgo admisibles en los límites inferior y superior. En este estudio se establece el PLH para el cultivo del maíz, admitiendo hasta un 20 % de riesgo en la última helada y un 10 % en la primera helada.

$$PLH_{(20-10)} (\text{días}) = \text{fecha de la primera helada}_{(\alpha = 0.2)} - \text{fecha de la última helada}_{(\alpha = 0.1)} - 1 \quad (6)$$

Cabe mencionar, que el nivel de riesgo admitido  $\alpha$  puede cambiar dependiendo de cada cultivo. Por lo que si se tiene amplio conocimiento sobre los niveles de tolerancia del cultivo en cuestión se pueden realizar mejores estimaciones sólo cambiando los valores que toma  $\alpha$ .

## Resultados y discusión

A partir del ajuste de la distribución Weibull a los datos de fechas de ocurrencia de heladas se estimaron las fechas de ocurrencia de las últimas heladas primaverales (tardías) y las primeras heladas otoñales (tempranas), considerando en ambos casos el 10 y 20 % como niveles de riesgo máximo admisible. A partir de esta información se estimaron los periodos libres de heladas (PLH) con diferentes niveles de riesgo entre la última y la primera helada (10-10 %, 20-20 % y 20-10 %) en cada una de las estaciones analizadas.

Además, se construyen mapas de riesgos de probabilidad de ocurrencia de heladas para visualizar su distribución espacial. Cabe mencionar que la densidad espacial de las estaciones se ve afectada por la distribución y la ausencia de estaciones meteorológicas en algunas regiones, series con ausencia de datos completos (> 20 %) y los escasos o nulos registros de heladas en algunas estaciones, lo cual dificulta realizar una estimación a partir de muy pocos datos.

Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 2.

**Tabla 2.** Periodos libres de heladas y fechas de ocurrencia de la última y primera helada en el Estado de México.

ID	Estación	Última helada		Primera helada		Periodo libre de heladas		
		10 %	20 %	10 %	20 %	10-10 %	20-20 %	20-10 %
15002	Aculco (SMN)	23-mar	11-mar	8-oct	22-oct	198	224	210
15008	Atenco	31-mar	18-mar	24-sep	11-oct	176	206	189
15010	Atotonilco	11-may	1-may	2-oct	14-oct	143	165	153
15014	Capulhuac	11-abr	29-mar	11-oct	25-oct	182	209	195
15020	Chalco, San Lucas	03-abr	17-mar	14-oct	24-oct	193	220	210
15022	Chiconautla	11-abr	29-mar	11-oct	24-oct	182	208	195
15024	Presa Danxho	13-abr	01-abr	17-sep	3-oct	156	184	168
15025	Ejido de Llano Grande	2-may	23-abr	12-sep	25-sep	132	154	141
15028	El Tajo, Túnel Viejo	23-abr	12-abr	24-sep	8-oct	153	178	164
15029	El Tejocote	13-abr	05-abr	30-sep	13-oct	169	190	177
15037	Jiquipilco	10-may	14-abr	28-ago	22-sep	109	160	135
15038	Joquicingo	19-abr	04-abr	9-nov	19-nov	203	228	218
15041	Gran Canal km 27+250	04-abr	23-mar	13-oct	26-oct	191	216	203

15045	La Marquesa	9-jun	30-may	16-sep	30-sep	98	122	108
15047	Las Arboledas	16-mar	2-mar	5-nov	15-nov	233	257	247
15051	Los Velázquez	9-may	1-may	15-oct	24-oct	158	175	166
15055	Maquixco	13-mar	6-mar	25-sep	14-oct	195	221	202
15058	Molinito	25-feb	13-feb	4-nov	17-nov	251	276	263
15062	Nevado de Toluca	4-jul	1-jul	22-jun	28-jun	0	0	0
15063	Nueva Santa Elena	29-abr	21-abr	11-oct	21-oct	164	182	172
15064	Oxthoc	02-abr	20-mar	15-oct	29-oct	195	222	208
15066	Palizada	9-jun	31-may	29-ago	14-sep	80	105	89
15069	Polotitlán	17-abr	02-abr	1-oct	18-oct	166	198	181
15071	Presa El Tigre	19-may	8-may	4-oct	14-oct	137	158	148
15073	Presa Guadalupe	12-mar	28-feb	25-oct	6-nov	226	250	238
15074	Presa La Concepción	03-abr	18-mar	16-oct	29-oct	195	224	211
15075	Presa Las Ruinas	30-mar	17-mar	7-oct	21-oct	190	217	203
15076	Presa Tepetitlán	12-may	26-abr	9-sep	27-sep	119	153	135
15078	Presa Francisco Trinidad Fabel	27-abr	07-abr	3-oct	18-oct	158	193	178
15083	San Andrés	19-mar	6-mar	6-oct	22-oct	200	229	213
15085	San Bartolo del Llano	13-abr	06-abr	27-sep	11-oct	166	187	173
15086	San Bernabé	14-may	1-may	5-oct	17-oct	143	168	156
15088	San Francisco Oxtotilpan	23-may	8-may	10-sep	30-sep	109	144	124

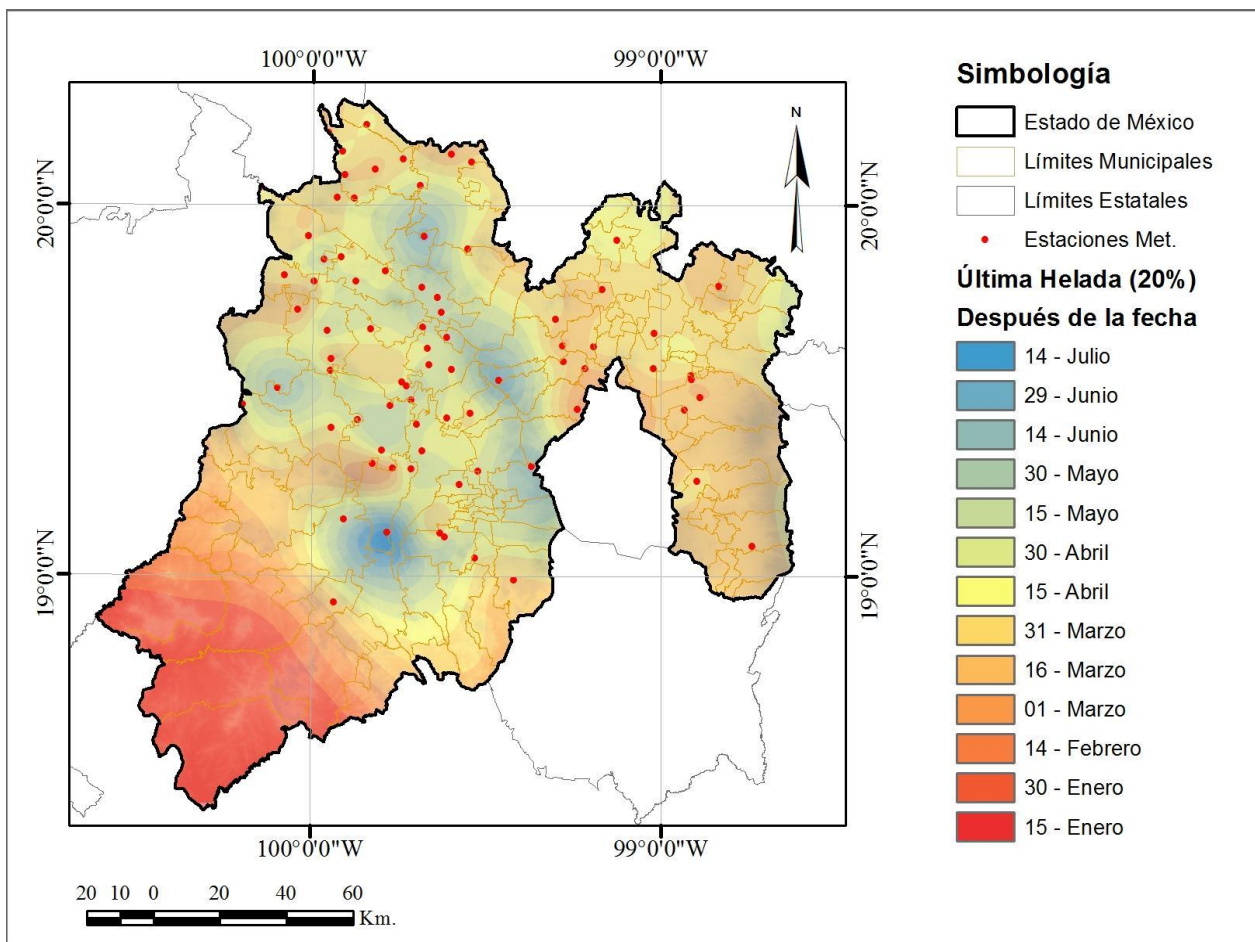
15089	San Fco. Tlalcilcalpan	17-mar	4-mar	19-oct	2-nov	215	242	228
15093	San Lorenzo Malacota	3-jun	6-may	11-sep	30-sep	99	146	127
15098	San Martín Obispo	12-abr	19-mar	25-oct	8-nov	195	233	219
15103	San Pedro Nexapa	25-mar	6-mar	11-oct	29-oct	199	236	218
15104	San Pedro Potla	21-may	7-may	30-sep	11-oct	131	156	145
15108	Santa María del Monte	17-mar	26-feb	18-oct	2-nov	214	248	233
15115	Santo Tomás Puente Colgante	19-mar	13-mar	15-oct	29-oct	209	229	215
15117	Temascalcingo	25-mar	20-mar	3-oct	14-oct	191	207	196
15122	Tenango	18-may	22-abr	10-sep	28-sep	114	158	140
15126	Toluca (OBS)	8-may	26-abr	10-oct	19-oct	154	175	166
15128	Tultenango	13-abr	25-mar	8-oct	21-oct	177	209	196
15145	Plan Lago de Texcoco	20-mar	10-mar	22-oct	5-nov	215	239	225
15158	San Pedro de los Baños	27-abr	14-abr	2-oct	15-oct	157	183	170
15160	Santiago del Monte	07-abr	29-mar	13-oct	26-oct	188	210	197
15170	Chapingo (DGE)	13-mar	28-feb	22-oct	5-nov	222	249	235
15185	Presa El Molino	07-abr	24-mar	18-sep	5-oct	163	194	177
15187	Presa Huapango	7-may	20-abr	9-oct	21-oct	154	183	171
15189	La Concepción	11-abr	04-abr	7-oct	19-oct	178	197	185
15190	Presa San Ildefonso	18-mar	7-mar	12-oct	27-oct	207	233	218
15197	Cuesta del Carmen	2-may	01-abr	24-sep	12-oct	144	193	175

15199	Mina Vieja	11-may	09-abr	8-sep	1-oct	119	174	151
15201	Trojes	23-abr	11-abr	10-oct	22-oct	169	193	181
15203	Calixtlahuaca	25-abr	16-abr	27-sep	10-oct	154	176	163
15217	San Juan Acazuchitlan	11-mar	1-mar	27-oct	8-nov	229	251	239
15231	Presa Iturbide	17-jun	9-jun	04-ago	24-ago	47	75	55
15233	San Nicolás Mavati	07-abr	14-mar	2-oct	18-oct	177	217	201
15238	Santa María del Llano	8-may	30-abr	8-oct	19-oct	152	171	160
15239	San Antonio Trojes	26-may	12-may	24-sep	9-oct	120	149	134
15240	San Francisco Putla	08-abr	24-mar	7-oct	22-oct	181	211	196
15244	Muyteje	20-abr	25-mar	20-oct	4-nov	182	223	208
15245	La Jordana	07-abr	27-mar	5-oct	21-oct	180	207	191
15251	Atlacomulco II (DGE)	29-abr	19-abr	8-oct	17-oct	161	180	171
15256	Ocuilan E-23	08-abr	14-mar	31-ago	26-sep	144	195	169
15260	San Lucas Totolmaloya	26-mar	15-mar	24-oct	7-nov	211	236	222
15261	El Jazmín	13-abr	31-mar	25-sep	11-oct	164	193	177
15264	Buenos Aires	22-abr	13-abr	6-oct	19-oct	166	188	175
15266	Codagem	27-abr	17-abr	29-sep	10-oct	154	175	164
15267	Chichilpa	14-mar	3-mar	9-sep	1-oct	178	211	189
15282	Tres Barrancas	30-abr	23-abr	9-oct	18-oct	161	177	168
15301	Texcaltitlán D-7	29-mar	13-mar	4-nov	15-nov	219	246	235
15315	Caseta EPCCA	28-abr	18-abr	21-oct	1-nov	175	196	185

15317	San José Epifanía	20-may	30-abr	15-sep	3-oct	117	155	137
15333	El Palmito	8-jul	18-jun	30-jun	30-jul	0	41	11
15341	San Antonio Nixini	24-may	5-may	30-ago	20-sep	97	137	116

## Probabilidad de ocurrencia de la primera y última helada

La segunda parte del modelo mixto involucra el componente continuo, el cual modela las probabilidades de ocurrencia de una helada en determinadas fechas, dado que sí se presentó el fenómeno. A continuación, se describen los principales resultados obtenidos. En la Figura 1 se observa una zonificación del área de estudio con base en la fecha de ocurrencia de las últimas heladas, con un nivel de riesgo del 20 %.



**Figura 1.** Mapa de riesgo de ocurrencia de la última helada después de la fecha "x", con probabilidad máxima del 20 %.

En términos generales, se puede interpretar que las regiones de tonos rojos y naranjas son aquellas donde el riesgo de ocurrencia de heladas primaverales tardías es menor, lo cual permite tener mayor

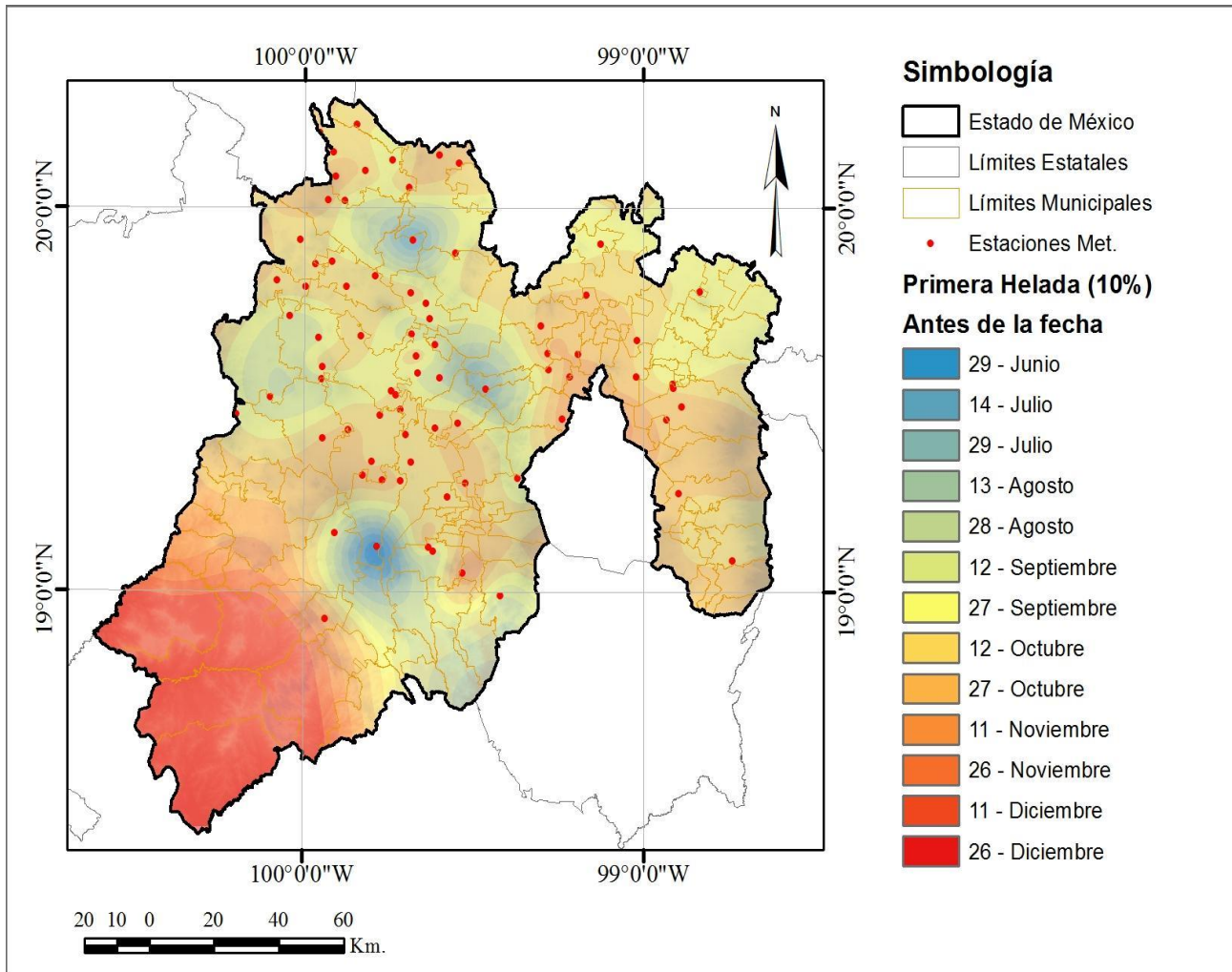
oportunidad de siembra de maíz en la modalidad de temporal desde el mes de marzo. Dado que en el Estado de México las fechas de siembra del cultivo de maíz son principalmente del ciclo P-V, y se distribuyen entre los meses de abril y mayo (Pimentel-Alvarado & Delgadillo-Aldrete, 2015) (ver Tabla 3), se muestran en tonos amarillos aquellas áreas donde con una probabilidad del 20 % se pueden esperar heladas tardías después del 15 de abril. Existe también un 20 % de probabilidad de que ocurran heladas después del 15 de mayo en las áreas señalada en color verde. Las regiones marcadas en colores azules indican la posibilidad de ocurrencia de heladas tardías incluso durante el mes de junio; como consecuencia, en estas zonas el periodo libre de heladas se ve muy reducido, por lo que debe contemplarse el uso de variedades precoces en aquellas áreas con potencial productivo. Es importante señalar que la fecha de la última helada no es determinante para seleccionar una variedad, pues esto dependerá principalmente del periodo libre de heladas, como se describirá más adelante. La estimación de las fechas de las últimas heladas dentro de un límite de riesgo admisible es de suma importancia para determinar las fechas de siembra, con el propósito de disminuir el riesgo de impacto de una helada tardía.

**Tabla 3.** Fechas de siembra de maíz (grano) de temporal por región y subregión en el Estado de México (Pimentel-Alvarado & Delgadillo-Aldrete, 2015).

Región	Subregión	Fecha de siembra
Atlacomulco	Estrictamente temporal	15 abril-7 mayo
Atlacomulco	Temporal	15 abril-15 mayo
Atlacomulco	Temporal (incluye variedades criollas)	1 marzo-30 marzo
Coatepec	Temporal en zonas intermedias	15 mayo-15 junio
Tejupilco	Temporal	1 mayo-15 junio
Tejupilco	Temporal en zonas en transición	15 abril-30 abril
Tejupilco	Temporal en zonas tropicales	15 mayo-30 junio
Texcoco	Temporal	1 abril-30 abril
Toluca	Temporal	15 abril-15 mayo
Toluca	Temporal (andosoles)	1 marzo-30 marzo
Valle de Bravo	Temporal	15 abril-15 mayo
Zumpango	Temporal	Antes del 15 de junio

Considerando que el impacto de una helada otoñal temprana puede llegar a generar pérdidas irreparables de hasta el 100 %, el nivel de riesgo máximo admisible para determinar la fecha de la primera helada otoñal

es del 10 %, es decir, admitir daños por heladas tempranas en uno de cada diez años. Por lo tanto, de acuerdo con las fechas estimadas, se identificaron puntos críticos con un 10 % de probabilidades de heladas tempranas antes del 12 de septiembre en las estaciones de El Nevado de Toluca, El Palmito Timilpan, Presa Iturbide, San Juan Nixini y Ejido de Llano Grande en Jipilco, Palizada y Mina Vieja en Villa Victoria, Chichilpa y Presa Tepetitlán en San Felipe del Progreso y Ocuilan. En la Figura 2 se puede observar la zonificación cada 15 días del área de estudio de acuerdo con la fecha de ocurrencia de la primera helada otoñal estimada. Los detalles de cada punto se pueden consultar en la Tabla 2.



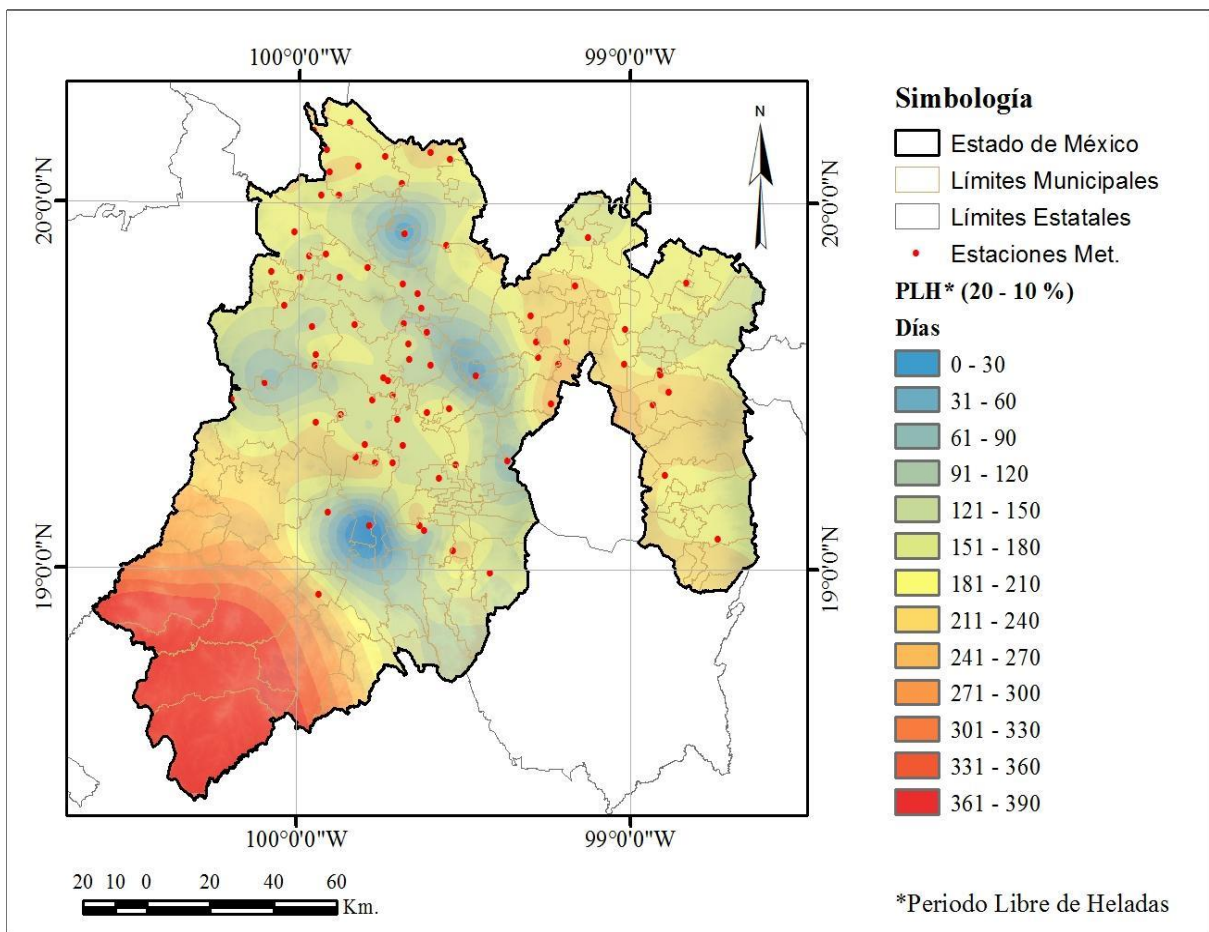
**Figura 2.** Mapa de riesgo de ocurrencia de la primera helada antes de la fecha "x" con probabilidad máxima del 10 %.

## Periodo libre de heladas

Con base en las fechas de ocurrencia de la primera y última helada se estimó el periodo libre de heladas contemplando el 20 y 10 % ( $PLH_{20-10}$ ) de riesgo entre la última y primera helada. Adicionalmente, en la Tabla 2 se presentan los  $PLH_{10-10}$  y  $PLH_{20-20}$  como referencia para otros cultivos de mayor o menor sensibilidad a las heladas.

La Figura 3 muestra la distribución espacial del  $PLH_{20-10}$  clasificado cada 30 días en el Estado de México, donde es posible notar que las áreas con mayor limitación respecto al número de días libres de heladas se localizan en las zonas aledañas al Nevado de Toluca, Palizada, El palmito Timilpan, Presa Iturbide y La Marquesa en Ocoyoacac, donde los periodos libres de heladas son inferiores a los 90 días; esta información concuerda parcialmente con los resultados obtenidos por Pájaro y Ortiz (1992), donde caracterizan las regiones aledañas al Nevado de Toluca y la cordillera que va desde La Marquesa hasta la presa El Tigre con PLH

menores a 94 días. En ese sentido, este método permitió identificar otras áreas de alto riesgo.



**Figura 3.** Periodo libre de heladas con nivel de riesgo del 20 al 10 % entre la última y la primera helada.

En este mapa se puede resaltar que, respecto a la ocurrencia de heladas, las áreas con condiciones favorables para el completo desarrollo del cultivo del maíz se localizan en las zonas marcadas en colores que van del amarillo hasta el rojo; estas últimas presentan PLH mayores a 180 días.

Por otro lado, se observa que la mayoría de las áreas de alto potencial agrícola localizadas en el centro del Estado han sido clasificadas con PLH entre 150 y 180 días, lo cual implica que los productores de esta zona deben tomar medidas de prevención pasiva, como la adecuada selección de fechas de siembra y variedades que se adapten a los periodos libres de heladas. Como opciones alternas se podría admitir un nivel de riesgo de hasta el 25 o 30 % en la estimación de las fechas de últimas heladas primaverales, pero no se recomienda ampliar el nivel de riesgo en las estimaciones de las primeras heladas otoñales, dada su alta peligrosidad e implicaciones económicas.

## Conclusiones

Se logró modelar la ocurrencia de las heladas tardías primaverales y las heladas tempranas otoñales en el Estado de México desde el enfoque de eventos extremos, mediante el ajuste de los datos de ocurrencia de heladas a la distribución Weibull, la cual, al ser evaluada respecto a la distribución normal, mostró mejor ajuste a los datos de acuerdo con el criterio de información de Akaike (AIC).

Si bien la distribución normal permite obtener buenas estimaciones en la modelación de las fechas de ocurrencia de heladas tardías y tempranas, la distribución Weibull se presenta como una alternativa, con la finalidad de mejorar la precisión de las estimaciones, y con ello reducir las brechas de riesgo entre los datos modelados y los datos reales registrados históricamente.

Se estimaron las fechas de ocurrencia de la primera y última helada con distintos niveles de riesgo enfocados en el cultivo del maíz; a partir de dichas fechas se estimó el periodo libre de heladas en el Estado de

México y se construyeron mapas de riesgo para visualizar su distribución espacial. Esta metodología puede emplearse para generar información local y actualizada ajustando los niveles de riesgo  $\alpha$  cuando éstos son conocidos para algún cultivo en particular.

Los resultados de este estudio tienen uso potencial en la planificación de la producción agrícola, a fin de mitigar los riesgos por heladas.

## Referencias

- Coles, S. (2001). *An introduction to Statistical Modeling of Extreme Values*. London, UK: Springer.
- CLICOM. (2015). *Datos climáticos diarios del CLICOM del SMN con gráficas del CICESE*. Recuperado de <http://clicom-mex.cicese.mx>
- García, C. R., Santillán, S. N., Quintero, N. M., Ojeda, B. S., & Velázquez, L. (2013). Extreme temperature scenarios in Mexicali, Mexico under climate change conditions. *Atmósfera*, 26(4), 509-520.
- Grassi, C. B. A., Muñoz, O. A., Castillo, M. E., & Camarillo, C. (1986). Riesgo de primeras y últimas heladas en Puebla y Tlaxcala respecto a los cultivos básicos. *Agrociencia*, 65, 125-139.
- Martínez, B. O. U., & Ruiz, M. C. (2005). *Riesgo de heladas para la agricultura en la región sureste del estado de Coahuila*. Publicación

- Especial Núm. 5.* Saltillo, México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias; Centro de Investigación Regional Noreste, Campo Experimental Saltillo.
- Martínez, J. Z., Saquet, M. A., Ramírez, A. M., Zamora, R. D. J. L., & Rodríguez, M. D. L. H. (2017). Política de Estado y producción de cereales: transformaciones territoriales en Valles Altos de México. *Campo-Territorio: Revista de Geografía Agraria*, 12(27). DOI: <https://doi.org/10.14393/RCT122701>
- Medina, J. A., Ruiz, G., Díaz, P., & Serrano, V. A. (2008). *Probabilidad de ocurrencia de heladas en el estado de Zacatecas*. Zacatecas, México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Centro de Investigaciones Regional Norte Centro. Técnico No. 8.
- Pájaro, H. D., & Ortiz, S. C. A. (1992). Estimación del periodo de crecimiento por disponibilidad de agua y libre de heladas para la República Mexicana. *Revista de Geografía Agrícola*, 17, 109-118.
- Pájaro, H. D., & Ortiz, S. C. A. (1988). Estimación del periodo libre de heladas para la República Mexicana. *Revista de Geografía Agrícola*, 17, 109-118.
- Peralta, H. A. R., & Barba, M. L. R. (2009). The risk of early and late frost behavior in central México under El Niño conditions. *Atmósfera*, 22(1), 111-123.

- Pereyra, D. D., Beltrán, C. S. J., Tiscareño, L. M., & Pérez, S. J. A. A. (2009). Periodo libre de heladas para el Estado de Aguascalientes y su relación con El Niño. *Investigación y Ciencia*, 17(45), 12-23.
- Pimentel-Alvarado, O., & Delgadillo-Aldrete, S. (2015). *Agenda Técnica Agrícola, Estado de México*. Benito Juárez, México: Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación.
- Ríos-Alejandro, J. G. (2011). Temperaturas extremas en la ciudad de Monterrey NL México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 17(2), 225-230.
- SIAP, Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. (2014). Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera. Recuperado de <http://siap.gob.mx>
- Thom, H. C. S. (1959). The distributions of freeze-data and freeze-free period for climatological series whit freeze-less years. *Monthly Weather Review*, 87(4), 136-144.

**Impacto del cambio climático y cambio de uso/cobertura de la tierra en la respuesta hidrológica y erosión hídrica en la subcuenca del río Quiscab**

**Impact of the climate change and the land use/land cover change in the hydrological and water erosion response in the Quiscab River subbasin**

Giovanni González-Celada<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1815-4978>

Ney Ríos<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7785-4413>

Laura Benegas-Negri<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1890-0213>

Freddy Argotty-Benavides<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-8002-7905>

<sup>1</sup>Instituto Privado de Investigación sobre Cambio Climático, Escuintla, Guatemala, [ggonzalez@icc.org.gt](mailto:ggonzalez@icc.org.gt)

<sup>2</sup>Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica, [ney.rios@catie.ac.cr](mailto:ney.rios@catie.ac.cr)

<sup>3</sup>Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica, [laura.benegas@catie.ac.cr](mailto:laura.benegas@catie.ac.cr)

<sup>4</sup>Ministerio del Ambiente, Magdalena del Mar, Perú, [fargotty@minam.gob.pe](mailto:fargotty@minam.gob.pe)

Autor para correspondencia: Giovanni González-Celada, [ggonzalez@icc.org.gt](mailto:ggonzalez@icc.org.gt), [edio.gonzalez@catie.ac.cr](mailto:edio.gonzalez@catie.ac.cr)

## Resumen

Este estudio determina el impacto del cambio climático y cambio de uso/cobertura de la tierra en la respuesta hidrológica y erosión hídrica de la subcuenca Quiscab, su área aproximada es 149.7 km<sup>2</sup>. Se usa el modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool). Se considera una línea base (1994-2015); un escenario de cambio climático RCP 8.5, modelo HadGEM2-ES al 2050; y dos escenarios hipotéticos de cambio de uso/cobertura (-80 % bosque, y +50 % bosque). Con el programa SWAT-CUP se hace la calibración en dos puntos. Los puntos de calibración presentan comportamiento hidrológico distinto entre caudales simulados y observados. El punto con menor intervención el ajuste hidrológico fue muy bueno (NS = 0.77; KGE = 0.87). El punto en sector de mayor intervención el ajuste hidrológico no fue satisfactorio (NS = -5; KGE = -0.8). Bajo los escenarios evaluados se prevé que el mayor impacto en la respuesta hidrológica y erosión hídrica será ocasionado por el cambio

climático. La producción de agua y erosión hídrica prevé reducirse hasta un 40 y 20 %, respectivamente. Si bien los datos observados son limitados, temporal y espacialmente, se logró simular el ciclo hidrológico y estimar la erosión hídrica; resalta la importancia de la instrumentación espacial y temporal de las cuencas nacionales.

**Palabras clave:** modelación hidrológica, simulación, respuesta hidrológica, erosión hídrica, modelo SWAT, cambio climático.

### **Abstract**

The following study determines the impact of climate change and the land use/land cover change in the hydrological and water erosion response in the Quiscab sub-basin, its approximate area is 149.7 km<sup>2</sup>. The SWAT (Soil and Water Assessment Tool) model is used. It is considered a baseline (1994-2015); a Climate change scenario RCP 8.5, HadGEM2-ES model up to 2050; and two hypothetical scenarios of the land use/land cover change (-80 % forest and +50 % forest). With the SWAT-CUP program, calibration is done in two sites. The site with the least intervention shows a good hydrological performance (NS = 0.77; KGE = 0.87). The site of the most intervention shows a non-satisfactory hydrological performance (NS = -5; KGE = -0.8). Based on the evaluated scenarios, it is predicted that the highest impact in the hydrological and water erosion response will be caused by climate change. The production of water and water erosion is predicted to be reduced up to 40 and 20 %, respectively. Even though

the observed data is limited, temporarily and spatially, it was possible to simulate the hydrological cycle and estimate the water erosion; highlighting the importance of the spatial instrumentation and temporary of the national basins.

**Keywords:** Hydrological modeling, simulation, hydrological response, water erosion, SWAT model, climate change.

Recibido: 19/06/2020

Aceptado: 30/11/2020

## Introducción

El agua juega roles en distintos procesos y se complica definirla en una categoría específica de servicio ecosistémico (Vörösmarty *et al.*, 2005); por ello podría considerarse un servicios ecosistémico transversal, dada

su habilidad para establecer la sostenibilidad de los ecosistemas vivos (Ripl, 2003).

La subcuenca del río Quiscab es uno de los dos principales ríos que drenan hacia el lago de Atitlán (MAGA-DIGEGR, 2013), y está dentro de la Reserva de Uso Múltiple de la Cuenca del Lago Atitlán (CONAP, 2007). Dicho lago es uno de los lagos más importantes del mundo (Rejmánková, Komárek, Dix, Komárková, & Girón, 2011), que se formó por un ciclo de erupciones llamado Los Chocoyos (Newhall, 1987). Últimamente el lago de Atitlán ha presentado problemas de incremento de contaminación del agua dadas las cargas de contaminantes que impactan negativamente y aceleran la eutrofización (Dix, Fortin, & Medinilla, 2003; Hernandez *et al.*, 2011; Komárek *et al.*, 2013; Rejmánková *et al.*, 2011).

Imbach, Molina, Locatelli y Corrales (2010) afirman que en el ámbito Mesoamericano la producción de agua potable es vulnerable al reducirse la precipitación a futuro, lo cual afecta el acceso a servicios ecosistémicos hidrológicos por el posible impacto del cambio climático; esto, como resultado de probables alteraciones de las condiciones hidrológicas del lugar (Zhang, Srinivasan, & Hao, 2007). Se estima que el cambio climático continuará su avance y se debe estar preparado para adaptarse y ser resiliente (Locatelli, 2014). Se prevé que Guatemala incrementará su temperatura entre 1 y 3 °C de 2010 a 2060, con cambios de hasta 75 mm de precipitación (Oglesby & Rowe, 2014).

Por otro lado, existe evidencia de que tanto el cambio climático como el cambio de uso/cobertura de la tierra son impulsores de cambio

directo en los ecosistemas, ocasionando transformaciones en la tasa de dotación de servicios ecosistémicos (Carpenter *et al.*, 2009; MEA, 2005). El cambio de cobertura de la tierra juega un papel importante en el ciclo hidrológico, pues procesos como la evapotranspiración dependen del tipo de cobertura, clima y capacidad de agua disponible para la planta, entre otros (Fitts, 2012; McNaughton & Jarvis, 1983; Zhang, Dawes, & Walker, 2001; Zhang, Walker, & Dawes, 1999), además de poder incrementar la escorrentía superficial o atenuarla. Bajo este contexto conocer la dinámica del ciclo hidrológico y erosión hídrica en la subcuenca del río Quiscab ante cambios futuros del clima y de uso/cobertura de la tierra es necesario.

Este estudio pretende determinar la respuesta hidrológica y erosión hídrica ante el cambio climático y cambio de uso/cobertura de la tierra en la subcuenca del río Quiscab, Guatemala. Para tal fin se utilizó el modelo SWAT (Arnold, Srinivasan, Muttiah, & Williams, 1998; Neitsch, Arnold, Kiniry, Williams, & King, 2005), el cual tiene la capacidad de incorporar anomalías climáticas y cambios de cobertura en el proceso de simulación (Neitsch *et al.*, 2005). Es un modelo operacional o conceptual (Arnold *et al.*, 1998; Zhang, 2014) semidistribuido (Arnold *et al.*, 2012) y de tiempo continuo a escala de cuenca, que opera en intervalos de tiempo diario; fue desarrollado para evaluar y predecir el impacto de las prácticas de manejo del suelo en la generación de agua, sedimentos, nutrientes y sustancias químicas agrícolas (Arnold *et al.*, 2012; Arnold *et al.*, 1998; Gassman, Reyes, Green, & Arnold, 2007; Neitsch *et al.*, 2005).

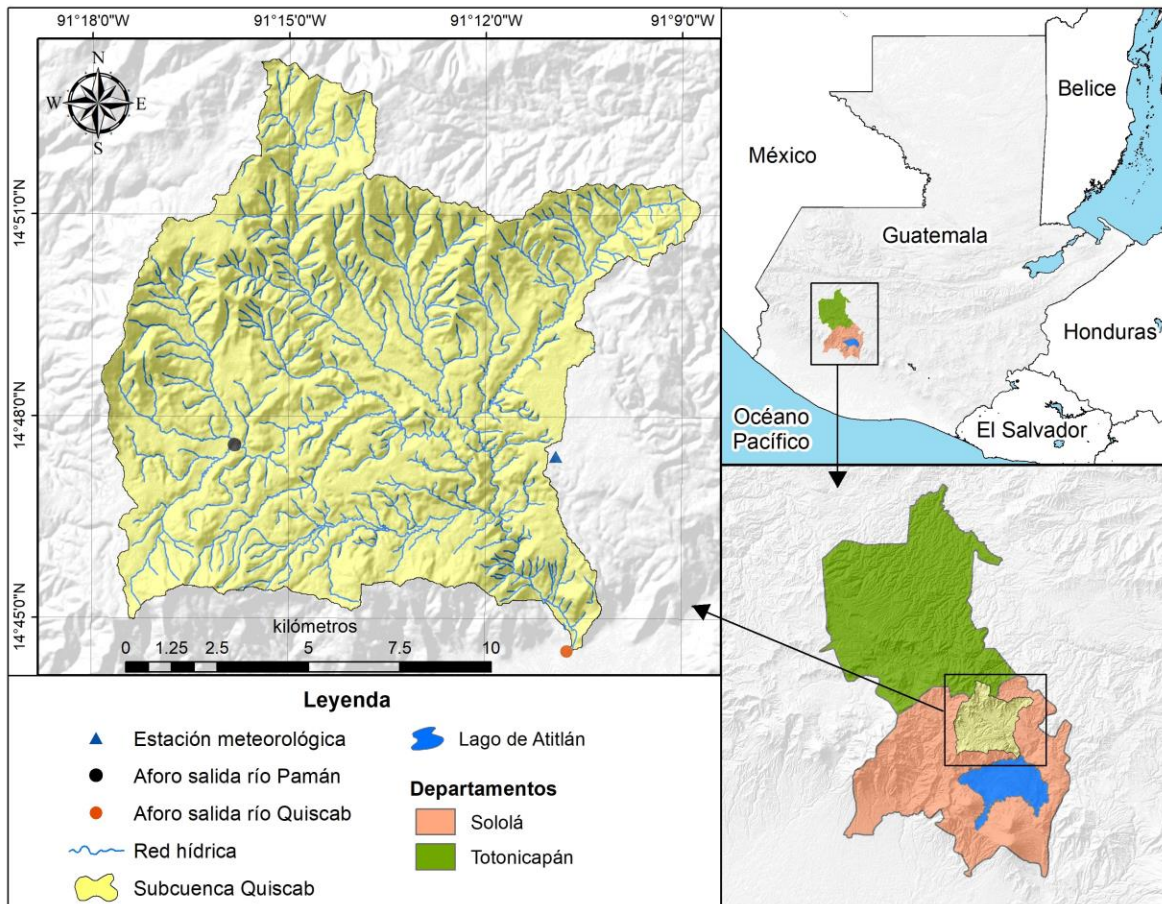
Arnold *et al.* (1998) mencionan que el modelo SWAT no requiere calibración para cumplir con su objetivo de predicción, esta es una realidad en cuencas con pobre instrumentación. El modelo SWAT simula los procesos hidrológicos en dos etapas: la primera es la fase terrestre del ciclo hidrológico (cantidad) y con base en ecuación de balance de masa; la segunda etapa consiste en el enrutamiento o conducción de las cargas simuladas en la fase terrestre hacia la red hídrica o reservorios (Arnold *et al.*, 2012; Neitsch *et al.*, 2005; Zhang, 2014).

## Métodos

### Área de estudio

La subcuenca del río Quiscab ( $14^{\circ} 48' 32.9''$  N,  $91^{\circ} 13' 51.89''$  O), pertenece a la cuenca del lago Atitlán de la vertiente del Pacífico, y posee

un área de 149.7 km<sup>2</sup>, que representa el 28 % de la cuenca del lago en mención (Figura 1).



**Figura 1.** Ubicación del área de estudio, subcuenca río Quiscab, cuenca lago Atitlán, Guatemala.

Su clima, según Thornthwaite, va de frío húmedo a semicálido muy húmedo (MAGA-DIGEGR, 2013; UPGGR-MAGA, 2009). Comprende tres zonas de vida de Holdridge: bosque muy húmedo montano subtropical (bmh-M); bosque muy húmedo montano bajo subtropical (bmh-MB), y el bosque húmedo montano bajo subtropical (bh-MB). El 35 % de su superficie corresponde a bosque; 38.6 %, a granos básicos; 4.8 %, a hortalizas; 1.3 % a pastos; 18.3 %, matorrales, y 0.1 %, a lugares con poca vegetación (GIMBUT, 2014; INAB & CONAP, 2015; MAGA-DIGEGR, 2015).

## Datos para el modelo SWAT

La simulación con el modelo SWAT requirió información climática y biofísica que se obtuvo de diferentes fuentes (Tabla 1). En cuanto al uso/cobertura local se reclasificó según la base de datos de SWAT. Se completó las variables de suelo con los programas *Soil Water Characteristic*, desarrollado por Saxton y Rawls (2006), y NumCur, para estimar variables de suelo no contenidas en las fuentes citadas. La estadística de las variables climáticas se calculó con la Macro 4.1 de

Microsoft Excel®. La información topográfica, de cobertura, suelos, clima y caudales fue sistematizada y analizada para configurar el modelo SWAT.

**Tabla 1.** Datos utilizados para configurar el modelo SWAT.

<b>Variable</b>	<b>Información</b>	<b>Fuente</b>
Topografía	Modelo de elevación digital (1:50 000), resolución espacial 20 m	MAGA, 2010
Uso/cobertura de la tierra	Mapa de bosques y uso de la tierra 2012 (1:50,000), mapa forestal por tipo y subtipo de bosque (1:50,000), y mapa de cobertura vegetal y uso de la tierra de la República de Guatemala (1:50 000)	GIMBUT, 2014; Inab & Conap, 2015; MAGA-DIGEGR, 2015
Tipo de suelo	Estudio semidetallado de los suelos del departamento de Sololá (1:50 000)	MAGA-DIGEGR, 2013
Clima	Estación meteorológica El Tablón, variables precipitación pluvial y temperatura (mínima y máxima). Periodo 1994-2015	INSIVUMEH, 2016

Caudal mensual	Datos de aforos de río Quiscab y Pamán. Periodos: 15 meses (entre 2013 y 2014) y 12 meses (entre 2007 y 2008)	URL-UNR-UVG-DRI-UCD, 2014; Xicay, 2011
Cambio climático	Plataforma MarkSim®, escenario de cambio climático RCP 8.5, y modelo HadGEM2-ES para el año 2050. Anomalías mensuales de precipitación y temperatura	Jones & Thornton, 2013

## Configuración y simulación modelo SWAT

El estudio se realizó con la extensión ArcSWAT 2012.10 (Winchell, Srinivasan, Di-Luzio, & Arnold, 2013) para el programa ArcGis® versión 10.2 (Esri Inc., 2014). Se definieron siete microcuencas para la subcuenca del río Quiscab y un periodo de calentamiento de tres años. El traslape único de topografía, suelo y vegetación generó las unidades de respuesta hidrológica (URH); la pendiente se categorizó según la clasificación de FAO (2009). Es así como el modelo SWAT —considerando los dos niveles

de heterogeneidad espacial, subcuencas y URH (Zhang, 2014)— simula el ciclo hidrológico en cada una de estas unidades, para luego combinarlas y calcular el balance hídrico en cada cuenca. El ciclo hidrológico es simulado según la ecuación dada a continuación, la cual define el contenido final de agua en el suelo en función del contenido inicial de agua en el suelo ( $SW_0$ ), tiempo ( $t$ ), precipitación ( $R_{day}$ ), escorrentía ( $Q_{surf}$ ), evapotranspiración ( $E_a$ ), percolación en el perfil del suelo ( $w_{seep}$ ), y flujo de retorno ( $Q_{gw}$ ); todos lo anteriores en escala diaria y en milímetros (Neitsch *et al.*, 2005):

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - w_{seep} - Q_{gw})$$

Por su lado, la erosión hídrica se calcula con la ecuación universal de pérdida de suelo modificada (MUSLE, por sus siglas en inglés) por Williams (1975a):

$$SYLD = 11.8 * (Q_{surf} * q_{peak} * area_{urh})^{0.56} * K_{USLE} * C_{USLE} * P_{USLE} * LS_{USLE} * CFRG$$

Donde  $SYLD$  es la erosión en un día dado ( $t$ );  $Q_{surf}$ , la escorrentía superficial ( $\text{mm H}_2\text{O ha}^{-1}$ );  $q_{peak}$ , la tasa máxima de escorrentía ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ );  $area_{urh}$ , el área de la URH (ha);  $K_{USLE}$ , el factor USLE de erodabilidad del

suelo;  $C_{USLE}$ , el factor USLE de cobertura y gestión;  $P_{USLE}$ , el factor USLE de práctica de soporte;  $LS_{USLE}$ , el factor USLE topográfico, y  $CFRG$  es el factor de fragmento macro. No se consideraron prácticas de conservación de suelo.

Previo a calibrar se realizaron ajustes de parámetros para lograr la mejor simulación de referencia o inicial. Se definió el método de Hargreaves y Samani (1985) para la evapotranspiración potencial. La curva número inicial (CN) se varió según las condiciones locales de la vegetación (condición hidrológica) y grupo hidrológico de los suelos (Cronshey, 1986). El coeficiente de rugosidad ( $n$ ) de Manning para flujo superficial se modificó para cada categoría de cobertura según Engman (1986). Finalmente, la rugosidad del canal principal y tributarios se modificó por el método tabular de Manning (Chow, 1994). Estableciéndose así la simulación inicial, que posteriormente fue sometida a calibración con la variable caudal medio mensual según se describe en la sección siguiente.

## Calibración y análisis de incertidumbre

El análisis de sensibilidad, calibración y análisis de incertidumbre se realiza con el algoritmo SUFI-2 (Abbaspour, Johnson, & Van Genuchten, 2004; Abbaspour *et al.*, 2007) incluido en el programa SWAT-CUP (Abbaspour, 2015). Dicho algoritmo realiza modelado inverso semiautomatizado, y combina optimización (calibración y análisis de sensibilidad) y análisis de incertidumbre (Abbaspour *et al.*, 2004; Abbaspour *et al.*, 2007), el cual cuantifica la incertidumbre de las salidas del modelo con la banda de predicción de incertidumbre del 95 % (95 PPU) a dos colas, a través de muestreo por método hipercubo latino. Para medir la bondad de ajuste de la calibración utiliza las reglas de P-factor y R-factor; la primera es la fracción de los datos observados más su error contenido en la banda 95 PPU, varía de 0 a 1; la segunda es la fracción entre la distancia media de los valores mínimos y máximos de la banda 95 PPU, y la desviación estándar de los datos observados (Abbaspour *et al.*, 2004; Abbaspour *et al.*, 2015; Abbaspour *et al.*, 2007).

La calibración se ejecutó con la variable caudal mensual y se realizó en dos puntos: uno en el río Pamán y otro en la desembocadura del río Quiscab. En el primer punto, el periodo de calibración fue de abril de 2014 a agosto de 2015, y para la desembocadura del río Quiscab, además del mismo periodo del río Pamán, se agregó otro registro (de septiembre de 2007 a agosto de 2008). La función objetivo que se utilizó para evaluar el ajuste hidrológico de la calibración fue el criterio de Kling-Gupta (Gupta, Kling, Yilmaz, & Martinez, 2009):

$$KGE = 1 - ED$$

$$D = \sqrt{(r - 1)^2(\alpha - 1)^2 + (\beta - 1)^2}$$

Donde  $ED$  es la distancia euclídea desde el punto ideal;  $\beta$ , el cociente entre la media de la simulación y la media de valores observados, representa el sesgo;  $\alpha$ , cociente entre las desviaciones estándar de la simulación y los datos observados, representa la variabilidad;  $r$ , el coeficiente de correlación lineal entre los datos simulados y los observados (Abbaspour, 2015; Gupta *et al.*, 2009). Se calcularon otros estadísticos de ajuste: Nash-Sutcliffe (NS); porcentaje de sesgo (PBIAS), y el ratio RSR o estandarización de la raíz del error cuadrático medio.

Se calcularon 600 simulaciones en dos iteraciones y se usó el método de sensibilidad global para definir las variables de mayor sensibilidad en la calibración del caudal. Los 12 parámetros de calibración se definieron con base en revisión de literatura (Abbaspour, 2015; Abbaspour *et al.*, 2015; Arnold *et al.*, 2012; Marcinkowski, Piniewski, Kardel, Giełczewski, & Okruszko, 2013; Me, Abell, & Hamilton, 2015; Rostamian *et al.*, 2008; Santhi, Kannan, Arnold, & Di-Luzio, 2008; Singh, Bankar, Salunkhe, Bera, & Sharma, 2013) y la sensibilidad global (Tabla 2).

**Tabla 2.** Parámetros usados para la calibración en dos puntos de la subcuenca Quiscab.

<b>Parámetro</b>	<b>Descripción</b>	<b>Rango de calibración</b>
r_CN2.mgt	Curva número para condición de humedad II	-0.17 a 0.03
r_SOL_AWC().sol	Capacidad de agua disponible en el suelo, mm/mm suelo	-0.15 a 0.03
v_GW_REVAP.gw	Coefficiente de retorno de agua del acuífero a la zona de raíces	0.07 a 0.24
v_ALPHA_BF.gw	Factor alfa de la curva de recesión de agua subterránea del acuífero profundo, 1/días	0.34 a 1.0
v_GW_DELAY.gw	Tiempo de retardo para recarga del acuífero, días	0.00 a 243.97
v_ESCO.URH	Factor de compensación de evaporación del suelo	0.20 a 0.75
v_CH_N2.rte	Coefficiente "n" de Manning para el canal principal	0.14 a 0.30
r_SOL_K().sol	Conductividad hidráulica saturada, mm/h	-0.80 a -0.0066
v_CH_K1.sub	Conductividad hidráulica efectiva en el canal tributario, mm/h	17.18 a 55.32

v_RCHRG_DP.gw	Coeficiente de percolación del acuífero profundo.	0.40 a 1.00
r_SLSUBBSN.URH	Longitud de pendiente promedio, m	0.09 a 1.00
r_SOL_BD().sol	Densidad aparente del suelo, g/cm <sup>3</sup>	-0.10 a 0.14

## **Escenario de cambio climático y cambio de uso/cobertura de la tierra**

Posterior a la calibración se incorporaron escenarios prospectivos, uno de cambio climático y dos de cambio de uso/cobertura de la tierra, los cuales fueron comparados con el escenario base (1994-2015), y se consideraron cambios relativos y la variabilidad asociada. Para cada escenario, la siguiente configuración del modelo SWAT no fue modificada: topografía, tipo de suelo, y división de cuencas.

El escenario de cambio climático supone que la distribución espacial de la precipitación, temperatura y uso de la tierra son constantes; mientras que la distribución espacial de precipitación no cambia. Es así como se evalúa el escenario RCP 8.5 al año 2050. Se seleccionó este

escenario por los criterios siguientes: es el más crítico del CMIP5 (Cubasch *et al.*, 2013); similitud en forzamiento radiativo (Meinshausen *et al.*, 2011), y en anomalía de temperatura con los otros escenarios (RCP 4.5 y RCP 6.0) (Collins *et al.*, 2013); al año 2050. Además, el último año de la simulación base fue el más caliente en la superficie global de la tierra (Hansen, Sato, Ruedy, Schmidt, & Lo, 2016; WMO, 2016), y en Guatemala, al 2015, se reporta que las estaciones monitoreadas presentaron mayores frecuencias (días) con temperaturas medias diarias superiores al promedio en el periodo 1981-2010 (Amador, Hidalgo, Alfaro, Durán-Quesada, & Calderón, 2016).

Se usó el Modelo de Circulación General (GCM) HadGEM2-ES (Hadley Centre Global Environmental Model versión 2, Earth System Model) (Collins *et al.*, 2011; Jones *et al.*, 2011; Martin *et al.*, 2011), con reducción de escala por el método estadístico de la plataforma MarkSim® (Jones & Thornton, 2013).

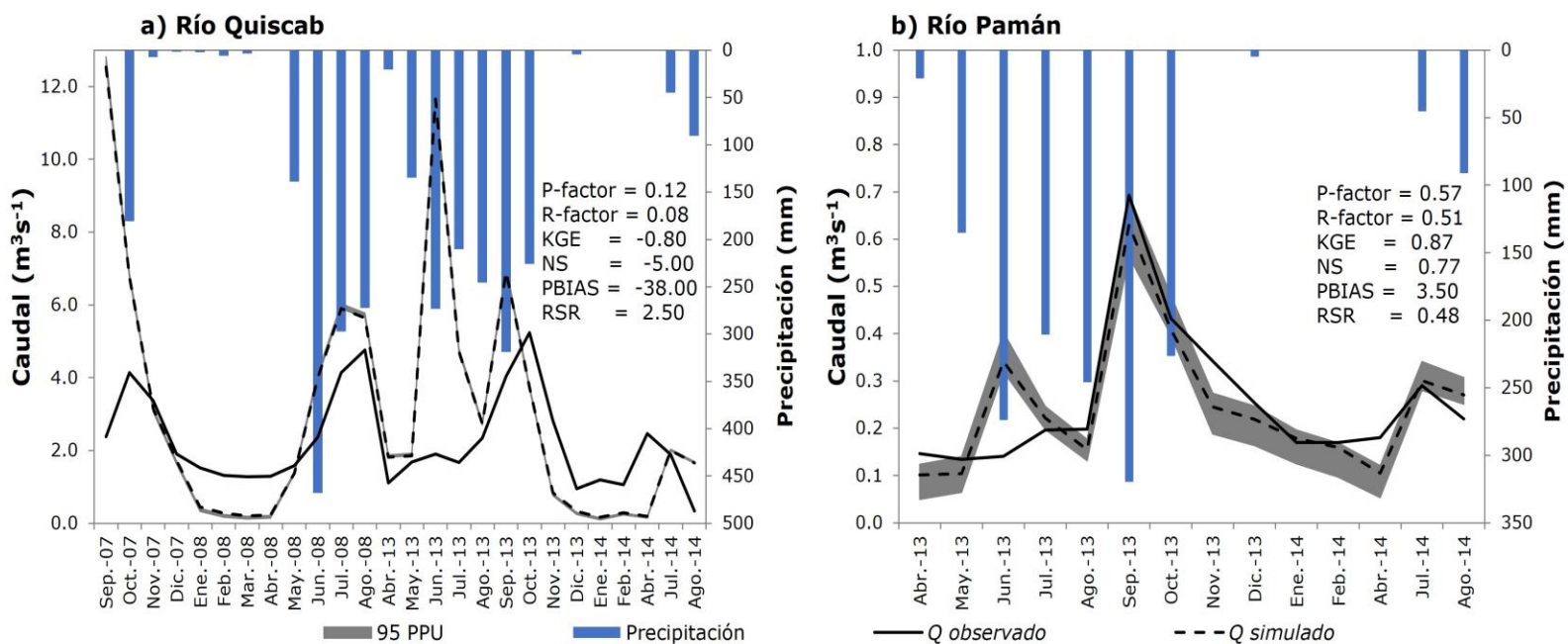
La elección de este modelo se debe a que se ubica en el tercio de modelos con mayor magnitud (> 66 %) de la anomalía de temperatura, considerando los 17 modelos de MarkSim®; de allí que es probable que las anomalías de este modelo sucedan (Stocker *et al.*, 2013). El modelo HadGEM2-ES incluye componentes de la atmósfera, océano, estratósfera y del sistema terrestre (Earth-System, ES); este último contiene la dinámica de la vegetación, biología del océano y química de la atmósfera (Jones *et al.*, 2011; Martin *et al.*, 2011).

Para la dinámica de cambio de uso/cobertura de la tierra (CUCT) se plantearon dos escenarios hipotéticos: a) reducción del 80 % (CUCT 1); b) e incremento del 50 (CUCT 2) de la superficie de bosque. En la configuración del modelo SWAT, el clima no fue modificado. Estos escenarios están representados por la dinámica entre bosque y pastos, matorrales y lugares con poca vegetación; esta conversión fue establecida por la proximidad espacial. El uso de escenarios hipotéticos de cambio de uso/cobertura de la tierra y de cambio climático se aplica en varios estudios donde se utiliza el modelo SWAT (Chen, Ale, Rajan, Morgan, & Park, 2015; Gassman *et al.*, 2007; Morán-Tejeda *et al.*, 2015; Qi, Sun, Wang, McNulty, & Myers, 2009; Zhang, Nan, Xu, & Li, 2016).

## Resultados

### Calibración del modelo SWAT

De los dos puntos de calibración, la mejor fuerza de calibración y evaluación de incertidumbre la presentó el río Pamán, dado su valor de P-factor próximo al 70 % recomendado por Abbaspour *et al.* (2015) para la variable descarga. También los criterios NS, RSR y PBIS presentaron valores muy buenos según escala propuesta por Moriasi *et al.* (2007); el criterio de Kling-Gupta tuvo un comportamiento muy bueno, dado que sus tres componentes: sesgo, variabilidad y correlación lineal fueron cercanos a su valor óptimo (1) (Figura 2).



**Figura 2.** Calibración de modelo SWAT en la subcuenca del río Quiscab.

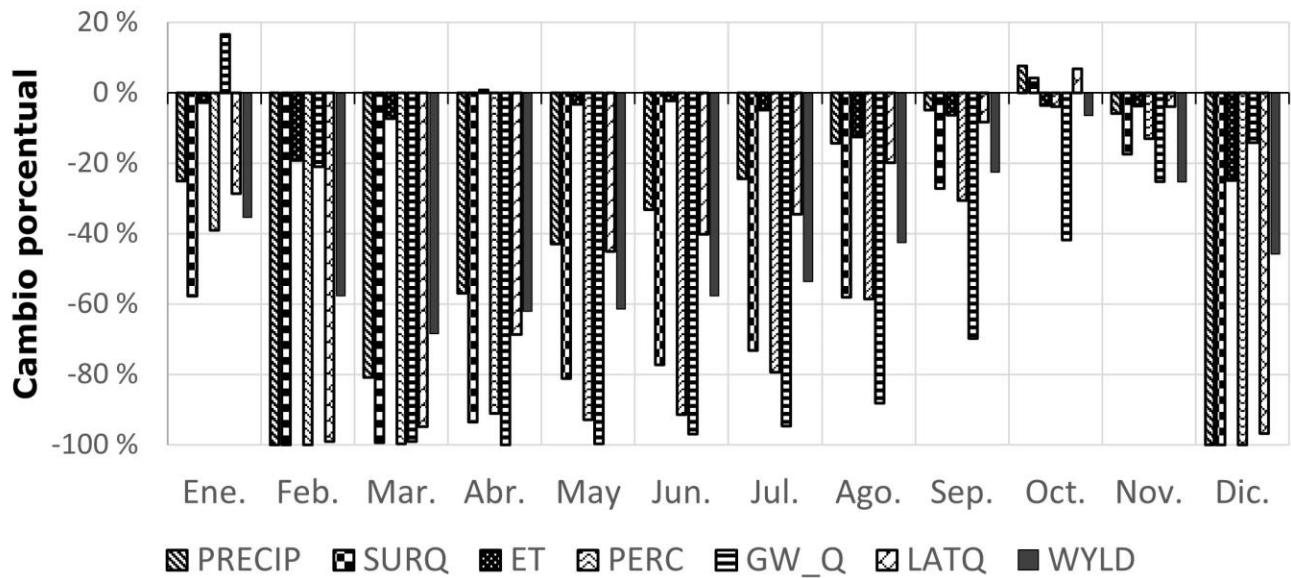
En cuanto a la sensibilidad de los parámetros sujetos a calibración, 8 de los 12 presentaron la mayor sensibilidad ( $p \leq 0.05$ ) al ajuste de la descarga: conductividad hidráulica saturada, curva número, conductividad hidráulica efectiva del canal tributario, factor de compensación de evaporación del suelo, coeficiente de percolación del acuífero profundo, longitud de pendiente promedio, capacidad de agua disponible en el suelo y densidad aparente del suelo.

## **Efecto del cambio climático en la respuesta hidrológica y erosión hídrica**

Durante el escenario base (1994-2015) en la subcuenca del río Quiscab, el aporte medio anual de la precipitación pluvial fue igual a  $1\,472 \pm 276.4$  mm; mientras, la producción de agua fue de  $696 \pm 224.2$  mm; escorrentía superficial de  $234 \pm 113.5$  mm; flujo lateral de  $316 \pm 74$  mm; flujo base de  $61 \pm 31.2$  mm; percolación de  $150 \pm 75.3$  mm, y erosión hídrica de  $26.8 \pm 15$  t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>; la mediana de la evapotranspiración actual fue de

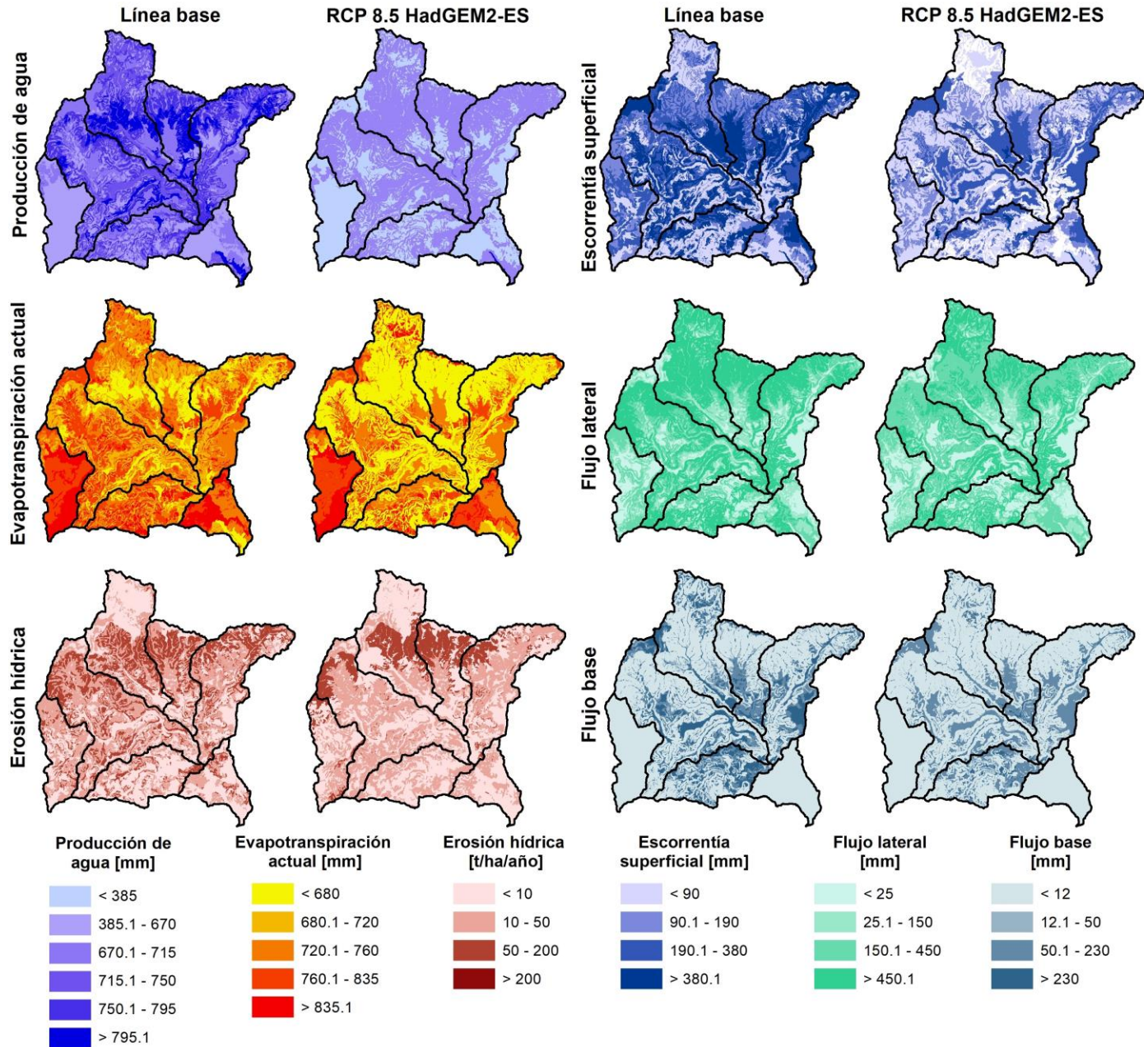
749.6 mm (724.4-781.0). Entretanto, el caudal simulado medio anual en la salida de la subcuenca del río Quiscab fue de  $3.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ .

Para el año 2050, bajo el escenario de cambio climático RCP 8.5 del modelo HadGEM2-ES, se sugieren cambios anuales de -23 %, -6 %, -40 % y -51 % para precipitación pluvial (PRECIP), evapotranspiración actual (ET), producción de agua (WYLD) y percolación (PERC), respectivamente. La recarga hídrica (GW\_RCHG) disminuiría 48 % y la erosión hídrica (SYLD) se prevé experimentará una reducción anual del 20 %. A escala mensual multianual se prevé el mayor cambio de las variables hidrológicas PRECIP, ET, y WYLD en -100, -19 y -68 %, respectivamente (Figura 3). La recarga y erosión hídrica prevé su mayor cambio en -86 y -100 %, respectivamente.



**Figura 3.** Cambio porcentual promedio mensual de las fracciones del balance hídrico ante cambio climático al 2050.

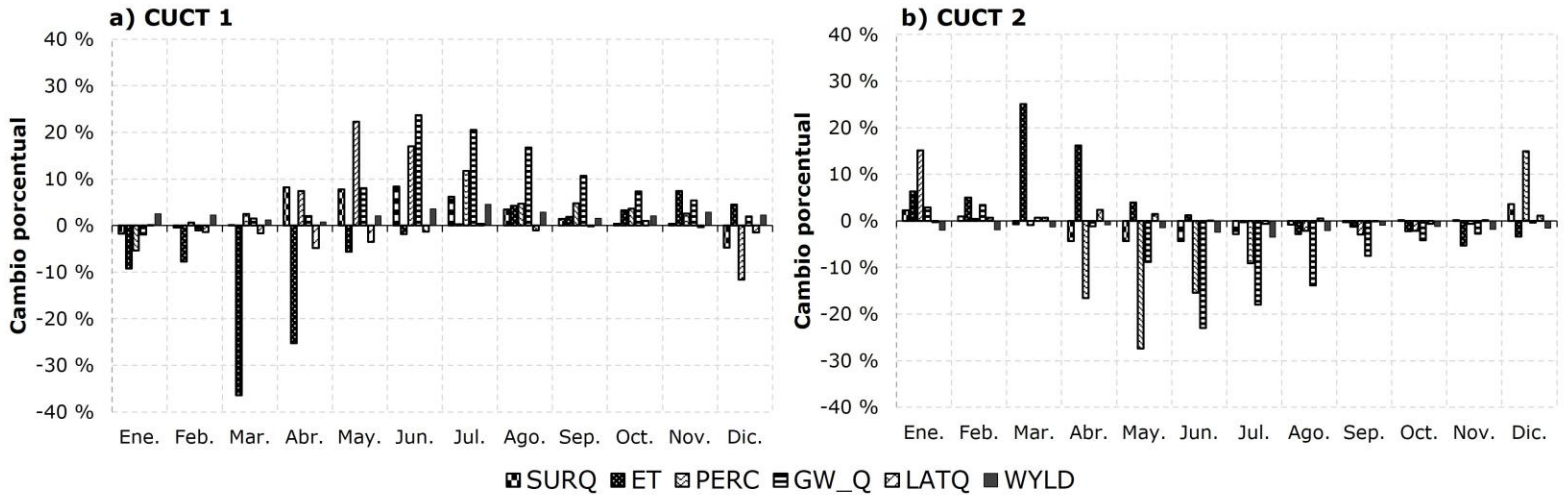
A lo largo del año con el escenario RCP 8.5 al 2050 se espera que la variabilidad se incremente de manera leve para ET, PRECIP y flujo lateral (LATQ) (6-15 %); moderada para escorrentía superficial (SURQ), WYLD y GW\_RCHG (entre 15 y 35 %), y severa para PERC, flujo base (GW\_Q) y SYLD (> 35 %), todas con respecto a la línea base. El cambio espacial de los componentes del balance hídrico, producción de agua y erosión hídrica se presenta en la Figura 4, donde se observa el efecto del escenario de cambio climático, y se prevé reducción generalizada de estas variables hidrológicas y erosión hídrica.



**Figura 4.** Respuesta hidrológica y erosión hídrica ante cambio climático en subcuenca del río Quiscab.

## **Efecto del cambio de uso/cobertura en la respuesta hidrológica y erosión hídrica**

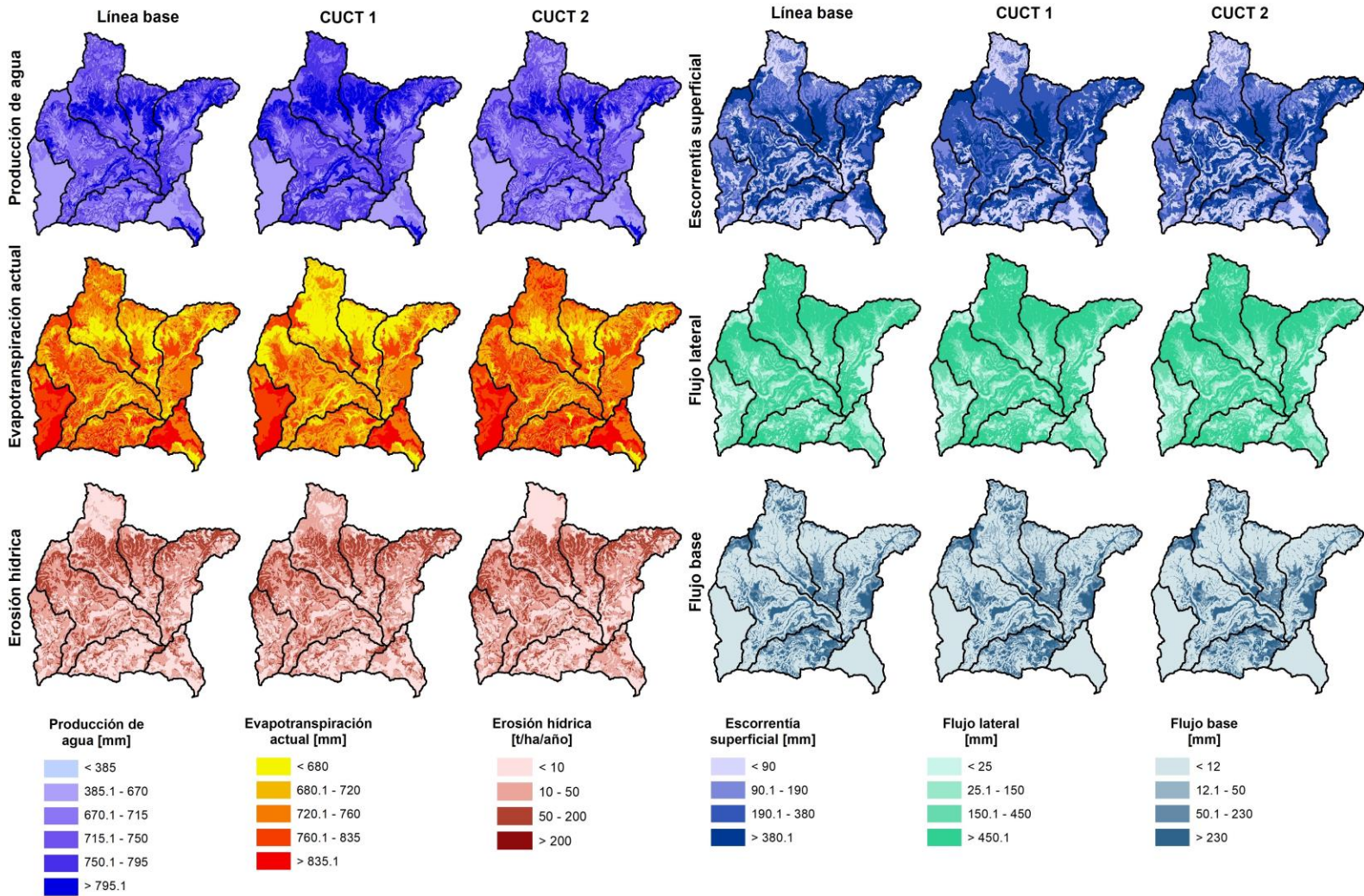
El posible cambio anual bajo el escenario de CUCT 1 (-80 % bosque) sería -3 % para ET; por su lado, WYLD, SURQ, LATQ, GW\_Q, recarga y erosión hídrica se prevé cambiarán +3, +4, -1, +10, -1 y +10 %, respectivamente. En promedio a escala mensual multianual, los mayores cambios para las variables ET, WYLD, SURQ, GW\_Q serán -36, +5, +8 y +24 %, respectivamente (Figura 5). La recarga y erosión hídrica sugieren sus mayores cambios en el orden de +10 y +61 %, respectivamente. La variabilidad (coeficiente de variación) a lo largo del año presentará cambios muy leves (< 6 %) para las variables SURQ, PERC, GW\_Q, LATQ, WYLD y GW\_RCHG; leves para ET (entre 6 y 15 %), y moderados para la erosión hídrica (entre 15 y 35 %).



**Figura 5.** Cambio porcentual promedio mensual de las fracciones del balance hídrico ante dos escenarios de cambio de cobertura.

Se sugieren cambios promedio anuales bajo el escenario de CUCT 2 (+50 % bosque), donde ET incrementaría 2 %, SURQ -2 %, GW\_Q -8 %, y WYLD -2 %, recarga -14% y erosión hídrica -1 %. LATQ no experimentaría cambio en el balance anual. Con respecto al cambio promedio mensual (Figura 5), se prevén los mayores cambios para las variables ET, WYLD, SURQ, LATQ, y GW\_Q, en +25, -3, -4, -23 +2 %, respectivamente. La recarga hídrica presentará su mayor cambio de -28 %, y la erosión hídrica en +34 %. La variabilidad durante el año de las fracciones del balance y la erosión hídrica se sugiere presentaría cambios muy leves ( $CV < 6 \%$ ).

La dinámica espacial de los componentes del balance hídrico, producción de agua y erosión hídrica se presenta para los dos escenarios hipotéticos de cambio de uso/cobertura, donde es evidente que el escenario -80 % de la cobertura bosque (CUCT 1) provocaría incremento en producción de agua, escorrentía superficial, flujo base y erosión hídrica. La evapotranspiración real presenta reducción. El escenario de incremento de 50 % del bosque (CUCT 2) se prevé reduciría la escorrentía superficial, flujo base, producción de agua y erosión hídrica, con un incremento de la evapotranspiración real (Figura 6).



**Figura 6.** Respuesta hidrológica y erosión hídrica ante cambios de cobertura de la tierra en subcuenca del río Quiscab.

## Discusión

### Calibración del modelo SWAT

La falta de ajuste entre caudales simulados y observados en un punto de calibración indica falta de emparejamiento general. Se utilizó el enfoque de calibración multisitio (Cao, Bowden, Davie, & Fenemor, 2006), sin embargo los datos observados de caudal (también de lluvia) disponibles son de limitado detalle espacial, contrario a lo que recomiendan Zhang, Srinivasan y Van Liew (2008) para este enfoque, lo cual resulta en una limitada calibración espacial (Arnold *et al.*, 2012) y salidas enmascaradas del modelo (Takken *et al.*, 1999), pues el buen ajuste en un punto (río Pamán) no se reflejó en la calibración en la salida del río Quiscab; además, la distribución temporal de caudales observados es pobre. Estas limitaciones espacio-temporales de datos, caudal y clima conducen a errores en los modelos de simulación (Refsgaard & Storm, 1996), lo que se confirma con los factores de evaluación de incertidumbre, que reflejan la mala calidad de los datos observados (Abbaspour *et al.*, 2007).

Las condiciones morfométricas (densidad de drenaje, tiempo de concentración) de la subcuenca Quiscab propician su alta eficiencia en evacuar la lluvia que recibe, dada su baja permeabilidad y rápida respuesta hidrológica (Horton, 1932), lo que se presenta en altos valores de caudal en época lluviosa. Además, la alta carga de sedimentos transportados en su lecho en eventos de tormenta hace difícil establecer puntos de aforo fijos (Hernández-Moreno, Álvarez-Nuñez, Girón, & Gutiérrez-López, 2011). Al adicionar en el análisis la ubicación del punto de aforo, hora de medición y acceso al punto de aforo, la incertidumbre del instrumento y personal dificultan la toma de datos que reflejen de modo adecuado la descarga natural del río; ello se traduce en errores registrales de valores observados (Refsgaard & Storm, 1996).

Aunque el modelo conceptual de SWAT permite considerar la extracción de agua (Neitsch *et al.*, 2005), y así mejorar la calibración de caudales, no se dispone de un registro histórico de puntos de aforo y monitoreo en la subcuenca, situación observada en el recorrido de campo. La extracción es un factor para considerar a monitorear debido que la fuente principal de acceso hídrico en esta zona es a través de ríos y manantiales (IARNA-URL, 2013).

Dadas las limitaciones de datos observados para calibración, característica típica de cuencas poco instrumentadas, se alcanzó un ajuste bueno de calibración de caudal en un punto de la subcuenca Quiscab. Lo positivo fue evidenciar la variabilidad espacial de la variable caudal debido a que en una microcuenca (Pamán) poco intervenida la calibración fue

satisfactoria, situación que no se presentó en otro punto de alta intervención. Se evidencia que la información de uso, consumo y gestión es necesaria en zonas de alta intervención.

## **Efecto del cambio climático en la respuesta hidrológica y erosión hídrica**

Al incorporar la anomalía clima, precipitación y temperatura, se esperaba que los otros componentes del ciclo del agua se modifiquen, pues la precipitación es el principal componente de este ciclo (Brutsaert, 2005; Davie, 2008; Han, 2010) y la temperatura es uno de los componentes que gobierna la evapotranspiración (Fitts, 2012), donde la fracción transpiración es el proceso de mayor pérdida de agua de la cuenca (Fetter, 2000). Los cambios moderados a severos que se prevén en la respuesta hidrológica y erosión hídrica de la subcuenca Quiscab se deben en gran medida a la reducción de la tasa de evapotranspiración por la disminución de la capacidad de agua disponible en el suelo y la intercepción vegetal y se desconoce la capacidad de amortiguamiento natural del ecosistema local.

En cuanto a la variabilidad del régimen anual de los componentes del balance hídrico, se incrementará, y con ello los cambios en época seca y lluviosa podrán ver un incremento de problemas de estrés hídrico y escasez de agua (Arnell, 2004; Revenga, Brunner, Henninger, Kassem, & Payne, 2000); cambio de aptitud agrícola (Bouroncle *et al.*, 2016); e impactos en agua potable (Imbach *et al.*, 2010), y en otros servicios hidrológicos del ecosistema.

En comparación con otros estudios, con el uso del modelo SWAT se revelan respuestas hidrológicas variables ante el efecto de cambio climático en otras latitudes. Por ejemplo, en EUA, para dos cuencas de Idaho, se proyectan caudales máximos en el rango de  $-198$  y  $+106 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , predominando anomalías positivas de precipitación y temperatura; en una de las cuencas prevalece cobertura forestal y, en la otra, cobertura diversa (Jin & Sridhar, 2012). Chien, Yeh y Knouft (2013), lo cual sugiere una reducción del caudal anual entre 41.1 y 45.2 % para el periodo 2051-2060 para cuatro cuencas del río Mississippi, donde destaca el uso agrícola (> 68 %).

En la cuenca del río Nilo Azul, Koch y Cherie (2013) estimaron que ante el escenario A2 los mayores cambios de precipitación, producción de agua y evapotranspiración fueron -13, -45 y -2 %, respectivamente. Igualmente en África, Awotwi, Kumi, Jansson, Yeboah y Nti (2015) mostraron que la escorrentía superficial, flujo base y evapotranspiración incrementarían 26, 24 y 6 %, respectivamente, ante cambio climático. En la India, Pandey, Gosain, Paul y Khare (2016) cuantificaron que ante

cambio climático en la cuenca Armur, la evapotranspiración y producción de agua incrementarán 28 y 49 %, respectivamente. En Chile, Stehr, Debels, Arumi, Alcayaga y Romero (2010) modelaron en la cuenca del río Biobío que ante cambio climático el caudal disminuye entre 32 y 45 %.

La erosión promedio anual de la subcuenca Quiscab actualmente es moderada según la clasificación de FAO (1980). Esta categoría, en gran medida, se debe a las características geomorfológicas y de paisaje del área de estudio (MAGA-DIGEGR, 2013). La erosión promedio simulada en la línea base,  $26.8 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , se asemeja al promedio entre erosión potencial y erosión potencial por sobreuso en la subcuenca Quiscab ( $24 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) estimada por Pineda (2009). En la subcuenca Quiscab, la combinación de malas prácticas de conservación de suelo y vegetación, al combinarse con las características inherentes geomorfológicas, exacerban la erosión en la zona, sin olvidar que la subcuenca está por alcanzar el equilibrio del ciclo de erosión de acuerdo con el criterio de Strahler (1957).

En esta subcuenca, la erosión hídrica se prevé tenga una reducción de 20 % debido a que los factores decisivos, lluvia y escorrentía superficial, disminuyeron 23 y 51 %, respectivamente, resultando en pérdidas de suelo menores a la línea base (FFTC, 1995; Morgan, 1997). La disminución de la escorrentía superficial es clave, pues el método de estimación de la erosión utilizado, MUSLE, usa dicha variable como factor de energía (Williams, 1975a; Williams, 1975b). También la anomalía de precipitación juega un rol importante, dado que la cantidad e intensidad

de lluvia son los factores que controlan los cambios de erosión ante cambio climático (Nearing, Pruski, & O'neal, 2004).

Similarmente a este estudio y con el uso del modelo SWAT, en Vietnam, Khoi y Suetsugi (2013) proyectan que ante cambio climático (escenario A1B) al 2050, la producción de sedimentos se reducirá 1.4 %. De la misma manera, en China, Yu, Xie y Meng (2017) prevén reducción de hasta 1.4 Mt mes<sup>-1</sup>, en el periodo 2049-2064, bajo los modelos ESM2M, HadGEM2 y CM5A del CMIP5. Opuestamente, en Vietnam, Khoi y Suetsugi (2013) indican que para el 2080, los sedimentos aumentarán 4.5 % ante una subida de temperatura promedio de 2.9 °C. De igual forma, Thai, Thao y Dieu (2017) estiman incremento de la pérdida de suelo desde 6.2 (2020-2039) hasta 25.5 % (2080-2100).

Para la erosión hídrica, las prácticas de conservación del suelo pueden jugar un rol protagónico en el control de las fases erosivas de desprendimiento y transporte de suelo (Morgan, 1997), como son los residuos vegetales que cubren el suelo (Cogo, Moldenhauer, & Foster, 1984; Jin *et al.*, 2008; Jordán, Zavala, & Gil, 2010); medidas agronómicas a mantener e incrementa la densidad de cobertura vegetal (Fullen, Guerra, Jorge, & Alexandre, 2014); y métodos mecánicos de conservación de suelos, como terrazas, cortinas rompevientos y barreras de protección, entre otras (Fullen *et al.*, 2014; Morgan, 1997).

## **Efecto del cambio de uso/cobertura en la respuesta hidrológica y erosión hídrica**

En los escenarios hipotéticos de cambio de uso/cobertura de la tierra planteados existen cambios anidados de los componentes del ciclo hidrológico, tal es el caso de la evapotranspiración real (ET), la cual es calculada por el modelo SWAT en función de la evaporación del agua interceptada por el dosel, y tasas máximas de transpiración del dosel y evaporación del suelo (Neitsch *et al.*, 2005). Considerando que la ET es el factor clave para entender el efecto en la producción de agua del cambio de cobertura (Morán-Tejeda *et al.*, 2015), se deben entender los elementos que constituyen este flujo, como temperatura, área foliar, radiación y albedo de la superficie, entre otros (Fitts, 2012; McNaughton & Jarvis, 1983; Zhang *et al.*, 2001; Zhang *et al.*, 1999).

Por consiguiente, al reducir la cobertura de bosque 80 % (CUCT 1), se disminuyó el área foliar potencial, índice de área foliar e interceptación; por lo tanto, se redujo la evapotranspiración. Esto se presenta dado que el área foliar está relacionada con la interceptación y radiación, y define el área foliar disponible para evapotranspiración (Zhang *et al.*, 1999), por lo que, el agua que se dejó de evapotranspirar (-3 %) e interceptar favoreció los otros flujos del ciclo del agua, incrementando la escorrentía superficial,

flujo base y, en consecuencia, la producción de agua, pues la vegetación afecta la escorrentía superficial por los cambios de intercepción y evapotranspiración (Zhang *et al.*, 2001; Zhang *et al.*, 1999).

Asimismo, al darse un cambio de cobertura también se modifica la curva número (CN), y con ello cambian la escorrentía y producción de agua debido a que en este estudio se utiliza el método de la CN para generar escorrentía, tal como lo demuestran Kundu, Khare y Mondal (2017) en la relación entre cambios de CN y producción de agua.

Similar a la respuesta que se prevé en la subcuenca Quiscab, en Carolina del Norte, EUA, Qi *et al.* (2009) muestran la reducción de la evapotranspiración (7 %) y un incremento de la producción de agua (14 %) ante un cambio total de cobertura boscosa a cultivos y pastizales. Del mismo modo, en la India, Kundu *et al.* (2017) concluyen que el cambio de uso de la tierra hacia aumento de agricultura mostró incremento de la producción de agua (hasta 17.5%) y disminución de la evapotranspiración real (hasta 8.4 %).

El aumento de la cobertura de bosque del 50 % (CUCT 2) en la subcuenca Quiscab presentó cambio en los flujos del balance en dirección contraria a los que se prevén para CUCT 1 (-80 % de bosque). La evapotranspiración real incrementó (+2 %) por ampliación del área foliar y, por defecto, aumentó la intercepción de la precipitación; esto provocó la reducción de la escorrentía superficial, flujo base y producción de agua en -2, -8 y -2 %, respectivamente.

En igual dirección de incremento de cobertura boscosa en la cuenca Aragón de España, Morán-Tejeda *et al.* (2015) estimaron reducción de escorrentía superficial anual en 7.4 %. De igual manera, en Ecuador, al incrementar el área de bosque se aumentó la evapotranspiración con la reducción de flujos rápidos (Crespo *et al.*, 2008). En China, Wei *et al.* (2016) evidenciaron el mayor incremento en escorrentía superficial y producción de agua ante un aumento de la cobertura forestal de 30.39 %.

La dinámica de erosión por cambio de cobertura en la subcuenca Quiscab es leve (+10 y -1 % para CUCT 1 y 2, respectivamente), considerando el alto cambio relativo de cobertura. Hallazgos similares al escenario CUCT 2 (+50 % bosque) muestran Phan, Wu y Hsieh (2011) en Vietnam, cuando el área de pastizales se convirtió en bosque, ya que la carga de sedimentos disminuyó 6.08 %. Del mismo modo, en Brasil, Blainski, Porras, Garbossa y Pinheiro (2017), en cuencas con reducción de superficie de pasto e incremento del bosque, se presentó disminución de la erosión de > 20 a 12.1-20 t ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

Además, Li, Zhang y Peng (2015) plantean que el bosque y pastizales tienen similar efecto de reducción de erosión, pues ambos usos manifiestan similar capacidad de infiltración que reduce la fuerza erosiva de la lluvia (Nunes, De-Almeida, & Coelho, 2011). Aunque la cobertura boscosa es más efectiva, si la cubierta herbácea es densa puede llegar a tener similar eficiencia (Morgan, 1997). La dinámica de erosión y sedimentos puede ser más sensible al plantear cambios de cobertura de

bosque o pastos hacia agricultura (Alibuyog *et al.*, 2009; Da-Silva, Silva, & Souza, 2016; Huang & Lo, 2015), ya que las tierras de cultivo son más propensas a erosión que el bosque y se acelera el movimiento del suelo, sobre todo en lugares de relieve pronunciado (Bakker *et al.*, 2008; Brooks, Ffolliott, & Magner, 2012).

## Conclusiones

Con datos observados limitados —temporal y espacialmente— se simuló el ciclo hidrológico y erosión hídrica, donde un punto de calibración fue satisfactorio (río Pamán), y otro no satisfactorio (río Quiscab), que se diferencian por la intervención del territorio. Resalta la importancia del monitoreo hidrológico, y conocer la dinámica de uso y gestión del agua para lograr mejores ajustes hidrológicos en zonas de alta intervención, e incrementar el uso potencial de la modelación hidrológica como herramienta de planificación.

Ante el escenario de cambio climático RCP 8.5 del modelo HadGEM2-ES al año 2050, se prevé reducción severa generalizada de los

componentes del balance hídrico y producción de agua a escala anual y mensual, con cambios de leves a severos en la variabilidad del régimen hidrológico anual. Se espera reducción de moderada a severa de recarga a los acuíferos; de manera similar, la erosión hídrica se reducirá mensual y anualmente, y su variabilidad anual disminuirá severamente.

Debido al cambio de cobertura, cada año se incrementarán los flujos del balance hídrico (con excepción de la evapotranspiración actual, flujo lateral y recarga hídrica), producción de agua, escorrentía superficial, flujo base y erosión hídrica ante el escenario de reducción del 80 % de bosque. Opuestamente, ante el escenario +50 % de bosque, dichos componentes disminuirán y la evapotranspiración real se incrementará. Cambios muy leves a moderados se esperan en la variabilidad del régimen hidrológico anual y de erosión hídrica para ambos escenarios.

Es mayor la sensibilidad de los componentes del balance hidrológico y erosión hídrica ante el escenario de cambio climático que los escenarios hipotéticos de cambio de uso/cobertura de la tierra. Ante cambio climático se pronostican mayores cambios a escala mensual y anual, y de variabilidad del régimen anual.

Los cambios en erosión hídrica estimados en los escenarios de cambio de cobertura se determinan de leves a moderados, dado el alto cambio relativo de superficie de transición. Las coberturas involucradas en la dinámica (bosque, pastizales y matorrales) son responsables de las menores tasas de erosión anual en comparación con la agricultura anual.

En la subcuenca Quiscab, el uso/cobertura bosque (conífera, latifoliado y mixto) no garantiza producción de agua; no obstante, su presencia muestra la regulación de flujos del balance hidrológico y erosión hídrica.

### **Agradecimientos**

Esta publicación fue posible gracias al apoyo de la Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID) bajo los términos del Acuerdo Cooperativo No. AID 596-A-13-00002 (Programa de Cambio Climático Regional de USAID), ejecutado por el CATIE, IUCN, CARE International y TerraGlobal Capital LLC. Los contenidos y opiniones expresadas aquí no son responsabilidad del Programa Regional de Cambio Climático y no reflejan necesariamente las opiniones de USAID, del Gobierno de los Estados Unidos o de los implementadores del Programa.

### **Referencias**

- Abbaspour, K. C. (2015). *SWAT-CUP: SWAT Calibration and Uncertainty Programs - A User Manual*. Dübendorf, Switzerland: Swiss Federal Instituto of Aquatic Science and Technology.
- Abbaspour, K., Johnson, C., & Van Genuchten, M. T. (2004). Estimating uncertain flow and transport parameters using a sequential

- uncertainty fitting procedure. *Vadose Zone Journal*, 3(4), 1340-1352.
- Abbaspour, K., Rouholahnejad, E., Vaghefi, S., Srinivasan, R., Yang, H., & Kløve, B. (2015). A continental-scale hydrology and water quality model for Europe: Calibration and uncertainty of a high-resolution large-scale SWAT model. *Journal of Hydrology*, 524, 733-752.
- Abbaspour, K. C., Yang, J., Maximov, I., Siber, R., Bogner, K., Mieleitner, J.,..., & Srinivasan, R. (2007). Modelling hydrology and water quality in the pre-alpine/alpine Thur watershed using SWAT. *Journal of Hydrology*, 333(2), 413-430.
- Alibuyog, N., Ella, V., Reyes, M. R., Srinivasan, R., Heatwole, C., & Dillaha, T. (2009). Predicting the effects of land use change on runoff and sediment yield in Manupali River subwatersheds using the SWAT model. *International Agricultural Engineering Journal*, 18(1), 15.
- Amador, J., Hidalgo, H., Alfaro, E., Durán-Quesada, A., & Calderón, B. (2016). Regional climate: Central America and the Caribbean. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 97(8), S178-S181.
- Arnell, N. W. (2004). Climate change and global water resources: SRES emissions and socio-economic scenarios. *Global Environmental Change*, 14(1), 31-52.
- Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R. D., Van Griensven, A., & Van

- Liew, M. W. (2012). SWAT: Model use, calibration, and validation. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 55(4), 1491-1508.
- Arnold, J., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., & Williams, J. R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 73-89.
- Awotwi, A., Kumi, M., Jansson, P., Yeboah, F., & Nti, I. (2015). Predicting hydrological response to climate change in the White Volta catchment, West Africa. *Journal of Earth Science & Climatic Change*, 6(1), 1.
- Bakker, M. M., Govers, G., van Doorn, A., Quetier, F., Chouvardas, D., & Rounsevell, M. (2008). The response of soil erosion and sediment export to land-use change in four areas of Europe: The importance of landscape pattern. *Geomorphology*, 98(3), 213-226.
- Blainski, É., Porrás, E. A. A., Garbossa, L. H. P., & Pinheiro, A. (2017). Simulation of land use scenarios in the Camboriú River Basin using the SWAT model. *RBRH*, 22(33), 1-12. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011716110>
- Bouroncle, C., Imbach, P., Rodríguez-Sánchez, B., Medellín, C., Martínez-Valle, A., & Läderach, P. (2016). Mapping climate change adaptive capacity and vulnerability of smallholder agricultural livelihoods in Central America: Ranking and descriptive approaches to support

adaptation strategies. *Climatic Change*, 1-15.  
DOI:10.1007/s10584-016-1792-0

Brooks, K. N., Ffolliott, P. F., & Magner, J. A. (2012). *Hydrology and the management of watersheds*. 4 ed. New Delhi, India: John Wiley & Sons.

Brutsaert, W. (2005). *Hydrology: An introduction*. New York, USA: Cambridge University Press.

Cao, W., Bowden, W. B., Davie, T., & Fenemor, A. (2006). Multi-variable and multi-site calibration and validation of SWAT in a large mountainous catchment with high spatial variability. *Hydrological Processes*, 20(5), 1057-1073.

Carpenter, S. R., Mooney, H. A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R. S., Díaz, S.,..., & Pereira, H. M. (2009). Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(5), 1305-1312.

Chen, Y., Ale, S., Rajan, N., Morgan, C. L., & Park, J. (2015). Hydrological responses of land use change from cotton (*Gossypium hirsutum* L.) to cellulosic bioenergy crops in the Southern High Plains of Texas, USA. *Global Change Biology Bioenergy*, 8(5), 981-999.

Chien, H., Yeh, P. J.-F., & Knouft, J. H. (2013). Modeling the potential impacts of climate change on streamflow in agricultural watersheds of the Midwestern United States. *Journal of Hydrology*, 491, 73-88.

- Chow, V. T. (1994). *Hidráulica de canales abiertos*. Saldarriaga, J. (trad.). Santa Fé de Bogotá, Colombia: McGraw-Hill Interamericana.
- Cogo, N., Moldenhauer, W., & Foster, G. (1984). Soil loss reductions from conservation tillage practices. *Soil Science Society of America Journal*, 48(2), 368-373.
- Collins, M., Knutti, R., Arblaster, J., Dufresne, J.-L., Fichefet, T., Friedlingstein, P.,..., & Krinner, G. (2013). Long-term climate change: projections, commitments and irreversibility. In: Stocker, T., Qin, D., Plattner, G., Tignor, M., Allen, S., Boschung, J., Nauels, A. Xia, Y., Bex, B., & Midgley, B. (eds.). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 1029-1136). Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Collins, W., Bellouin, N., Doutriaux-Boucher, M., Gedney, N., Halloran, P., Hinton, T.,..., & Liddicoat, S. (2011). Development and evaluation of an Earth-system model—HadGEM2. *Geoscientific Model Development*, 4(4), 1051-1075.
- CONAP, Consejo Nacional de Áreas Protegidas. (2007). *Plan maestro de la reserva de uso múltiple del lago de Atitlán 2007-2011*. Guatemala, Guatemala: Consejo Nacional de Áreas Protegidas.
- Crespo, P., Coello, C., Iñiguez, V., Cisneros, P., Ramírez, M., & Feyen, J. (2008). *Evaluación de SWAT 2000 como herramienta para el análisis de escenarios de cambio de uso del suelo en microcuencas*

*de montaña del sur del Ecuador. XI Congreso Ecuatoriano de la Ciencia del Suelo. Quito, Ecuador.*

Cronshey, R. (1986). *Urban hydrology for small watersheds, Technical Release 55*. Washington, DC, USA: United States Department of Agriculture.

Cubasch, U., Wuebbles, D., Chen, D., Facchini, M., Frame, D., Mahowald, N., & Winther, J. (2013). Introduction. In: Stocker, T., Qin, D., Plattner, G., Tignor, M., Allen, S., Boschung, J., Nauels, A., Xia, Y., Bex, B., & Midgley, B. (eds.). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 119-158). Cambridge, UK: Cambridge University Press.

Da-Silva, V. D. P., Silva, M. T., & Souza, E. P. D. (2016). Influence of land use change on sediment yield: a case study of the sub-middle of Sao Francisco River Basin. *Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering*, 36(6), 1005-1015.

Davie, T. (2008). *Fundamentals of hydrology*. Abingdon, UK: Taylor & Francis.

Dix, M., Fortin, I., & Medinilla, O. (2003). *Diagnóstico ecológico-social y plan preliminar de conservación del área de Atitlán*. Guatemala, Guatemala: Universidad del Valle de Guatemala/The Nature Conservancy.

- Engman, E. T. (1986). Roughness coefficients for routing surface runoff. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 112(1), 39-53.
- Esri Inc. (2014). *ArcGIS Desktop: Release 10.2*. Redlands, USA: Environmental Systems Research.
- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2009). *Guía para la descripción de suelos*. Vargas-Rojas, R., Arias-Jiménez, A., Straaten, P. V., Lavelle, P., Zonn, S., Ibish, P., Buol, S., Graham, R., McDaniel, P. R. C., & Vessel, A. (eds.). Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.
- FAO, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. (1980). *Metodología provisional para la evaluación de la degradación de los suelos*. Roma, Italia: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, y Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Fetter, C. W. (2000). *Applied hydrogeology*. New Jersey, USA: Prentice-Hall.
- Fitts, C. R. (2012). *Groundwater science* (2<sup>nd</sup> ed.). Maine, USA: Elsevier.
- FFTC, Food and Fertilizer Technology Center for Asian and Pacific Region. (1995). *Soil conservation handbook*. Taipei, Taiwan Republic of China: Food and Fertilizer Technology Center for Asian and Pacific Region.

- Fullen, M. A., Guerra, A. J., Jorge, M. D. C. O., & Alexandre, S. T. (2014). Soil erosion and conservation in Brazil. *Anuário do Instituto de Geociências*, 37(1), 81-91. DOI: [http://dx.doi.org/10.11137/2014\\_1\\_81\\_91](http://dx.doi.org/10.11137/2014_1_81_91)
- Gassman, P. W., Reyes, M. R., Green, C. H., & Arnold, J. G. (2007). The soil and water assessment tool: Historical development, applications, and future research directions. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(4), 1211-1250. DOI: 10.13031/2013.23637
- GIMBUT, Grupo Interinstitucional de Monitoreo de Bosques y Uso de la Tierra (cartógrafo). (2014). *Mapa de bosques y uso de la tierra 2012 (mapa digital)*. Guatemala, Guatemala: Grupo Interinstitucional de Monitoreo de Bosques y Uso de la Tierra.
- Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K. K., & Martinez, G. F. (2009). Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 377(1), 80-91.
- Han, D. (2010). *Concise hydrology*. Copenhagen, Denmark: Dawei Han & Ventus Publishing ApS.
- Hansen, J., Sato, M., Ruedy, R., Schmidt, G. A., & Lo, K. (2016). *Global temperature in 2015 (Blog spot)*. Recuperado de <http://csas.ei.columbia.edu/2016/01/19/global-temperature-in-2015/>

- Hargreaves, G. H., & Samani, Z. A. (1985). Reference crop evapotranspiration from ambient air temperature. En *American Society of Agricultural Engineers*. Artículo presentado para Winter Meeting American Society of Agricultural Engineers, USA.
- Hernandez, B., Flores, A., Garcia, B., Clemente, A., Morán, M., Cherrington, E.,..., & Guardia, J. M. (2011). Satellite monitoring of lake Atitlan in Guatemala. In: Tarté, A., Soto, E., & Messina, E. (eds.). *Second International Symposium on Building knowledge bridges for a sustainable water future* (pp. 234). Panamá, República de Panamá: Panama Canal Authority (ACP) and UNESCO.
- Hernández-Moreno, M. A., Álvarez-Nuñez, L., Girón, L., & Gutiérrez-López, R. (2011). *Estudio hidrológico-hidráulico de avenida en el río San Francisco (Panajachel, Guatemala)*. Sololá, Guatemala: Geólogos del Mundo.
- Horton, R. E. (1932). Drainage-basin characteristics. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 13(1), 350-361.
- Huang, T. C., & Lo, K. F. A. (2015). Effects of land use change on sediment and water yields in Yang Ming Shan National Park, Taiwan. *Environments*, 2(1), 32-42.
- Imbach, P., Molina, L., Locatelli, B., & Corrales, L. (2010). Vulnerabilidad de los servicios ecosistémicos hidrológicos al cambio climático en Mesoamérica. En: Martínez-Alonso, C., Locatelli, B., Vignola, R., & Imbach, P. (eds.). *Adaptación al cambio climático y servicios ecosistémicos en América Latina: libro de actas del seminario*

*internacional SIASSE 2008* (pp. 32-43) (Serie técnica No. 99). Turrialba, Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza.

IARNA-URL, Instituto de Agricultura Recursos Naturales y Ambiente de la Universidad Rafael Landívar. (2013). *Evaluación regional de los recursos hídricos y las necesidades de gestión para apoyar la agricultura de pequeños productores: enfoque de gestión y adaptación a las amenazas inducidas por el cambio y la variabilidad climática en el altiplano occidental de Guatemala* (Vol. 67). Guatemala, Guatemala: Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente de la Universidad Rafael Landívar.

INAB & CONAP, Instituto Nacional de Bosques & Consejo Nacional de Áreas Protegidas (cartógrafo). (2015). *Mapa forestal por tipo y subtipo de bosque, 2012 (mapa digital)*. Guatemala, Guatemala: Instituto Nacional de Bosques & Consejo Nacional de Áreas Protegidas.

INSIVUMEH, Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología. (2016). *Estación El Tablón: serie histórica (1994 a 2015) de variables meteorológicas* (conjunto de datos). Guatemala, Guatemala: Instituto Nacional de Sismología, Vulcanología, Meteorología e Hidrología.

Jin, K., Cornelis, W. M., Gabriels, D., Schiettecatte, W., De-Neve, S., Lu, J.,..., & Jin, J. (2008). Soil management effects on runoff and soil loss from field rainfall simulation. *Catena*, 75(2), 191-199.

- Jin, X., & Sridhar, V. (2012). Impacts of climate change on hydrology and water resources in the boise and spokane river basins. *Civil Engineering Faculty Publications and Presentations*, 4(1), 1-31.
- Jones, C., Hughes, J., Bellouin, N., Hardiman, S., Jones, G., Knight, J.,..., & Bell, C. (2011). The HadGEM2-ES implementation of CMIP5 centennial simulations. *Geoscientific Model Development*, 4(3), 543-570.
- Jones, P. G., & Thornton, P. K. (2013). Generating downscaled weather data from a suite of climate models for agricultural modelling applications. *Agricultural Systems*, 114, 1-5.
- Jordán, A., Zavala, L. M., & Gil, J. (2010). Effects of mulching on soil physical properties and runoff under semi-arid conditions in southern Spain. *Catena*, 81(1), 77-85.
- Khoi, D. N., & Suetsugi, T. (2013). Assessment of climate change impacts on hydrology and sediment yield in the BE river catchment, Vietnam. *Journal of Japan Society of Civil Engineers, Serie B1 (Hydraulic Engineering)*, 69(4), 31-36.
- Koch, M., & Cherie, N. (2013). SWAT modeling of the impact of future climate change on the hydrology and the water resources in the upper Blue Nile river basin, Ethiopia. *Proceedings of the 6th International Conference on Water Resources and Environment Research (ICWRER)* (pp. 488-523). DOI: 10.5675/ICWRER\_2013

- Komárek, J., Zapomělová, E., Šmarda, J., Kopecký, J., Rejmánková, E., Woodhouse, J.,..., & Komárková, J. (2013). Polyphasic evaluation of *Limnoraphis robusta*, a water-bloom forming cyanobacterium from Lake Atitlán, Guatemala, with a description of *Limnoraphis gen. nov.* *Fottea*, 13(1), 39-52.
- Kundu, S., Khare, D., & Mondal, A. (2017). Past, present and future land use changes and their impact on water balance. *Journal of Environmental Management*, 197, 582-596. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.018>
- Li, Y., Zhang, S., & Peng, Y. (2015). Soil erosion and its relationship to the spatial distribution of land use patterns in the Lancang River Watershed, Yunnan Province, China. *Agricultural Sciences*, 6(8), 823.
- Locatelli, B. (2014). *Sinergias de adaptación-mitigación*. Bogor, Indonesia: Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Marcinkowski, P., Piniewski, M., Kardel, I., Giełczewski, M., & Okruszko, T. (2013). Modelling of discharge, nitrate and phosphate loads from the Reda catchment to the Puck Lagoon using SWAT. *Annals of Warsaw University of Life Sciences-SGGW. Land Reclamation*, 45(2), 125-141.
- Martin, G., Bellouin, N., Collins, W., Culverwell, I., Halloran, P., Hardiman, S.,..., & Wiltshire, A. (2011). The HadGEM2 family of met office unified model climate configurations. *Geoscientific Model Development*, 4(3), 723-757.

- McNaughton, K., & Jarvis, P. (1983). Predicting effects of vegetation changes on transpiration and evaporation. In: Kozłowski, T. (ed.). *Water deficits and plant growth* (pp. 1-47). London, UK: Academic Press, INC.
- Me, W., Abell, J., & Hamilton, D. (2015). Effects of hydrologic conditions on SWAT model performance and parameter sensitivity for a small, mixed land use catchment in New Zealand. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(10), 4127-4147.
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: Health synthesis: A report of the Millennium Ecosystem Assessment* (vol. 5). Washington, USA: Board of Review Editors.
- Meinshausen, M., Smith, S. J., Calvin, K., Daniel, J. S., Kainuma, M., Lamarque, J.,..., & Riahi, K. (2011). The RCP greenhouse gas concentrations and their extensions from 1765 to 2300. *Climatic Change*, 109(1-2), 213-241.
- MAGA, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación (cartógrafo). (2010). *Modelo de elevación digital escala 1:50,000 (mapa digital)*. Guatemala, Guatemala: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación.
- MAGA-DIGEGR, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación; Dirección de Información Geográfica Estratégica y Gestión de Riesgo. (2013). *Estudio Semidetallado de suelos del departamento de Sololá, Guatemala* (vol. 1). Guatemala, Guatemala: Ministerio

de Agricultura, Ganadería y Alimentación; Dirección de Información Geográfica Estratégica y Gestión de Riesgo.

MAGA-DIGEGR, Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación, Dirección de Información Geográfica Estratégica y Gestión de Riesgo (cartógrafo). (2015). *Mapa de cobertura vegetal y uso de la tierra República de Guatemala, año 2010 (mapa digital)*. Guatemala, Guatemala: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación, Dirección de Información Geográfica Estratégica y Gestión de Riesgo.

Morán-Tejeda, E., Zabalza, J., Rahman, K., Gago-Silva, A., López-Moreno, J. I., Vicente-Serrano, S.,..., & Beniston, M. (2015). Hydrological impacts of climate and land-use changes in a mountain watershed: Uncertainty estimation based on model comparison. *Ecohydrology*, 8(8), 1396-1416.

Morgan, R. P. C. (1997). *Erosión y conservación del suelo*. Terrón, P. U., & López-de-Meneses, J. D. M. (eds.) (2a ed.). Madrid, España: Mundi-Prensa.

Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885-900.

Nearing, M., Pruski, F., & O'neal, M. (2004). Expected climate change impacts on soil erosion rates: A review. *Journal of Soil and Water Conservation*, 59(1), 43-50.

- Neitsch, S., Arnold, J., Kiniry, J., Williams, J., & King, K. (2005). *Soil and water assessment tool theoretical documentation*. Texas, USA: Agricultural Research Service.
- Newhall, C. G. (1987). Geology of the lake Atitlan region, western Guatemala. *Journal of Volcanology and Geothermal Research*, 33(1-3), 23-55.
- Nunes, A. N., De-Almeida, A. C., & Coelho, C. O. (2011). Impacts of land use and cover type on runoff and soil erosion in a marginal area of Portugal. *Applied Geography*, 31(2), 687-699.
- Oglesby, R., & Rowe, C. (2014). *Impactos climáticos para Guatemala: resultados preliminares de los modelos climáticos regionales y globales IPCC AR5*. Guatemala, Guatemala: Ministerio de Ambiente y Recursos Naturales.
- Pandey, B. K., Gosain, A., Paul, G., & Khare, D. (2016). Climate change impact assessment on hydrology of a small watershed using semi-distributed model. *Applied Water Science*, 7(4), 2029-2041. DOI: 10.1007/s13201-016-0383-6
- Phan, D., Wu, C., & Hsieh, S. (2011). Land use change effects on discharge and sediment yield of Song Cau catchment in Northern Vietnam. In *2010 International SWAT Conference* (350-361). Seoul, Korea: Nam-Won Kim & Raghavan Srinivasan.
- Pineda, P. (2009). *Conflictos del uso del territorio y deterioro de las tierras. Perfil Ambiental 2008-2009: las señales ambientales críticas*

- y su relación con el Desarrollo* (pp. 49-64). Serie Perfil Ambiental No. 11. Guatemala, Guatemala: Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente de la Universidad Rafael Landívar.
- Qi, S., Sun, G., Wang, Y., McNulty, S., & Myers, J. M. (2009). Streamflow response to climate and landuse changes in a coastal watershed in North Carolina. *Transactions of the ASABE*, 52(3), 739-749.
- Refsgaard, J. C., & Storm, B. (1996). Construction, calibration and validation of hydrological models. In: Abbott, M.B. & Refsgaard, J.C. (eds.). *Distributed hydrological modelling* (pp. 41-54). Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Rejmánková, E., Komárek, J., Dix, M., Komárková, J., & Girón, N. (2011). Cyanobacterial blooms in Lake Atitlan, Guatemala. *Limnological Ecology and Management of Inland Waters*, 41(4), 296-302.
- Revenga, C., Brunner, J., Henninger, N., Kassem, K., & Payne, N. (2000). *Pilot analysis of global ecosystem*. Washington, DC, USA: World Resources Institute.
- Ripl, W. (2003). Water: The bloodstream of the biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 358(1440), 1921-1934.
- Rostamian, R., Jaleh, A., Afyuni, M., Mousavi, S. F., Heidarpour, M., Jalalian, A., & Abbaspour, K. C. (2008). Application of a SWAT model for estimating runoff and sediment in two mountainous

- basins in central Iran. *Hydrological Sciences Journal*, 53(5), 977-988.
- Santhi, C., Kannan, N., Arnold, J., & Di-Luzio, M. (2008). Spatial calibration and temporal validation of flow for regional scale hydrologic modeling. *Journal of the American Water Resources Association*, 44(4), 829-46.
- Saxton, K., & Rawls, W. (2006). Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. *Soil science Society of America Journal*, 70(5), 1569-1578.
- Singh, V., Bankar, N., Salunkhe, S. S., Bera, A. K., & Sharma, J. (2013). Hydrological stream flow modelling on Tungabhadra catchment: Parameterization and uncertainty analysis using SWAT CUP. *Current Science(Bangalore)*, 104(9), 1187-1199.
- Stehr, A., Debels, P., Arumi, J. L., Alcayaga, H., & Romero, F. (2010). Modelación de la respuesta hidrológica al cambio climático: experiencias de dos cuencas de la zona centro-sur de Chile. *Tecnología y ciencias del agua*, 1(4), 37-58.
- Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Alexander, L. V., Allen, S. K., Bindoff, N. L.,..., & Xie, S.-P. (2013). *Technical summary*. Cambridge, UK, and New York, USA: Cambridge University Press.
- Strahler, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 38(6), 913-920.

- Takken, I., Beuselinck, L., Nachtergaele, J., Govers, G., Poesen, J., & Degraer, G. (1999). Spatial evaluation of a physically-based distributed erosion model (LISEM). *Catena*, 37(3), 431-447.
- Thai, T. H., Thao, N. P., & Dieu, B. T. (2017). Assessment and simulation of impacts of climate change on erosion and water flow by using the soil and water assessment tool and GIS: Case study in Upper Cau River basin in Vietnam. *Vietnam Journal of Earth Sciences*, 39(4), 376-392.
- UPGGR-MAGA, Unidad de Planificación Geográfica y Gestión de Riesgo del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación. (2009). *Mapa de Clasificación Climática de la República de Guatemala, a escala 1:50,000; adaptado del Sistema Thornthwaite (Memoria técnica)*. Guatemala, Guatemala: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Alimentación.
- URL-UNR-UVG-DRI-UCD, Universidad Rafael Landívar, University of Nevada Reno, Universidad del Valle, Desert Research Institute, The University of California DAVIS. (2014). *Estado del Lago Atitlán. Informe 2014*. Sololá, Guatemala: Unidos por El Lago Atitlán.
- Vörösmarty, C., Léveque, C., Revenga, C., Bos, R., Caudill, C., Chilton, J.,..., & Prager, D. (2005). Fresh water. In: M. H. Rashid, R. Scholes, & A. Neville (eds.). *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends: Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment* (pp. 165-207). Washington, DC, USA: Island Press.

- Wei, C., Chen, J., Song, X., Yao, Z., Kou, C., & Zhang, X. (2016). Effects of land use change on runoff in Qiaoyu river basin. *Journal of Residuals Science & Technology*, 13(6). DOI: 10.12783/issn.1544-8053/13/6/117.
- Williams, J. (1975a). Sediment-yield prediction with universal equation using Runoff energy factor. In: ARS-USDA (ed.). *Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources*. (pp. 244-252). Mississippi, USA: Agricultural Research Service-US Department o Agriculture.
- Williams, J. (1975b). Sediment routing for agricultural watersheds. *American Water Resources Association*, 11(5), 965-974.
- Winchell, M., Srinivasan, R., Di-Luzio, M., & Arnold, J. (2013). *ArcSWAT interface for SWAT2012: User's guide*. Temple, USA: USDA-ARS.
- WMO, World Meteorological Association. (2016). *WMO Statement on the Status of the Global Climate in 2015*. Geneva, Switzerland: World Meteorological Association.
- Xicay, O. (2011). *Análisis del impacto del cambio de uso de la tierra en el comportamiento del ciclo hidrológico de la subcuenca del río Quiscab, Sololá* (tesis), Facultad de Agronomía, Universidad de San Carlos, Guatemala.
- Yu, X., Xie, X., & Meng, S. (2017). Modeling the responses of water and sediment discharge to climate change in the upper Yellow river basin, China. *Journal of Hydrologic Engineering*, 22(12), 1-10.

- Zhang, Z. (2014). Nonpoint source and water quality modeling. In: Eslamian, S. (ed.). *Handbook of engineering hydrology: Environmental hydrology and water management* (pp. 261-298). Florida, USA: CRC Press.
- Zhang, L., Nan, Z., Xu, Y., & Li, S. (2016). Hydrological impacts of land use change and climate variability in the headwater region of the Heihe river basin, Northwest China. *PloS One*, 11(6), e0158394.
- Zhang, X., Srinivasan, R., & Van Liew, M. (2008). Multi-site calibration of the SWAT model for hydrologic modeling. *Transactions of the ASABE*, 51(6), 2039-2049.
- Zhang, X., Srinivasan, R., & Hao, F. (2007). Predicting hydrologic response to climate change in the Luohe River basin using the SWAT model. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 901-910.
- Zhang, L., Dawes, W., & Walker, G. (2001). Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research*, 37(3), 701-708.
- Zhang, L., Walker, G. R., & Dawes, W. (1999). *Predicting the effect of vegetation changes on catchment average water balance*. Canberra, Australia: Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology.

## **Reanálisis del índice de concentración de la precipitación diaria en la cuenca del Río Grande de Morelia**

### **Reanalysis of the daily precipitation concentration index in the Río Grande of Morelia basin**

Gerardo Núñez-González<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6274-5575>

<sup>1</sup>Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de la Costa Sur, Departamento de Ingenierías, Jalisco, México, [gerardo.nunez@cucsur.udg.mx](mailto:gerardo.nunez@cucsur.udg.mx)

Autor para correspondencia: Gerardo Núñez-González, [gerardo.nunez@cucsur.udg.mx](mailto:gerardo.nunez@cucsur.udg.mx)

#### **Resumen**

El índice de concentración de la precipitación diaria es una herramienta útil para analizar la estructura estadística de la lluvia. Sin embargo, en su

empleo es necesario tener cuidado con los datos usados para su cálculo, ya que este índice puede ser sensible tanto a la ubicación temporal de los datos como a la longitud de los registros. Así, el objetivo consistió en un reanálisis del índice de concentración de la precipitación diaria (CI) en la cuenca del Río Grande de Morelia para determinar cómo afecta la ubicación temporal de los datos y la longitud de los registros a los valores del CI, además de analizar bajo tres condiciones diferentes el comportamiento del CI en dicha cuenca. Los resultados muestran que la ubicación temporal de los registros puede afectar el valor del CI aumentándolo si se analizan los últimos años disponibles o disminuyéndolo si se toman registros anteriores a 1980. En cuanto a la longitud de los registros, se encontró que el valor de este índice tiende a estabilizarse en la mayor parte de los casos estudiados para longitudes de registros mayores a 20 años. El comportamiento anual del CI está dentro de lo reportado en la literatura; por década y para el periodo de 30 años se observó una disminución en su variabilidad. Así, se recomienda que en estudios de este tipo se elija para los análisis un periodo de registros común y de longitud acorde con los objetivos perseguidos.

**Palabras clave:** concentración de la precipitación diaria, índice de concentración, CI, cuenca del Río Grande de Morelia.

## Abstract

The daily precipitation concentration index is a useful tool for the analysis of the statistical structure of rainfall. However, it is necessary to be careful

with the data used for its calculation since this index can be sensitive to both the temporal location of the data and the length of the records. Thus, the objective of this work consisted of a re-analysis of the daily precipitation concentration index (CI) in the Río Grande de Morelia basin to determine how the temporal location of the data and the length of the records affect the CI values. In addition to analyzing the behavior of the CI under three different conditions. The results show that the temporary location of the records can affect the value of the CI, increasing it if the last available years are analyzed or decreasing it if records before 1980 are taken. Regarding the length of the records, it was found that the value of this index tends to stabilize in most of the cases studied for record lengths greater than 20 years. The behavior of the CI at the annual level is within that reported in the literature, and at the decade level and for the 30-year, a decrease in its variability was observed. Therefore, it is recommended that in studies of this type, a common recording period be chosen for the analyzes and a length according to the objectives pursued.

**Keywords:** Daily precipitation concentration, concentration index, CI, Río Grande de Morelia basin.

Recibido: 08/09/2020

Aceptado: 28/11/2020

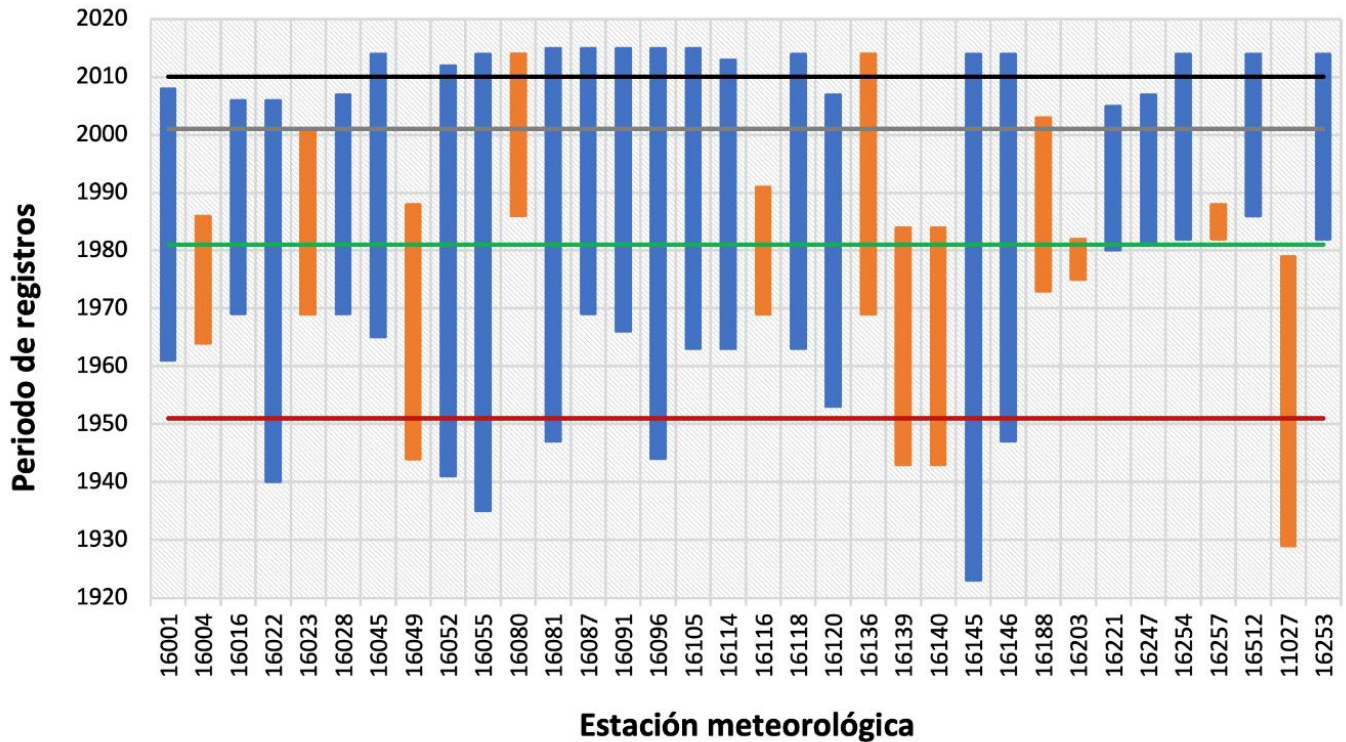
## Introducción

En los últimos años, el índice de concentración de la precipitación diaria (CI) propuesto por Martín-Vide (2004) se ha vuelto una herramienta popular para analizar la estructura estadística de las precipitaciones en diferentes partes del mundo, como puede constatarse en los trabajos de investigación de Benhamrouche *et al.* (2015); Patel y Shete (2015); Yeşilirmak y Atatanir (2016); Monjo y Martín-Vide (2016); Mayer, Marzol y Parreño (2017); Zubieta, Saavedra, Silva y Giraldez (2017); Llano (2018); Serrano-Notivoli *et al.* (2018); Vyshkvarkova, Voskresenskaya y Martín-Vide (2018); Zamani, Mirabbasi, Nazeri, Meshram y Ahmadi (2018); Lu *et al.* (2019); Meseguer-Ruiz, Ponce-Philimon, Guijarro y Sarricolea (2019); Sarricolea, Meseguer-Ruiz, Serrano-Notivoli, Soto y Martín-Vide (2019); Velez, Martín-Vide, Roye y Santaella (2019), y Núñez-González (2020), entre otros. La popularidad de este índice se debe, por un lado, a que es un índice fácil de calcular y, por el otro lado, a que puede ser interpretado de una manera sencilla con base en el comportamiento de la curva de Lorenz, la cual relaciona al porcentaje de días lluviosos con el porcentaje de precipitación observado en un sitio.

El interés por el estudio de la concentración de la precipitación se debe a la utilidad que este índice tiene para explorar riesgos asociados con eventos de precipitación extrema (Serrano-Notivoli *et al.*, 2018), pues

cuando la precipitación se concentra en unos pocos días, el riesgo para que ocurran fenómenos como inundaciones, sequías, erosión del suelo, etcétera, aumenta (Coscarelli & Caloiero, 2012; Zubieta *et al.*, 2017). En este sentido, Roblero-Hidalgo *et al.* (2018) propusieron el análisis del CI como una medida para evaluar la torrencialidad de las precipitaciones en la cuenca del Río Grande de Morelia, Michoacán, México, debido a que dicha cuenca se ha visto afectada en el pasado por caudales extraordinarios en sus afluentes (Roblero-Hidalgo *et al.*, 2018).

En su estudio, Roblero-Hidalgo *et al.* (2018) utilizaron los datos diarios de precipitación de 34 estaciones meteorológicas convencionales de las cuales algunas cuentan con registros entre 1923 y 2015. Sin embargo, no todas las estaciones tienen un periodo de registros común. Así, se tienen dos estaciones con un periodo de registro menor a 10 años entre las décadas de 1970 y 1980; siete estaciones que cubren un periodo de registro entre 20 y 30 años situado entre los decenios de 1960 a 1990, del 70 al 2000, y del 80 al 2010 principalmente. Se tienen cinco estaciones con registros entre 30 y 40 años con inicio en las décadas de 1970 y 1980; 10 estaciones con registros entre 40 y 50 años con inicio de los registros en 1929, 1943 y después de 1960; por último, 10 estaciones con registros mayores a 50 años (Figura 1).



**Figura 1.** Periodo de registro de las estaciones meteorológicas utilizadas en el trabajo de Roblero-Hidalgo *et al.* (2018). Nota: las estaciones que se presentan en color naranja son las estaciones descartadas en el presente estudio.

La diferencia observada en el tamaño de los registros y en su ubicación temporal puede afectar la comparación de los valores del índice de concentración entre las distintas estaciones. En particular, en lo referente a la ubicación de los registros, Benhamrouche y Martín-Vide (2012), en su trabajo titulado "Avances metodológicos en el análisis de la concentración diaria de la precipitación en la España peninsular", al

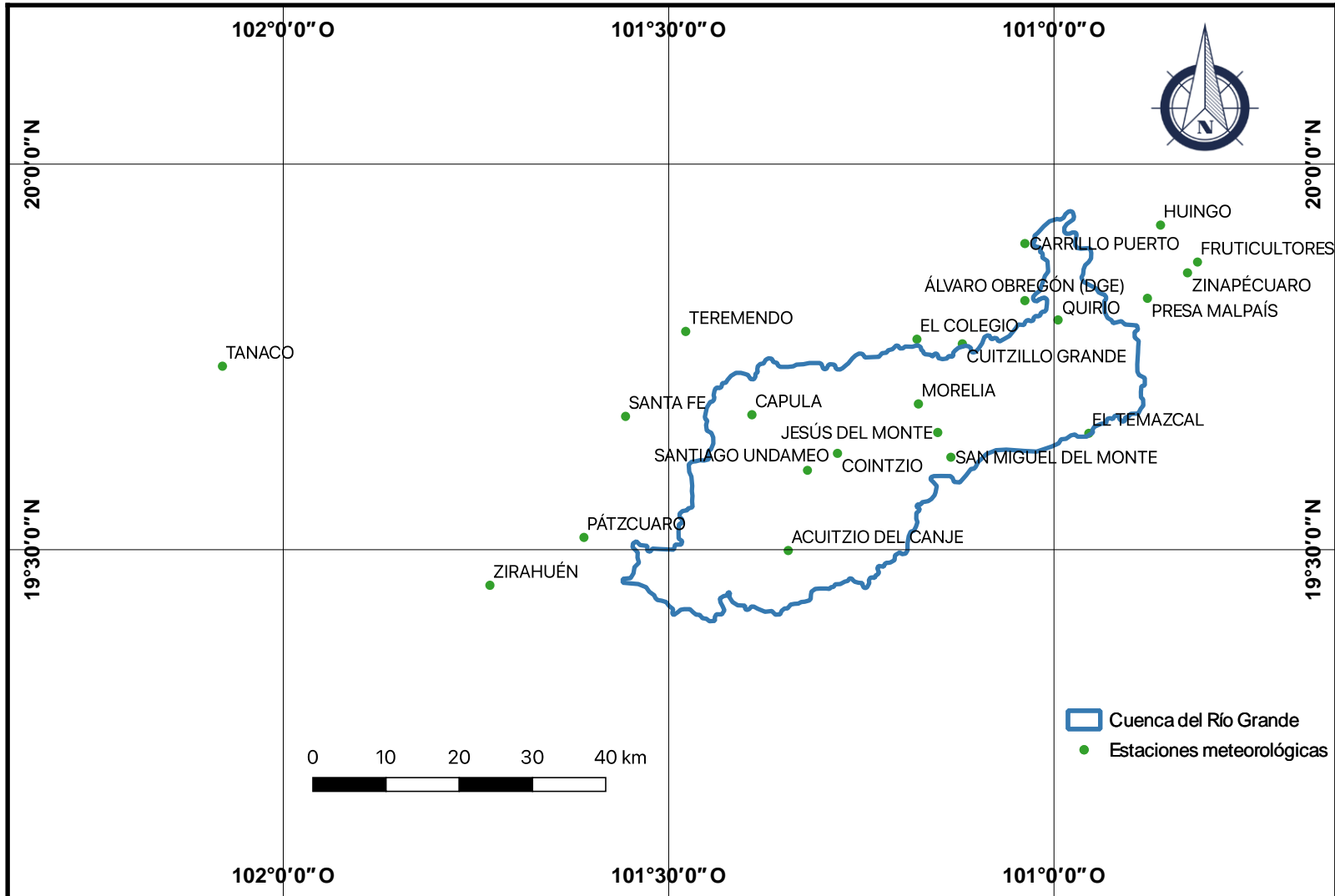
comparar los valores del CI obtenidos como resultado para los periodos 1951-1980 y 1981-2010 observaron un incremento en el valor del CI en más del 80 % de las estaciones, lo que sugiere la importancia de trabajar con periodos de registro común.

Sin embargo, en cuanto al efecto que tiene el tamaño de los registros en los valores del CI no se ha encontrado información en la literatura consultada. De esta manera, el objetivo del presente trabajo consiste en hacer un reanálisis del índice de concentración de la precipitación diaria en la cuenca del Río Grande de Morelia, con el propósito de profundizar en el comportamiento de la concentración de la precipitación, así como de averiguar de qué manera afecta la ubicación temporal de los datos y la longitud de los registros a los valores del CI, además de analizar para la mayor parte de las estaciones el comportamiento del índice de concentración de la precipitación diaria en la cuenca del Río Grande cuando éste se calcula año por año, para un periodo común de 10 años y para un periodo común de 30 años. Lo anterior con el objetivo de analizar el grado de variabilidad interanual del CI, además de comparar para periodos comunes de registros el comportamiento del índice de concentración diaria dentro de la cuenca del Río Grande de Morelia, la cual se caracteriza por presentar una variedad de climas que van desde los semifrío subhúmedo  $C(E)(w_2)(w)$  y templado subhúmedo  $C(w_2)(w)$  en la parte alta; templado subhúmedo  $C(w_1)(w)$  en la parte media, y templado  $C(w_0)(w)$  en la parte baja, lo que pudiera tener un efecto en el comportamiento del índice de concentración.

## Materiales y métodos

### Datos

Para el desarrollo del trabajo se decidió utilizar como base los datos diarios de precipitación de las 34 estaciones meteorológicas convencionales utilizadas por Roblero-Hidalgo *et al.* (2018). Sin embargo, debido a los objetivos del presente trabajo se decidió dejar fuera del estudio a las estaciones que contaban con un periodo de registro menor a 10 años, así como las estaciones cuyos registros finalizaban antes del año de 1990. En la Figura 1 se presentan los periodos de registro de las estaciones utilizadas por Roblero-Hidalgo *et al.* (2018). En dicha figura, las estaciones que están en color naranja son las que se descartaron para el desarrollo del presente trabajo; asimismo, en la Figura 2 se presenta el mapa de ubicación de las estaciones seleccionadas.



**Figura 2.** Ubicación de las estaciones meteorológicas utilizadas para el cálculo del índice de concentración de la precipitación.

Con el objetivo de verificar si en la zona de estudio el índice de concentración es sensible a la ubicación de los registros se decidió utilizar los datos de las estaciones 16052, 16055, 16081, 16096, 16145 y 16146,

las cuales cuentan con un periodo de registro común entre los años de 1950 y 2010 (Figura 1). Para calcular el CI, las series de datos de dichas estaciones se dividieron en dos subperiodos: 1951-1980 y 1981-2010. En el mismo sentido, para verificar la sensibilidad del índice de concentración a la longitud de los registros, a partir de las series de datos de las estaciones anteriormente mencionadas se construyeron series de diferente longitud para cada una de las estaciones. La primera serie se construyó con los datos del año 1951; la segunda serie con los datos de los años 1951 y 1952, y así, sucesivamente, se fue agregando un año a la nueva serie hasta llegar a la que contiene todos los datos para el periodo 1951-2010; posteriormente se repitió el proceso de construcción de las series, pero ahora comenzando a partir del último año de registros. Por tanto, la serie 61 se construyó con los registros del año 2010; la serie 62, con los datos de los años 2009 y 2010, y así, sucesivamente, se fue agregando un año a la nueva serie, como en el caso mencionado.

Por otro lado, con el propósito de conocer el comportamiento del índice de concentración en la cuenca del Río Grande de Morelia se decidió calcular el CI bajo tres condiciones diferentes. La primera consiste en calcular el CI año por año para el periodo de registros disponible usando los años con registros completos; la segunda, tomando en cuenta para el cálculo del CI el periodo de registro de 1981-2010; y la tercera, utilizando los datos de la década de 2001-2010. En la Figura 1 se pueden observar las estaciones que se emplearon en cada uno de los análisis mencionados. El cálculo del CI para diferentes periodos se realizó con el propósito de conocer cómo ha sido su comportamiento de manera histórica, al igual

que para tener una visión más certera de lo que se ha venido observando en la cuenca en los últimos años.

## Métodos

El cálculo del índice de concentración se realizó de acuerdo con la metodología propuesta por Martín-Vide (2004), en la cual se ajusta una función de la forma presentada en la Ecuación (1) entre la frecuencia acumulada de los días con lluvia y las cantidades de precipitación asociadas a dichas frecuencias:

$$y = axe^{bx} \quad (1)$$

donde  $a$  y  $b$  son constantes de regresión calculadas por el método de mínimos cuadrados.

De manera resumida, el procedimiento para llevar a cabo el ajuste de la curva consiste en eliminar de los registros de precipitación todos los valores iguales a cero; después los datos de precipitación se agrupan en clases de un milímetro, comenzando con los valores menores a un milímetro hasta el valor máximo registrado; una vez clasificados los

datos, se calculan las frecuencias absolutas de los días con lluvia y las cantidades de precipitación para cada clase; posteriormente se determinan las frecuencias acumuladas porcentuales para los días con lluvia y la cantidad de precipitación, las cuales, una vez graficadas, generan una curva de tipo exponencial, como la curva de Lorenz. Con las frecuencias acumuladas porcentuales se determina el valor de las constantes  $a$  y  $b$  de la Ecuación (1) con el método de los mínimos cuadrados, para lo cual Martín-Vide (2004) propone las siguientes ecuaciones:

$$\ln(a) = \frac{\sum X_i^2 \sum \ln Y_i + \sum X_i \sum X_i \ln X_i - \sum X_i^2 \sum \ln X_i - \sum X_i \sum X_i \ln Y_i}{N \sum X_i^2 - (\sum X_i)^2} \quad (2)$$

$$b = \frac{N \sum X_i \ln Y_i + \sum X_i \sum \ln X_i - N \sum X_i \ln X_i - \sum X_i \sum \ln Y_i}{N \sum X_i^2 - (\sum X_i)^2} \quad (3)$$

donde  $X_i$  es el porcentaje acumulado de días de lluvia;  $Y_i$ , el porcentaje acumulado de la cantidad de precipitación, y  $N$  es el número de eventos de precipitación. Una explicación paso a paso y ejemplos del proceso de cálculo se puede consultar en los trabajos de Martín-Vide (2004) y Roblero-Hidalgo *et al.* (2018), entre otros.

Una vez ajustada la ecuación mencionada anteriormente, se procede a calcular el área entre la curva de Lorenz y la línea de equidistribución utilizando la siguiente expresión:

$$A = 5000 - \int_0^{100} axe^{bx} dx \quad (4)$$

Por último, el índice de concentración de la precipitación se calcula como el cociente del área obtenida con la Ecuación (4), y el área del triángulo delimitado en el plano por la línea de equidistribución, a saber:

$$CI = \frac{A}{5\,000} \quad (5)$$

donde  $CI$  es el índice de concentración;  $A$ , el área comprendida entre la curva de Lorenz y la línea de equidistribución; y 5 000 es el área del triángulo delimitado en el plano por la línea de equidistribución.

Los resultados del índice de concentración se sometieron a un análisis estadístico descriptivo para conocer la tendencia y dispersión de los datos. Adicionalmente se analizó la normalidad de los resultados obtenidos para el CI en el periodo 1981-2010 de acuerdo con las pruebas de Shapiro-Wilk, Crammer-von Mises, Lilliefors (Kolmogorov-Smirnov) y Anderson-Darling (Thode, 2002). El uso de varias pruebas se debió al hecho de que la muestra de datos utilizada es pequeña. Los cálculos estadísticos y gráficos se realizaron a través de la plataforma estadística de código abierto R (R Core Team, 2013).

Finalmente, con el propósito de conocer la distribución espacial del índice de concentración dentro de la zona de estudio, se realizó una interpolación espacial con base en los resultados y haciendo uso del método de *splines* mediante el sistema de información geográfica de código abierto QGIS (QGIS Development Team, 2020).

## Resultados y discusión

En la Tabla 1 se presentan los resultados del índice de concentración para los periodos 1981-2010 y 2001-2010. Los resultados del CI para el periodo 1981-2010 variaron de 0.427 a 0.577, rango ligeramente menor al encontrado por Roblero-Hidalgo *et al.* (2018). La diferencia en el rango de valores puede atribuirse a la longitud de los registros utilizados para el cálculo del CI en ambos trabajos. A pesar de que el rango observado de valores en el índice de concentración para el periodo de 30 años es menor al reportado por Roblero-Hidalgo *et al.* (2018), en este trabajo se encontró que en siete de las estaciones analizadas el valor del CI para el periodo de 30 años fue ligeramente superior a lo señalado en el trabajo de investigación anteriormente mencionado, lo cual es atribuible a la naturaleza aleatoria de las precipitaciones.

**Tabla 1.** Índice de concentración para los periodos 1981-2010 y 2001-2010.

Clave	Nombre	CI 1981 - 2010			CI 2001 - 2010		
		<i>a</i>	<i>b</i>	CI	<i>a</i>	<i>b</i>	CI
<b>16001</b>	Acuitzio del Canje	0.0534	0.0291	0.545			
<b>16016</b>	Carrillo Puerto	0.0565	0.0284	0.545			
<b>16022</b>	Cointzio	0.0475	0.0303	0.555			
<b>16028</b>	Cuitzillo Grande	0.0638	0.0272	0.532			
<b>16045</b>	El Temazcal	0.0677	0.0269	0.515	0.0480	0.0301	0.557
<b>16052</b>	Huingo	0.0553	0.0287	0.544	0.0482	0.0300	0.559
<b>16055</b>	Jesús del Monte	0.1081	0.0223	0.459	0.0729	0.0260	0.514
<b>16081</b>	Morelia	0.0388	0.0322	0.577	0.0345	0.0333	0.589
<b>16087</b>	Pátzcuaro	0.0528	0.0292	0.547	0.0495	0.0299	0.551
<b>16091</b>	Álvaro Obregón (DGE)	0.0647	0.0271	0.530	0.0627	0.0274	0.533*
<b>16096</b>	Presa Malpaís	0.0489	0.0300	0.553	0.0493	0.0299	0.553*
<b>16105</b>	Quirio	0.0403	0.0319	0.571	0.0281	0.0354	0.603
<b>16114</b>	San Miguel del Monte	0.0676	0.0267	0.524	0.0712	0.0262	0.518+
<b>16118</b>	Santa Fe	0.1316	0.0205	0.427	0.1547	0.0195	0.375+
<b>16120</b>	Santiago Undameo	0.0637	0.0273	0.529			
<b>16145</b>	Zinapécuaro	0.0810	0.0250	0.500	0.0576	0.0283	0.540*
<b>16146</b>	Zirahuén	0.1016	0.0229	0.468	0.0799	0.0252	0.499+

<b>16221</b>	Fruticultores	0.0547	0.0291	0.534			
<b>16247</b>	Capula	0.0618	0.0277	0.529			
<b>16254</b>	Teremendo	0.0746	0.0259	0.506	0.0794	0.0251	0.506
<b>16512</b>	El Colegio	0.0417	0.0315	0.570	0.0403	0.0318	0.574*
<b>16253</b>	Tanaco	0.0952	0.0235	0.477			

Nota: debido a la disponibilidad de datos, los valores con (+) se calcularon con un periodo de ocho años y los valores con (\*) se calcularon con un periodo de nueve años.

Los valores del índice de concentración considerados por Roblero-Hidalgo *et al.* (2018) como torrenciales y altamente torrenciales ( $CI > 0.54$ ) durante el periodo 1981-2010 se observaron principalmente en las regiones norte y noroeste (estaciones 16016, 16052, 16096 y 16105), así como en el centro de la cuenca en las estaciones 16022, 16081 y 16254, y en menor medida en la zona sur y suroeste de la cuenca en las estaciones 16001 y 16087, respectivamente. La distribución de las concentraciones más altas pudiera resultar importante en lo referente a la prevención de riesgos, ya que una fuerte concentración en la zona norte pudiera generar problemas en las partes media (zona donde se encuentra la ciudad de Morelia) y baja de la cuenca.

El cálculo del índice de concentración para el periodo 2001-2010 sólo fue posible en 14 de las 22 estaciones utilizadas en este trabajo debido a que en el resto no se tenían registros para ese periodo; incluso entre las 14 estaciones utilizadas hay cuatro estaciones que sólo tuvieron

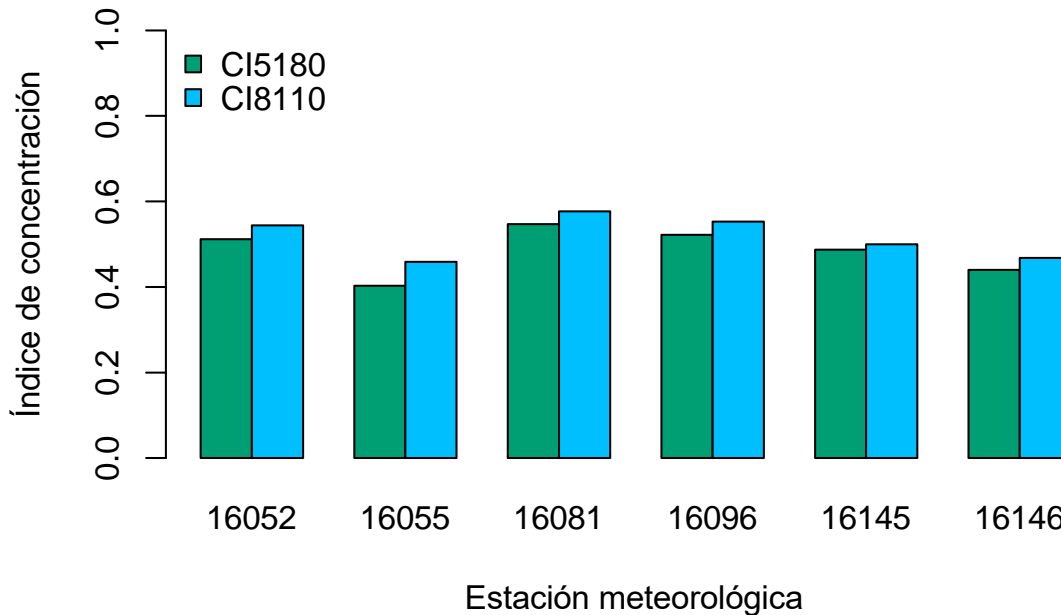
registros para nueve años y otras dos estaciones con registros sólo para ocho años. La falta de registros no es un problema nuevo. En el caso de México, ya ha sido señalado por Gay-García, Estrada-Porrua y Martínez (2010), y en el ámbito internacional ha sido mencionado por Cortesi, Gonzalez-Hidalgo, Brunetti y Martín-Vide (2012), Llano (2018), y Serrano-Notivoli *et al.* (2018).

El rango de valores observados para el periodo 2001-2010 estuvo entre 0.375 y 0.603, rango mayor al encontrado en este trabajo para el periodo 1981-2010 y también un poco mayor al rango observado por Roblero-Hidalgo *et al.* (2018) en la misma zona de estudio. Cabe resaltar que el aumento en el rango dentro del cual oscilan los valores del índice de concentración se dio hacia el límite inferior del mismo, aunque esto se debió a un solo valor por debajo de 0.499, que se presentó en la estación meteorológica 16118. Descartando dicho valor, el rango de valores para el CI estaría muy apegado al encontrado por Roblero-Hidalgo *et al.* (2018).

Por otro lado, en 11 de las 14 estaciones analizadas para el periodo 2001-2010 se encontraron valores del índice de concentración mayores a los observados para el periodo 1981-2010; en el mismo sentido, 10 de las 14 estaciones mostraron valores mayores a los encontrados por Roblero-Hidalgo *et al.* (2018), lo que sugiere que en los últimos años la concentración de la precipitación en algunas partes de la cuenca se ha incrementado, aunque dicha concentración todavía se encuentra por debajo de lo reportado para el estado de Jalisco por Núñez-González (2020).

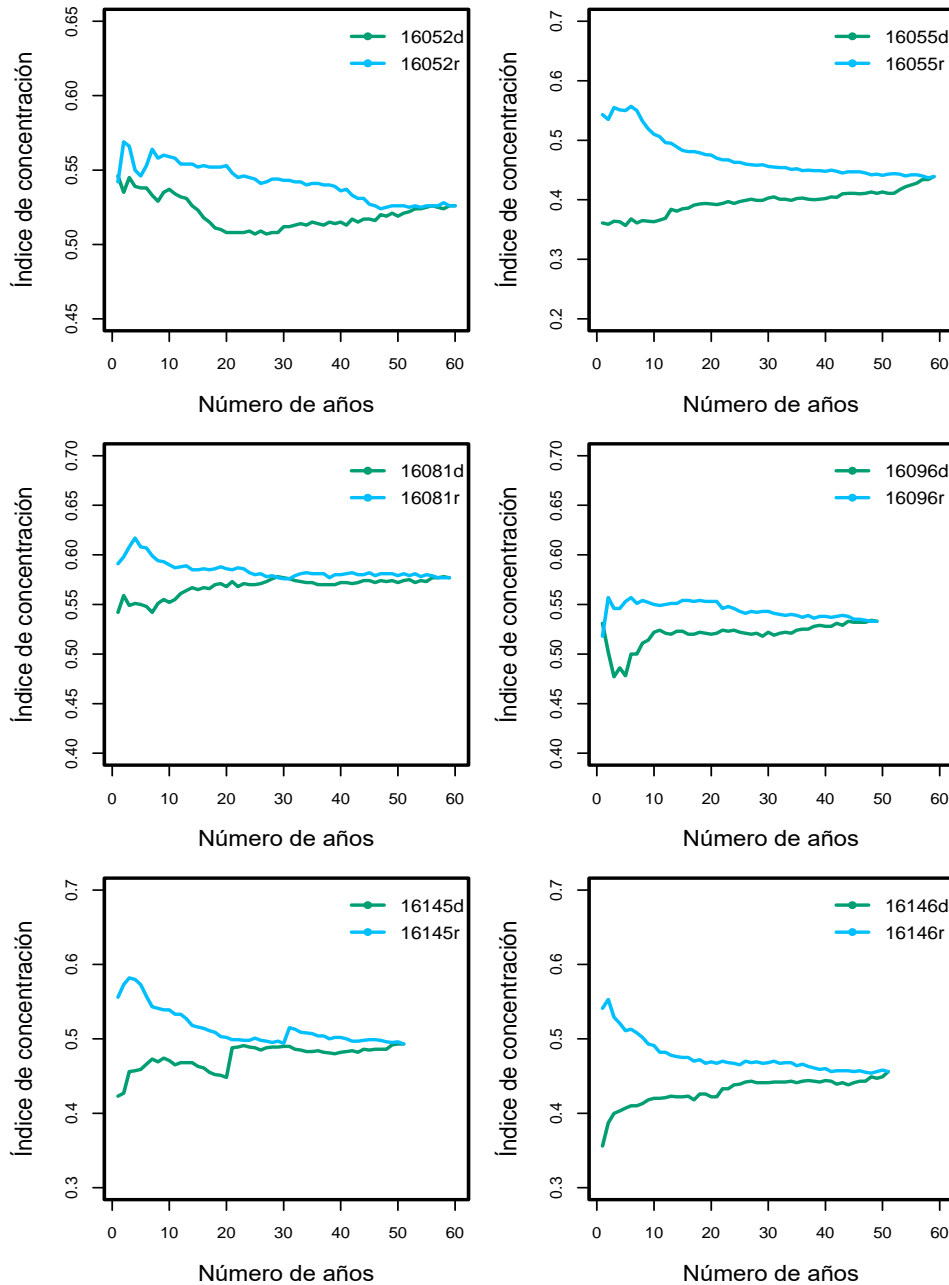
## **Sensibilidad del CI a la ubicación de los datos y a la longitud de los registros**

La comparación de la concentración de la precipitación puede verse afectada si no se toma en cuenta un periodo de registros común en las estaciones con las que se está trabajando. En la Figura 3 se presentan los resultados del índice de concentración calculado para los subperiodos 1951-1980 y 1981-2010 de las seis estaciones con los registros comunes más largos en la zona de estudio. En esta figura se puede apreciar que en dichas estaciones el valor del CI fue más alto para el segundo periodo de registros (1981-2010), coincidiendo con los resultados de Benhamrouche y Martín-Vide (2012). Las diferencias encontradas entre los dos subperiodos van desde el 3 % en el caso de la estación meteorológica 16145 hasta el 14 % en el caso de la estación 16055. Si bien las diferencias pueden parecer pequeñas, no deben ser descartadas, ya que pueden llegar a ser una señal de que en los últimos años la concentración de la precipitación en la cuenca del Río Grande de Morelia ha aumentado.



**Figura 3.** Sensibilidad del índice de concentración a la ubicación de los registros.

Por otro lado, las diferencias observadas en el CI entre los dos subperiodos analizados refuerzan la hipótesis de que la ubicación de los registros puede llegar a ser un factor importante al momento de calcular el índice de concentración de la precipitación diaria, sobre todo si el objetivo es comparar los resultados entre estaciones. En ese sentido, en la Figura 4 se puede observar el efecto que produce la longitud de los registros en los valores calculados del CI a partir de los datos de las seis estaciones con los periodos de registro mayores.



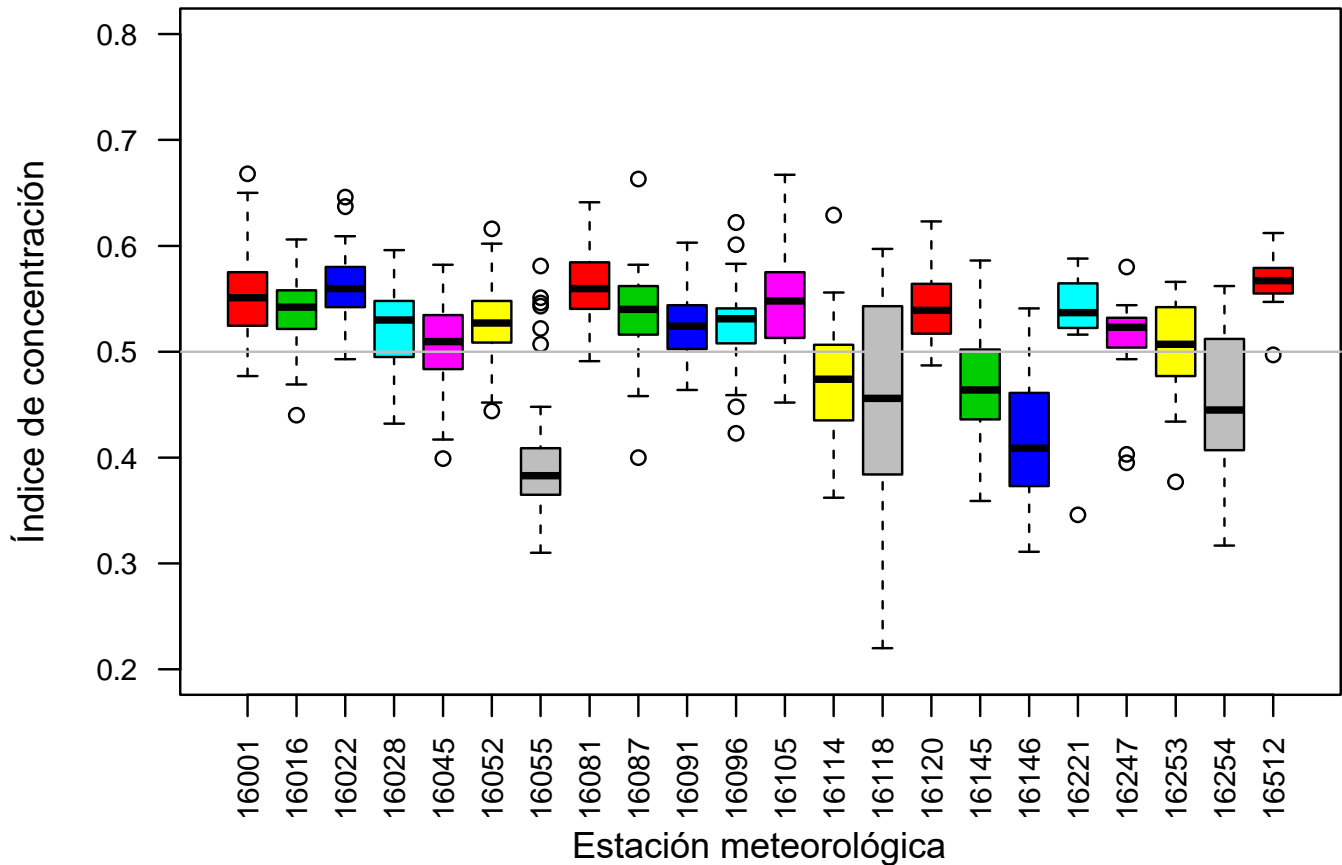
**Figura 4.** Sensibilidad del índice de concentración en función de la longitud de los registros. Nota: la letra d después del nombre de la

estación indica que las series se construyeron de inicio a fin y la letra r del fin al inicio.

En cinco de las seis estaciones presentadas en la Figura 4 se puede observar que el nivel de variabilidad en el índice de concentración es mayor cuando la longitud de los registros es menor a 20 años; para longitudes de registros mayores a 20 años, el valor del CI tiende a estabilizarse. La excepción a este comportamiento se da en la estación 16052, donde incluso para registros con longitudes mayores a 20 años se siguen presentando cambios importantes en los valores del CI, es decir, no se observa una rápida estabilización de sus valores. Lo anterior puede ser importante cuando se quieren comparar los valores del CI entre estaciones con más y menos de 20 años de registros. Aunque los resultados señalados corresponden a un bajo número de estaciones, están en concordancia con las recomendaciones de la Organización Meteorológica Mundial en cuanto a la longitud de los registros utilizados en los análisis con datos climáticos (OMM, 2007), la cual es deseable que no sea inferior a 30 años de registros.

### **Comportamiento del índice de concentración anual, y para los periodos 1981-2010 y 2001-2010**

Con los datos de los años completos de registros se calculó el índice de concentración anual para cada estación, con el propósito de conocer la variabilidad temporal de dicho índice. Los resultados obtenidos se presentan en la Figura 5. En esta figura se observa que casi tres cuartas partes de las estaciones (72.7 %) presentan en su mayoría valores del CI superiores a 0.5, lo que de acuerdo con los trabajos de Martín-Vide (2004), Zubieta *et al.* (2017), y Núñez-Gonzalez (2020), entre otros, indicaría que alrededor del 60 % de la lluvia se concentra en el 25 % de los días más lluviosos. Por el contrario, las estaciones 16055, 16114, 16118, 16145, 16146 y 16254 presentan en su mayoría valores del índice de concentración menores a 0.5, lo que sería producto de una distribución más uniforme de la lluvia a lo largo del año en los sitios donde se encuentran ubicadas dichas estaciones meteorológicas.

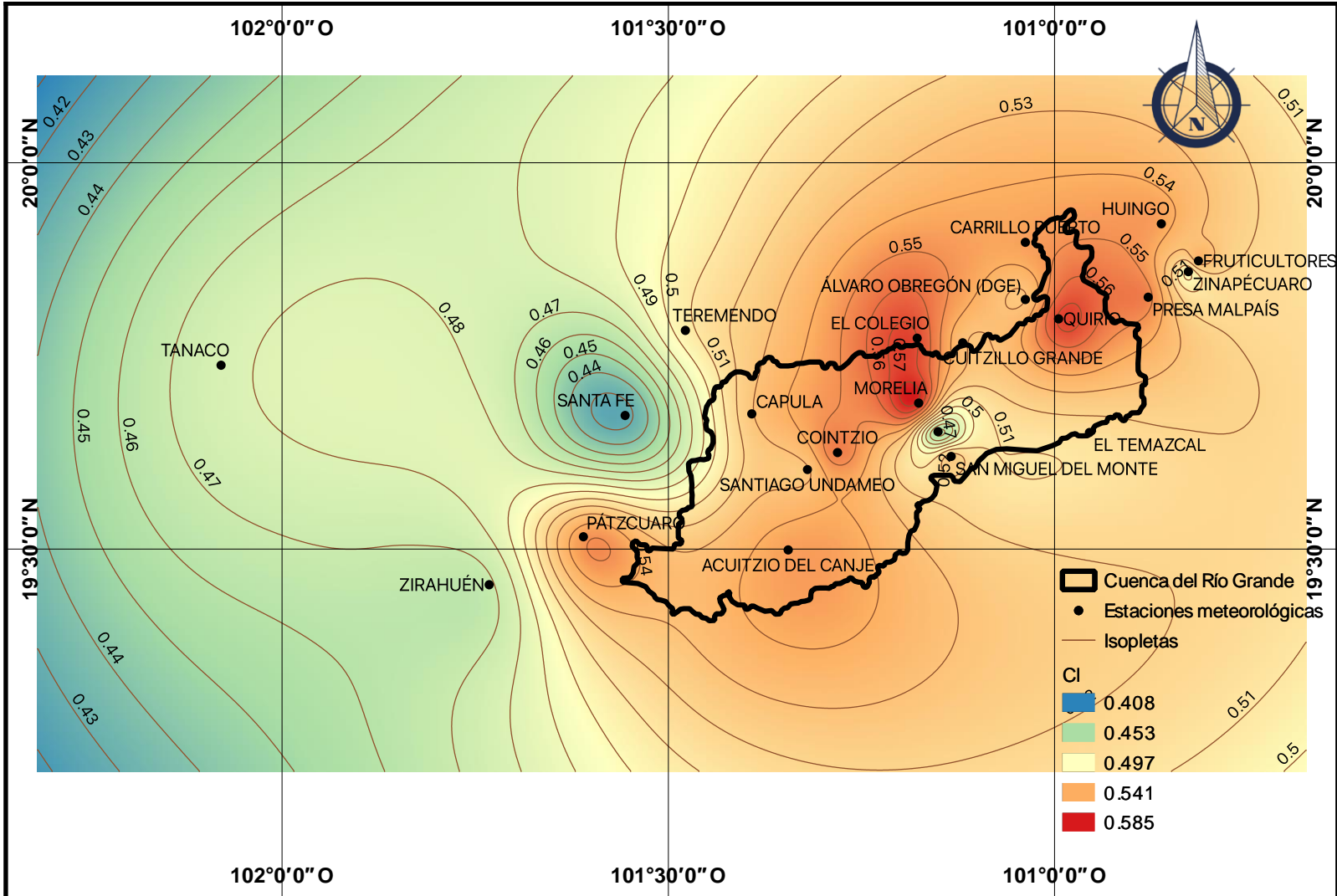


**Figura 5.** Distribución del índice de concentración anual.

El promedio de los valores anuales del índice de concentración osciló entre 0.395 y 0.567, lo que sitúa a la concentración de la precipitación en la zona de estudio entre moderada y moderada-alta (Núñez-González, 2020). De hecho, en la mitad de las estaciones se observaron valores del CI superiores a 0.6, aunque los valores de este tipo se observaron sólo de forma esporádica. En cuanto a la dispersión de los valores del CI de acuerdo con el rango intercuartílico, se observa una alta concentración de

valores alrededor de la mediana, con excepción de las estaciones 16118, 16145, 16146 y 16254.

Por otro lado, en la Figura 6 se presenta la distribución espacial del índice de concentración en la zona de estudio, la cual fue obtenida a través de la interpolación de los valores del índice de concentración de las 22 estaciones. Para una lectura más clara de la distribución del CI se generaron las isopletas con una separación de 0.01. En la distribución presentada en esta figura se puede notar un comportamiento muy similar al encontrado por Roblero-Hidalgo *et al.* (2018), en el sentido de que las zonas con los valores más altos del índice de concentración se presentan en la parte media y alta de la cuenca, y los valores de concentración más bajos se dan en la parte baja de la misma.



**Figura 6.** Distribución espacial del índice de concentración.

La distribución del CI mencionada anteriormente puede estar relacionada con los tipos de clima presentes en la zona de estudio, ya que hacia la parte alta de la cuenca se tiene la presencia de climas tipo

semifrío subhúmedo  $C(E)(w_2)(w)$  y templado subhúmedo  $C(w_2)(w)$ ; mientras que en la parte media se tiene la presencia de clima templado subhúmedo  $C(w_1)(w)$ , y en la parte baja de la cuenca es común el clima templado  $C(w_0)(w)$ .

La coincidencia en la distribución espacial del índice de concentración observado en los dos trabajos sugiere una marcada distribución geográfica de la precipitación en la zona de estudio. Además, la distribución de los valores más altos del CI podría ser parte de las causas que en el pasado reciente han ocasionado inundaciones en la ciudad de Morelia, la cual se encuentra ubicada en la parte media de la cuenca y por ella atraviesa el Río Grande, cauce principal de la cuenca.

Tomando en cuenta que el rango de valores observados para el CI del periodo 1981-2010 fue más bajo al encontrado por Roblero-Hidalgo *et al.* (2018), se decidió verificar si aún con las 22 estaciones utilizadas en este trabajo se podría considerar que los valores siguen una distribución aproximadamente normal; esto, con el propósito de redefinir la clasificación de la torrencialidad en la zona de estudio. Para ello se aplicaron las pruebas de normalidad descritas en la metodología de este trabajo y se encontró en todas ellas que no existe evidencia suficiente para rechazar la hipótesis nula a un nivel de significancia del 5 %, la cual establece que los datos siguen una distribución normal.

Una vez verificado que se puede considerar que los datos de las 22 estaciones siguen una distribución aproximadamente normal, se procedió a definir los cuatro niveles de torrencialidad siguiendo la metodología

utilizada por Roblero-Hidalgo *et al.* (2018), la cual se basa en los cuantiles 0, 25, 50, 75 y 100 % para definir los límites de las clases. Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 2, donde se hace una comparativa con los resultados de los investigadores anteriormente mencionados. Las diferencias observadas, aunque parecen pequeñas, de 1 a 5 centésimas del valor del CI, pudieran llegar a ser importantes debido a que el rango de variación general de dicho índice es pequeño: de 0.427 a 0.577.

**Tabla 2.** Clasificación del grado de torrencialidad de la cuenca.

<b>Índice de concentración de Roblero-Hidalgo <i>et al.</i> (2018)</b>	<b>Grado de torrencialidad</b>	<b>Índice de concentración, periodo 1981-2010</b>
<b>0.476-0.515</b>	Bajo torrencial	0.427-0.508
<b>0.515-0.538</b>	Medio torrencial	0.508-0.531
<b>0.538-0.560</b>	Torrencial	0.531-0.547
<b>0.560-0.607</b>	Altamente torrencial	0.547-0.577

## Conclusiones

El índice de concentración de la precipitación diaria es una herramienta útil para analizar la estructura estadística de la lluvia en diferentes sitios, así como para explorar la posibilidad de riesgos asociados con eventos extremos de precipitación. Sin embargo, en su utilización es necesario tener cuidado con los datos empleados para su cálculo, ya que este índice puede ser sensible tanto a la ubicación temporal de los datos como a la longitud de los registros. Los resultados obtenidos con base en datos con periodos de registro diferentes pueden complicar las comparaciones, ya que en muchos casos los resultados están influenciados por condiciones climáticas particulares; por ejemplo, en los últimos años pudieran incidir los efectos del cambio climático.

Por otro lado, la longitud de los registros también puede afectar a los valores del índice de concentración, ya que este índice tiende a estabilizarse en periodos mayores a 20 o 30 años. En ese sentido, los resultados presentados muestran que cuando se calcula el índice de concentración anual, el grado de variabilidad es mayor que cuando se calcula para periodos de 10 y 30 años, respectivamente.

Los valores obtenidos para el índice de concentración están dentro de los rangos reportados en la literatura tanto a nivel nacional como a nivel internacional. Además, estos valores pueden clasificarse para definir el grado de torrencialidad que puede llegar a tener la precipitación dentro de la cuenca.

Por otro lado, la distribución espacial de la concentración de la precipitación puede ayudar a explicar parte de las causas que han generado los problemas de inundaciones que se han venido registrando en los últimos años en la ciudad de Morelia, Michoacán, México.

## Referencias

- Benhamrouche, A., & Martín-Vide, J. (2012). Avances metodológicos en el análisis de la concentración diaria de la precipitación en la España peninsular. *Anales de Geografía*, 11-27. Recuperado de [http://dx.doi.org/10.5209/rev\\_AGUC.2012.v32.n1.39306](http://dx.doi.org/10.5209/rev_AGUC.2012.v32.n1.39306)
- Benhamrouche, A., Boucherf, D., Hamadache, R., Bendahmane, L., Martín-Vide, J., & Teixeira, N. J. (2015). Spatial distribution of the daily precipitation concentration index in Algeria. *Natural Hazards and Earth System Sciences*. DOI: 10.5194/nhess-15-617-2015
- Cortesi, N., Gonzalez-Hidalgo, J., Brunetti, M., & Martín-Vide, J. (2012). Daily precipitation concentration across Europe 1971-2010. *Natural Hazards and Earth System Science*. DOI: 10.5194/nhess-12-2799-2012
- Coscarelli, R., & Caloiero, T. (2012). Analysis of daily and monthly rainfall concentration in Southern Italy (Calabria region). *Journal of Hydrology*. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2011.11.047
- Gay-García, C., Estrada-Porrua, F., & Martínez, B. (2010). Cambio climático y estadística oficial. *Realidad, Datos y Espacio: Revista*

*Internacional de Estadística y Geografía*. Recuperado de <https://rde.inegi.org.mx/index.php/2010/11/10/cambio-climatico-y-estadistica-oficial/>

Llano, M. P. (2018). Spatial distribution of the daily rainfall concentration index in Argentina: Comparison with other countries. *Theoretical and Applied Climatology*. DOI 10.1007/s00704-017-2236-0

Lu, Y., Jiang, S., Ren, L., Zhang, L., Wang, M., Liu, R., & Wei, L. (2019). Spatial and temporal variability in precipitation concentration over mainland China. *Water*. DOI: 10.3390/w11050881

Martín-Vide, J. (2004). Spatial distribution of a daily precipitation concentration index in peninsular Spain. *International Journal of Climatology*. DOI: 10.1002/joc.1030

Mayer, P., Marzol, M. V., & Parreño, J. M. (2017). Precipitation trends and a daily precipitation concentration index for the Mid-Eastern Atlantic (Canary Islands, Spain). *Cuadernos de Investigación Geográfica*. DOI: <http://doi.org/10.18172/cig.3095>

Meseguer-Ruiz, O., Ponce-Philimon, P., Guijarro, J., & Sarricolea, P. (2019). Spatial distribution and trends of different precipitation variability indices based on daily data in Northern Chile between 1966 and 2015. *International Journal of Climatology*. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/joc.6089>

Monjo, R., & Martín-Vide, J. (2016). Daily precipitation concentration around the world according to several indices. *International Journal of Climatology*. DOI: 10.1002/joc.4596

- Núñez-Gonzalez, G. (2020). Comparison of the behavior of the precipitation concentration index on global and local scale. *Theoretical and Applied Climatology*. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s00704-019-02996-5>
- OMM, Organización Meteorológica Mundial. (2007). *The role of climatological normals in a changing climate*. Ginebra, Suiza: Organización Meteorológica Mundial. Recuperado de [https://library.wmo.int/doc\\_num.php?explnum\\_id=4546](https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=4546)
- Patel, N. R., & Shete, D. T. (2015). Analyzing precipitation using concentration indices for North Gujarat Agro Climatic Zone, India. *Aquatic Procedia*. DOI:10.1016/j.aqpro.2015.02.115
- QGIS Development Team. (2020). *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation. Recuperado de <https://www.qgis.org/>
- R Core Team. (2013). *R: A language and environment for statistical computing*. Viena, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Roblero-Hidalgo, R., Chavez-Morales, J., Ibañez-Castillo, L. A., Palacios-Velez, O. L., Quevedo-Nolasco, A., & Gonzalez-Camacho, J. M. (2018). Índice de concentración de la precipitación diaria en la cuenca del Río Grande de Morelia. *Tecnología y ciencias del agua*. DOI: 10.24850/j-tyca-2018-05-07
- Sarricolea, P., Meseguer-Ruiz, O., Serrano-Notivoli, R., Soto, M., & Martín-Vide, J. (2019). Trends of daily precipitation concentration

- in Central-Southern Chile. *Atmospheric Research*. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2018.09.005>
- Serrano-Notivoli, R., Martín-Vide, J., Saz, M. A., Longares, L. A., Begueria, S., Sarricolea, P.,..., & De-Luis, M. (2018). Spatio-temporal variability of daily precipitation concentration in Spain based on a high-resolution gridded data set. *International Journal of Climatology*. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/joc.5387>
- Thode, H. C. (2002). *Testing for normality*. New York: CRC Press.
- Velez, A., Martín-Vide, J., Roye, D., & Santaella, O. (2019). Spatial analysis of daily precipitation concentration in Puerto Rico. *Theoretical and Applied Climatology*. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s00704-018-2550-1>
- Vyshkvarkova, E., Voskresenskaya, E., & Martín-Vide, J. (2018). Spatial distribution of the daily precipitation concentration index in Southern Russia. *Atmospheric Research*. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2017.12.003>
- Yeşilirmak, E., & Atatanir, L. (2016). Spatiotemporal variability of precipitation concentration in western Turkey. *Natural Hazards*. DOI: 101007/s11069-015-2102-2
- Zamani, R., Mirabbasi, R., Nazeri, M., Meshram, S. G., & Ahmadi, F. (2018). Spatio-temporal analysis of daily, seasonal and annual precipitation concentration in Jharkhand state, India. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s00477-017-1447-3>

Zubieta, R., Saavedra, M., Silva, Y., & Giraldez, L. (2017). Spatial analysis and temporal trends of daily precipitation concentration in the Mantaro River basin: Central Andes Peru. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment*. DOI: 10.1007/s00477-016-1235-5

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-06-11

Notas

## **Contraste del EDI (Effective Drought Index) mensual como método simple para el monitoreo de sequías meteorológicas**

### **The contrast of the monthly EDI (Effective Drought Index) as a simple method for monitoring meteorological droughts**

Daniel Francisco Campos-Aranda<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Profesor jubilado de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, México, campos\_aranda@hotmail.com

Autor para correspondencia: Daniel Francisco Campos-Aranda, campos\_aranda@hotmail.com

#### **Resumen**

Los índices de sequías se utilizan para detectar y dar seguimiento a las condiciones de sequía de una zona o región. Diversos índices de sequías han sido propuestos desde mediados de la década de 1970, algunos de ellos fueron desarrollados para una región o clima específicos y, por ello, los estudios de comparación de varios índices de sequía bajo climas

diferentes son siempre útiles y se genera confianza en tales índices cuando sus resultados son semejantes. En este estudio se describe con detalle el procedimiento operativo del EDI (Effective Drought Index), aplicado a datos de precipitación mensual. El EDI fue expuesto originalmente por Byun y Wilhite (1999) para procesar lluvias diarias, pero debido a la dificultad que existe para disponer de tales registros, se desarrolló su versión mensual. Los tres contrastes del EDI descritos en este estudio se realizan para una duración de sequía de 12 meses: 1) con el SPI (Standardized Precipitation Index) de la estación climatológica Río Verde, en San Luis Potosí, México; 2) con el SPEI (Standardized Precipitation-Evapotranspiration Index) de la estación climatológica Zacatecas, Zacatecas, México, y 3) con el SPDI (Standardized Palmer Drought Index) de la estación climatológica Xilitla, San Luis Potosí, México. Las gráficas de evolución de cada índice contrastado mostraron una gran similitud con las gráficas *únicas* del EDI; pero estas últimas definen un mayor detalle respecto a los cambios de la precipitación mensual. Con base en el análisis de los resultados, se recomienda la aplicación sistemática del EDI mensual en el monitoreo de sequías meteorológicas y en los estudios de comparación de índices debido a que tiene un procedimiento operativo bastante simple, y a que no requiere la definición de la duración de la sequía, lo cual conduce a un único cálculo de tal índice.

**Palabras clave:** sequías meteorológicas, Índice Efectivo de Sequías (EDI), SPI, SPEI, SPDI, gráficas de evolución de las sequías.

## Abstract

Drought indices are used to detect and monitor the drought conditions of an area or region. Various drought indices have been proposed since the mid-sixties, some of them were developed for a specific region or climate and therefore, comparison studies of various drought indices under different climates are always useful and build confidence in such indices, when their results are similar. This study describes in detail the operating procedure of the EDI (Effective Drought Index), applied to monthly precipitation data. The EDI was originally exposed by Byun and Wilhite (1999) to process daily rains, but due to the difficulty of having such records, its monthly version was developed. The three EDI contrasts described in this study are carried out for a drought duration of 12 months: 1) with the SPI (Standardized Precipitation Index) of the climatological station Río Verde, San Luis Potosí, Mexico; 2) with the SPEI (Standardized Precipitation-Evapotranspiration Index) of the climatological station Zacatecas, Zacatecas, Mexico, and 3) with the SPDI (Standardized Palmer Drought Index) of the climatological station Xilitla, San Luis Potosí, Mexico. The evolution graphs of each contrasted index showed great similarity with the *unique* EDI graphs, but the latter define in more detail the changes of monthly precipitation. Based on the analysis of the results, the systematic application of the monthly EDI, in the monitoring of meteorological droughts and the comparison studies of indexes, is recommended because it has a simple operating procedure, it does not require the definition of the duration of drought, and it is derived from a one-step calculation.

**Keywords:** Meteorological droughts, Effective Drought Index (EDI), SPI, SPEI, SPDI, drought evolution graphs.

Recibido: 29/07/2019

Aceptado: 27/10/2020

## Introducción

La planeación, selección e implementación de las medidas preventivas y reactivas contra los efectos negativos de las sequías se basan en la información sobre su extensión territorial, severidad y duración (Dogan, Berkday, & Singh, 2012; Jain, Pandey, Jain, & Byun, 2015). Tal información se obtiene a través de la detección, seguimiento (Mishra & Singh, 2010; Hao & Singh, 2015) y pronóstico (Mishra & Singh, 2011) de las sequías, lo cual se realiza con base en los llamados *índices de sequía*, que son procedimientos que calculan una variable aleatoria continua en función de una o más variables meteorológicas, como la precipitación, temperatura, humedad del suelo y evapotranspiración potencial (Fuchs, Svoboda, Wilhite, & Hayes, 2014).

La mayoría de los índices de sequías disponibles y comunes fueron desarrollados para regiones específicas y, por ello, tienen limitaciones de uso en condiciones climáticas diferentes debido a la complejidad inherente del fenómeno de las sequías (Fuchs *et al.*,

2014; Jain *et al.*, 2015). Por ejemplo, el PDSI (Palmer Drought Severity Index) fue desarrollado y aplicado en las planicies de EUA (Palmer, 1965); el índice de deciles de Gibbs y Maher (WMO, 1975) se generó y aplicó en Australia; el índice Z de China se usa en tal país (Wu, Hayes, Weiss, & Hu, 2001), y el SPI (Standardized Precipitation Index) expuesto en EUA (McKee, Doesken, & Kleist, 1993) ha alcanzado universalidad debido al uso eficiente que hace de la información pluviométrica mensual y por la consistencia de sus resultados.

Otro índice que ha demostrado universalidad es el EDI (Effective Drought Index), que originalmente se propuso para procesar información diaria de precipitación (Byun & Wilhite, 1999), pero que debido a las dificultades para tener acceso fácil a registros de tal variable climática lo han transformado y adaptado su procedimiento a registros mensuales y, con ello, se ha contrastado con otros índices de sequías (Smakhtin & Hughes, 2004; Smakhtin & Hughes, 2007; Morid, Smakhtin, & Moghaddasi, 2006; Pandey, Dash, Mishra, & Singh, 2008; Dogan *et al.*, 2012; Jain *et al.*, 2015). Kim, Byun y Choi (2009) han modificado y complementado al EDI original para mejorar su desempeño.

El EDI mensual tiene un cálculo tan simple como los índices Z y Z de China (Campos-Aranda, 2017), al ser un valor estandarizado de su variable principal, que se denomina *precipitación efectiva (EP)*, la cual se obtiene mediante una función de ponderación de la precipitación mensual actual y que precede al mes en análisis. Este cálculo es más simple que el del SPI, basado en sumas móviles de

cierta duración y su manejo probabilístico para convertirlas en variables normales estandarizadas.

Los *objetivos* de este estudio son los dos siguientes: primero, exponer el procedimiento operativo del EDI mensual y, segundo, contrastar sus resultados contra los obtenidos con otros índices mensuales de cálculo más complicado que ya han sido aplicados en varias localidades de México de climas diferentes. Tal es el caso de los tres siguientes: 1) el SPI (McKee *et al.*, 1993; Campos-Aranda, 2017); 2) el SPEI (Vicente-Serrano, Beguería, & López-Moreno, 2010; Beguería, Vicente-Serrano, Reig, & Latorre, 2014; Campos-Aranda, 2018a), y 3) el SPDI (Ma *et al.*, 2014; Campos-Aranda, 2018b).

## Procedimiento operativo

El EDI fue propuesto por Byun y Wilhite (1999) para monitorear la duración y severidad de las sequías meteorológicas. Se basa en un concepto nuevo denominado precipitación efectiva (*EP*), que toma en cuenta la lluvia mensual del mes en análisis y la ponderación de las lluvias precedentes, según una función de reducción dependiente del tiempo.

El EDI se calcula con base en la llamada *PRN* o precipitación necesaria para retornar a las condiciones normales. La *PRN* se estima a partir de la desviación de la *EP* respecto a su valor promedio mensual, designada *DEP*. Por último, se estandariza la *PRN* para obtener el EDI. El primer paso para calcular el EDI consiste en estimar la *EP*. Si  $P_i$  es la precipitación en los  $m-1$  meses antecedentes al mes  $j$  en análisis y  $N$  es la duración de tal periodo precedente, entonces la *EP* de cada mes será:

$$EP_j = \sum_{m=1}^N \left[ \frac{1}{m} (\sum_{i=1}^m P_i) \right] \quad (1)$$

Por ejemplo, si  $N = 4$ , se tiene:  $EP = P_1 + (P_1 + P_2) / 2 + (P_1 + P_2 + P_3) / 3 + (P_1 + P_2 + P_3 + P_4) / 4$ ; en donde  $P_1, P_2, P_3$  y  $P_4$  son las lluvias durante el mes en análisis ( $j$ ), un mes previo, y 2 y 3 meses antes, respectivamente. La media de los valores de *EP* de cada mes se designa  $\overline{EP}_{nm}$ , con  $nm$  variando de 1 a 12; con tal valor se estiman las desviaciones de la *EP*, según la ecuación:

$$DEP_j = EP_j - \overline{EP}_{nm} \quad (2)$$

Los valores de la *PRN* se calculan con la expresión siguiente:

$$PRN_j = \frac{DEP_j}{\sum_{i=1}^N (1/i)} \quad (3)$$

Cuando  $N = 4$ , el denominador será igual a la suma de  $1/1 + 1/2 + 1/3 + 1/4 = 2.08333$ . Finalmente, el valor del EDI será igual a:

$$EDI_j = \frac{PRN_j}{\sigma_{PRN}^{nm}} \quad (4)$$

en la cual,  $\sigma_{PRN}^{nm}$  es la desviación estándar de los valores de la  $PRN$  en el número de mes ( $nm$ ) correspondiente al mes en análisis ( $j$ ).

Respecto a la duración  $N$  utilizada en la función de reducción (Ecuación (1)), ha variado desde una duración de tres meses, al parecer empleada por Smakhtin y Hughes (2004, 2007) y por Jain *et al.* (2015), hasta una duración de 48 meses sugerida por Pandey *et al.* (2008). En este estudio se adoptó una duración de 12 meses, también empleada por Dogan *et al.* (2012). Para tal caso, el denominador de la Ecuación (3) es 3.103211. Las ecuaciones (1) a (4) del procedimiento operativo expuesto corresponden a las número 2, 4, 3 y 9 de Byun & Wilhite (1999), respectivamente.

Como ya se indicó, el EDI y el SPI son valores estandarizados, lo que permite comparar la severidad de las sequías meteorológicas en localidades de climas diferentes. Los valores umbral del EDI indican los intervalos de humedad desde el extremadamente seco hasta el extremadamente húmedo. Los intervalos para las sequías son (Smakhtin & Hughes, 2007; Dogan *et al.*, 2012; Jain *et al.*, 2015) las siguientes: cuando el  $EDI < -2.00$ , se tienen sequías

extremas; cuando varía de  $-1.50 > EDI > -2.00$  son severas; cuando fluctúa de  $-1.00 > EDI > -1.50$ , se definen las sequías moderadas, y cuando varía de  $-1.00 < EDI < 1.00$  se tiene una condición normal. En este estudio, cuando el EDI varió de 0 a -1.00 se consideraron sequías leves o ligeras.

Byun y Wilhite (1999) exponen que la Ecuación (1) representa una función de reducción con decaimiento exponencial, dependiente del tamaño  $N$  adoptado y, por lo tanto, el procedimiento del EDI tenderá a acrecentar sus valores positivos y a reducir sus magnitudes negativas, según si los valores de los meses iniciales son grandes o pequeños, respectivamente.

## Contrastes realizados

### Fechas de ocurrencia de las sequías

Los índices SPI, SPEI y SPDI se aplican con diferentes *duraciones* ( $k$ ) de sequía meteorológica, a través de sumas móviles que generan un número de datos ( $n_d$ ) en función del número de años ( $NA$ ) del registro disponible

y de la duración  $k$ , según la ecuación (McKee *et al.*, 1993; Vicente-Serrano *et al.*, 2010; Ma *et al.*, 2014; Campos-Aranda, 2017):

$$n_d = 12 \cdot NA - k + 1 \quad (5)$$

En la gráfica de valores del SPI, SPEI o SPDI de cada duración  $k$  analizada, se obtienen los números de secuencia o dato ( $n_d$ ) del inicio y final de la sequía estudiada, y con base en la expresión anterior se despeja  $NA$ , cuya porción entera indica el número de años desde el inicio del registro y su parte decimal es el mes respectivo; con esto se obtienen las fechas buscadas.

En la gráfica *única* del EDI se obtiene el número de mes ( $j$ ) analizado, que corresponde al inicio y final de la sequía estudiada, y con una tabulación completa, como la mostrada en la Tabla 1, se obtiene directamente la fecha respectiva. La primera columna de la Tabla 1 corresponde a los años del registro histórico.

**Tabla 1.** Evolución del número del mes ( $j$ ) analizado según los años de registro.

Año	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
2	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
10	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120
20	229	230	231	232	233	234	235	236	237	238	239	240
30	349	350	351	352	353	354	355	356	357	358	359	360

40	469	470	471	472	473	474	475	476	477	478	479	480
50	589	590	591	592	593	594	595	596	597	598	599	600
60	709	710	711	712	713	714	715	716	717	718	719	720
70	829	830	831	832	833	834	835	836	837	838	839	840
80	949	950	951	952	953	954	955	956	957	958	959	960

La gráfica única del EDI comienza en el mes ( $j$ ) 13 debido a que la lluvia mensual —de diciembre a febrero— del año inicial del registro se emplea en la Ecuación (1) para definir el primer valor de la precipitación efectiva ( $EP_1$ ), ya que en este estudio se adoptó un valor de  $N = 12$ .

## EDI en la estación Río Verde, San Luis Potosí

Campos-Aranda (2017) expone la gráfica del SPI con  $k = 12$  meses en la estación climatológica Río Verde de clima templado y con un registro de 54 años (1961-2014). Los porcentajes de sequías extremas, severas, moderadas y leves que define el SPI son: 2.2, 2.4, 11.0 y 35.5, cuya suma es del 51.1 %. En cambio, con el EDI se obtienen 0.0, 2.0, 10.5 y 46.2, cuya suma es del 58.7 %. En la Tabla 2 se muestra parte de los

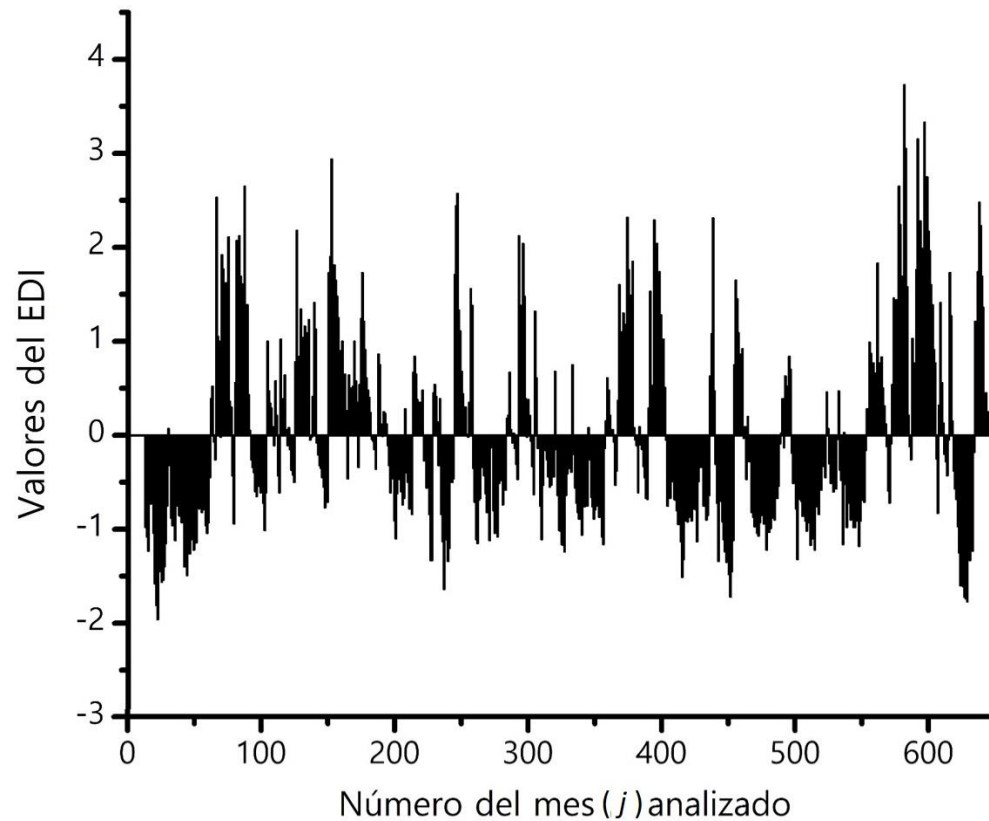
datos y resultados de la aplicación del EDI en la estación climatológica Río Verde del estado de San Luis Potosí, México.

**Tabla 2.** Datos y resultados parciales del cálculo del EDI en el registro de la estación climatológica Río Verde, San Luis Potosí, México.

Año	Ene	Mar	Abr	May	Jul	Ago	Sep	Nov	Dic
<b>Precipitación mensual (<math>P_i</math>), en milímetros</b>									
1961	19.6	0.0	17.2	0.0	81.8	11.9	63.7	20.4	0.0
1962	0.0	0.0	65.0	0.0	9.5	12.7	23.0	43.8	13.9
1963	0.0	7.8	1.2	40.7	49.5	17.8	59.5	2.6	27.4
2013	0.9	0.5	0.0	15.1	7.8	151.9	242.7	76.9	64.2
2014	12.2	0.0	2.7	50.7	106.3	73.5	201.8	18.4	11.7
<b>Precipitación efectiva (<math>PE</math>), en milímetros</b>									
1962	298.4	174.3	326.1	217.9	279.0	248.2	257.8	329.5	286.6
1963	217.4	155.0	116.6	212.9	522.7	439.5	519.0	394.9	394.2
2014	748.2	461.9	367.5	434.1	717.1	725.2	1145.7	802.5	659.4
<b>Promedios mensuales de la precipitación efectiva, en milímetros</b>									
$\overline{EP}_{nm}$	435.8	310.4	332.0	350.9	632.0	677.4	818.8	612.9	517.2
<b>Precipitación necesaria para retornar a las condiciones normales (<math>PRN</math>), en mm</b>									
1962	-44.3	-43.9	-1.9	-42.9	-113.7	-138.3	-180.8	-91.3	-74.3
1963	-70.4	-50.1	-69.4	-44.5	-35.2	-76.6	-96.6	-70.2	-39.7
2014	100.7	48.8	11.5	26.8	27.4	15.4	105.3	61.1	45.8
<b>Desviaciones estándar mensuales de la <math>PRN</math>, en milímetros</b>									

$\sigma_{PRN}^{nm}$	45.2	35.8	60.1	59.0	108.9	87.3	100.1	62.8	53.2
<b>Valores mensuales del índice efectivo de sequías (EDI), adimensional</b>									
1962	-0.98	-1.23	-0.03	-0.73	-1.04	-1.58	-1.81	-1.45	-1.40
1963	-1.56	-1.40	-1.15	-0.75	-0.32	-0.88	-0.96	-1.12	-0.75
2014	2.23	1.36	0.19	0.45	0.25	0.18	1.05	0.97	0.86

La gráfica del EDI mostrada en la Figura 1 tiene una gran similitud con la citada del SPI. En ella también se observa que una sequía importante por su duración y severidad fue la primera del registro. Tal sequía llegó al mes 61, es decir, a enero de 1966, con su mínimo de -1.96 en octubre de 1962 ( $j = 22$ ).



**Figura 1.** Evolución del EDI mensual en la estación climatológica Río Verde, San Luis Potosí, México.

### **EDI en la estación Zacatecas, Zacatecas**

Campos-Aranda (2018a) muestra la gráfica del SPEI con  $k = 12$  meses en la estación climatológica Zacatecas de clima semiárido y con un

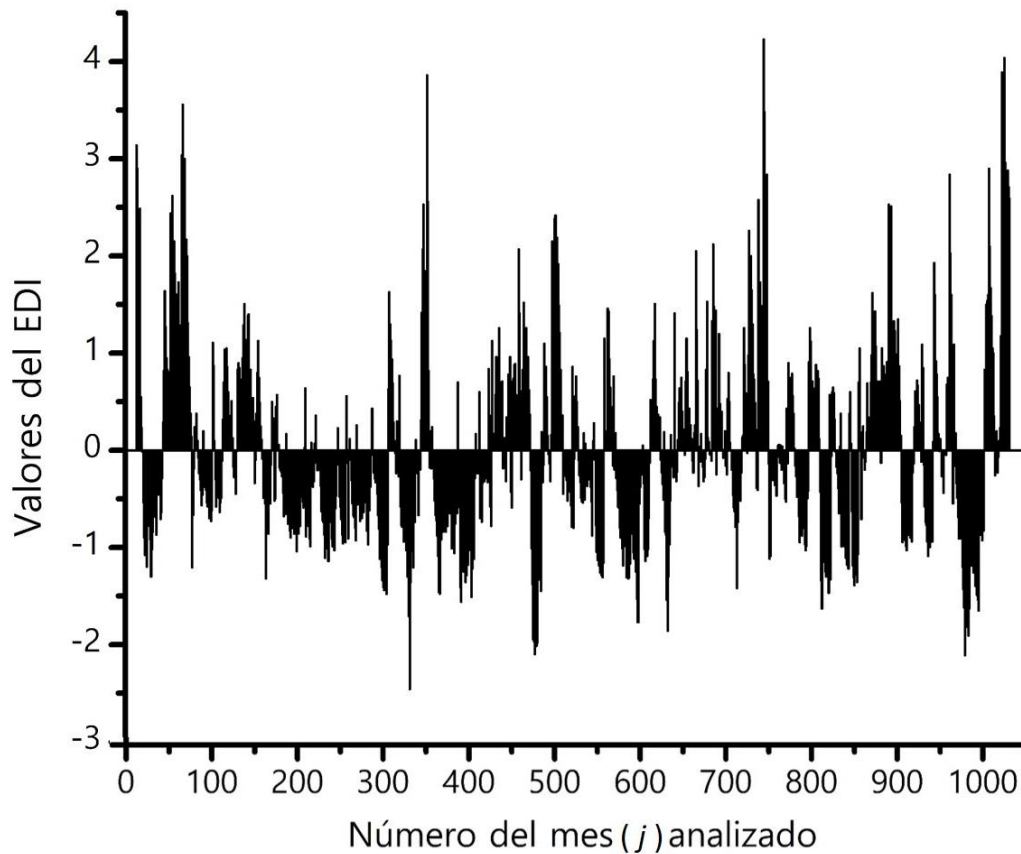
registro de 86 años (1930-2015). Los porcentajes de sequías extremas, severas, moderadas y leves que define el SPEI son 1.3, 4.8, 11.8 y 32.8, cuya suma es del 50.8 %. En cambio, con el EDI se obtienen 0.5, 2.0, 11.0 y 43.7, cuya suma es del 57.2 %. En la Tabla 3 se expone una parte de los datos y los resultados de la aplicación del EDI en la estación climatológica Zacatecas del estado de Zacatecas, México.

**Tabla 3.** Datos y resultados parciales del cálculo del EDI en el registro de la estación climatológica Zacatecas, Zacatecas, México.

Año	Ene	Feb	Abr	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Dic
<b>Precipitación mensual (<math>P_i</math>), en milímetros</b>									
1930	1.0	10.5	19.5	67.0	121.4	53.0	21.8	113.0	14.6
1931	79.3	19.9	2.5	52.4	90.0	81.1	41.2	5.0	11.5
1932	0.0	29.8	0.0	18.0	76.2	98.4	102.2	11.1	0.0
2014	10.8	0.0	0.0	78.8	66.6	107.8	111.4	8.6	22.0
2015	24.1	51.1	25.3	245.5	155.8	66.6	134.2	115.1	18.7
<b>Precipitación efectiva (<math>PE</math>), en milímetros</b>									
1931	889.8	734.6	446.1	514.5	647.2	713.6	642.5	486.0	321.8
1932	245.0	282.2	159.1	145.0	332.6	532.8	696.0	542.2	343.9
1933	354.5	332.4	192.4	275.6	517.3	782.7	1002.1	1062.3	623.9
<b>Promedios mensuales de la precipitación efectiva, en milímetros</b>									
$\overline{EP}_{nm}$	423.4	356.5	240.1	404.2	589.9	718.2	786.5	690.4	477.4
<b>Precipitación necesaria para retornar a las condiciones normales (<math>PRN</math>), en mm</b>									

1931	150.3	121.8	66.4	35.5	18.5	-1.5	-46.4	-65.9	-50.1
1932	-57.5	-23.9	-26.1	-83.5	-82.9	-59.8	-29.2	-47.8	-43.0
1933	-22.2	-7.7	-15.4	-41.4	-23.4	20.8	69.5	119.8	47.2
<b>Desviaciones estándar mensuales de la PRN, en milímetros</b>									
$\sigma_{PRN}^{nm}$	47.8	42.0	33.6	64.3	81.6	70.9	85.2	73.1	49.7
<b>Valores mensuales del índice efectivo de sequías (EDI), adimensional</b>									
1931	3.14	2.90	1.98	0.55	0.23	-0.02	-0.54	-0.90	-1.01
1932	-1.20	-0.57	-0.78	-1.30	-1.02	-0.84	-0.34	-0.65	-0.87
2015	0.23	1.18	3.65	4.04	2.96	2.12	1.99	2.88	2.59

La gráfica del EDI expuesta en la Figura 2 tiene una enorme similitud con la citada del SPEI. En ella también se observa que una sequía importante por su duración y severidad extrema comenzó en el mes 180 (diciembre de 1944) y terminó en el mes 344 (agosto de 1958). Durante tal lapso ocurrió la sequía extrema con un valor del EDI de -2.46 en el mes 332 (agosto de 1957). La última sequía fue importante por su severidad: inició en el mes 969 (octubre de 2010) y concluyó en el mes 1002 (junio de 2013), y tuvo su mínimo extremo del EDI de -2.11 en el mes 980 (agosto de 2011).



**Figura 2.** Evolución del EDI mensual en la estación climatológica Zacatecas, Zacatecas, México.

### **EDI en la estación Xilitla, San Luis Potosí**

Campos-Aranda (2018b) presenta la gráfica del SPDI con  $k = 12$  meses en la estación climatológica Xilitla de clima cálido-húmedo y con un

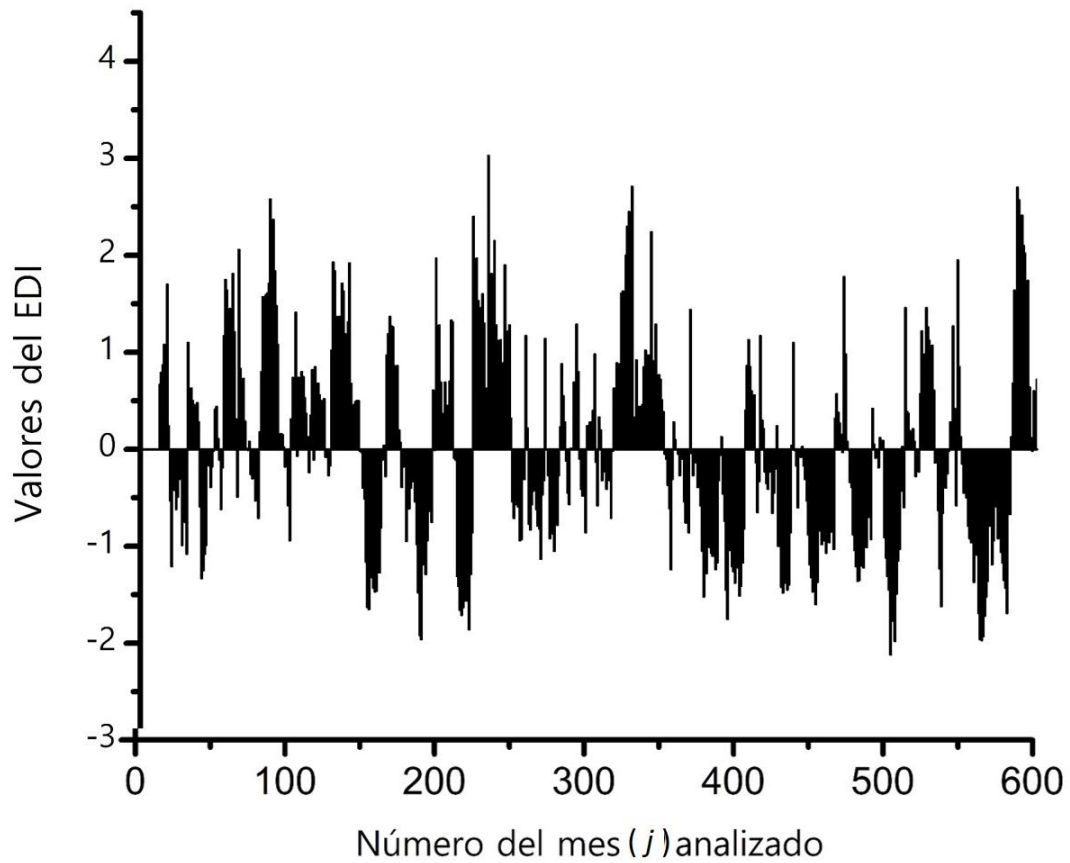
registro de 50 años (1965-2014). Los porcentajes de sequías extremas, severas, moderadas y leves que define el SPI son 0.2, 6.6, 13.9 y 31.6, cuya suma es del 52.3 %. En cambio, con el EDI se obtienen 0.2, 4.1, 12.9 y 36.9, cuya suma es del 54.1 %. En la Tabla 4 se muestra parte de los datos y resultados de la aplicación del EDI en la estación climatológica Xilitla del estado de San Luis Potosí, México.

**Tabla 4.** Datos y resultados parciales del cálculo del EDI en el registro de la estación climatológica Xilitla, San Luis Potosí, México.

<b>Año</b>	<b>Feb</b>	<b>Mar</b>	<b>May</b>	<b>Jun</b>	<b>Jul</b>	<b>Ago</b>	<b>Sep</b>	<b>Oct</b>	<b>Nov</b>
<b>Precipitación mensual (<math>P_i</math>), en milímetros</b>									
1965	28.5	42.8	32.2	445.7	462.3	681.3	578.5	300.8	117.5
1966	95.6	106.3	226.6	726.4	192.1	193.0	183.7	534.4	76.0
1967	93.7	88.9	165.2	246.3	200.2	995.9	468.2	417.3	89.9
2013	20.7	22.8	311.5	218.5	603.5	602.3	1067.8	310.2	450.5
2014	90.9	86.7	233.6	659.8	323.0	296.1	530.3	487.1	55.5
<b>Precipitación efectiva (<math>PE</math>), en milímetros</b>									
1966	2393.7	2150.8	2234.4	3827.5	3254.6	2972.6	2786.5	3768.4	3012.0
1967	1896.8	1694.6	1436.2	1762.1	1872.7	4439.8	4559.0	4637.7	3767.0
2014	3126.4	2685.9	2549.2	3860.9	3676.8	3551.5	4228.2	4614.6	3593.5
<b>Promedios mensuales de la precipitación efectiva, en milímetros</b>									
$EP_{nm}$	2035.3	1777.4	1761.3	2391.8	3004.5	3447.6	4252.2	4025.0	3357.2

<b>Precipitación necesaria para retornar a las condiciones normales (PRN), en mm</b>									
1966	115.5	120.3	152.5	462.7	80.6	-153.0	-472.3	-82.7	-111.3
1967	-44.6	-26.7	-104.8	-202.9	-364.7	319.7	98.9	197.4	132.1
2014	351.6	292.7	253.9	473.4	216.6	33.5	-7.7	190.0	76.2
<b>Desviaciones estándar mensuales de la PRN, en milímetros</b>									
$\sigma_{PRN}^{mm}$	146.0	139.1	170.4	272.0	339.2	291.3	391.5	314.4	263.9
<b>Valores mensuales del índice efectivo de sequías (EDI), adimensional</b>									
1966	0.79	0.87	0.89	1.70	0.24	-0.53	-1.21	-0.26	-0.42
1967	-0.31	-0.19	-0.61	-0.75	-1.08	1.10	0.25	0.63	0.50
2014	2.41	2.10	1.49	1.74	0.64	0.12	-0.02	0.60	0.29

La gráfica del EDI mostrada en la Figura 3 tiene una gran similitud con la citada del SPDI. En ella destacan dos sequías: 1) la antepenúltima, que contiene el valor mínimo extremo del EDI, comienza en el mes 499 (junio de 2006) y termina en el mes 509 (mayo de 2007), con el mínimo de -2.12 en el mes 503 (octubre de 2006), y (2) la última sequía es de las de mayor duración y severidad, inicia en el mes 550 (octubre de 2010) y termina en el mes 582 (junio de 2013).



**Figura 3.** Evolución del EDI mensual en la estación climatológica Xilitla, San Luis Potosí, México.

## Discusión de resultados

Los tres contrastes realizados en climas diferentes y para una duración de sequías meteorológicas de 12 meses aportan resultados alentadores, que sugieren la aplicación sistemática del EDI debido a su sencillez de cálculo y a la ventaja interpretativa de sólo conducir a una gráfica de evolución.

Sin embargo, conviene destacar la necesidad de realizar más contrastes tanto en otros climas como para diferentes duraciones de sequía; por ejemplo, las otras ocho comúnmente estudiadas al aplicar el SPI en 3, 6, 9, 18, 24, 36, 48 y 72 meses (Cheval, 2015).

## Conclusiones

Los tres índices de sequías meteorológicas: SPI, SPEI y SPDI, contrastados con el EDI mensual, procesan sumas móviles de duración  $k$  de tres variables aleatorias sumamente diferentes y, sin embargo, los porcentajes de sequías extremas, severas, moderadas y ligeras que definen sólo muestran resultados escasamente diferentes con los establecidos con el EDI de un proceso operativo mucho más simple de la precipitación mensual.

Además, las gráficas de evolución de cada índice contrastado: SPI, SPEI y SPDI, en los casos analizados, para una duración de  $k$

= 12 meses, mostraron una gran similitud con las gráficas *únicas* del EDI mensual, las cuales definen un mayor detalle en relación con los cambios que presenta la precipitación mensual de estaciones climatológicas de climas diferentes.

Por lo anterior, se recomienda la aplicación sistemática del EDI mensual en el monitoreo de sequías meteorológicas, y en los estudios de comparación de índices debido a que no requiere la definición de la duración  $k$  de la sequía y es más sensitivo a los cambios de la precipitación mensual en relación con los valores acumulados de lluvia u otra variable en los  $k$  meses de duración.

### **Agradecimientos**

A la doctora Jéssica Rosaura Campos Delgado de la UDLAP se agradece el haber elaborado todas las gráficas de evolución de las sequías citadas y mostradas en este estudio.

A los tres árbitros anónimos (A, B y C) se agradecen sus observaciones y comentarios, los cuales permitieron aclarar los alcances del estudio y ayudaron a esclarecer sus limitaciones.

### **Referencias**

Beguiría, S., Vicente-Serrano, S. M., Reig, F., & Latorre, B. (2014). Standardized Precipitation Evapotranspiration Index (SPEI) revisited: Parameter fitting, evapotranspiration models, tools, datasets and drought monitoring. *International Journal of Climatology*, 34(10), 3001-3023.

- Byun, H.-R., & Wilhite, D. A. (1999). Objective quantification of drought severity and duration. *Journal of Climate*, 12(9), 2747-2756.
- Campos-Aranda, D. F. (2018a). Cuantificación con el SPEI de sequías históricas y bajo cambio climático probable en la estación climatológica Zacatecas, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(2), 210-233. DOI: 10.24850/j-tyca-2018-02-09
- Campos-Aranda, D. F. (2018b). Contrastes del Índice de Sequías de Palmer Estandarizado (SPDI) en tres ubicaciones climáticas de San Luis Potosí, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 9(5), 246-279. DOI: 10.24850/j-tyca-2018-05-10
- Campos-Aranda, D. F. (2017). Cuantificación de sequías meteorológicas mensuales: cotejo de cuatro índices en tres localidades de San Luis Potosí, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 8(3), 159-172.
- Cheval, S. (2015). The Standardized Precipitation Index - An overview. *Romanian Journal of Meteorology*, 12(1-2), 17-64.
- Dogan, S., Berktaş, A., & Singh, V. P. (2012). Comparison of multi-monthly rainfall-based drought severity indices, with application to semi-arid Konya closed basin, Turkey. *Journal of Hydrology*, 470-471, 255-268.
- Fuchs, B. A., Svoboda, M. D., Wilhite, D. A., & Hayes, M. J. (2014). Drought indices for drought risk assessment in a changing climate. Chapter 12 (pp. 217-231). In: Eslamian, S. (ed.). *Handbook of engineering hydrology. Modeling, climate change and variability*. Boca Raton, USA: CRC Press.

- Hao, Z., & Singh, V. P. (2015). Drought characterization from a multivariate perspective: A review. *Journal of Hydrology*, 527, 668-678.
- Jain, V. K., Pandey, R. P., Jain, M. K., & Byun, H.-R. (2015). Comparison of drought indices for appraisal of drought characteristics in the Ken River Basin. *Weather and Climate Extremes*, 8(10), 1-11.
- Kim, D-W., Byun, H-R., & Choi, K-S. (2009). Evaluation, modification, and application of the Effective Drought Index to 200-year drought climatology of Seoul, Korea. *Journal of Hydrology*, 378(1-2), 1-12.
- Ma, M., Ren, L., Yuan, F., Jiang, S., Liu, Y., Kong, H., & Gong, L. (2014). A new standardized Palmer drought index for hydro-meteorological use. *Hydrological Processes*, 28(23), 5645-5661.
- McKee, T. B., Doesken, N. J., & Kleist, J. (1993). The relationship of Drought frequency and duration to times scales. *8th. Conference on Applied Climatology* (pp. 179-184). Anaheim, USA.
- Mishra, A. K., & Singh, V. P. (2011). Drought modeling-A review. *Journal of Hydrology*, 403(1-2), 157-175.
- Mishra, A. K., & Singh, V. P. (2010). A review of drought concepts. *Journal of Hydrology*, 391(1-2), 202-216.
- Morid, S., Smakhtin, V., & Moghaddasi, M. (2006). Comparison of seven meteorological indices for drought monitoring in Iran. *International Journal of Climatology*, 26(7), 971-985.
- Palmer, W. C. (1965). *Meteorological drought* (Research Paper No. 45). Washington, DC, USA: U.S. Weather Bureau.

- Pandey, R. P., Dash, B. B., Mishra, S. K., & Singh, R. (2008). Study of indices for drought characterization in KBK districts in Orissa (India). *Hydrological Processes*, 22(12), 1895-1907.
- Smakhtin, V. U., & Hughes, D. A. (2007). Automated estimation and analysis of meteorological drought characteristics from monthly rainfall data. *Environmental Modelling & Software*, 22(6), 880-890.
- Smakhtin, V. U., & Hughes, D. A. (2004). *Review, automated estimation, and analysis of drought indices in South Asia* (Working Paper 83). Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute.
- Vicente-Serrano, S. M., Beguería, S., & López-Moreno, J. I. (2010). A multiscalar Drought Index sensitive to Global Warming: The Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *Journal of Climate*, 23(7), 1696-1718.
- Wu, H., Hayes, M. J., Weiss, A., & Hu, Q. (2001). An evaluation of the Standardized Precipitation Index, the China-Z Index and the Statistical Z-score. *International Journal of Climatology*, 21(6), 745-758.
- WMO, World Meteorological Organization. (1975). Methods of Analysis (pp. 27-52). In: *Drought and Agriculture* (Technical Note No. 138). Geneva, Switzerland: Secretariat of the World Meteorological Organization.

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-06-12

Notas

## **Arsénico y mercurio en el paisaje de una zona minera histórica en el oriente de Michoacán, México**

### **Arsenic and mercury in the landscape of a historic mining zone in Eastern Michoacán, Mexico**

Roberto Lindig-Cisneros<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2542-7038>

Silvia Y. Gómez-Orozco<sup>2</sup>

Verónica Osuna-Vallejo<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2802-201X>

<sup>1</sup>Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Michoacán, México, [rlindig@cieco.unam.mx](mailto:rlindig@cieco.unam.mx)

<sup>2</sup>Departamento de Calidad del Agua, Comisión Nacional del Agua, Michoacán, México, [silvia.gomezo@conagua.gob.mx](mailto:silvia.gomezo@conagua.gob.mx)

<sup>3</sup>Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, México, [rosuna@cieco.unam.mx](mailto:rosuna@cieco.unam.mx)

Autora para correspondencia: Verónica Osuna-Vallejo,  
rosuna@cieco.unam.mx

## Resumen

Las actividades mineras tienen efectos negativos en sus diferentes tiempos de actividad y en todos los niveles ecológicos, lo que en muchas ocasiones perjudica a las poblaciones aledañas. Uno de esos efectos negativos es el ingreso de metales pesados a las redes tróficas en las regiones mineras, por lo que es importante cuantificar su presencia como resultado de la actividad minera. El distrito minero de Tlalpujahua y El Oro tiene una historia de más de 400 años, que cesó hace más de 60 años. En este distrito, uno de los métodos utilizados para el beneficio del mineral fue el de flotación de mercurio. Por lo anterior, en este estudio se cuantificó dicho metal en muestras de agua de Tlalpujahua. Los resultados obtenidos del muestreo realizado en diversas fuentes de agua de la población indican que las concentraciones de mercurio (Hg) y arsénico (As) se encontraron por debajo del límite de detección o por debajo de la norma. Con los resultados obtenidos y los de estudios anteriores se hace una propuesta de manejo ambiental para reducir los riesgos derivados de la presencia de mercurio en el paisaje.

**Palabras clave:** metales pesados, contaminación, residuos mineros.

## **Abstract**

Mining has negative effects during all the stages of the processes involved and at all ecological levels, all of which frequently cause harm to local communities. One negative effect of particular concern is the entry of heavy metals into trophic nets in mining areas, because of this is important to quantify their presence because of mining activities. The mining district of Tlalpujahua y El Oro has a mining history of more than 400 years, that ended more than 60 years ago. In this district, one method that was employed to process the minerals was flotation by mercury. Because of this, we studied its presence in water samples of Tlalpujahua. The results from sampling diverse water sources of the town indicate that mercury and arsenic concentrations are below the detection limit or below the limit established by the applicable norm. With these results and those of former studies an environmental management proposal is made for reducing the risks to the population caused by the presence of mercury in the landscape.

**Keywords:** Heavy metals, contamination, mining waste.

Recibido: 26/06/2020

Aceptado: 14/11/2020

## Introducción

La explotación de yacimientos minerales es una actividad humana que destruye de manera significativa a los ecosistemas. Por ejemplo, en México, en el año 2012, se reportó una superficie de 30 872 574 hectáreas con algún tipo de actividad minera, desde exploración hasta extracción, lo que representa poco más del 15 % de la extensión del territorio nacional (Servicio Geológico Mexicano 2013).

En las diferentes etapas de la actividad minera se generan diversos impactos al medio ambiente, al haber una alteración y destrucción del hábitat con la consecuente fragmentación de cobertura vegetal, desplazamiento de fauna y en ocasiones bioacumulación de contaminantes (Roberts & Johnson, 1978; Pratas, Prasad, Freitas, & Conde, 2005). Otras consecuencias son la eutroficación, reducción de disponibilidad de nutrientes en el medio abiótico, cambios significativos en las propiedades del suelo, y contaminación de la red hidrográfica (Corona-Chávez, Uribe-Salas, Razo-Pérez, & Martínez-Medina, 2010; Corona-Chávez, Uribe-Salas, Razo-Pérez, & Martínez-Medina, 2017). Las alteraciones de la topografía hacen a los suelos susceptibles a la erosión, se genera inestabilidad de taludes y se acumulan residuos en jales y terreros (Bradshaw 1997; Cortinas-de-Nava, 2008).

Los jales que se generan en los diferentes procesos de extracción de los minerales con valor económico como el oro, plata, zinc y cobre generalmente contienen minerales metálicos residuales que son la fuente de elementos potencialmente tóxicos (EPT), como mercurio (Hg), arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb), cobre (Cu) y zinc (Zn) (Romero, Armienta, & González-Hernández, 2007). El principal problema ambiental asociado con los jales está relacionado con la generación de drenajes tóxicos y su dispersión a través de los escurrimientos superficiales (Martin & Gutiérrez, 2010). Cabe destacar que las altas concentraciones de EPT disueltos derivan en problemas ambientales severos, pues al transportarse contaminan suelos, sedimentos, aguas superficiales y aguas subterráneas (Armienta & Segovia, 2008; Jung, 2001; Lin, 1997; Johnson *et al.*, 2003; Moncur, Ptaceka, Blowesa, & Jamborc, 2005).

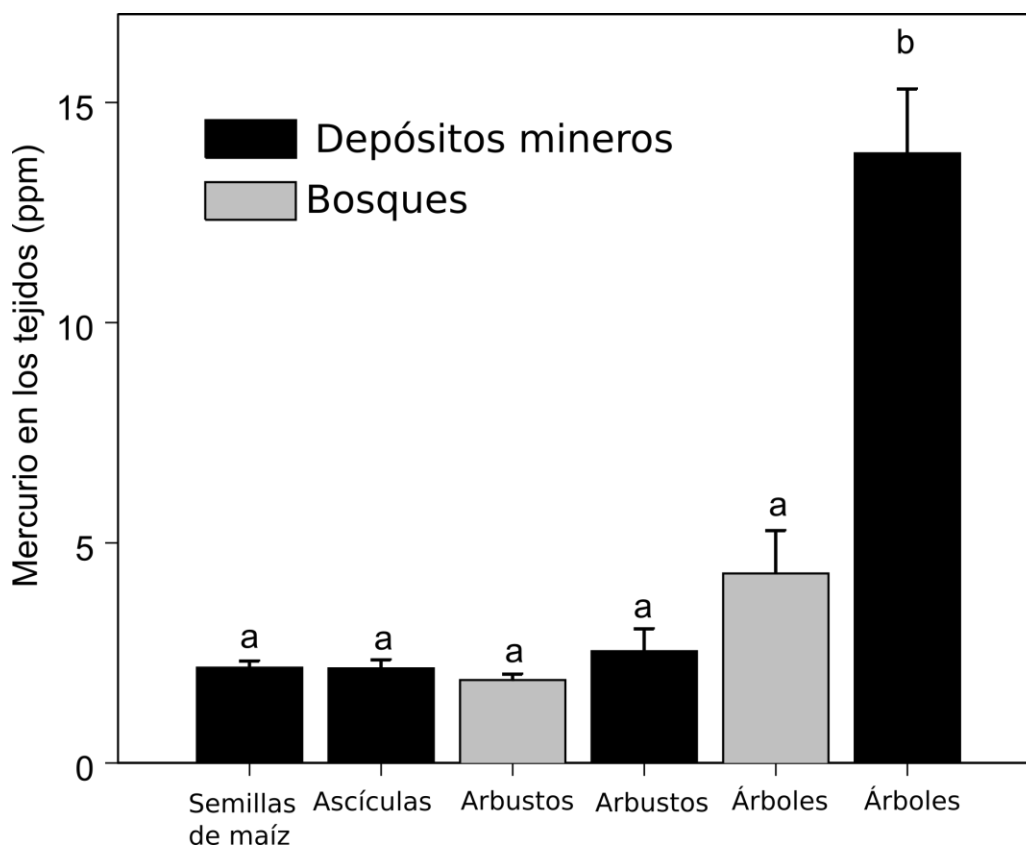
Tlalpujahua, Michoacán, en el centro-oeste de México es un sitio con una historia minera significativa de más de 400 años de explotación, que ha dejado residuos mineros en los que ha ocurrido una regeneración natural, pero parcial, de la vegetación después de 60 años de abandono de tal actividad (Corona-Chávez *et al.*, 2010). El descubrimiento de las vetas que contenían oro y plata en Tlalpujahua fue en el año de 1558. Para la extracción del metal de interés se comenzó utilizando el proceso de beneficio del mineral por medio de amalgamación con mercurio, que fue introducido a mediados del siglo XVI en América. Este método lo implementaron por 352 años (1554-1906) en el distrito minero (Lacerda 1997; Martínez-Medina 2009a). En 1897 se introduce el método de

cianuración (proceso de McArthur Forrest), en un principio para reciclar los residuos mineros y se hacía a la par que la amalgamación hasta que éste lo sustituye totalmente en 1906 (Uribe-Salas, 2006; Uribe-Salas, 2008). Los residuos de dichos procedimientos se acumularon en jales cercanos a la zona de extracción. Por otro lado, las rocas de la formación geológica del Distrito Minero de Tlalpujahua y el Oro, de manera natural poseen concentraciones altas de As, que en los jales oscila entre 3.0 y 83.9 ppm (Corona-Chávez *et al.*, 2017), por lo que este elemento es también una fuente potencial de riesgos para la población.

Los jales han sido una fuente de riesgo constante para las personas que habitan esta zona, como el terrible accidente ocurrido el 27 de mayo en 1937, cuando un desbordamiento de los jales mató a más de 300 personas y derramó desechos tóxicos en toda la zona (Macías *et al.*, 2015).

Se ha reportado la reducción del volumen de los jales en un 37 a 35 % debido a procesos de erosión y fuertes precipitaciones en Tlalpujahua (Martínez-Medina 2009b; Corona Chávez *et al.*, 2010). Hoy en día, alrededor y en los propios jales se han establecido asentamientos humanos, y se practica agricultura de subsistencia, en particular el cultivo de maíz. En un estudio previo se detectó y cuantificó el Hg contenido en tejidos vegetales de plantas creciendo en el paisaje de Tlalpujahua (Osuna-Vallejo, Sáenz-Romero, Escalera-Vázquez, De-la-Barrera, & Lindig-Cisneros, 2019). Los resultados de este estudio mostraron que las concentraciones más altas de Hg corresponden a

muestras de madera de árboles ( $13.84 \pm 3.88$  ppm), y que la vegetación que se desarrolla en los bosques alrededor de los jales muestra concentraciones bajas de Hg entre 2.2 y 4.3 ppm; una especie arbórea, *Juniperus deppeana*, presentó las concentraciones más altas cuando crece en los jales ( $16.05 \pm 2.3$  ppm). Las semillas de maíz cultivado en los jales también mostraron concentraciones de Hg de  $2.2 \pm 0.34$  ppm (Figura 1).



**Figura 1.** Hg en los tejidos de plantas creciendo en los depósitos mineros (jales) y en el bosque circundante.

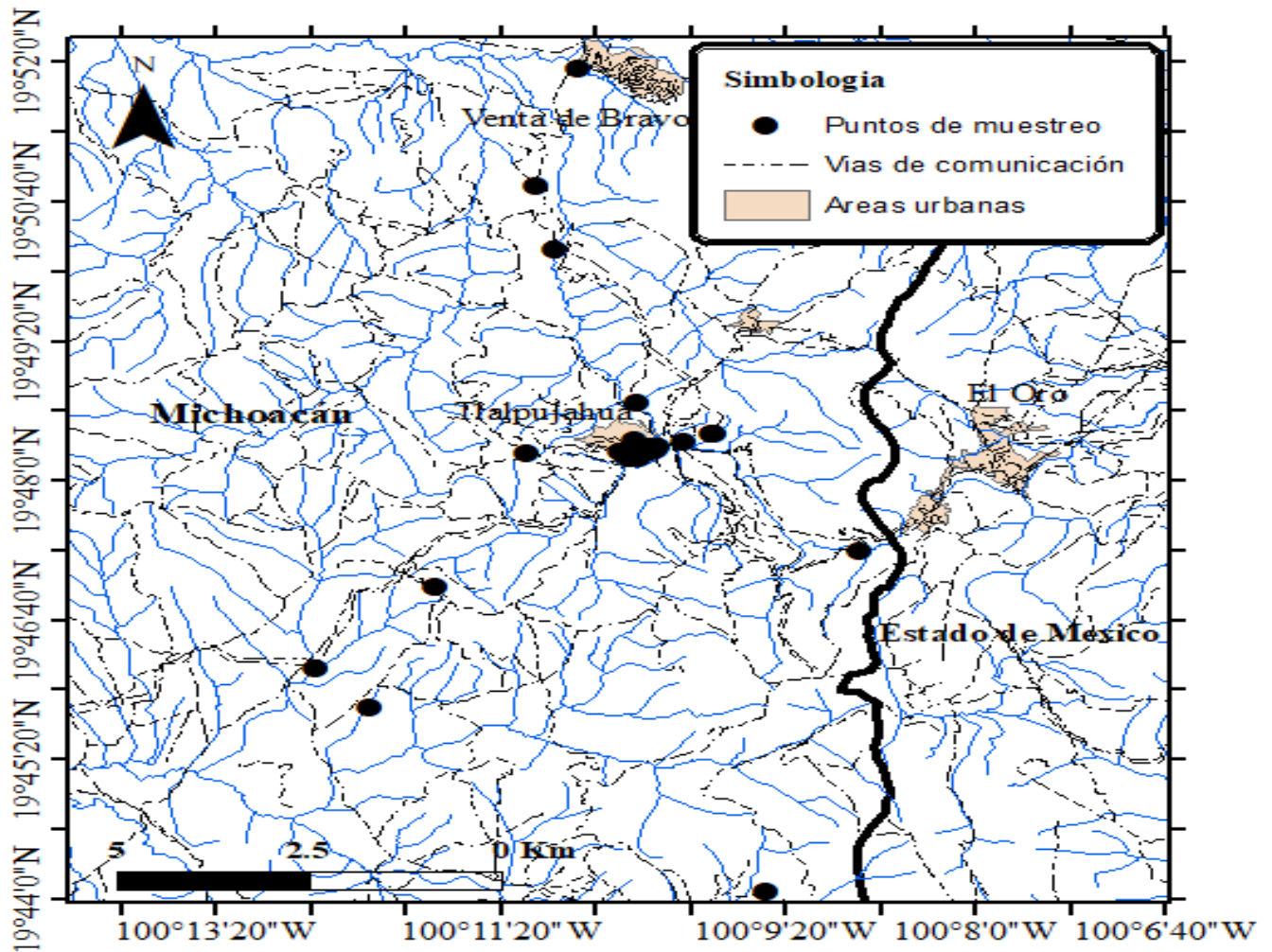
Se ha reportado que los residuos mineros de Tlalpujahua no producen drenaje ácido (Corona-Chávez *et al.*, 2010), por lo que la mayoría de los metales pesados que contienen no se dispersan y no se encuentran biodisponibles; sin embargo, los datos obtenidos de la vegetación indicaron que existe cierta movilidad de este elemento en el ecosistema (Osuna-Vallejo, Sáenz-Romero, Villegas, & Lindig-Cisneros, 2017). Por lo anterior, para evaluar la posible exposición de la población al Hg, se llevaron a cabo análisis de agua por absorción atómica de diversas fuentes en Tlalpujahua.

## Métodos

Las muestras se tomaron en la semana del 16 al 20 de noviembre de 2019; se localizaron 25 sitios de interés considerando la cercanía y la influencia minera de la zona, para ello se contó con el apoyo del Organismo Operador de Agua Potable de Tlalpujahua de los pozos profundos utilizados para el abastecimiento público de la localidad. El muestreo lo efectuó personal técnico de la Comisión Nacional del Agua

(Conagua), acreditado como signatarios de muestreo ante la Entidad Mexicana de Acreditación (EMA) de acuerdo con lo establecido en la NOM-230-SSA1-2002. Se determinaron parámetros de campo (pH, conductividad eléctrica, salinidad, y potencial redox) con apoyo de la sonda marca Hydrolab, modelo DS-5. Cada sitio se georreferenció con apoyo del Sistema de Posicionamiento Global (GPS) marca GARMIN.

Las muestras se analizaron en el Laboratorio de Calidad del Agua perteneciente al Organismo de Cuenca Balsas de la Conagua, en el municipio de Cuernavaca, Morelos, y que cuenta con la acreditación ante la EMA de la NMX-AA-051-SCFI-2001 para la determinación de metales pesados por absorción atómica (marca Perkin Elmer y el modelo de hidruros es FIAS 100), en la cual se incluyen los parámetros en estudio As y Hg. Los sitios considerados para la toma de muestras fueron tres pozos profundos, un tanque de almacenamiento, dos manantiales, un ojo de agua, dos tomas del río Tlalpujahua, dos tomas de agua inmediatas a una entrada de la mina Dos Estrellas y 14 tomas domiciliarias con agua provenientes de la red de distribución de agua potable del municipio. Los sitios de toma de muestras se muestran en la Figura 2.



**Figura 2.** Mapa de los puntos de muestreo del distrito minero Tlapujahua-El Oro.

## Resultados

Los resultados de los análisis que se observan en la Tabla 1 nos indican que en las muestras tomadas en los pozos profundos de agua considerada para uso y consumo humano se encuentran dentro los límites máximos permisibles establecidos en la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 (1996), donde la cantidad máxima permisible para As es de 0.025 ppm y Hg es de 0.001 ppm.

**Tabla 1.** Concentraciones de Hg y As en los puntos de muestreo y parámetros determinados en campo (16-20 de noviembre 2019).

Muestra	Hg mg/l	As	pH (UpH)	C.E. ( $\mu$ S/cm)	Salinidad	O.D. (mg/l)	Latitud	Longitud
Toma domiciliada 1	< 0.001	< 0.002	8.05	216	0.1	5.22	19.8066	-100.1732
Toma domiciliada 2	< 0.001	< 0.002	8.41	178	0.08	7.06	19.8053	-100.1735
Toma domiciliada 3	< 0.001	< 0.002	7.97	245	0.12	7.45	19.8047	-100.1713
Toma domiciliada 4	< 0.001	< 0.002	6.5	221	0.1	8.15	19.8050	-100.1708
Toma domiciliada 5	< 0.001	< 0.002	6.5	278	0.13	6.9	19.8054	-100.1715

Toma domiciliada 6	< 0.001	< 0.002	7.55	755	0.39	4.16	19.8054	-100.1715
Toma domiciliada 7	< 0.001	< 0.002	6.5	439	0.22	7.44	19.8063	-100.1676
Toma domiciliada 8	< 0.001	< 0.002	7	882	0.46	6.57	19.8077	-100.1643
Manantial Ramón Rayón	< 0.001	< 0.002	7.5	1034	0.54	3.57	19.8076	-100.1639
Pozo venta de Bravo	< 0.001	< 0.002	7.83	439	0.22	5.83	19.8659	-100.1800
Tanque campo del Gallo	< 0.001	< 0.002	7.01	440	0.22	5.36	19.8044	-100.1858
Pozo La Estigia	< 0.001	< 0.002	7.01	377	0.19	5.3	19.7703	-100.2106
Pozo San Isidro	< 0.001	0.063 ± 0.0005	7.13	352	0.12	-	19.7638	-100.2044
Manantial Chichije	< 0.001	< 0.002	8.05	61.9	0.02	7.5	19.7831	-100.1967
Ojo de agua	< 0.001	< 0.002	7.43	238	0.11	6.58	19.8471	-100.1848
Río Tlalpujahua	< 0.001	0.064 ± 0.0005	7.75	1046	0.55	7.66	19.8369	-100.1825
Río Tlalpujahua 2	< 0.001	< 0.002	7.78	300.3	0.15	4.74	19.7890	-100.1470
Aportador Mina Dos	< 0.001	< 0.002	7.77	1825	0.97	6.34	19.8004	-100.0761

Estrellas								
Los Cedros	< 0.001	0.0751 ± 0.0024	7.48	1864	0.99	4.46	19.7346	-100.1579
Toma domiciliada 9	< 0.001	< 0.002	7.3	173	0.08	6.83	19.8047	-100.1749
Toma domiciliada 10	< 0.001	< 0.002	7.96	245	0.12	6.94	19.8038	-100.1738
Toma domiciliada 11	< 0.001	< 0.002	7.91	216	0.1	6.53	19.8038	-100.1728
Toma domiciliada 12	< 0.001	< 0.002	7.19	72.8	0.15	6.8	19.8125	-100.1729
Toma domiciliada 13	< 0.001	< 0.002	7.12	233	0.11	6.98	19.8043	-100.1743
Toma domiciliada 14	< 0.001	< 0.002	7.47	181	0.08	7.29	19.8056	-100.1707

Los resultados obtenidos de las muestras tomadas en el río Tlalpujahuá están dentro de los límites máximos establecido por los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CE-CCA-001/89), considerando la clasificación para uso en riego agrícola, donde el máximo permisible

para As es de 0.1 ppm, mientras que el mercurio no se regula para estos fines de uso.

En cumplimiento al control de calidad analítica y como control se consideró dentro del muestreo un blanco de viaje con agua destilada para arsénico y otro para mercurio, los cuales se consideran como el valor referencia a restar de cada resultado obtenido para cada sitio, lo que quiere decir que las muestras que presenten como resultado estas mismas concentraciones se consideran como "no detectable". Los resultados obtenidos del blanco de viaje para arsénico  $< 0.0020$  mg/l y para mercurio  $< 0.0010$  mg/l.

En concordancia con lo anterior y del análisis de los resultados obtenidos de las muestras se consideran con valores "detectables" en el parámetro arsénico los siguientes cuerpos de agua:

- Río Tlalpujahua: As 0.0064 mg/l
- Los Cedros: As 0.0751 mg/l
- Pozo San Isidro: As 0.0063 mg/l

Sin embargo, los resultados obtenidos de arsénico tanto en el río Tlalpujahua como en el cuerpo de agua Los Cedros se encuentran dentro de las concentraciones máximas recomendadas por los CE-CCA-001/89 "uso riego agrícola". Para el caso de Los Cedros se toma de seguimiento la muestra colectada en el aportador de la Mina Dos Estrellas

(considerada como punto aguas abajo del mismo cauce), que muestra concentraciones “no detectables”, indicativo de la dilución natural del cauce. En el caso del Pozo San Isidro, se toma como concentración máxima permisible según NOM-127-SSA1-1994 para As: 0.025 mg/l, por lo que el resultado obtenido está por debajo del máximo recomendable.

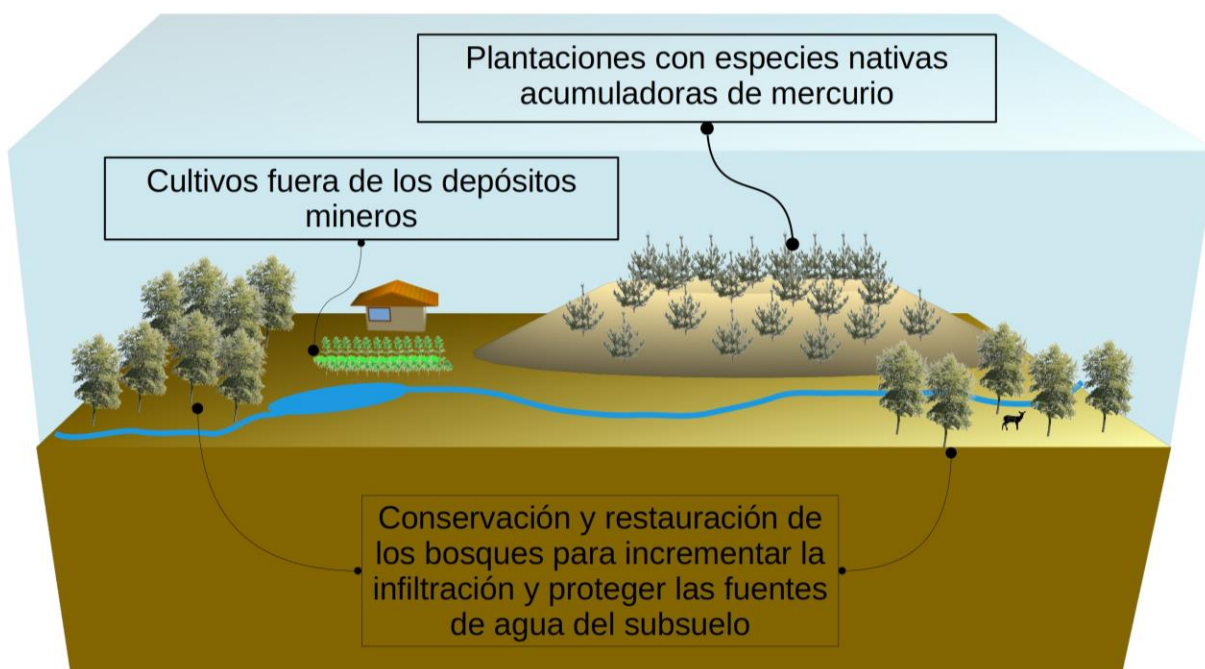
## **Discusión y recomendaciones de manejo ambiental**

Los resultados del presente estudio y del estudio previo sobre mercurio en la vegetación (Osuna-Vallejo *et al.*, 2019) indican que este metal se encuentra en el ambiente de Tlalpujahua, y sugieren que debido a la geología del sitio y las características fisicoquímicas de los jales no se moviliza fácilmente, pues las fuentes de agua están libres de mercurio. Sin embargo, la práctica de cultivar maíz en los jales debe ser evitada dado que se detectaron concentraciones altas del metal en las semillas que son consumidas (Osuna-Vallejo *et al.*, 2019). El hecho de que los árboles, en particular *Juniperus deppeana*, acumulen mercurio en la

madera permite proponer que se les utilice para secuestrar este metal y mantenerlo, en la medida de lo posible, fuera de las redes tróficas (Cunningham, Berti, & Huang, 1995; Wong, 2003; Petruzzelli, Pedron, Rosellini, & Barbafieri, 2013). Por otro lado, el arsénico que forma parte de las rocas de la región también se encuentra en concentraciones muy bajas en el agua aun por debajo de lo que establece la norma oficial mexicana. Sin embargo, se sabe que las actividades mineras pueden causar que se contaminen las fuentes de agua con arsénico (Armienta & Segovia, 2008) y que en algunas regiones de México la sobreexplotación de acuíferos puede incrementar la concentración de este elemento en el agua (Martínez-Rodríguez, Faz-Contreras, Rivera-González, Núñez-Hernández, & De-Paul-Alvarez-Reyna, 2006; Salas-Escageda, Salas-Plata-Mendoza, Sanín, & Dena-Ornelas, 2015). Con base en lo anterior, se propone para los jales del distrito minero de Tlalpujahuá y El Oro que se prescindan del cultivo en los mismos, así como de actividades pecuarias, para evitar que el Hg sea consumido por los pobladores y la zona se reforeste con especies de coníferas.

En un ensayo de restauración se determinaron dos especies, *Pinus pseudostrabus* y *Pinus devoniana*, que tuvieron el mayor incremento en altura dos años después de plantados, pero *Juniperus deppeana* mostró la mayor supervivencia (96 %). *Pinus devoniana* es exótica al sitio de prueba en Tlalpujahuá y se localiza de manera natural en menor altitud que la plantación (2 596 m), por lo que podría ser de utilidad para compensar los efectos del cambio climático. Así, en cuanto a la escala del paisaje (Figura 3), se propone establecer plantaciones para

biosecuestación en los jales y limitar las actividades agropecuarias fuera de estos depósitos mineros. Por otro lado, la reforestación y restauración de los bosques permitiría conservar la recarga de los acuíferos, y evitar el fenómeno de aumento en la concentración de arsénico por sobreexplotación que se ha observado en otras partes del país.



**Figura 3.** Esquema de manejo propuesto para el distrito minero de Tlalpujahuá y El Oro para reducir el riesgo de la población a la exposición de mercurio y arsénico.

En cuanto a los resultados de pH en los sitios de muestreo todo está dentro de los rangos permisibles en la Norma Oficial Mexicana PROY NOM-250-SSA1-2014.

## Referencias

- Armienta, M. A., & Segovia, N. (2008). Arsenic and fluoride in the groundwater of Mexico. *Environmental Geochemistry and Health*, 30, 345-53.
- Bradshaw, A. D. (1997). Restoration of mine lands: Using natural processes. *Ecological Engineering*, 8, 225-269.
- Corona-Chávez, P., Uribe-Salas, A. J., Razo-Pérez, N., & Martínez-Medina, M. (2010). The impact of mining in the regional ecosystem: The mining district of El Oro and Tlalpujahua, México. *De Re Metallica*, 15, 21-34.
- Corona-Chávez, P., Maldonado, R., Ramos-Arroyo, Y. P., Robles-Camacho, J., Lozano-Santa-Cruz, R., & Martínez-Medina, M. (2017). Geoquímica y mineralogía de los jales del distrito minero Tlalpujahua-El Oro, México, y sus implicaciones de impacto ambiental. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 34, 250-273.
- Cortinas-De-Nava, C. (2008). *Manejo de los relaves o jales mineros*. México, DF, México: Instituto Nacional de Ecología, Dirección General de Materiales, Residuos y Actividades Riesgosas del INE. Recuperado de <http://www.ine.gob.mx>

- Cunningham, S. D., Berti, W. R., & Huang, J. W. (1995). Remediation of contaminated soils and sludges by green plants. In: Hinchee, R. E., Means, J. L., & Burris, D. R. (eds.). *Bioremediation of inorganics* (pp. 33-54). Columbus-Richland, USA: Batelle Press.
- Johnson, D. B., (2003) Chemical and Microbiological Characteristics of Mineral Spoils and Drainage Waters at Abandoned Coal and Metal Mines. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 3, 47-66
- Jung, M. C., (2001). Heavy metal contamination of soils and waters in and around the Imcheon Au-Ag mine, Korea. *Applied Geochemistry*, 16, 1369-1375.
- Lacerda, L. D. (1997). Global mercury emissions from gold and silver mining. *Water, Air and Soil Pollution*, 97, 209-221.
- Lin, Z. (1997). Mobilization and retention of heavy metals in mill-tailings from Garpenberg sulfide mines, Sweden, *Science of The Total Environment*, 198, 13-31.
- Heavy metal retention in secondary precipitates from a mine rock dump and underlying soil, Dalarna, Sweden
- Macías, J. L., Corona-Chávez, P., Sánchez-Núñez, J. M., Martínez-Medina, M., Garduño-Monroy, V. H., Capra, L., García-Tenorio, F., & Cisneros-Máxim, G. (2015). The 27 May 1937 catastrophic flow failure of gold tailings at Tlalpujahua, Michoacán, Mexico. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 15, 1069-1085.

- Martín, F., & Gutiérrez, M. (2010). Estudio comparativo de la peligrosidad de jales en dos zonas mineras localizadas en el sur y centro de México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 62(1), 43-53.
- Martínez-Rodríguez, J. G., Faz-Contreras, R., Rivera-González, M., Núñez-Hernández, G., & De-Paul-Alvarez-Reyna, V. (2006). Cambios temporales de metales pesados y nitratos en el acuífero principal de la Comarca Lagunera. *Agrofaz*, 6, 423-432.
- Martínez-Medina, M. (2009a). *Diagnóstico de impacto ambiental causado por la minería en el distrito minero de El Oro-Tlalpujahuá mediante el uso de un Sistema de Información Geográfica (SIG)* (tesis de maestría). Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, México.
- Martínez-Medina, M. (2009b). *Evaluación de la importancia económica (recuperación secundaria) y del efecto del impacto ambiental en la calidad del agua por residuos mineros (jales) en el distrito minero de Tlalpujahuá Michoacán* (tesis). Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Postgrado en Geociencias y Planificación del Territorio, México.
- Moncur, M. C., Ptacek, C. J., Blowes, D. W., & Jambor, J. L. (2005). Release, transport and attenuation of metals from an old tailings impoundment. *Applied Geochemistry*, 20, 639-659.
- NOM-127-SSA1-1994. (1996). Salud ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a

que debe someterse el agua para su potabilización, publicada en el *Diario Oficial de la Federación* del 18 de enero de 1996 y su modificación del 22 de noviembre del 2000.

Osuna-Vallejo, V., Sáenz-Romero, C., Escalera-Vázquez, L., De-la-Barrera, E., & Lindig-Cisneros, R. (2019). Total mercury in plant tissue from a mining landscape in Western Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102, 19-24.

Osuna-Vallejo V., Sáenz-Romero, C., Villegas, J., & Lindig-Cisneros, R. (2017). Species and provenance trial conducted for selection of conifers to be used in the restoration of mine dumps. *Ecological Engineering*, 105, 15–20.

Pratas, J., Prasad, M. N. V., Freitas, H., & Conde, L. (2005). Plants growing in abandoned mines of Portugal are useful for biogeochemical exploration of arsenic, antimony, tungsten and mine reclamation. *Journal of Geochemical Exploration*, 85(3), 99-107.

Petruzzelli, G., Pedron, F., Rosellini, I., & Barbafieri, M. (2013). Phytoremediation towards the future: Focus on bioavailable contaminants. In: Gupta D. (ed.). *Plant-Based Remediation Processes*. *Soil Biology*, 35, 273-289.

Roberts, R. D., & Johnson, M. S. (1978). Dispersal of heavy metals from abandoned mine workings and their transference through terrestrial food chains. *Environmental Pollution*, 16, 293-310. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/0013-9327\(78\)90080-0](https://doi.org/10.1016/0013-9327(78)90080-0)

- Romero, F. M., Armienta, M. A., & González-Hernández, G. (2007). Solid phase control on the mobility of potentially toxic elements in an abandoned lead/zinc mine tailings impoundment, Taxco, Mexico. *Applied Geochemistry*, 22, 109-127.
- Salas-Escageda, R. M., Salas-Plata-Mendoza, J. A., Sanín, L. H., & Dena-Ornelas, O. S. (2015). Arsénico en agua de pozos del sistema de abastecimiento de Ciudad Juárez, Chihuahua. *Ciencia en la Frontera: Revista de Ciencia y Tecnología de la UACJ*, 13, 9-17.
- Servicio Geológico Mexicano. (2013). *Anuario estadístico de la minería mexicana 2012*. Recuperado de [http://www.sgm.gob.mx/productos/pdf/O\\_Anuario\\_2012\\_Edicion%202013.pdf](http://www.sgm.gob.mx/productos/pdf/O_Anuario_2012_Edicion%202013.pdf).
- Uribe-Salas, J. A. (2008). *Historia de la minería en Michoacán, Morelia*. Dos volúmenes. Morelia, México: Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Sociedad Mexicana de Mineralogía, Museo Tecnológico del Siglo XIX "Las Dos Estrellas", Morevallado Editores.
- Uribe-Salas, J. A. (2006). *Historia económica y social de la compañía minera Las Dos Estrellas, en El Oro y Tlalpujahuá, S. A. 1898-1938*. Morelia, México: Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Facultad de Historia.
- Wong, M. (2003). Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere*, 50, 775-780.